

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

2022.8

第38卷 第8期 Vol. 38 No. 8

生态城市建设与碳中和专题

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

生态城市建设与碳中和专题

生态城市建设观测指标：基于人与自然和谐共生的考察

..... 赵立君 李海东 马伟波 王楠 仇宽彪 张龙江 刘臣炜(953)

矿区生态修复目标与模式研究 李海东 胡国长 燕守广(963)

基于生态网络分析(ENA)的城市地-碳框架构建及其时空演变研究

..... 邹康 舒予晴 李桂娥 闫庆武 薄延素 张思雨 张定祥(972)

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 杜涵蓓 赵立君 刘臣炜 仇宽彪 李海东(983)

碳中和背景下“互联网+植树”的公众参与意愿及其对政府和企业主导模式的选择 张文瑞 张智光(992)

“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

..... 纪荣婷 黄言秋 程虎 陈苏娟 赵志强 蔡金榜 刘臣炜 李海东 励蓉蓉 张龙江 曾远(1002)

微生物和化学添加剂对畜禽粪便堆肥过程活性氮气体的减排研究 顾沈怡 戴海洋 郭凡婧 申卫收 林先贵(1010)

研究报告

区域环境与发展

环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响研究 赵佳佳 刘灵芝 起建凌(1019)

甘肃省乡村人居环境质量测度与关键驱动因子分析 王小鹏 何启明(1030)

岷江上游流域分形地貌对农村居民点分布的影响 项清 黄弘 于欢 阚璇珂 何杰(1041)

水质胁迫下闽东南地区流域淡水生态系统服务流研究 陈梓隆 林静玉 黄金良(1051)

自然保护与生态

红碱淖浮游动物群落结构特征及其与环境因子的关系

..... 白海锋 宋进喜 龙永清 刘刚 张星朗 袁永锋 李引娣(1064)

污染控制与修复

水流扰动强度对高原山地农村沟渠底泥氮释放的影响

..... 郑淑君 王铁运 刘云根 杜鹏睿 王妍 贾玉洁 文明发(1076)

3种晶种对鸟粪石沉淀法去除污泥上清液氮磷的影响 林海芝 李映雪 任静雯 徐德福(1084)

* * * * *

欢迎订阅2023年《植物资源与环境学报》 (1040)

本期执行编辑：陈昕

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0226

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.

编者按:良好的城市生态环境是建设人与自然和谐共生现代化的重要内容和基础,近年来城市生态环境治理与碳达峰碳中和受到高度关注。该专题基于中央级公益性院所科研基本业务专项重点项目“长三角一体化高质量发展模式与碳中和路径研究”和“‘一岭六县’产业绿色转型与高质量发展模式研究”等,聚焦生态城市建设和低碳转型发展,重点分析了城市减污降碳协同增效、主城区碳达峰预测、资源型城市生态修复、生态系统固碳增汇和生态产品价值实现等关键问题,提出了生态城市功能提升路径,专题丰富了生态城市建设和区域一体化碳中和理论方法,为碳达峰碳中和目标下快速城市化地区生态修复与污染治理协同控制提供了重要的科技支撑。本刊将分期刊载该项研究的多篇优秀论文。

生态城市建设观测指标:基于人与自然和谐共生的考察

赵立君,李海东^①,马伟波,王楠,仇宽彪,张龙江,刘臣炜(生态环境部南京环境科学研究所,江苏南京 210042)

摘要:人与自然和谐共生是生态文明建设的重要内容,也是解决城镇化和城市生态环境问题的重要路径。面对城市和城市群生态安全屏障保护和绿色低碳转型发展的需求,笔者梳理了生态城市的内涵演进、城市生态系统观测现状,研究构建了基于人与自然和谐共生的生态城市建设观测指标体系,包括城市生态安全格局、生物多样性保护、人居环境健康、绿色转型发展4个方面的28项指标。从国家政策引导、地方实践创新和理论研究探索3个维度,结合我国生态城市建设实践,研究提出了生态城市功能提升路径,以期为新时期国家环境保护模范城市建设指标及测评标准制定提供理论依据和决策参考。

关键词:生态城市;观测指标;功能提升;生态系统服务;生态环境

中图分类号: X835 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2022)08-0953-10

Observation Indicators of Eco-city Construction Under the Perspective of Harmonious Co-existence Between Human and Nature. ZHAO Li-jun, LI Hai-dong^①, MA Wei-bo, WANG Nan, QIU Kuan-biao, ZHANG Long-jiang, LIU Chen-wei (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: The harmonious co-existence of man and nature is an important element of the construction of ecological civilization, and an important approach to solve the problems related to urbanization and urban ecological environment. Facing the demand of ecological security barrier protection and green and low-carbon transformation and development of cities and urban agglomerations, the author has sorted out the evolution of the connotation of eco-cities and the current situation of urban ecosystem observation, studied and constructed an observation index system for eco-city construction based on the harmonious co-existence of man and nature, including 28 indexes in four aspects: urban ecological security pattern, biodiversity protection, human living environment health, and green transformation and development. From the three dimensions of national policy guidance, local practice innovation and theoretical research and exploration, combined with the practice of eco-city construction in China, the study proposes a path to enhance the functions of eco-city, with a view to providing a theoretical basis and decision-making reference for the formulation of indicators and evaluation standards for national environmental protection model city construction in the new era.

Key words: eco-city; observation indicators; functional improvement; ecosystem services; ecological environment

收稿日期: 2022-03-21

基金项目: “长三角生态环境保护一体化”研究院项目(ZX2022QT043);中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX220308)

① 通信作者 E-mail: lihd2020@163.com

城市和城市群生态安全、人居环境健康一直是快速城市化地区生态文明建设研究的热点问题。目前,全球以不到陆地表面 3%的城市地域承载着半数以上的人口^[1],而到 2050 年城市居住人口将达 70%^[2]。根据 2021 年第七次全国人口普查公报,我国城镇化率已经达到 63.9%^[3]。快速城市化导致生态用地被挤占、生物多样性丧失、环境污染、人居环境健康受到威胁等一系列生态环境问题^[4-6]。有报道指出,在全球碳排放进程中,城市地区 CO₂排放量约占总量的 75%,中国城市地区占比约 80%^[7]。早在 1996 年,原国家环境保护总局授予张家港市“国家环境保护模范城市”称号。2019 年 11 月,习近平总书记在上海考察时提出了“人民城市人民建,人民城市为人民”的重要理念。2022 年 2 月,《国务院关于同意成都建设践行新发展理念的公园城市示范区的批复》(国函〔2022〕10 号)要求“成都打造山水人城和谐相融的公园城市”。城市生态环境治理、绿色发展与碳达峰碳中和受到决策者的高度关注。20 世纪 70 年代以来,国际上提出了生态城市(ecological city)的发展理念和规划建设模式。1984 年,联合国教科文组织(UNESCO)在《人与生物圈计划》的研究报告中提出了生态城市规划的 5 项原则,即生态保护战略(包括自然保护、动植物区系及资源保护和污染防治)、生态基础设施(自然景观和乡村腹地对城市的持久支持能力)、居民的生活标准、文化历史的保护和将自然融入城市^[8]。1987 年,苏联学者严尼茨基(Yanitsky)首次提出了生态城市的概念。1990 年,美国加利福尼亚的伯克

利举办了第一届国际生态城市会议(Ecocity World Summit)。2002 年深圳召开了第五届国际生态城市大会并通过了《生态城市建设的深圳宣言》,主要包括生态安全、生态卫生、生态产业代谢、生态景观整合和生态意识培养^[9]。2005 年以来,唐山市、天津市、上海市等先后开展了生态城市建设试点,超 240 余个城市提出了生态城市建设目标^[10]。生态城市建设观测指标与成效评价一直是研究的热点,相关指标体系主要包括水、气、土、声、辐射、植被覆盖、生物丰度等人居环境质量指标,产业结构、能源利用、污染物排放等经济转型发展指标,以及公共服务、基础设施、生活方式等社会和谐进步指标^[11-14]。2021 年 4 月,生态环境部印发《国家环境保护模范城市管理规程》《国家环境保护模范城市考核指标(征求意见稿)》,着力于打造和谐宜居、生态环境质量优良的城市典范。为此,笔者在梳理生态城市的内涵演进和建设路径的基础上,试图构建以城市生态安全格局、生物多样性保护、人居环境健康和绿色转型发展为框架的生态城市建设观测指标体系,提出城市生态系统服务提升和绿色转型发展的对策建议。

1 生态城市建设与城市生态系统观测现状

1.1 生态城市的内涵演进

生态城市是人类对过去粗放型建设路径进行深刻反思后提出的城市发展范式,其内涵在不断深化(表 1)。

表 1 部分代表性学者提出的生态城市概念比较

Table 1 Comparison of eco-city concepts proposed by representative scholars

年份	代表学者	概念	理论依据	文献来源
1984	马世骏、王如松	自然系统合理、经济系统有利、社会系统有效的城市复合生态系统	复合生态系统理论	[15]
1994	宋永昌	结构合理、功能高效、关系协调的生态系统	田园都市理论	[20]
2001	黄肇义等	自然和谐、社会公平和经济高效的复合系统,具有自身人文特色的自然与人工协调、人与人之间和谐的理想人居环境	可持续发展理论	[21]
2010	王如松等	体制合理、社会和谐的文化,人与自然和谐共生的生态社区	综合理论	[22]
2013	仇兴保	资源能源节约,功能混合、高度紧凑的相互之间能共生的空间结构多样化的,扁平化,组团式集群,新城代谢,内部基因传承为主的城市	“共生城市”理论	[23]
2016	方创琳等	生态化与低碳化、社会系统与自然系统、城市空间的多样性与紧凑性、复合性与共生性融合的城市	城市生态复合理论	[10]

美国生态学家雷吉斯特(Richard Register)认为,生态城市指生态健康的城市,是充满活力、节能并与自然和谐共存的聚居地,所寻求的是人与自然的健康及可持续发展。20 世纪 80 年代,随着我国社会经济发展与生态环境问题日益突出,相关研究

以马世骏和王如松^[15]提出的社会-经济-自然复合生态系统理论为代表,明确生态城市是典型的社会-经济-自然复合生态系统,并且在此基础上提出了生态城市的建设标准和生态控制论原理^[16]。20 世纪 90 年代,我国已经形成了一套以社会-经济-

自然复合生态理论为指导的相对完整的城市建设理论与方法体系。对生态城市的普遍认识如下：生态城市是一个经济发达，社会公平、繁荣，自然和谐，技术与自然达到充分融合，城乡环境清洁、优美、舒适，能最大限度地发挥人的创造性，并促使城市文明程度不断提高的自然-经济-社会协同发展的复合生态系统^[9]。其后，生态城市建设理论与实践进入快速发展时期，相继出现“低碳生态城市”“生态海绵城市”“智慧生态城市”等新的生态城市建设方向^[17-19]。从经济学的角度，生态化是一种最高效的资源配置。生态城市的内涵为建设自然-社会-经济相互依赖的复合生态系统，但由于时代背景和建设目标、考察重点不同，对其的诠释也在不断发生变化，目标是更好地服务于城市生态安全、人居环境健康和经济社会可持续发展，最终实现人与自然和谐共生。

1.2 城市生态系统观测现状

相较于自然生态系统，城市生态系统作为自

然-社会-经济相互依赖的复合生态系统的属性，决定了其更易受到人为干扰。同时，良好生态环境和城市生态系统服务直接影响人居环境健康和生态产品价值实现水平。生态系统观测是指通过遥感观测、长期样地观测、定位观测和社会经济调查相结合的技术方法进行的长期连续观测，以阐明生态系统发生、发展和演替的内在机制，为生态系统管理和决策提供依据。城市生态系统观测是掌握城市生态系统状态、结构及演化趋势，开展复合生态系统研究的前提和基础。为此，城市生态系统观测可理解为：以研究城市生态系统长期演变规律和城市生态要素（自然环境要素、生物要素和社会经济要素）特征，反映城市生态系统状态、结构、功能及质量的长期连续的综合观测^[24]，其特点和主要内容见表 2 和图 1。

目前，北京、深圳等城市通过建立城市生态系统定位观测研究站，已连续开展多年城市生态系统结构、功能、干扰等方面的研究。

表 2 城市生态系统及其观测的概念、特点和主要内容^[15,24-26]

Table 2 Concepts, characteristics and main contents of urban ecosystem and its observation

名称	概念	特点	主要内容
城市生态系统	城市区域内所有生物与环境构成的复杂系统	开放性、依赖性、敏感性、复合性等	自然系统、经济系统和社会系统
城市生态系统观测	研究城市生态系统长期演变规律和城市生态要素特征，反映城市生态系统状态、结构、功能及质量的长期连续的综合观测方法	系统性、连续性、精准性、技术性	人居环境健康、生物多样性保护、生态安全、低碳发展

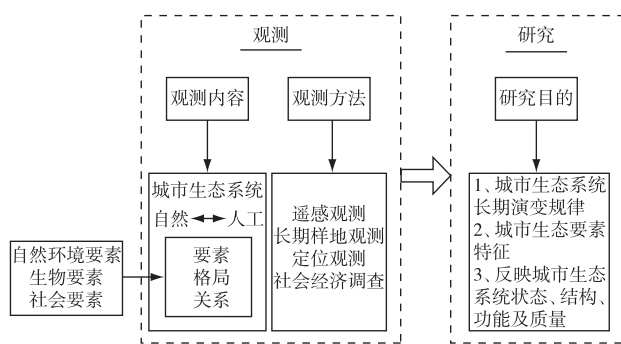


图 1 城市生态系统观测与研究架构

Fig. 1 Framework of urban ecosystem observation and research

其中，北京城市生态系统研究站是中国城市系统研究网络(CERN)中首家以城市生态系统为研究对象的生态站点，国家环境保护快速城市化地区生态环境科学观测研究站依托深圳生态环境监测中心站运行。从观测技术标准来看，原环境保护部先后发布 HJ 623—2011《区域生物多样性评价标准》

《生物多样性观测技术导则》(2014—2016 年，包括陆生维管植物、水生维管植物、蜜蜂类、地衣和苔藓、陆生哺乳动物、鸟类、爬行动物、两栖动物、内陆水域鱼类、淡水底栖大型无脊椎动物、蝴蝶、大中型土壤动物、大型真菌 13 类)、《区域生态质量评价办法(试行)》(环监测[2021]99 号)等。住房和城乡建设部先后发布 GB 50513—2009《城市水系规划规范》、GB/T 50563—2010《城市园林绿化评价标准》、CJJ/T 85—2017《城市绿地分类标准》等，规定了城市水体和绿地建设标准。国家林业和草原局先后发布 LY/T 2990—2018《城市生态系统定位观测指标体系》、GB/T 37342—2019《国家森林城市评价指标》，围绕城区及周边森林、湿地等自然生态系统，规定城市生态系统定位观测需要包括城市森林资源、气象、大气环境、游憩康养环境、水文与水质、土壤、植物群落等内容。经统计，现有与城市生态系统观测相关的国家标准/规范 18 则、生态环境保护标准 36 则、林业标准 24 则、其他部门标准 16 则以

及地方标准 9 则,共计 103 则。研究发现,我国缺乏明确的生态城市建设观测指标体系,相关指标分散在生态环境、林业和草原、住房和城乡建设等部门的标准体系中,较难在生态城市建设观测与成效评价中得到应用。同时由于城市生态系统的空间异质性,观测技术标准在指标、内容和方法上存在较大的差异性。

2 生态城市建设观测指标体系构建

城市是以人的行为为主导、自然环境为依托、资源流动为命脉、社会文化为经络的社会-经济-自

然复合生态系统。2021 年 4 月,国家主席习近平出席领导人气候峰会,发表《共同构建人与自然生命共同体》重要讲话时强调:“自然遭到系统性破坏,人类生存发展就成了无源之水、无本之木。我们要像保护眼睛一样保护自然和生态环境,推动形成人与自然和谐共生新格局。”坚持人与自然和谐共生的原则,结合生态城市内涵演进和城市生态系统观测现状^[27],从城市生态安全格局、生物多样性保护、人居环境健康、绿色转型发展 4 个方面,构建了基于人与自然和谐共生的生态城市建设观测指标体系(表 3)。

表 3 生态城市建设观测指标体系

Table 3 Index system of eco-city construction observation

考察重点	建设内容	观测指标	单位	指标解释参考	
生态安全格局	格局演变监测	建成区面积(S1)	km ²	《城市统计年鉴》	
		区域开发强度(S2)	%	《2021 年城市体检指标体系》	
		城市热岛效应强度(S3)	℃	《国家生态园林城市分级考核标准》	
	生态用地变化	生态用地面积比指数(S4)		《区域生态质量评价办法(试行)》(环监测[2021]99号)	
		建成区绿地率(S5)	%	《城市统计年鉴》	
		城市生态廊道达标率(S6)	%	《2021 年城市体检指标体系》	
生物多样性保护	物种多样性保护	维管束植物物种数量的变化(S7)	种	《新加坡城市多样性指数》	
		鸟类物种数量的变化(S8)	种	《新加坡城市多样性指数》	
		蝴蝶物种数量的变化(S9)	种	《新加坡城市多样性指数》	
		外来物种入侵度(S10)	种	HJ 623—2011《区域生物多样性评价标准》	
		指示生物类群生命力指数(S11)		《区域生态质量评价办法(试行)》(环监测[2021]99号)	
	原生功能种群占比指数(S12)		《区域生态质量评价办法(试行)》(环监测[2021]99号)		
生态系统服务提升	人均公园绿地面积(S13)	m ² ·人 ⁻¹	《城市统计年鉴》		
	公园绿地 500 m 服务半径全覆盖率(S14)	%	《国家环境保护模范城市建设指标》		
	岸线生态保护修复(含海岸线)(S15)		《国家环境保护模范城市建设指标》		
人居环境健康	环境质量改善	空气质量优良天数比例(S16)	%	《国家生态文明建设示范区建设指标》	
		地表水达到或好于Ⅲ类水体比例(S17)	%	《国家生态文明建设示范区建设指标》	
		城市黑臭水体消除比例(S18)	%	《国家生态文明建设示范区建设指标》	
		重点建设用地安全利用(S19)	%	《国家环境保护模范城市建设指标》	
		城市环境噪声达标地段覆盖率(S20)	%	《2021 年城市体检指标体系》	
		环境风险管控	危险废物规范化环境管理(S21)		《国家环境保护模范城市建设指标》
	化学物质环境风险管理(S22)			《国家环境保护模范城市建设指标》	
	城市辐射安全管控(S23)			《国家环境保护模范城市建设指标》	
	绿色转型发展		产业生态化和生态产业化	生态产业产值占比(S24)	%
		单位地区生产总值 CO ₂ 排放下降低率(S25)		t·万元 ⁻¹	《国家环境保护模范城市建设指标》
重点行业企业清洁生产水平(S26)			《国家环境保护模范城市建设指标》		
规模以上单位工业增加值用水量下降率(S27)		%	《国家环境保护模范城市建设指标》		
规模以上单位工业增加值能耗下降率(S28)	%	《国家环境保护模范城市建设指标》			

2.1 城市生态安全格局观测

城市生态安全格局是保障城市和城市群生态安全、保护城市生物多样性和维护人居环境健康不可或缺的自然生态空间,同时也是维持区域主导生态功能(水源涵养、生物多样性维护、水土保持、防

风固沙、减灾防灾等)和城市“绿水青山就是金山银山”转化的生态源地。城市生态安全格局的建设内容包括格局演变监测和生态用地变化两大类,一方面反映城市景观格局特征与演变,包括城市建成区面积(S1)、区域开发强度(S2)、城市城市热岛效应

强度(S3)3项观测指标;另一方面反映城市生态空间保护,包括生态用地面积比指数(S4)、建成区绿地率(S5)、城市生态廊道达标率(S6)3项观测指标,指标解释见《城市统计年鉴》《2021年城市体检指标体系》《国家生态园林城市分级考核标准》《区域生态质量评价办法(试行)》(环监测〔2021〕99号)。

2.2 城市生物多样性保护观测

城市生物多样性保护是人与自然和谐共生的重要内容,更是生态系统服务和生态产品再生产的主要供体^[28]。然而,城市的扩张深刻地改变了生物多样性分布格局和作用。相关研究表明,快速城市化是生物多样性降低、外来种入侵和本地种灭绝的重要原因,城市物种组成的同质性也使生物多样性保护面临前所未有的挑战^[5,29]。城市生物多样性保护的内容包括物种多样性保护和生态系统服务提升两大类,观测指标有9项:维管束植物物种数量的变化(S7)、鸟类物种数量的变化(S8)、蝴蝶物种数量的变化(S9)、外来物种入侵度(S10)、指示生物类群生命力指数(S11)、原生功能群种占比指数(S12)、人均公园绿地面积(S13)、公园绿地500m服务半径全覆盖率(S14)和岸线生态保护修复(含海岸线)(S15),指标解释见《新加坡城市多样性指数》《区域生态质量评价办法(试行)》《城市统计年鉴》《国家环境保护模范城市建设指标》和HJ 623—2011《区域生物多样性评价标准》。

2.3 城市人居环境健康观测

良好的生态环境是最普惠的民生福祉。人居环境健康是生态城市建设的基本内容,是衡量环境质量改善和环境风险管控的重要体现。城市人居环境健康的内容包括环境质量改善和环境风险管控两大类,主要观测指标有8项:空气质量优良天数比例(S16)、地表水达到或好于Ⅲ类水体比例(S17)、城市黑臭水体消除比例(S18)、重点建设用地安全利用(S19)、城市环境噪声达标地段覆盖率(S20)、危险废物规范化环境管理(S21)、化学物质环境风险管理(S22)和城市辐射安全管控(S23),指标解释见《国家生态文明建设示范区建设指标》《国家环境保护模范城市建设指标》《2021年城市体检指标体系》。

2.4 城市绿色转型发展观测

《中国绿色生态城市指标体系研究报告》^[30]认为,未来生态城市的经济发展必须是生态化的,同时城市也是实现碳达峰和碳中和的关键和难点所在。城市绿色转型发展是在保护和高效利用资源

的基础上,面向碳达峰碳中和目标,构建产业生态化和生态产业化为主体的生态经济体系,以期推进城市减污减碳扩绿增长协同治理。城市绿色转型发展的建设内容是推进产业生态化和生态产业化,主要观测指标包括生态产业产值占比(S24)、单位地区生产总值CO₂排放下降率(S25)、重点行业企业清洁生产水平(S26)、规模以上单位工业增加值用水量下降率(S27)、规模以上单位工业增加值能耗下降率(S28)5项,指标解释见《中国绿色生态城市指标体系研究报告》《国家环境保护模范城市建设指标》。

3 生态城市建设功能提升路径

3.1 国家政策引导型

自1989年始,我国以示范创建为抓手开展了一系列生态城市相关的建设活动(表4),通过国家政策引导与激励推进不同类型生态城市建设,包括爱国卫生运动委员会开展的国家卫生城市创建(1989年)、住房和城乡建设部开展的园林城市(1992年)、原国家环境保护总局开展的国家环境保护模范城市(1997年)和国家生态工业示范园区(2007年),中央精神文明建设指导委员会开展的国家文明城市(1999年),全国绿化委员会、原国家林业局开展的国家森林城市(2004年),国家发展和改革委员会等部门实施的低碳城市试点(2010年)、智慧城市(2014年)和公园城市(2022年),财政部、住房和城乡建设部、水利部实施的海绵城市(2015年),生态环境部实施的无废城市建设试点(2018年)等。随着生态城市理念和内涵的不断演进,其目标也不仅局限于城市生态环境和居住条件改善,将生态优先的原则扩展到城市的经济、社会、交通等各个领域。经笔者不完全统计,自2000年开始国家发布关于引导城市生态建设的相关政策文件达150份之多,涉及生态环境、工业和信息化、自然资源、住房和城乡建设、卫生健康委员会、林业等相关部门,生态城市建设的功能定位不断完善,建设内容不断丰富。

3.2 地方实践创新型

1986年,江西省宜春市率先在全国提出建设生态城市的发展目标,1988年编制《宜春市生态城市建设规划》,标志着生态城市建设试点工作正式启动^[31]。之后,诸多城市开启了生态城市建设探索(表5)。2007年,中新天津生态城批准建设,目标为建设“资源节约型、环境友好型”的宜居示范新城,围绕智能城市、清洁水源、生态平衡、清洁环境、清洁能源和绿色建筑开展建设行动^[32]。2008年,

唐山市曹妃甸生态城以“绿色、生态、宜居的新型城市”为目标,以生态指标体系规划指导,构建了多层次水文生态格局^[33]。2010年,深圳市坪山新区和光明新城作为“国家低碳生态示范城市”的试验田,开启了低碳城市建设探索^[34]。2022年,成都市践

行新发展理念打造公园城市示范区,围绕生态产品价值实现、人民宜居宜业、城市治理现代化的定位,探索山水人城和谐相融新实践和超大特大城市转型发展新路径。

表 4 生态城市建设的相关类型和功能定位

Table 4 Types and functional orientation of eco-city construction

年份	管理部门	类型	功能定位
1989	爱国卫生运动委员会	国家卫生城市	聚焦城市卫生、市容环境,包括除直辖市以外的设市城市和直辖市所辖行政区,实际中含卫生县城(乡镇)
1992	原建设部	国家园林城市/国家生态园林城市	加强城市生态环境建设和城市基础设施建设,改善城市环境,促进城市可持续发展,包括城市、县城、城镇
1997	原国家环境保护总局	国家环境保护模范城市	是全国城市科学发展的杰出代表,是国际社会可持续发展城市的优秀典范,是全国在强化城市环境保护工作、推动经济发展方式转变、构建和谐社会等方面发挥了积极示范作用的模范
1999	中央精神文明建设指导委员会	国家文明城市	物质文明、政治文明、精神文明建设有机结合落实到基层,包括直辖市、副省级城市、地级市、县级市、地级及以上城市的市辖区、村镇
2004	全国绿化委员会、原国家林业局	国家森林城市	城市生态系统以森林植被为主体,促进城市生态建设实现城乡一体化发展,包括地级及以上城市
2007	原国家环境保护总局	国家生态工业示范园区	依据循环经济理念、工业生态学原理和清洁生产要求而设计创建的新型工业园区,可加快实现工业园区的生态化改造,促进我国工业粗放型增长方式的转变和高新技术产业发展,从根本上缓解环境污染的压力
2010	国家发展和改革委员会	低碳城市试点	以低碳经济为发展模式及方向、市民以低碳生活为理念和行为特征、政府公务管理层以低碳社会为建设标本和蓝图的城市
2014	国家发展和改革委员会、工业和信息化部等	智慧城市	把新一代信息技术充分运用在城市中各行各业基于知识社会下一代创新的城市信息化高级形态,实现信息化、工业化与城镇化深度融合,有助于缓解“大城市病”,提高城镇化质量,实现精细化和动态管理,并提升城市管理成效和改善市民生活质量
2015	财政部、住房和城乡建设部、水利部	海绵城市	是新一代城市雨洪管理概念,是指城市能够像海绵一样,在适应环境变化和应对雨水带来的自然灾害等方面具有良好的弹性,也可称之为“水弹性城市”
2018	生态环境部	无废城市	通过推动形成绿色发展方式和生活方式,持续推进固体废物源头减量和资源化利用,最大限度减少填埋量,将固体废物环境影响降至最低的城市发展模式
2022	国家发展和改革委员会等	公园城市	是和城市公园相对应的概念,公园城市是覆盖全城市的大系统,城市是从公园中生长出来的一组一组的建筑,形成系统式的绿地,而不是孤岛式的公园

表 5 典型生态城市建设的目标和指标

Table 5 The goals and indicators of typical eco-city construction

名称	年份	发展目标	指标体系
中新天津生态城	2008	探索“资源节约、环境友好型”的城市在我国建设的方法和路径	生态环境健康、社会和谐进步、经济蓬勃高效和区域协调融合,下设 22 条控制性指标和 4 条引导性指标(2018 年调整为生态环境健康、社会和谐发展、经济绿色低碳、区域协调共享 4 个目标 36 项指标)
唐山市曹妃甸生态城	2008	绿色、生态、宜居的新型城市	32 项管理类指标与 109 项规划类指标
无锡太湖新城	2010	国家低碳生态示范区	从城市功能、绿色交通、能源与资源、生态环境、绿色建筑和社会和谐 6 个方面设置 62 项指标
中法武汉生态城	2014	贯彻低碳和产城融合的理念,形成新时期生态文明建设的典范	创新产业之城、协调发展之城、环保低碳之城、中法合作之城、和谐共享之城 5 个发展目标 32 项具体指标
崇明世界级生态岛	2021	打造成绿色生态“桥头堡”、绿色生产“先行区”、绿色生活“示范地”,成为引领全国、影响全球的国家生态文明名片、长江绿色发展标杆、人民幸福生活典范,向世界展示“人与自然和谐共生”的建设范例	推动生态能级高标准跃升、实现绿色低碳高起点突破、促进生态产业高水平发展、共享幸福美好生活品质,规划 10 项具体指标
成都市	2022	城市践行“绿水青山就是金山银山”理念的示范区、城市人民宜居宜业的示范区、城市治理现代化的示范区	根据《成都建设践行新发展理念的公园城市示范区总体方案》(发改规划〔2022〕332 号),无指标体系

从生态城市建设实践上看,经历了由城市环境污染治理到生态保护建设、从广泛性的生态城市建设到更有针对性的生态城市建设,同时人民群众的满足感和获得感、城市生态系统服务和生态产品价值实现正成为生态城市建设的重要目标。

3.3 理论研究探索型

近年来,生态城市研究的文献呈现持续上升趋势^[35-36]。针对生态城市建设,国内学者基于不同视角提出了有差别的代表性观点(表6)。王祥荣^[37]提出从结构建设、功能建设和城乡生态关系协调3个方面推进生态城市建设。王如松^[38]提出了生态

城市建设的3个支撑点,包括区域生态安全与城镇生态管理、循环经济建设与产业生态转型、生态城市规划与和谐社会。达良俊等^[39]提出生态城市建设需要重建“近自然型”城市生态系统。吴岩等^[40]结合“公园城市”的内涵,提出了4种理念和具体的实践路径。综合相关研究可以看出,生态城市建设从过去被动的城市结构形态和环境污染治理转为主动打造生态宜居、人与自然和谐共生的生态环境综合治理,从被动适应城市发展的需要转变为积极推进城市生态环境治理体系与治理能力的现代化。

表6 典型的生态城市研究与建设路径比较分析

Table 6 Comparative analysis of typical eco-city research and construction paths

年份	学者	建设目标	建设路径	文献来源
2001	王祥荣	结构合理、功能高效和关系协调的城市生态系统	结构建设、功能建设和城乡生态关系协调措施	[37]
2003	张庆彩等	建设富裕、繁荣、文明、健康、优美、舒适、和谐、均衡的生态城市	科学确立生态城市建设目标,依法规范生态城市建设;促进城市经济持续、健康、协调发展;促进社会全面发展	[41]
2007	王如松	经济高效、社会和谐、生态安全的可持续发展社区	生态安全、循环经济与和谐社会	[38]
2007	鲁敏等	遏制生态退化、改善环境质量、减少环境污染、丰富城市景观、提高市民文化素质与生活质量	制定合理的生态城市总体规划;优化产业结构,推行清洁生产;加强环境教育,提高全民环境意识;健全生态环境法制体制,强化环境管理和城市管理	[42]
2009	达良俊等	结构合理、功能高效、关系和谐,且存在与发展状态皆优的,可持续发展的现代化城市	重建“近自然型”城市生态系统	[39]
2013	陈晓晶等	通过低碳手段来减少城市发展对自然生态环境的负面影响,创造人与自然和谐共生的关系	通过具体指标引导和影响城市发展、规划建设和行政管理的各个环节	[43]
2013	那鲲鹏	低碳、和谐、高效、协调和可持续	从城市规划、低碳产业、水资源、能源、固体废物、绿色交通、生态安全、低碳社区、绿色建筑等方面进行规划建设	[44]
2018	吴岩等	“市民-公园-城市”三者关系的优化和谐作,提供更多优质的生态产品的新型城乡人居环境建设理念和理想城市建构模式	以人为本,共享发展;生态筑基,绿色发展;城乡并举,协调发展;美丽引领,创新发展;多元共生,开发发展	[40]

综上,生态城市建设观测指标体系构建是科学体现生态城市功能和建设成效评价的重点与难点,也是推进城市人与自然和谐共生的重要内容^[45]。不同建设主体采用的指标各有侧重(表7),其中,国家政策引导型侧重于对某一定时间段内生态城市建设成效的考察,以建设结果倒逼城市建设过程;地方实践创新型更关注城市发展建设的全过程,对建设目标进行逐年逐项分解,同时更加兼顾地方实际特点;理论研究探索型则从生态城市建设观测指标体系的构建方法、理论和发展思路进行学理层面的探索和实践。

由于我国的地域差异性和生态城市建设的复杂性,现行的相关指标体系仍然存在着不够完善的地方^[46],《中国绿色生态城市指标体系研究报告》^[30]提出了6项重点趋势和相关参考指标,其中

重要的一项便是打造“优质生态服务圈”,重塑健康生态城市,强化城市生态系统服务。因此,下一步生态城市建设的功能提升,要更加突出建成区自然生态保护和生态系统服务提升,如城市生物多样性保护、生态廊道建设、河湖岸线生态保护修复等。

4 结论

(1)生态城市的内涵是建设自然-社会-经济相互依赖的复合生态系统,但由于时代背景和建设目标、考察重点的不同,内涵诠释不断变化,以期更好地服务于城市生态安全、人居环境健康和经济社会可持续发展,实现城市人与自然的和谐共生。

(2)梳理了生态城市的内涵演进历程和城市生态系统观测现状,基于人与自然和谐共生的理念,研究构建了涵盖城市生态安全格局、生物多样性保

护、人居环境健康和绿色转型发展的生态城市建设观测指标体系,包含28项观测指标,其中包括城市

生态安全格局6项、生物多样性保护9项、人居环境健康8项和绿色转型发展5项。

表7 不同提升路径的生态城市建设指标比较分析

Table 7 Comparative analysis of eco-city construction indicators for different enhancement paths

路径	指标来源	类型划分	数量	特点
国家政策引导型	《生态县、生态市、生态省建设指标(试行)》(2007年修订版)	经济发展、生态环境保护、社会进步排名	19个(其中约束性指标15个、参考性指标4个)	在能源、水资源消耗和污染物排放方面设置了严格的标准
	《国家生态园林城市标准》(2016年)	综合管理、绿地建设、建设管控、生态环境、市政设施、节能减排	46个指标	把创建生态园林城市作为建设生态城市的阶段性目标,促进城市中人与自然的和谐共生
	《“无废城市”建设指标体系》(2021年版)	固体废物源头减量、资源化利用、最终处置、保障能力、群众获得感	60个指标(其中必选指标24项、可选指标36项)	提升城市生态环境治理体系和治理能力
地方实践创新型	中新天津生态城指标体系	生态环境健康、社会和谐进步、经济蓬勃高效、区域协调发展	22条控制性指标和4条引导性指标	提出了量化的生态城市建设目标
	深圳市低碳生态城市指标体系 ^[43]	经济转型、环境优化、城市宜居、资源节约、示范创新	20项指标(其中目标控制型指标15项、评价参数型指标5项)	分层构建,面向部门事权管理,一般性评价指标与地方特色指标相结合
理论研究探索型	文献[46]	经济发展、资源消耗及污染物排放、生态治理、生活质量、政策及基础设施	40项指标(包括驱动力指标5项、压力指标5项、状态指标9项、影响指标9项、响应指标12项)	引入了驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIR)框架进行指标体系构建
	文献[47]	区域生态背景、城市演化阶段、城市综合状况	24项可选指标	提出了一种新的生态城市评价指标体系构建方法——组合式动态评价法

(3)结合我国生态城市建设实践,从国家政策引导、地方实践创新和理论研究探索3个维度,研究提出了生态城市功能提升路径。不同维度的生态城市建设指标各有侧重,国家政策引导型侧重于对某一时间段内生态城市建设成效的考察,以建设结果倒逼城市建设过程。地方实践创新型更关注于城市发展建设的全过程,对建设目标进行了逐年逐项分解,同时更加兼顾地方特点。理论研究探索型则从生态城市建设观测指标体系的构建方法、理论和发展思路进行学理层面的探索和实践。总体上,生态城市建设呈现“被动”向“主动”、“适应”向“适宜”的发展趋势。

参考文献:

- [1] BALLAND P A, JARA-FIGUEROA C, PETRALIA S G, et al. Complex Economic Activities Concentrate in Large Cities[J]. *Nature Human Behaviour*, 2020, 4(3): 248-254.
- [2] NAGENDRA H, BAI X M, BRONDIZIO E S, et al. The Urban South and the Predicament of Global Sustainability[J]. *Nature Sustainability*, 2018, 1(7): 341-349.
- [3] 国家统计局. 2021年第七次全国人口普查公报[EB/OL]. (2021-05-11)[2022-03-01]. http://www.gov.cn/guoqing/2021-05/13/content_5606149.htm.
- [4] 王波, 甄峰, 张姗姗, 等. 空气污染对城市活力的影响及其建成环境异质性: 基于大数据分析[J]. *地理研究*, 2021, 40(7): 1935-1948. [WANG Bo, ZHEN Feng, ZHANG Shan-qi, et al. The Impact of Air Pollution on Urban Vibrancy and Its Built Environment Heterogeneity: An Empirical Analysis Based on Big Data[J]. *Geographical Research*, 2021, 40(7): 1935-1948.]
- [5] 干靛. 城市建成环境对生物多样性的影响要素与优化路径[J]. *国际城市规划*, 2018, 33(4): 67-73. [GAN Jing. Built Environment Factors Affecting Urban Biodiversity and Planning Optimization Approaches[J]. *Urban Planning International*, 2018, 33(4): 67-73.]
- [6] 李嘉译, 匡鸿海, 谭超, 等. 长江经济带城市扩张的时空特征与生态响应[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(10): 2153-2161. [LI Jia-yi, KUANG Hong-hai, TAN Chao, et al. Spatio-Temporal Characteristics and Ecological Response of Urban Expansion in the Yangtze River Economic Zone[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(10): 2153-2161.]
- [7] 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>.
- [8] 钱易, 何建坤, 卢凤. 生态文明理论与实践[M]. 北京: 清华大学出版社, 2018: 70-72. [QIAN Yi, HE Jian-kun, LU Feng. Theory and practice of ecological civilization[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2018: 70-72.]
- [9] 钱易, 温宗国. 新时代生态文明建设总论[M]. 北京: 中国环境出版集团, 2021: 287-288.
- [10] 方创琳, 王少剑, 王洋. 中国低碳生态新城新区: 现状、问题及

- 对策[J].地理研究,2016,35(9):1601-1614.[FANG Chuang-lin,WANG Shao-jian,WANG Yang.Current Situation and Countermeasures of Chinese Low-Carbon Eco-Metro Area Development[J].Geographical Research,2016,35(9):1601-1614.]
- [11] 宋永昌,戚仁海,由文辉,等.生态城市的指标体系与评价方法[J].城市环境与城市生态,1999(5):16-19.[SONG Yong-chang,QI Ren-hai,YOU Wen-hui,et al.A Study on Indices System and Assessment Criterion of Eco City[J].Urban Environment & Urban Ecology,1999(5):16-19.]
- [12] 李海龙,于立.中国生态城市评价指标体系构建研究[J].城市发展研究,2011,18(7):81-86,118.[LI Hai-long,YU Li.Chinese Eco-City Indicator Construction[J].Urban Studies,2011,18(7):81-86,118.]
- [13] 关海玲.基于熵值法的城市生态文明发展水平评价的实证研究[J].工业技术经济,2015,34(1):116-122.[GUAN Hai-ling.Empirical Study on Evaluation the Level of Urban Ecological Civilization by Entropy Method[J].Journal of Industrial Technological Economics,2015,34(1):116-122.]
- [14] 杨彤,王能民,朱幼林.生态城市的内涵及其研究进展[J].经济管理,2006,28(14):90-96.[YANG Tong,WANG Neng-min,ZHU You-lin.The Connotation and Research Development of Ecological City[J].Economic Management,2006,28(14):90-96.]
- [15] 马世骏,王如松.社会-经济-自然复合生态系统[J].生态学报,1984,4(1):1-9.[MA Shi-jun,WANG Ru-song.The Social-Economic-Natural Complex Ecosystem[J].Acta Ecologica Sinica,1984,4(1):1-9.]
- [16] 王如松.产业生态学与生态产业研究进展[C]//新世纪 新机遇 新挑战:知识创新和高新技术产业发展(下册).长春:[出版者不详],2001:141-142.
- [17] 仇保兴.我国城市发展模式转型趋势:低碳生态城市[J].城市发展研究,2009,16(8):1-6.[QIU Bao-xing.The Transformation Trends of Urban Development Model in China:Low Carbon Eco-City[J].Urban Studies,2009,16(8):1-6.]
- [18] 左其亭,王鑫,韩淑颖,等.论城市防洪排涝与生态海绵城市建设应和谐并举[J].中国防汛抗旱,2017,27(5):80-85.[ZUO Qi-ting,WANG Xin,HAN Shu-ying,et al.Integration Green Sponge City Concept into Urban Flood Management and Drainage System[J].China Flood & Drought Management,2017,27(5):80-85.]
- [19] 沈清基.智慧生态城市规划建设基本理论探讨[J].城市规划学刊,2013(5):14-22.[SHEN Qing-ji.A Study on Fundamentals of Planning and Building Smart-ecological City[J].Urban Planning Forum,2013(5):14-22.]
- [20] 宋永昌.迈向21世纪 建设生态城市[J].上海建设科技,1994(4):13-14.[SONG Yong-chang.Towards the 21st Century to Build an Ecological City[J].Shanghai Construction Science and Technology,1994(4):13-14.]
- [21] 黄肇义,杨东援.国内外生态城市理论研究综述[J].城市规划,2001,25(1):59-66.[HUANG Zhao-yi,YANG Dong-yuan.The Theoretical Approach of the Ecological City[J].City Planning Review,2001,25(1):59-66.]
- [22] 王如松,刘晶茹.城市生态与生态人居建设[J].现代城市研究,2010,25(3):28-31.[WANG Ru-song,LIU Jing-ru.Ecology,Ecopolis and Eco-settlement[J].Modern Urban Research,2010,25(3):28-31.]
- [23] 仇保兴.“共生”理念与生态城市[J].城市规划,2013,37(9):9-16,50.[QIU Bao-xing.Concept of “Symbiosis” and Eco-city[J].City Planning Review,2013,37(9):9-16,50.]
- [24] 王效科,欧阳志云,任玉芬,等.城市生态系统长期研究展望[J].地球科学进展,2009,24(8):928-935.[WANG Xiao-ke,OUYANG Zhi-yun,REN Yu-fen,et al.Perspectives in Long-term Studies of Urban Ecosystem[J].Advances in Earth Science,2009,24(8):928-935.]
- [25] 王效科,苏跃波,任玉芬,等.城市生态系统:人与自然复合[J].生态学报,2020,40(15):5093-5102.[WANG Xiao-ke,SU Yue-bo,REN Yu-fen,et al.Urban Ecosystem:Human and Nature Compounding[J].Acta Ecologica Sinica,2020,40(15):5093-5102.]
- [26] 王如松,欧阳志云.社会-经济-自然复合生态系统与可持续发展[J].中国科学院院刊,2012,27(3):337-345,403.[WANG Ru-song,OUYANG Zhi-yun.Social-Economic-Natural Complex Ecosystem and Sustainability[J].Bulletin of Chinese Academy of Sciences,2012,27(3):337-345,403.]
- [27] 王效科,欧阳志云,任玉芬,等.中美城市生态系统长期监测的内容和方法[J].地球科学进展,2014,29(5):617-623.[WANG Xiao-ke,OUYANG Zhi-yun,REN Yu-fen,et al.The Monitoring System for Long-Term Urban Ecosystem Study in USA and China[J].Advances in Earth Science,2014,29(5):617-623.]
- [28] 毛齐正,马克明,邬建国,等.城市生物多样性分布格局研究进展[J].生态学报,2013,33(4):1051-1064.[MAO Qi-zheng,MA Ke-ming,WU Jian-guo,et al.An Overview of Advances in Distributional Pattern of Urban Biodiversity[J].Acta Ecologica Sinica,2013,33(4):1051-1064.]
- [29] 李果,吴晓蕾,罗遵兰,等.构建我国生物多样性评价的指标体系[J].生物多样性,2011,19(5):497-504.[LI Guo,WU Xiaopu,LUO Zun-lan,et al.Establishing an Indicator System for Biodiversity Assessment in China[J].Biodiversity Science,2011,19(5):497-504.]
- [30] IDM 中国领导决策信息中心.中国绿色生态城市指标体系研究报告[J].领导决策信息,2019(24):14-19.
- [31] 张莉华.城市发展的新触点:生态城市建设[J].改革与开放,2002(6):28-29.[ZHANG Li-hua.New Contact of Urban Development:Eco-city Construction[J].Reform & Openning,2002(6):28-29.]
- [32] 杨保军,董珂.生态城市规划的理念与实践:以中新天津生态城总体规划为例[J].城市规划,2008,32(8):10-14,97.[YANG Bao-jun,DONG Ke.Theories and Practices of Eco City Planning with Master Plan of Sinosingapore Eco City in Tianjin as an Example[J].City Planning Review,2008,32(8):10-14,97.]
- [33] 乌尔夫·兰哈根,谭英.曹妃甸国际生态城规划综述[J].世界建筑,2009(6):17-27.[Ulf Ranhagen,TAN Ying.Introduction of Planning Work for Caofeidian International Eco-city[J].World Architecture,2009(6):17-27.]
- [34] 李海龙,于立.深圳市低碳生态示范城市建设[J].建设科技,2011(15):39-43.[LI Hai-long,YU Li.Construction of Shenzhen Low-carbon Ecological Demonstration City[J].Construction Science and Technology,2011(15):39-43.]
- [35] 吴远征,张智光.我国生态城市研究的演进脉络与热点分析

- [J].金陵科技学院学报(社会科学版),2021,35(3):55-62,75.[WU Yuan-zheng,ZHANG Zhi-guang.The Evolution Skeleton and Hotspots Analysis of Eco-city Research in China[J].Journal of Jinling Institute of Technology (Social Sciences Edition),2021,35(3):55-62,75.]
- [36] 王坤,张丽君,张超,等.基于 CiteSpace 的生态城市发展研究动态分析[J].生态学报,2021,41(5):2097-2105.[WANG Kun,ZHANG Li-jun,ZHANG Chao, et al. Dynamic Analysis of Eco-city Development Research Based on CiteSpace [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(5): 2097-2105.]
- [37] 王祥荣.论生态城市建设的理论、途径与措施:以上海为例[J].复旦学报(自然科学版),2001,40(4):349-354.[WANG Xiang-rong. On the Theories, Ways and Countermeasures for the Construction of Eco-city: A Case Study of Shanghai, China [J]. Journal of Fudan University, 2001, 40(4): 349-354.]
- [38] 王如松.生态安全·生态经济·生态城市[J].学术月刊,2007,39(7):5-11.[WANG Ru-song. Eco-security, Eco-economy and Eco-city [J]. Academic Monthly, 2007, 39(7): 5-11.]
- [39] 达良俊,田志慧,陈晓双.生态城市发展与建设模式[J].现代城市研究,2009,24(7):11-17.[DA Liang-jun, TIAN Zhi-hui, CHEN Xiao-shuang. Development and Construction Model of Eco-city [J]. Modern Urban Research, 2009, 24(7): 11-17.]
- [40] 吴岩,王忠杰,束晨阳,等.“公园城市”的理念内涵和实践路径研究[J].中国园林,2018,34(10):30-33.[WU Yan, WANG Zhong-jie, SHU Chen-yang, et al. Discussion on the Concept & Practice Approach of “Park City” [J]. Chinese Landscape Architecture, 2018, 34(10): 30-33.]
- [41] 张庆彩,黄志斌,董茜.论我国生态城市建设的思路、原则与对策[J].合肥工业大学学报(社会科学版),2003,17(1):83-87.[ZHANG Qing-cai, HUANG Zhi-bin, DONG Qian. On the Thinking, Principles and Countermeasures of the Construction of Ecological City in China [J]. Journal of Hefei University of Technology (Social Sciences), 2003, 17(1): 83-87.]
- [42] 鲁敏,王仁卿,李英杰.生态城市建设模式与策略[J].中国生态农业学报,2007,15(6):182-184.[LU Min, WANG Ren-qing, LI Ying-jie. Models and Strategies of Ecological City Construction [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(6): 182-184.]
- [43] 陈晓晶,孙婷,赵迎雪.深圳市低碳生态城市指标体系构建及实施路径[J].规划师,2013,29(1):15-19.[CHEN Xiao-jing, SUN Ting, ZHAO Ying-xue. Shenzhen Low Carbon Ecological City Indices System Establishment and Implementation [J]. Planners, 2013, 29(1): 15-19.]
- [44] 那鲲鹏.中国生态城市发展路径研究[J].城市发展研究,2013,20(7):57-62.[NA Kun-peng. Research on the Development Path of China Eco-city [J]. Urban Development Studies, 2013, 20(7): 57-62.]
- [45] 汤姚楠,孙江宁,周伟奇,等.我国生态城市实践的若干思考与探索[J].城市,2019(8):62-74.
- [46] 黄经南,敖宁谦,谢雨航,等.基于 DPSIR 框架的生态城市建设指标体系构建研究[J].城市与区域规划研究,2021(1):156-167.[HUANG Jing-nan, AO Ning-qian, XIE Yu-hang, et al. Research on the Index System of Eco-city Construction Based on DP-SIR Framework [J]. Journal of Urban Regional Planning, 2021(1): 156-167.]
- [47] 张伟,张宏业,王丽娟,等.生态城市建设评价指标体系构建的新方法:组合式动态评价法[J].生态学报,2014,34(16):4766-4774.[ZHANG Wei, ZHANG Hong-ye, WANG Li-juan, et al. A New Method to Build the Eco-city Appraisal Index System: The Combined Dynamic Appraisal Method [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(16): 4766-4774.]

作者简介:赵立君(1992—),男,安徽铜陵人,助理研究员,硕士,主要从事生态经济与城市生态学研究。E-mail: swfu_zlj@126.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0196

李海东, 胡国长, 燕守广. 矿区生态修复目标与模式研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 963-971.

LI Hai-dong, HU Guo-chang, YAN Shou-guang. Target and Modes of Ecological Restoration in Mining Areas[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 963-971.

矿区生态修复目标与模式研究

李海东¹, 胡国长²*, 燕守广¹ (1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 2. 江苏省山水生态环境建设工程有限公司, 江苏 南京 210000)

摘要: 生态修复和污染治理是生态环境质量改善的重要手段, 而生态环境投入是关键影响因素。多年来, 矿山生态修复长期处于“被动应对多, 主动作为少”的状态, 部分地区还存在违背自然规律的矿区生态修复形式主义问题, 其根本原因不仅仅是生态环境投入少, 更重要的是生态修复目标不明确和监管标准缺失。该研究围绕新时期生态文明建设和区域可持续发展需求, 结合长期工程实践和典型案例, 首先, 基于生态环境协同治理视角从环境边界上重新界定了矿区范围, 认为矿区范围应包括生态破坏区和环境污染的直接影响区, 其边界远大于传统意义上的矿界范围, 提出了矿区综合体的概念, 包括自然资源子系统、生态环境子系统和社会经济子系统; 其次, 辨析了土地整治、植被恢复与矿山生态修复的区别与联系, 结合协同治理理论和“山水林田湖草是生命共同体”理念, 阐释了矿区生态修复目标的定义与内涵, 包括矿区综合体、生态系统和场地 3 个尺度, 地方政府和矿山企业 2 个责任主体, 即“三尺度两主体”; 最后, 分类提出了矿区生态修复模式及其特点, 包括景观相似性恢复模式、土地复垦再利用模式、自然公园营造模式和生态环境导向的开发 (EOD) 模式 4 大类。资源型城市生态安全和人居环境健康是生态文明建设的难点, 研究结果从理论与实践层面解答了矿区生态修复目标科学制定、生态环境协同治理和区域可持续发展存在的困惑, 对分类推进基于自然解决方案的生态保护修复、社会-经济-自然复合生态系统一体化修复和矿区生态环境监管具有重要意义。

关键词: 生态修复; 目标; 模式; 矿区; 矿山; 协同治理

中图分类号: X821; X37; TD8 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-0963-09

Target and Modes of Ecological Restoration in Mining Areas. LI Hai-dong¹, HU Guo-chang²*, YAN Shou-guang¹ (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. Jiangsu Shanshui Ecological Environment Construction Engineering Co. Ltd., Nanjing 210000, China)

Abstract: Ecological restoration and pollution control are effective measures to improve the eco-environmental quality, while the investment on ecological restoration and environmental governance plays a key factor. For a long time, ecological restoration in mining areas has been exhibited the phenomenon of ‘more passive responses and less active actions’, the reasons including lack of investment for eco-environmental governance, unclear targets of ecological restoration and the lack of regulatory standards all have led to the appearance of formalism in the ecological restoration of mining areas that violate the laws of nature in some regions. Focused on the needs of ecological civilization construction and regional sustainable development in the new era, we redefined the scope of the mining area from the perspective of ecological and environmental synergistic governance combined with long-term engineering practice and typical cases. It is pointed out that the scope of the mining area should include the areas of ecological damage and the areas with direct influence of environmental pollution, which is much larger than only the mine pit area. In this paper it is also put forward that the concept of mining complex should include natural resource subsystem, eco-environment subsystem and socio-economic subsystem. The differences and connections between land consolidation, vegetation recovery and ecological restoration are analyzed, and the definition and connotation of ecological restoration targets in mining areas are clarified based on the theory of synergistic governance and the concept of life community of Mountain-River-Forest-Farmland-Lake-Grass System. The targets of eco-

收稿日期: 2022-03-13

基金项目: 国家自然科学基金(72174127); 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX190101)

① 通信作者 E-mail: 4307164@qq.com

logical restoration in mining areas include two responsible bodies including local government and mining enterprises for eco-environment governance, and three scales including mining complex, ecosystem and site. Finally, the patterns and characteristics of the ecological restoration in the mining area are proposed, including four categories: natural landscape similarity restoration mode, land reclamation and reuse mode, natural park construction mode and ecology-oriented development (EOD) mode. Among them, sustainable restoration modes include garden landscape, wetland park, green mine construction, geological relic protection, mine park construction, etc. Ecological security and the health of the human settlement environment in resource-based cities are the focal points in the construction of ecological civilization, this research gives the answers to the confusion in the scientific formulation of ecological restoration targets in mining areas, the synergistic governance of ecological restoration and environmental pollution, and the sustainable development of the region from the theoretical and practical levels, it is of great significance for classifying and promoting ‘ecological conservation and restoration based on natural solutions’, ‘integrated restoration of social-economic-natural complex ecosystems’ and ‘eco-environment supervision in mining areas’.

Key words: ecological restoration; target; mode; mining area; mine; synergistic governance

矿山地质环境恢复治理和地质灾害防治工作是国土空间生态修复的重点之一。近年来,国际上生态修复理论不断完善,修复对象从自然要素转向社会-生态要素,目标从生态系统结构与功能优化转向人类生态福祉提升,尺度从局地生态系统健康改善转向多尺度生态安全格局塑造等^[1-2]。随着对采矿废弃地生态环境问题和恢复治理的认识不断深入^[3],我国矿山地质环境恢复治理和生态重建已提升至国土空间生态修复层面,有学者提出了“地貌重塑、土壤重构、植被重建、景观重现、生物多样性重组与保护”的“五元共轭论”^[4]和“包括实现修复后生态系统的自我维持能力、正向演替达到新的生态平衡和区域社会经济可持续发展”的矿山生态修复路径^[5-6],强调全要素统筹和系统性治理,突出“山水林田湖草是生命共同体”理念,为全面认识国土空间生态修复和矿山地质环境治理指明了方向。然而,在具体实践和实际操作层面,不明确的矿山生态修复目标^[7-8]、不健全的监管体制和不利的自然条件,在一定程度上阻碍了基于自然的解决方案实施^[9]、人工修复投入-产出效益^[2]和区域主导生态功能修复^[10-11]。恢复生态系统功能不是简单的土地复垦/植被恢复,要强调已经破坏或者退化生态系统功能的整体提升。矿区生态环境协同治理不仅要考虑主导生态功能和自然生态系统修复,还要考虑与区域经济社会系统的匹配问题,即回答矿区生态修复目标与模式问题。为此,该研究辨析了矿区生态修复相关概念,阐释了矿区生态修复目标的内涵,探析了矿区生态修复模式与特点,以期为矿山生态修复和区域可持续发展提供技术支撑。

1 研究背景与概念辨析

1.1 矿山与矿区范围

矿山是开采矿石或生产矿物原料的场所,一般

包括一个或几个露天采场、矿井和坑口,以及保证生产所需要的各种辅助车间^[12]。根据 DZ/T 0223—2011《矿山地质环境保护与恢复治理方案编制规范》、TD/T 1036—2013《土地复垦质量控制标准》和 2016 年 12 月原国土资源部发布的《矿山地质环境保护与土地复垦方案编制指南》,矿山地质环境是指采矿活动所影响的岩石圈、水圈、生物圈相互作用的客观地质体。目前,矿区没有统一的概念。就矿山的边界而言,涉及地理边界、行政边界、经济边界和环境边界(图 1)。



图 1 矿山边界示意

Fig. 1 Schematic diagram of mine pit boundaries

依托国家科技基础性工作专项重点项目《西部重点矿区土地退化因素调查》,李海东等^[13]为更好地突出矿山生态破坏与环境污染的特点,将矿区范围界定为矿山开采、选矿直接形成的生产作业区和生活区,以及由于生态破坏或环境污染产生的颗粒物随风力吹扬、流水运移等形成的间接影响区域,包括矿界范围(指采矿许可证登记划定的范围,包括生产用地、辅助生产用地),以及废水、废气和固体废弃物污染,植被破坏和水资源破坏等生态介质

影响区。可以看出,从环境边界确定的矿区范围,不仅包括矿界范围,还包括生态破坏区和环境污染的直接影响区,其边界远大于传统意义上的矿界范围(图2)。高吉喜等^[14]研究指出,重要生态介质包括水、风和资源。矿区以水为生态介质形成流域,以空气为生态介质形成风域,以资源为生态介质形成资源域,体现出资源、环境与社会综合性特征,基于区域生态学的生态供体-生态受体双耦合理论,可以认为矿区是一个区域综合体。矿区综合体是指矿区范围内自然、经济、社会在内的多维组合体,包括自然资源子系统、生态环境子系统和经济社会子系统。

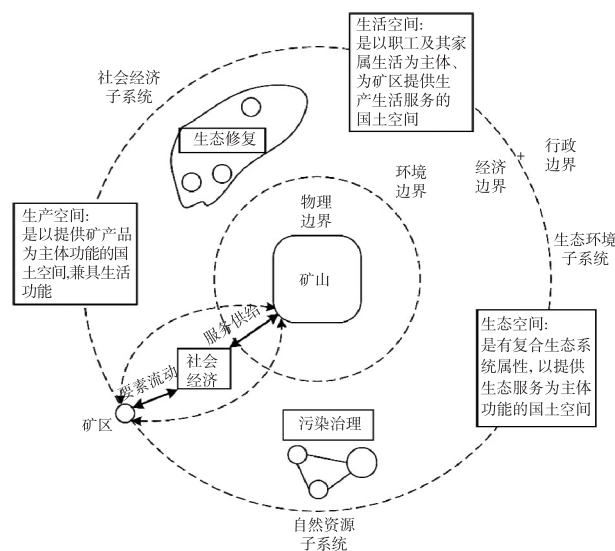


图2 矿区范围、矿山边界与矿区综合体的关系

Fig. 2 The relationship among the scope of the mining area, the boundary of the mine pit and the complex of the mining area

1.2 土地整治、植被恢复与矿山生态修复

《自然生态空间用途管制办法(试行)》(国土发[2017]33号)指出,国土空间是指国家主权与主权权利管辖下的陆地国土和海洋国土空间,一般包括生态空间、农业空间、城镇空间、采矿空间等。根据TD/T 1054—2018《土地整治术语》,土地整治是为满足人类生产、生活和生态功能的需要,对未利用、不合理利用、损毁和退化土地进行综合治理的活动。当前,传统的土地整治正在向国土综合整治与生态保护修复转型,强调提升国土空间品质,关注国土空间全要素,以空间结构调整优化国土空间功能,以资源高效利用提升国土空间质量,以生态系统修复打造美丽生态国土,以整治修复制度体系建设筑牢美丽国土根基。植被恢复是指以植物种

植、配置为主,恢复或重建植物群落或天然更新恢复植物群落的过程。结合GB/T 38360—2019《裸露坡面植被恢复技术规范》,植被恢复亦指针对裸露坡面,通过技术措施在重建或改善植物生境的基础上,重新建植植被或通过促进植物繁殖体繁衍,使坡面达到植被覆盖的过程。生态修复主要针对区域范围内严重受损、退化、崩溃的生态系统,主要工程措施包括地质灾害防治工程、林草生态工程、生物多样性恢复工程、水土污染治理工程等。有学者认为,生态修复可分为层层递进的5个部分:一是地貌重塑;二是土壤重构;三是植被重建;四是景观重现;五是生物多样性重组^[4]。就国土空间生态修复而言,应当处理好矿山地质环境治理、土地复垦、植被恢复、水土流失治理等相关活动的继承与发展,明确矿区生态修复的对象和目标,确定功能维、逻辑维和时间维的基本逻辑,深刻认识从土地整治向国土空间生态修复的转变。

2018年国务院机构改革之后,原国土资源部调整为自然资源部,成立了国土空间生态修复司,“矿山生态修复”一词得到了广泛应用。矿山生态修复是指通过科学、系统的修复工程对地质灾害隐患、环境污染等问题进行治理,并采取生态抚育措施使已关闭的矿山环境功能逐步恢复,自身生态环境可持续良性发展^[15]。矿山生态修复在以往矿山土地复垦和矿山地质环境治理恢复的基础上进一步提升,按照完整的自然生态系统统一考虑,高度重视矿区生态系统和生态功能恢复^[16]。2019年10月22日,自然资源部发布《关于建立激励机制加快推进矿山生态修复的意见(征求意见稿)》,提出需遵循“谁修复、谁受益”原则,通过赋予一定期限的自然资源资产使用权等奖励机制,吸引各方投入,推行市场化运作、开发式治理、科学性利用的模式,加快推进矿山生态修复。根据2021年国务院办公厅发布的《关于鼓励和支持社会资本参与生态保护修复的意见》(国办发[2021]40号),矿山生态保护修复是六大重点领域之一,为矿区生态环境治理提供了多元资金来源。

1.3 协同治理与协同增效

协同治理(synergistic governance)理论起源于20世纪70年代德国物理学家赫尔曼·哈肯创立的协同学^[17],其于1971年提出协同的概念,用以反映复杂系统中子系统间的协调合作关系,1976年系统地论述了协同理论,发表《协同学导论》^[18]。无论是作为一种公共事务治理方式,还是作为理论研究的一个术语,协同治理都是全新的,关于其含义的

理解仍存在一定的分歧^[19]。在学术研究层面,协同治理作为一个独立术语最早于1978年出现在教育杂志《Theory into Practice》中,用以指代在职教育和教学中心的新结构^[20]。协同治理强调公共管理主体的多元化、主体间共同参与的自愿平等与协同性,最终目标是促使公共利益的最大化^[21]。

协同控制是指具有物质的协同效果的控制措施^[22]。其中,控制措施是指所有可贡献于排放物控制的措施,不仅包括在具体生产过程各环节中有利于污染物减排的工程技术措施(前端的控制措施、生产工艺改进、末端治理措施、综合措施等),也包括战略规划措施(行业部门的结构与规模调控措施等)。近年来,生态环境领域的协同控制主要体现在大气污染和温室气体协同增效技术研究与管理政策制定方面^[23-24]。

协同增效是协同效应的重要内容,也是生态环境协同治理和协同控制的目的。联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第三次评估报告关于协同效应的定义为:因各种原因而实施相关政策的同时获得的各种收益^[23]。协同效应包括协同增效和互斥效应。比如,当某一污染物减排措施可使得所有污染物都减排,则为协同增效,以货币化的价值来衡量协同效果的大小,就是协同效益。当某一污染物减排措施可使得一类污染物减排而另一类增加,则是互斥效应,以货币化的价值来衡量互斥效果的大小,就是互斥效益。换句话说,互斥效果/益是负的协同效果/益^[22]。

2 矿区生态修复的目标与内涵

根据《管理科学技术名词》定义,目标是指一定时期内,个人、小组或整个组织争取达到的状态或期望获得的成果。目标具有主观性、方向性、现实性、社会性、实践性等特征。生态修复亦指将因开采矿物资源所带来的环境污染和生态平衡的破坏,修复到生命系统(动物、植物和微生物)和环境系统之间处于相对平衡状态的整治活动^[25]。关于生态修复目标的研究较少^[6, 26-29],在矿山生态修复的目标与方法方面,曾有报道,“矿山生态修复绝不是恢复自然生态系统,还必须考虑恢复与自然生态系统相匹配的经济和社会制度,这2种制度必须是相互关联和不可分割的”,“矿山生态修复不能刻意盲目地追求特定的恢复状态,必须根据矿山的面积、位置和生态适宜性来确定生态恢复的目标”^[30]。

有研究指出,矿区生态环境综合治理作为一项综合而又系统的工程,需要从多角度考虑治理计划

和主要方法策略,有效地修复生态环境,实现矿区经济发展与生态环境相平衡,并开展了治理协同机制与对策研究^[31]。李海东等^[5]以长江经济带重点生态功能区为例,结合划定并严守生态保护红线的要求,剖析了矿山生态修复存在的主要问题,提出基于“山水林田湖草是生命共同体”理念,避免矿山地质环境治理、土地复垦/植被恢复、污染防治等传统单一要素的治理模式,制定矿山生态修复目标管理技术体系,明确不同主导生态功能的矿山生态修复目标,做到区域生态功能的整体性修复,并初步划分了矿山生态修复阶段及目标组成:地质环境治理—土地复垦/植被恢复—生物多样性重建—区域生态功能修复。从协同机制来看,包括治理协同的形成机制、实现机制以及约束机制。形成机制表示治理行为中涉及的任何系统所追求的目标与治理目标在整体上要保持一致性;实现机制是协同实现的基本过程,涉及到协同时机识别、要素协同评价、信息沟通、要素整合、信息反馈等环节;约束机制作为实现治理协同的重要手段而贯穿于整个治理协同过程中^[31-32]。

《山水林田湖草生态保护修复工程指南(试行)》(自然资办发[2020]38号)指出,要综合考虑社会发展情况,相关规划、标准,区域生态功能定位,生态现状、生态问题识别与诊断结果,参照生态系统属性等,根据不同保护修复尺度、层次和限制性因素阈值,设定生态保护修复总体目标和具体目标,并包括3个尺度目标和标准,即区域(或流域)尺度、生态系统尺度、场地尺度。

基于生态环境协同治理理论和“山水林田湖草是生命共同体”理念,笔者认为,矿区生态修复目标是指地方政府以矿区为单元开展生态破坏和环境污染的协同治理,综合考虑生态修复与污染治理、复合生态系统、主导生态功能和生态环境投入,科学制定矿区综合体社会-经济-自然复合生态系统的一体化修复总体目标、具体目标和管理技术体系,兼顾经济和效益,采用基于自然的解决方案或人工良性干预措施等,实现矿区经济社会可持续发展;矿山企业根据地质环境治理、土地复垦/植被恢复、污染防治等相关政策和标准,实施生态系统尺度和场地尺度的生态环境工程,采用人工良性干预措施,推进矿区生态功能提升和人居环境改善,实现生态系统稳定和生态产品价值实现(图3)。矿区生态修复目标包括矿区综合体、生态系统和场地3个尺度。

3 矿区生态修复模式

笔者结合前期工程实践,从地形整治与防护、边坡与崖壁植被恢复、露天采场整治与利用、植被恢复、生态修复目标确定等方面,将主导生态功能修复和区域可持续发展有机结合,提出了景观相似性恢复模式、土地复垦再利用模式、自然公园营造模式和生态环境导向的开发(ecology-oriented development, EOD)模式。

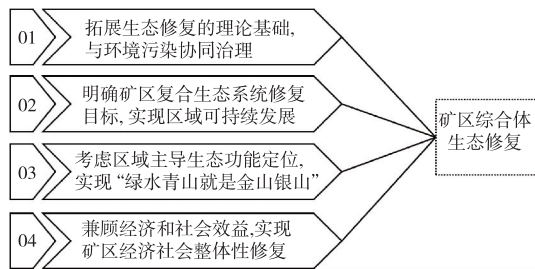


图3 矿区综合体生态修复目标制定

Fig. 3 Setting basis of ecological restoration targets for mining complex

3.1 景观相似性恢复模式

该模式采取“自然恢复为主,人工修复为辅”的措施,最大限度地使损毁土地和破坏植被恢复至地带性的生态景观,主要用在重要交通干线两侧可视范围、河流湖泊周边、自然保护地及风景名胜区周边,是常用的生态修复模式(图4)。



图4 景观相似性恢复模式生态修复前后对比
Fig. 4 Landscape similarity restoration mode: before and after ecological restoration

主要目标是通过植被恢复,提高植被覆盖率,改善生态环境,消除视觉污染。特点是工艺技术单一(以复绿为主)、见效快、投资相对较低。技术措施包括挂网客土喷播、鱼鳞坑(种植槽)穴植、植生

袋、藤蔓植物攀爬、苗木补植等。

(1) 土质贫瘠、坚硬陡坡。对坡度角较大(一般大于 35°)的基岩边坡,需要通过削坡、降坡和清坡,以消除危岩及崩塌灾害隐患。如边坡不大于 55° 且坡面较平顺时,采用挂网客土喷播,并可结合苗木补植,快速恢复边坡植被;如边坡大于 55° 或坡面地形较复杂时,采用鱼鳞坑(种植槽)穴植、植生袋、藤蔓植物攀爬等方法恢复边坡植被。

(2) 土质较好、坚硬缓坡。对坡度较小(一般不大于 35°)的基岩边坡,通过清坡后一般采用普通喷播或苗木补植恢复边坡植被。

采用混播、混种、栽植等形式进行生态复绿,复绿后第1年种植的草种可快速成坪。第2年后,混播的花草、灌木及乡土树种生长旺盛、根系盘结,生态防护作用显著。第3年后,逐步形成一个乔、灌、草混交的近自然植物群落,生态效益突出(图5)。通过对边坡进行复绿,使原有裸露的山体得到有效防护,不仅可防止水土流失和滑崩灾害发生,而且地表景观迅速复绿,减少视觉污染。

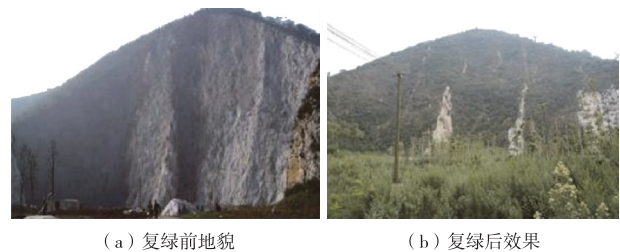


图5 景观相似性恢复模式复绿前后对比
Fig. 5 Landscape similarity restoration mode: before and after revegetation

3.2 土地复垦再利用模式

该模式结合地域分异规律及不同生态区特点,以土地复垦和再利用为主,按照“宜农造田、宜渔开塘、宜林植树、宜牧养殖、宜工建厂、宜居建房”的原则,进行采矿废弃地复垦或恢复到可供利用的状态,成为国土空间综合开发利用的组成部分(图6)。

(1) 土地复垦。根据TD/T 1036—2013《土地复垦质量控制标准》,复垦目标可为林地、草地、人工水域与公园、建设用地、耕地和园地。采矿废弃地土地复垦需要因地制宜,可为经济林、果树、苗圃、鱼塘等,最大限度地发挥土地复垦的经济效益。

(2) 适度开发利用。根据国土空间总体规划、GB 36600—2018《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》等,结合区域社会经济发展需要,明确采矿废弃地开发利用思路,对能适度开

发利用的,在规划许可的条件下适度开发利用,建设厂房、休闲度假区、居民区等。

(3)土地置换、出让或储备。基于国土空间和自然资源保护利用规划、土地利用规划等,将原采矿废弃地复垦、验收合格后纳入农用地管理,作为建设用地置换指标;或将国有采矿废弃地整治为建设用地,纳入政府土地储备,通过土地出让或捆绑出让、土地储备、复垦置换为建设用地指标,吸引民间资本投资进行矿区生态环境治理。

(4)综合整治。结合城市规划、旅游规划、新农村建设、土地利用现状与土地利用规划等相关规划,实施边坡生态复绿、废弃地土地复垦、景观营建、旅游开发及产业发展等,减少项目二次建设,节省资金,缩短工期,创造良好生态、经济与社会效益。

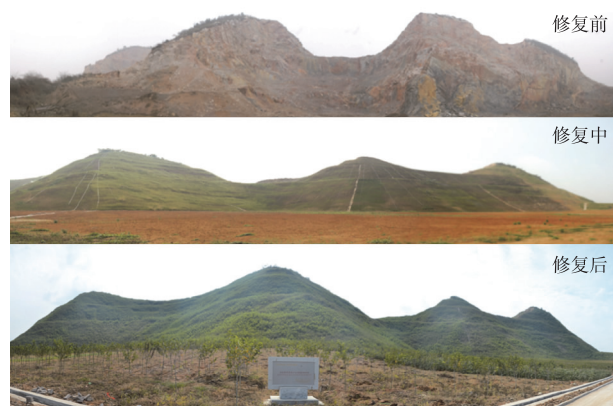


图6 土地复垦再利用模式生态修复前后对比

Fig. 6 Land reclamation and reuse mode: before and after ecological restoration

3.3 自然公园营造模式

(1)园林景观。该模式主要用于城市建设规划区或居民集中居住区,包括地质灾害治理、地形地貌改造、景观生态修复、配套设施营造4个步骤。主要是利用采矿遗留的地形地貌,在消除崩塌、滑坡、塌陷等地质灾害隐患,确保安全稳定的前提下,通过园林景观设计进行地形地貌改造,通过植被恢复和生态功能提升进行景观生态修复,辅以廊、亭、道、泉、摩岩石刻等景观元素,形成以主题公园、文化游憩广场等主要形式的景观节点,在提升生态环境质量的同时改善周边人居环境。该模式特点是以景观建设为主,工艺相对复杂,投资相对较高(图7)。

(2)湿地公园。湿地公园是指拥有一定规模和范围,以湿地景观为主体,以湿地生态系统保护为核心,兼顾湿地生态系统服务功能展示、科普宣教

和湿地合理利用示范,蕴涵一定文化或美学价值,可供人们进行科学研究和生态旅游,予以特殊保护和管理的湿地区域。该模式是针对采煤塌陷地治理所采取的景观再造模式。塌陷地治理主要在稳沉区,治理措施主要采用分层剥离、交错回填、煤矸石充填等对“田、水、路、林、村”进行综合治理。相关标准包括LY/T 1755—2008《国家湿地公园建设规范》和TD/T 1036—2013《土地复垦质量控制标准》等。湿地公园模式的代表有徐州潘安湖等。



图7 园林景观模式生态修复前后对比

Fig. 7 Garden landscape mode: before and after ecological restoration

(3)地质公园。地质遗迹是生态环境的重要组成部分,保护好地质遗迹,对国民经济发展和生态环境具有重要意义。采矿揭露的地质景观、典型地层、岩性、化石剖面或古生物活动遗迹等是不可再生的地质遗产,具有特殊的地质研究意义。该模式以地质自然景观为主,以人文景观做必要的点缀,地质环境治理、人造景点应以不破坏地质遗迹与总体相协调为前提条件。地质公园建设做到静态空间布局与动态序列布局紧密结合,景点的连续序列布局沿山势、河流、道路、森林、草地等生态景观展开,可运用“断续”“起伏曲折”“反复”“空间开合”等手法,构成多样统一的鲜明连续风景节奏。地质公园模式的代表有江苏省六合国家地质公园等。

(4)矿山公园。矿山公园是以展示矿业遗迹为主体,建成集矿业文化、地质环境保护、娱乐、游览、休闲、科普教育为一体,可供人们游览观赏、科学考察的特定空间地域。通过矿山生态修复与景观改造,利用矿山多位于山区,周围多林木、奇石、秀水等特点,将矿区综合体建设成为符合国家或地方标准、与周围自然景观相协调的游览地,实现人与自然和谐共生。

矿业遗迹包括地质遗迹、开发史籍、生产遗址、活动遗迹、矿业制品以及有关活动的人文景观。现存的矿业遗迹已成为人类文明发展的重要标志,矿山公园合理利用宏伟壮观的地形地貌,揉合地域文

化特色,突出对现有地质环境的利用及对矿业文化的感知。通过矿山公园建设,展示人类文明与改造自然的客观轨迹,宣传和普及生态文明科学知识,使游人寓教于乐、寓教于游。图8为南京冶山生态修复前后的对比。



图8 矿山公园模式生态修复前后对比

Fig. 8 Mine park mode: before and after ecological restoration

3.4 生态环境导向的开发模式

生态环境导向的开发模式以可持续发展为目标,以生态保护和环境治理为基础,以特色产业运营为支撑,以区域综合开发为载体,采取产业链延伸、联合经营、组合开发等方式,推动公益性较强、收益性差的生态环境治理项目与收益较好的关联产业有效融合,统筹推进,一体化实施,将生态环境治理带来的经济价值内部化,是一种创新性的项目组织实施方式^[33]。根据《关于同意开展生态环境导向的开发(EOD)模式试点的通知》(环办科财函[2021]201号)和《关于同意开展第二批生态环境导向的开发(EOD)模式试点的通知》,目前,矿区生态修复类EOD试点项目已资助9个(表1)。EOD模式通过科学制定矿区生态修复目标,将生态环境治理项目与资源、产业开发项目有效融合,着力解决生态环境治理缺乏资金来源渠道、总体投入不足、环境效益难以转化为经济收益等瓶颈问题,以期推动实现生态环境资源化、产业经济绿色化,提升区域可持续发展能力。

表1 生态环境导向的开发模式试点项目

Table 1 Pilot projects of ecology-oriented development mode in 2021 and 2022

序号	项目名称	年份	省份
1	阜新市百年国际赛道城废弃矿区综合治理项目	2021	辽宁
2	马鞍山市向山地区生态环境导向的开发项目	2021	安徽
3	唐山市东部开平采煤沉陷区生态环境导向的开发项目	2022	河北
4	辽源市北部采煤沉陷区生态环境导向的开发项目	2022	吉林
5	信阳市上天梯非金属矿山生态修复与绿色矿业开发项目	2022	河南
6	韶关市曲江区生态环境导向的煤矸石综合利用项目	2022	广东
7	个旧市有色金属矿区生态环境导向的开发项目	2022	云南
8	海西州大柴旦行委矿山综合治理生态环境导向的开发项目	2022	青海
9	第十二师西山新区生态环境导向的开发项目	2022	新疆

4 结论与展望

4.1 结论

(1)从环境边界上重新界定了矿区范围,包括矿界范围(指采矿许可证登记划定的范围,包括生产用地、辅助生产用地)和生态介质影响区。矿区范围远大于传统意义上的矿界范围。矿区是一个区域综合体,矿区综合体包括自然资源子系统、生态环境子系统和社会经济子系统。

(2)基于协同治理理论和“山水林田湖草是生命共同体”理念,研究提出了矿区生态修复目标的定义和内涵,包括矿区综合体、生态系统和场地3个尺度,地方政府和矿山企业2个责任主体,即“三尺度两主体”。地方政府应以矿区为单元开展生态破坏和环境污染的协同治理,科学制定矿区综合体的

社会-经济-自然复合生态系统一体化修复总体目标、具体目标和管理技术体系,兼顾经济和效益,实现矿区综合体经济社会可持续发展。矿山企业应实施生态系统尺度和场地尺度的生态修复与环境污染治理工程,采用人工良性干预措施,实现生态系统稳定和生态产品价值实现。

(3)结合矿山生态破坏与环境污染特点,阐释了矿区生态修复模式与特点,包括景观相似性恢复模式、土地复垦再利用模式、自然公园营造模式和生态环境导向的开发模式4大类,其中,自然公园营造模式主要包括园林景观、湿地公园、地质公园、矿山公园等。

4.2 展望

矿山生态修复是《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035年)》(发改农经

(2020)837号)的主攻方向和重点工程之一。多年来,矿区生态修复主要围绕地质环境治理、次生灾害防治、植被恢复/土地复垦等,大都停留在“以视觉治理为主,污染物防控则属于事后补救型”的景观型修复阶段,未能实现从末端治理向过程和源头延伸的全生态环境要素修复,尤其在污染治理方面的针对性不强^[5, 34],矿区生态修复工程“马马虎虎”“刷绿漆蒙混过关”“只顾短期内出政绩,简单快干”等形式主义问题时常受到媒体关注,而“坚决杜绝生态修复工程实施过程中的形式主义”是生态环境部发布的《关于加强生态保护监管工作的意见》(环生态〔2020〕73号)中提出的原则要求。生态环境投入的主体,特别是如何解决“挖矿挣钱”和“修复掏钱”的难题,一直是政府、企业和学者关注的重点和难点。该研究从环境边界上重新界定矿区范围,明确了矿山与矿区的联系与区别,阐释了矿区生态修复目标的内涵和定义,结合景观相似性原则、可持续发展原则和生态经济学理论,建议地方政府和矿山企业科学界定矿区生态修复目标,积极利用景观相似性恢复模式、土地复垦再利用模式、自然公园营造模式和生态环境导向的开发模式,实施矿区生态环境协同治理工程,打通“绿水青山就是金山银山”转化通道,实现主导生态功能修复和区域经济社会可持续发展。

参考文献:

- [1] BUDIHARTA S, MEIJAARD E, WELLS J A, *et al.* Enhancing Feasibility: Incorporating a Socio-Ecological Systems Framework into Restoration Planning [J]. *Environmental Science & Policy*, 2016, 64: 83-92.
- [2] LORITE J, BALLESTEROS M, GARCÍA-ROBLES H, *et al.* Economic Evaluation of Ecological Restoration Options in Gypsum Habitats after Mining [J]. *Journal for Nature Conservation*, 2021, 59: 125935.
- [3] 李海东, 沈渭寿, 白淑英, 等. 西部矿区生态环境调查与评估 [M]. 徐州: 中国矿业大学出版社, 2019: 1-9.
- [4] 白中科, 周伟, 王金满, 等. 再论矿区生态系统恢复重建 [J]. *中国土地科学*, 2018, 32(11): 1-9. [BAI Zhong-ke, ZHOU Wei, WANG Jin-man, *et al.* Rethink on Ecosystem Restoration and Rehabilitation of Mining Areas [J]. *China Land Science*, 2018, 32(11): 1-9.]
- [5] 李海东, 高媛赞, 燕守广. 生态保护红线区废弃矿山生态修复监管 [J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(8): 673-677. [LI Hai-dong, GAO Yuan-yun, YAN Shou-guang. Supervisory Countermeasures of Ecological Restoration of Abandoned Mine Areas in the Ecological Conservation Redline Area [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(8): 673-677.]
- [6] 卞正富, 于昊辰, 韩晓彤. 碳中和目标背景下矿山生态修复的路径选择 [J]. *煤炭学报*, 2022, 47(1): 449-459. [BIAN Zheng-fu, YU Hao-chen, HAN Xiao-tong. Solutions to Mine Ecological Restoration under the Context of Carbon [J]. *Journal of China Coal Society*, 2022, 47(1): 449-459.]
- [7] 李海东, 马伟波, 胡国长. 矿区修复生态学理论与实践 [M]. 北京: 中国环境出版集团, 2022: 19-29.
- [8] 田佳榕, 代婷婷, 徐雁南, 等. 基于地基激光雷达的采矿废弃地生态修复的植被参数提取 [J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(8): 686-691. [TIAN Jia-rong, DAI Ting-ting, XU Yan-nan, *et al.* Extraction of Vegetation Parameters in Different Stages of Ecological Restoration on Abandoned Mine Area Based on T-LiDAR [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(8): 686-691.]
- [9] United Nations. *Compendium of Contributions Nature-Based Solutions* [G]. New York, USA: United Nations, 2019: 142-147.
- [10] LI Y, JIA Z J, SUN Q Y, *et al.* Ecological Restoration Alters Microbial Communities in Mine Tailings Profiles [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 25193.
- [11] FISCHER J, RIECHERS M, LOOS J, *et al.* Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2021, 36(1): 20-28.
- [12] 全国科学技术名词审定委员会. *中华科学技术大词典·社会科学卷* [M]. 北京: 商务印书馆, 2019: 102-103.
- [13] 李海东, 沈渭寿, 司万童, 等. 中国矿区土地退化因素调查: 概念、类型与方法 [J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(4): 445-451. [LI Hai-dong, SHEN Wei-shou, SI Wan-tong, *et al.* Investigation of Driving Factors of Land Degradation in Mine Areas in China: Concept, Types and Approaches [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(4): 445-451.]
- [14] 高吉喜. *区域生态学* [M]. 北京: 科学出版社, 2015: 16-22.
- [15] 周连碧, 王琼, 代宏文. *矿山废弃地生态修复研究与实践* [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010: 98-99.
- [16] 郭冬艳, 杨繁, 高兵, 等. 矿山生态修复助力碳中和的政策建议 [J]. *中国国土资源经济*, 2021, 34(10): 50-54. [GUO Dong-yan, YANG Fan, GAO Bing, *et al.* Policy Suggestions for Mine Ecological Restoration Contributing to Carbon Neutrality [J]. *Natural Resource Economics of China*, 2021, 34(10): 50-54.]
- [17] 赫尔曼·哈肯. *协同学: 大自然构成的奥秘* [M]. 上海: 上海译文出版社, 2005: 12-18.
- [18] 马丽. 走向决策统一: 英国的协同政府改革 [N]. *学习时报*, 2015-09-07(5).
- [19] 田玉麒. 协同治理的运作逻辑与实践路径研究: 基于中美案例的比较 [D]. 长春: 吉林大学, 2017. [TIAN Yu-qi. Research on the Operational Logic and Practical Path of Collaborative Governance: Based on a Comparative Case Study between China and the United States [D]. Changchun: Jilin University, 2017.]
- [20] EMERSON E, NABATCHI T. *Collaborative Governance Regimes* [M]. Washington DC, USA: Georgetown University Press, 2015: 157-159.
- [21] 黄思棉, 张燕华. 国内协同治理理论文献综述 [J]. *武汉冶金管理干部学院学报*, 2015, 25(3): 3-6.
- [22] 胡涛, 田春秀, 毛显强. 协同控制: 回顾与展望 [J]. *环境与可持续发展*, 2012, 37(1): 25-29. [HU Tao, TIAN Chun-xiu, MAO

- Xian-qiang. Co-Control: Lookback and Lookforward [J]. Environment and Sustainable Development, 2012, 37(1): 25-29.]
- [23] 胡涛, 田春秀, 李丽平. 协同效应对中国气候变化的政策影响[J]. 环境保护, 2004, 32(9): 56-58. [HU Tao, TIAN Chun-xiu, LI Li-ping. Influence of Co-benefit on Policy in China[J]. Environmental Protection, 2004, 32(9): 56-58.]
- [24] 田春秀, 於俊杰, 胡涛. 环境保护与低碳发展协同政策初探[J]. 环境与可持续发展, 2012, 37(1): 20-24. [TIAN Chun-xiu, YU Jun-jie, HU Tao. Preliminary Study on Coordinated Policy for Environmental Protection and Low Carbon Development [J]. Environment and Sustainable Development, 2012, 37(1): 20-24.]
- [25] 全国科学技术名词审定委员会. 资源科学技术名词[J]. 中国科技术语, 2008, 10(2): 3.
- [26] 董哲仁. 河流生态恢复的目标[C]//水利部国际合作与科技司. 河流生态修复技术研讨会论文集. 北京: 水利水电出版社, 2005.
- [27] 彭涛, 张振明, 刘俊国, 等. 基于生态服务功能的北京永定河生态修复目标研究[J]. 中国农学通报, 2010, 26(20): 287-292. [PENG Tao, ZHANG Zhen-ming, LIU Jun-guo, et al. Discussion on the Ecological Restoration Goals of the Yongding River in Beijing Based on Ecosystem Service Functions Analysis[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, 26(20): 287-292.]
- [28] 吴建寨, 赵桂慎, 刘俊国, 等. 生态修复目标导向的河流生态功能分区初探[J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 1843-1850. [WU Jian-zhai, ZHAO Gui-shen, LIU Jun-guo, et al. River Eco-regionalization Oriented by Ecological Restoration[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(9): 1843-1850.]
- [29] 彭建, 李冰, 董建权, 等. 论国土空间生态修复基本逻辑[J]. 中国土地科学, 2020, 34(5): 18-26. [PENG Jian, LI Bing, DONG Jian-quan, et al. Basic Logic of Territorial Ecological Restoration [J]. China Land Science, 2020, 34(5): 18-26.]
- [30] 西施生态. 矿山生态修复的目标与方法[N/OL]. [2020-06-11]. <http://www.chxst.com/article/ksstxfmby.html>.
- [31] 付薇. 矿区生态环境综合治理协同机制与对策研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2010. [FU Wei. Synergy Mechanism and Countermeasures of Eco-environment Comprehensive Control in Mining Area[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2010.]
- [32] 付永光. 矿区生态环境综合治理协同机制与对策[J]. 世界有色金属, 2020(7): 199-200. [FU Yong-guang. Coordinated Mechanism and Countermeasures for Comprehensive Management of Ecological Environment in Mining Area[J]. World Nonferrous Metals, 2020(7): 199-200.]
- [33] 生态环境部, 国家发展和改革委员会, 国家开发银行. 关于推荐生态环境导向的开发模式试点项目的通知(环办科财函[2020]489号)[Z]. 北京: [出版者不详], 2020.
- [34] 胡振琪, 赵艳玲. 矿山生态修复面临的主要问题及解决策略[J]. 中国煤炭, 2021, 47(9): 2-7. [HU Zhen-qi, ZHAO Yan-ling. Main Problems in Ecological Restoration of Mines and Their Solutions[J]. China Coal, 2021, 47(9): 2-7.]

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: lihd2020@163.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0378

邹康,舒予晴,李桂娥,等.基于生态网络分析(ENA)的城市地-碳框架构建及其时空演变研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(8):972-982.
ZOU Kang, SHU Yu-qing, LI Gui-e, et al. Urban Land-carbon Framework Construction Based on Ecological Network Analysis and Its Space-time Evolution Research[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 972-982.

基于生态网络分析(ENA)的城市地-碳框架构建及其时空演变研究

邹康¹, 舒予晴¹, 李桂娥^{2①}, 闫庆武², 薄延素², 张思雨¹, 张定祥^{3,4} (1. 中国矿业大学环境与测绘学院, 江苏徐州 221116; 2. 中国矿业大学公共管理学院, 江苏徐州 221116; 3. 碳中和与国土空间优化重点实验室, 江苏南京 210008; 4. 中国国土勘测规划院, 北京 100035)

摘要:“双碳”目标下,构建土地利用类型与碳转移的关系对碳减排至关重要。该研究以徐州市为例,提出了一个空间地-碳框架,运用生态网络分析(ecological net analysis, ENA)评估了土地相关碳的正、负转移及其生态关系的变化,提出用地-碳关联率评价土地利用变化对碳平衡的综合影响程度,并借鉴生态学种间关系的原理,探讨了碳流动下土地利用类型之间的生态关系。结果表明:2000—2010和2010—2020年,研究区主要正碳转移是耕地转换为工业与交通建设用地,主要负碳转移是工业与交通建设用地转换为城市建成区。随时间变化,碳转移强度增加,类型更加复杂;空间上,土地互利关系分布在下属区县,竞争关系分布在中心城区。碳转移推力、拉力贡献率分别来自耕地和工业与交通建设用地。地-碳框架量化了土地相关碳转移,探明了各土地利用类型之间的生态关系,为碳排放空间规划提供了新视角。

关键词:地-碳框架;生态网络分析;土地利用变化;碳转移;徐州市

中图分类号:X24; F301.2 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-4831(2022)08-0972-11

Urban Land-carbon Framework Construction Based on Ecological Network Analysis and Its Space-time Evolution Research. ZOU Kang¹, SHU Yu-qing¹, LI Gui-e^{2①}, YAN Qing-wu², BO Yan-su², ZHANG Si-yu¹, ZHANG Ding-xiang^{3,4}

(1. School of Environment and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China; 2. School of Public Policy and Management, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China; 3. Key Laboratory of Carbon Neutralization and Land Space Optimization, Nanjing 210008, China; 4. China Land Surveying and Planning Institute, Beijing 100035, China)

Abstract: For achieving the national "Dual Carbon" target, urban emission reduction is imminent. In this study, a spatial land-carbon framework was proposed. Taking the land use type migration in Xuzhou city from 2000-2010 and from 2010-2020 as example, The Ecological Network Analysis (ENA) was used to evaluate the positive and negative transfer of land-related carbon emissions and the changes of Ecological relationships. The land-carbon correlation rate was proposed to evaluate the comprehensive impact of land use changes on carbon balance in Xuzhou city. The interspecific ecological network between land use type conversion and carbon transfer was discussed based on the interspecific mechanism of ecology. The results show that: (1) the main positive carbon transfer was from cultivated land to industrial and transportation construction land, and the main negative carbon transfer was from industrial and transportation construction land to urban built up area. (2) In terms of time, carbon transfer intensity increased and the transfer type became more complex. In terms of space, the mutually beneficial relationship of land is distributed in subordinate districts and counties, while the competition relationship is distributed in central urban areas. (3) The contribution rate of carbon transfer thrust is mainly from farmland and the contribution rate of carbon transfer pull is mainly from industrial and transportation land. The land-carbon framework quantifies the land-related carbon transfer and obtains the ecological relationship between different land

收稿日期: 2022-04-26

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金(42101459); 碳中和与国土空间优化重点实验室开放基金(2021CNLSO1001)

① 通信作者 E-mail: geli@cumt.edu.cn

use types, which provides a new perspective for the spatial planning of carbon emissions.

Key words: land-carbon framework; ecological network analysis; land use change; carbon transfer; Xuzhou

2021年国务院发布的《关于完整准确全面贯彻新发展理念做好碳达峰碳中和工作的意见》中明确指出,要优化绿色低碳发展区域布局,持续优化重大基础设施、重大生产力和公共资源布局,构建有利于碳达峰碳中和的国土空间开发保护新格局。这表明合理的土地利用结构对于实现“双碳”目标是不可或缺的。了解城市碳转移与土地利用变化之间的联系,对城市规划中利用土地调整实现碳减排极其重要。碳排放作为全球气温升高的重要原因,给人类命运共同体构建带来巨大的挑战。我国政府一直高度关注气候变化影响,积极推进碳减排的工作。2020年9月,习近平总书记在联合国大会上宣布,中国CO₂排放力争于2030年前达到峰值,2060年前实现碳中和。我国现有产业结构、能源消费仍以高碳为主,且经济发展的能源增长需求与减排降碳压力并存。研究表明,全球面积占比2%的城市碳排放贡献率达75%以上^[1]。土地利用类型变化导致城市社会经济与自然系统的能源和资源消耗发生变化^[2],土地利用变化不仅会影响陆地碳储量^[3],还会影响人为碳排放强度^[4]。不同强度、不同规模碳储量和碳排放的输入和输出以及土地类型转化可能会显著改变城市系统的碳平衡^[5]。土地利用变化对全球大气CO₂含量增加起重要作用,其作用仅次于化石燃料的燃烧^[6]。土地利用直接并间接影响着区域的碳排放水平。

近几十年来,学者们研究了碳排放或碳平衡与土地利用的关系,如城市土地利用形态与碳排放^[7]、景观城市化与碳排放^[8]、土地利用结构与碳排放^[9]。这些研究试图从经济学的角度,通过能源消费和土地管理实践揭示碳转移过程之间的关系。在碳排放核算方面,主要通过IPCC温室气体清单法^[10]和碳排放系数对研究区域的不同土地类型进行计算,以此来反映不同土地利用类型碳排放的时序特点^[11]。也有学者利用面板数据和时序数据对城市碳排放量进行预测和模拟^[12],并通过土地利用类型的调整来优化碳排放量。然而,此类研究大多将土地利用和碳排放问题视为孤立的因素,而不是将它们看作一个整体进行全局性探讨。

此外,学界对关系网络进行了许多研究,如能量-水关系网络^[13-14]、陆-水关系网络、水-碳关系网络^[15]和水-PM_{2.5}关系网络^[16]。其中生态网络分析(ecological network analysis, ENA)被认为是一种

量化复杂网络中关系和交互的有效工具,它通过协同效应、优势度和系统循环等指标对资源间连接的性质和构建进行评价,进而得出连接成分之间的相互作用程度。最初ENA用于对已知系统中的货币和物资流动进行经济分析,例如投入产出分析^[17-19]。但鲜见应用ENA开展土地利用类型与碳排放耦合等空间关联问题的研究。

因此,笔者基于ENA构建了土地利用变化与碳平衡的地-碳关系框架,构建土地利用转化矩阵和碳转移矩阵,根据量化结果分析碳排放与土地利用变化之间的复杂关系;利用ENA分析土地利用类型之间的生态学关系,为土地相关的碳转移提出了一个弹性的视角;结合系统动力学的推拉力分析与经济学的脱钩关系,为城市低碳发展给出了优化方向。结论为可持续城市空间规划提出了基于土地利用与生态关系的方案和策略。

1 研究方法

1.1 研究区域与数据来源

徐州市地处江苏西北部(图1),介于33°43'~34°58' N, 116°22'~118°40' E之间,2020年二、三产业比重达90.2%,城市建成区面积为289.6 km²。徐州市正处于快速城市化阶段,但严重的环境污染和资源浪费问题限制着城市的发展。徐州市政府致力于建设低碳经济,以期用有效的空间规划实现碳减排。徐州市作为资源枯竭型城市转型的代表,同许多城市一样面临着低碳转型的困境,所以徐州市的低碳转型具有典型性和普适性。该研究期望借助徐州市这一案例,为全国其他城市提供借鉴和参考。此外,为了描述城市的长期变化,选择2000—2010和2010—2020年这2个时段开展研究。

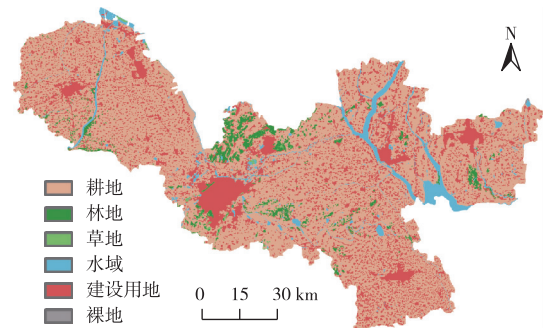


图1 2020年徐州市土地利用类型分布
Fig. 1 Land use type of Xuzhou

土地利用数据来源于 2000—2020 年全球土地利用数据(分辨率 30 m)^[20],并对数据进行了相应校正和验证;固定资产投资、人均 GDP、人口、能源消费种类和消费量来源于《徐州统计年鉴(2001—2021)》《江苏统计年鉴(2001—2021)》《中国能源统计年鉴(2001—2021)》等。

1.2 地-碳关系框架构建

研究分 4 步对地-碳关系框架进行构建:首先,借助模型分别计算出碳源的碳排放量和碳汇的碳吸收量,并根据土地转移矩阵得到相应的碳转移矩

阵;其次,为了研究碳转移强度,根据各组分间的碳流量求得直接流矩阵,进而计算得到直接效用矩阵;同时,利用碳转移矩阵分析组分间 4 种主要的生态关系:互利互惠、捕食、利他主义和竞争;最后,从系统动力学角度对各类碳流的推拉力度进行计算,以此量化各种土地利用类型之间相互转换的推拉力度影响,并引入脱钩指数来反映经济增长对碳排放增长的依赖程度,结合 ENA 分析提出对于研究区域的政策建议(图 2)。

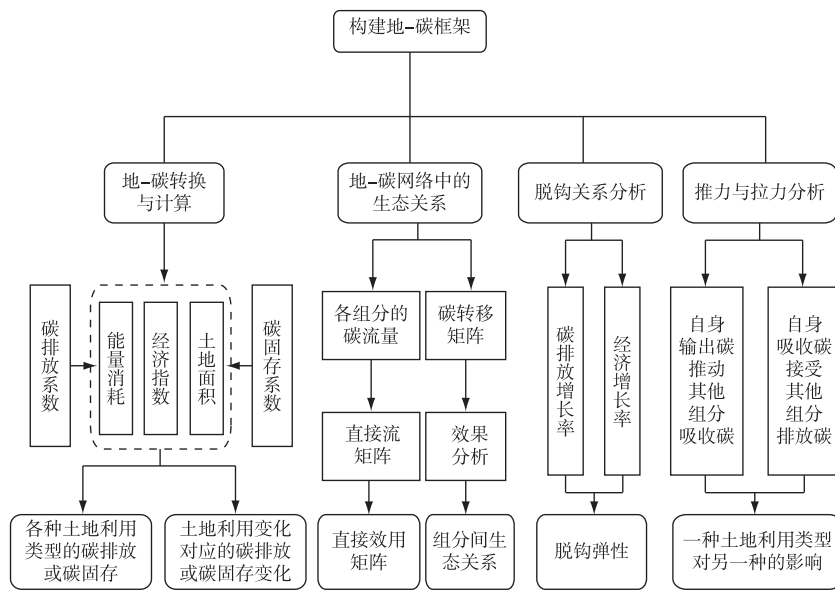


图 2 地-碳框架技术路线

Fig. 2 Land-carbon framework technology roadmap

1.2.1 地-碳转换与计算

针对徐州市的土地利用类型特点以及地表人类活动强度,为了方便构建不同土地利用类型与不同人类活动强度的计算模型,将土地利用类型分为 10 类(表 1),并建立地-碳转移网络(图 3)。

各种土地利用类型地表发生的人为活动类型和强度决定了它们的功能,即碳汇或碳源^[21]。研究将土地利用类型与碳汇或碳源的计算边界进行了合并,利用地表人类活动代表的土地利用类型边界作为碳汇或碳源的边界。碳的流动有 3 种情况:城市建成区、农村居民点、工业与交通建设用地、耕地对大气的碳排放,耕地、林地、草地、河渠、湖泊、湿地和裸地对大气的碳固存,每 2 种土地利用类型之间的土地利用变化造成的碳转移。

徐州市化石燃料消耗的碳排放计算公式为

$$C_{UCL} = E_U \times P_U + E_1 \times P_{GD,1} + E_2 \times P_{GD,2} \quad (1)$$

式(1)中, C_{UCL} 为城市建成区的碳排放量,kg; E_U 为徐州市城镇人均生活能源消费量,kg·人⁻¹,来源于标准煤转换; P_U 为徐州市城镇人口数量,人; E_1 为全国建筑业能源总消费量,kg; $P_{GD,1}$ 为徐州市建筑业 GDP 占全国建筑业 GDP 的比例,%; E_2 为全国批发、零售、住宿和餐饮行业能源总消费量,kg; $P_{GD,2}$ 为徐州市批发、零售、住宿和餐饮行业 GDP 占全国批发、零售、住宿和餐饮行业 GDP 的比例,%。

$$C_{RRL} = E_R \times P_R \quad (2)$$

式(2)中, C_{RRL} 为农村居民点的碳排放量,kg; E_R 为徐州市乡村人均生活能源消费量,kg·人⁻¹,来源于标准煤转换; P_R 为徐州市乡村人口数量,人。

$$C_{I\&T} = C_I + C_{travel} + C_{transport} = C_I + K_P \times N_P \times M_P + K_L \times N_L \times M_L \quad (3)$$

式(3)中, $C_{I\&T}$ 为工业与交通用地的碳排放量,kg; C_I 为工业综合能源消费量,kg; C_{travel} 和 $C_{transport}$ 分别为日

常出行和公路运输的碳排放量, kg; K_p 和 K_L 分别为徐州市私家车和大型车的碳排放系数, $\text{kg} \cdot (100 \text{ km})^{-1}$, 数据来源于文献[22-23]; N_p 和 N_L 分别为徐州市私家车和大型车数量, 辆; M_p 和 M_L 分别为徐州市私家车和大型车的平均行驶里程, $\text{km} \cdot \text{辆}^{-1}$ 。据估计, 江苏省平均每辆私家车每年行驶 1.5

万 km。

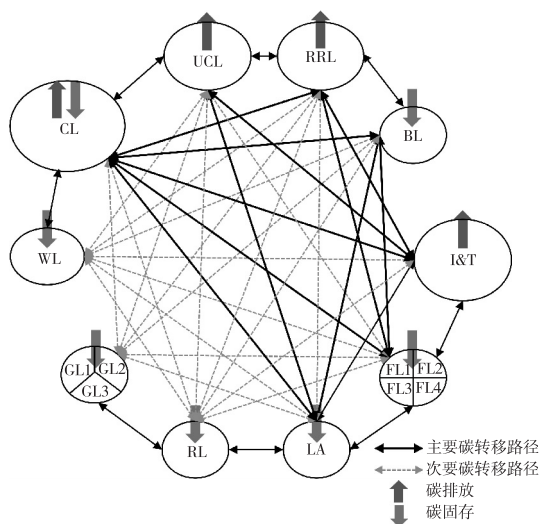
$$C_{CL} = K_m \times M + K_s \times S \quad (4)$$

式(4)中, C_{CL} 为耕地的碳排放量, kg; M 为农业机械总耗电量, kW; S 为耕地总面积, km^2 ; K_m 为农业机械的碳排放系数, $\text{kg} \cdot \text{kW}^{-1}$; K_s 为耕地的碳排放系数, $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2}$ 。

表 1 土地利用类型分类及说明

Table 1 Description of various land use types

土地利用类型	简称	碳排放说明
城市建成区	UCL	城市建成区内的批发、零售、住宿、餐饮行业、建筑业碳排放和城市建成区家庭生活的碳排放
农村居民点	RRL	农村居民点内的农户生活的碳排放
工业与交通建设用地	I&T	工业生产和交通运输的碳排放, 私家车的碳排放系数 K_p 为 $22.3 \text{ kg} \cdot (100 \text{ km})^{-1}$, 大型车的碳排放系数 K_L 为 $88.1 \text{ kg} \cdot (100 \text{ km})^{-1}$
耕地	CL	农业生产的碳排放和农作物的碳固存, 农业机械生产的碳排放系数 K_m 为 $0.18 \text{ kg} \cdot \text{kW}^{-1}$, 耕地的碳排放系数 K_s 为 $26 \text{ 648 kg} \cdot \text{km}^{-2}$
林地	FL	有林地 (FL1) 的碳固存 灌木林地 (FL2) 的碳固存 疏林地 (FL3) 的碳固存 其他林地 (FL4) 的碳固存
草地	GL	高覆盖度草地 (GL1) 的碳固存 中覆盖度草地 (GL2) 的碳固存 低覆盖度草地 (GL3) 的碳固存
河渠	RI	自然河流和人工渠道的碳固存
湖泊	LA	天然湖泊和人工湖泊(水库)的碳固存
湿地	WL	地表过湿或经常积水的地区的碳固存
裸地	BL	没有植物生长的裸露地面的碳固存



各土地利用类型的简称和说明见表 1。节点大小对应碳转移强度大小。

图 3 土地相关碳转移网络

Fig. 3 Land related carbon transfer network

耕地、林地、草地、河渠、湖泊、湿地和裸地还具有碳汇属性, 可起到固碳作用。这些土地类型的碳

吸收主要来自植被净生态系统交换量以及水域碳吸收。植被净生态系统生产力是指大气进入生态系统的净 CO_2 量, 该研究对自然土地类型进行碳吸收核算时, 采用的是净生态系统生产力的概念, 即碳通量变化。对固碳量 (C_s) 由经验推导, 并进行了本土化的系数计算, 公式为

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

式(5)中, S_i 为土地利用类型 i 的面积, m^2 ; K_i 为土地利用类型 i 的固碳系数, 其中包括林地、草地等陆地自然土地类型^[24], 并根据不同的植被覆盖密度进行拆分。徐州位于江苏北部, 处于中国五大湖区之一的东部湖区, 河渠、湖泊、湿地等水域的吸收系数采用东部湖区的生态系统固碳研究成果^[25]。耕地 (CL) 的固碳系数设定为 $0.0007 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$; 将林地按照植被覆盖类型分为 FL1、FL2、FL3、FL4 这 4 类, 固碳系数分别为 0.0581 、 0.0161 、 0.0471 、 $0.1897 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$; 将草地按照覆盖度高低分为 GL1、GL2、GL3 这 3 类, 固碳系数分别为 0.0105 、 0.0063 、 $0.0021 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$; 将水域按照不同利用强度和类型

分为 RI、LA、WL 这 3 类,固碳系数分别为 0.025 0、0.039 0、0.056 7 kg · m⁻²。

1.2.2 地-碳网络中的生态关系确定

对于土地利用类型 k ,定义其碳流量 T_k 等于所有碳排放的总和减去状态变化为负的碳存储,即碳吸收(或者等于所有碳吸收总和加上状态变化为正的碳存储), T_k 的计算公式为

$$T_k = \sum_{j=1}^n f_{kj} + z_{k0} = \sum_{i=1}^n f_{ki} + y_{k0} \quad (6)$$

式(6)中, n 为生态网络中碳转移方向的总数; f_{kj} 为从土地利用类型 j 到 k 的碳转移量, z_{k0} 为土地利用类型 k 从外部环境中吸收的碳流量, t ; f_{ki} 为从土地利用类型 k 到 i 的碳转移量, t ; y_{k0} 为土地利用类型 k 向外界环境释放的碳流量, t 。利用生态网络分析(ENA)将生态关系定义为任意 2 个组分之间的关系,可以根据直接流矩阵的无量纲整体效用强度矩阵中的元素符号确定。利用效用分析确定土地利用类型之间的生态关系,根据直接流矩阵可以得到无量纲的直接效用强度矩阵 D 。

$$d_{ij} = (|f_{ij}| + |f_{ji}|) / \sum_{k=1}^n T_k \quad (7)$$

式(7)中, d_{ij} 表示净碳从土地利用类型 j 到 i 的转移强度; f_{ij} 为从土地利用类型 i 到 j 的碳转移量, t ; f_{ji} 为从土地利用类型 j 到 i 的碳转移量, t 。

通过碳转移矩阵的正负流向,可以得到任意 2 个分量即土地利用类型之间的关系。如表 2 所示,不同正负流向对应 9 种成分之间可能存在的关系,其中被广泛使用的只有 4 种关系(互利互惠、捕食、利他主义、竞争),捕食和利他主义关系表明,一个成分从关系中受益,另一个成分受到损害。互惠互利关系代表这一过程中 2 个成分都得到了发展和收益,有助于系统的有序发展。竞争关系中的 2 个成分在这一过程中都受到了损害。

表 2 碳转移矩阵各组分间的生态关系

Table 2 The ecological relationships between components of the carbon transfer matrix

流向	不同流向对应的生态关系		
	正	零	负
正	互惠互利	合成代谢	捕食
零	共生	中立	两性
负	利他主义	分解代谢	竞争

1.2.3 脱钩关系分析

脱钩弹性是反映某地区 GDP 与碳排放关联程度的指标,脱钩是经济增长与碳排放之间关系不断

弱化直至消失的理想化过程,可在实现经济增长的同时降低碳排放量。脱钩弹性系数可反映研究区域经济发展对碳排放的依赖程度,是检测低碳经济的重要指标。具体计算方法为

$$D = \frac{\Delta C / C_{t1}}{\Delta P_{GD} / P_{GD,t1}} \quad (8)$$

式(8)中, D 为脱钩弹性系数; ΔC 和 ΔP_{GD} 分别为碳排放和国民经济生产总值在末期相对于初期的变化量,kg 或亿元; C_{t1} 为初期碳排放量,kg; $P_{GD,t1}$ 为初期国民经济生产总值,亿元。脱钩弹性分为脱钩、负脱钩和连结 3 大类,又可进一步细分为 8 种类型,分别为弱脱钩、强脱钩、衰退型脱钩、弱负脱钩、强负脱钩、扩张型负脱钩、增长连结和衰退连结(表 4)。

表 3 脱钩弹性系数

Table 3 Decoupling coefficient

状态	细分类型	碳排放增长率	经济增长率	脱钩弹性系数 D
连结	增长连结	>0	>0	0.8~1.2
	衰退连结	<0	<0	0.8~1.2
脱钩	弱脱钩	>0	>0	0~<0.8
	强脱钩	<0	>0	<0
	衰退型脱钩	<0	<0	>1.2
负脱钩	弱负脱钩	<0	<0	0~<0.8
	强负脱钩	>0	<0	<0
	扩张型负脱钩	>0	>0	>1.2

1.2.4 推力和拉力分析方法

在定量网络模型的基础上,通过式(9)计算综合流量,以解释总体网络配置中一种土地利用类型对另一种土地利用类型的影响。

$$N = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n |y_{ij}| \quad (9)$$

式(9)中, $|y_{ij}|$ 为碳转移矩阵中土地利用类型 i 转变到 j 的碳流量,kg; N 为碳转移矩阵中各土地利用类型流入和流出的碳流量之和,即总流量,kg。

某一土地利用类型的推力和拉力计算公式为

$$W_i = \sum_{j=1}^n |y_{ij}| / \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n |y_{ij}| \quad (10)$$

$$W_j = \sum_{i=1}^n |y_{ij}| / \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n |y_{ij}| \quad (11)$$

式(10)~(11)中, W_i 为土地利用类型 i 的驱动权重贡献,反映土地利用类型 i 通过为其他节点输出碳来驱动其他土地利用类型的能力; W_j 为土地利用类型 j 的拉动权重贡献,反映土地利用类型 j 接受其他土地利用类型碳流量的能力。

2 结果与分析

2.1 土地相关的碳转移

将城市建成区、农村居民点、工业与交通建设用地合并为建设用地,2000—2010 和 2020—2020 年徐州市主要土地利用类型变化见图 4~5。可以看出,在主城区的边缘有大量自然类型土地和耕地向建设用地转变。

图 6~7 显示了 2000—2010、2010—2020 年徐州市主导负碳和正碳转移的来源。碳转移产生的

原因主要分为两类:一是土地利用类型转变,二是碳排放系数改变。近 20 a 来,随着徐州市工业化和城市化的不断发展,工业与交通建设用地的需求与日俱增,大量耕地转换为工业与交通建设用地。最主要的正碳转移是由耕地向工业与建设用地的转变带来的;2000—2010 年最主要的负碳转移源于工业与交通建设用地向城市建成区的转变,2010—2020 年最主要的负碳转移来源于工业与交通建设用地碳排放系数的改变,这种转变主要是因为徐州城市功能转变、产业转型升级所致。

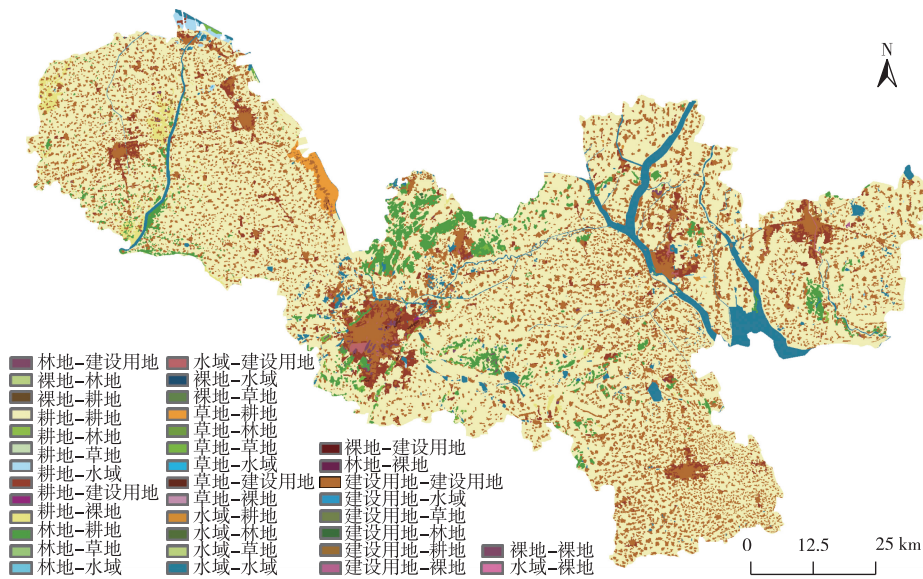


图 4 2000—2010 年徐州市土地利用类型变化

Fig. 4 Distribution of land use type change in Xuzhou from 2000 to 2010

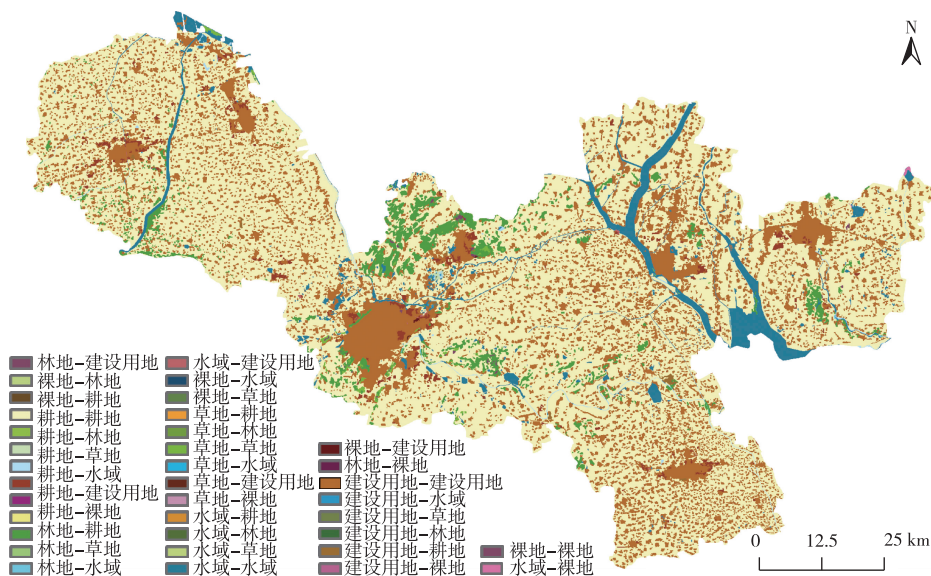


图 5 2010—2020 年徐州市土地利用类型变化

Fig. 5 Distribution of land use type change in Xuzhou from 2010 to 2020

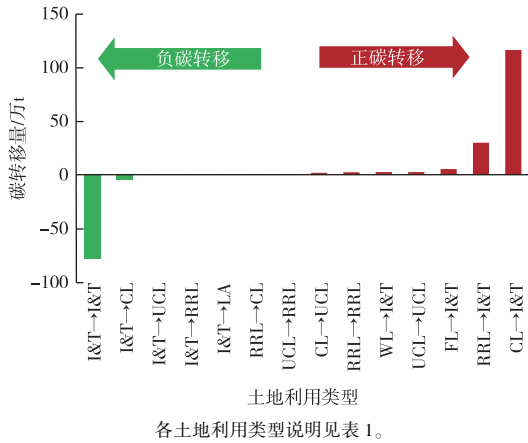


图 6 2000—2010 年徐州市主要碳转移
Fig. 6 Main Carbon Transfer in Xuzhou from 2000 to 2010

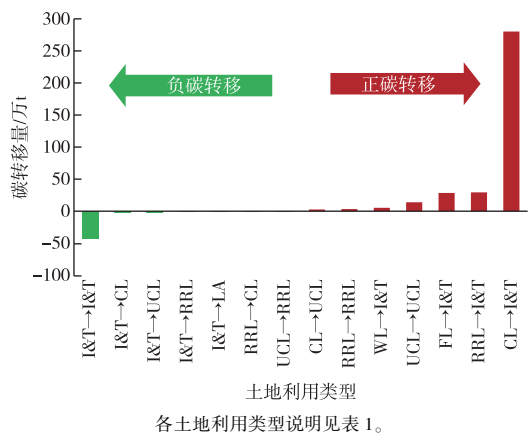


图 7 2010—2020 年徐州市主要碳转移
Fig. 7 Main Carbon Transfer in Xuzhou from 2010 to 2020

些区域的中心向外扩张。2000—2010 年,非城市中心区域的正碳转移主要来源于森林、草地和湿地等碳汇属性的土地类型向耕地转换,例如微山湖以西的正碳转变是由于有大片草地转变为水田,以及徐州西北部首羡镇周边的森林转变为旱田。负碳转移没有明显的规律,负碳转移区域大致分散在城市之间的郊区和农村,此外城市升级改造也带来了一定的负碳转移,在关停了大量煤矿之后,贾汪区产生了多处负碳转移。

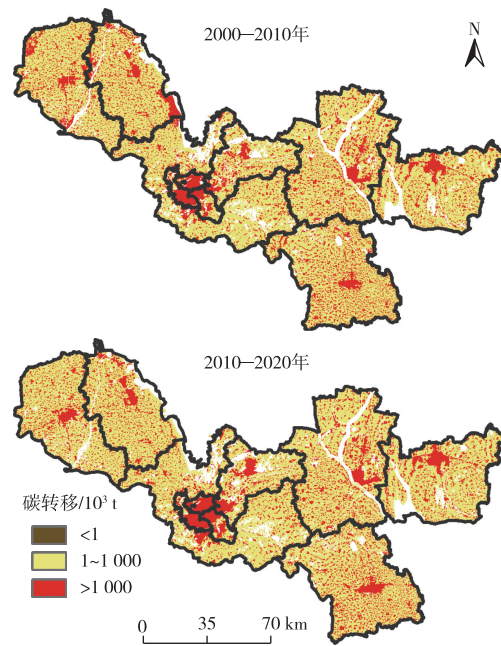


图 8 徐州市正碳转移强空间分布
Fig. 8 Spatial distribution of positive carbon transfer in Xuzhou

此外,主要的正碳转移来源于耕地向城市建成区、农村居民点向工业与交通建设用和湿地向工业与交通建设用地转变,这与徐州城市区域的扩张密切相关。2001 年起,徐州陆续关停煤矿,煤矿周围的工业与交通建设用地和建成区向耕地和农村居民点转变。到 2016 年,徐州市区内煤矿“清零”,因此这段时期主要的负碳转移来源有工业与交通建设用地向耕地转变、城市建成区向农村居民点转变、农村居民点向耕地转变等。

图 8~9 显示了徐州市土地相关碳正、负转移的空间分布。可见看出,正碳转移分布更广,有明显的集聚区,最大的区域分布在市中心,由中心向四周扩张,而负碳转移最大的区域分布在城市之间的连接区域,分布零散,集聚区面积远小于同时期的正碳转移集聚区。正碳转移主要分布在徐州市、睢宁县、丰县、邳州市和新沂市等城市中心区域,由这

2.2 地-碳关系的生态联系

基于 ENA 分析可以得到徐州市的地-碳联系率,地-碳联系率越高,表明土地利用类型变化对地-碳联系网络的综合效应越积极。结果表明,2000—2010 年,土地利用变化对地-碳联系网络的综合效应为 0.64,2010—2020 年地-碳联系率为 0.87,土地利用变化导致碳变化效应在增强。结合徐州市近 20 a 的发展来看,徐州市的用地关系正在逐步改善,土地变迁的确带来了更多的固碳或者更少的碳排放效应。

根据式(7)可以得到不同土地类型之间的碳转移强度,结果显示,2000—2010 年耕地和工业与交通建设用地、城市建成区和工业与交通建设用地之间的碳转移强度最大,约占总体碳转移量的 94%;2010—2020 年,耕地和工业与交通建设用地、灌木

林地和工业与交通建设用地、农村居民点和工业与交通建设用地之间的碳转移强度最大,约占总体碳转移量的 95.7%。由此可以得出,近 20 a 来徐州市工业化和交通运输业的发展是引起碳排放量变化的主要原因。

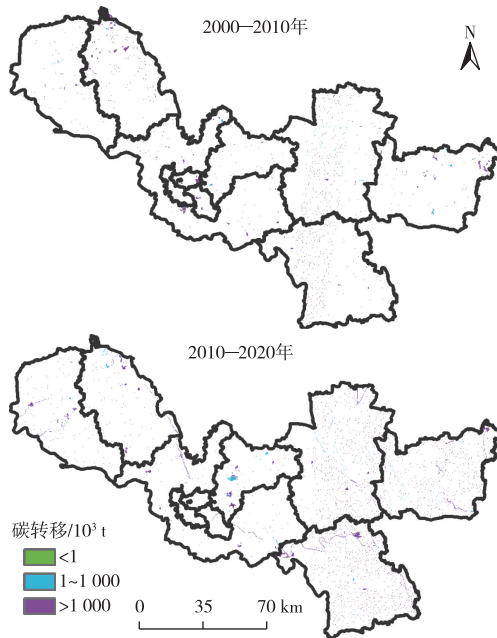


图 9 徐州市负碳转移空间分布
Fig. 9 Spatial distribution of negative carbon transfer in Xuzhou

图 10 为徐州市土地生态关系的空间分布。可以看出,呈现竞争关系的土地更为聚集,总体来说呈竞争关系的区域土地面积比互惠互利关系的土地面积大。结合徐州市总体利用规划图来看,徐州市 5 个主城区的土地利用类型均表现出竞争关系,特别是铜山区、鼓楼区和云龙区。呈互惠互利关系的区域大多呈点状分布在下属区县。

由于土地利用变化主导了负碳转移,该研究着重分析了互利和竞争 2 种典型的土地生态关系。可以得出,研究期内耕地与湿地的生态关系均为互利,在碳排放量固定且这 2 类土地没有明显的转换关系前提下,耕地排放的碳被湿地吸收,促进了湿地的扩张,同时湿地扩张带来的碳吸收加强也减轻了整个系统碳排放的压力,有利于耕地的扩张。因此,这 2 类土地面积在 2000—2020 年都有少量的增长。研究期间城市建成区和工业与交通用地的生态关系为竞争关系。由于城市建成区和工业与交通用地在发展的同时会带来碳排放,在系统碳排放有限的前提下两者之间必然存在竞争关系。

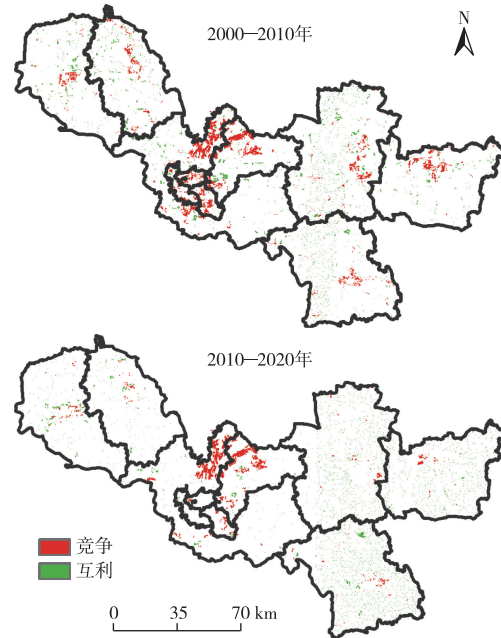


图 10 徐州市土地生态关系的空间分布
Fig. 10 Spatial distribution of land ecological relationships in Xuzhou

2.3 脱钩关系分析

2000—2020 年徐州市各阶段碳排放与经济增长均呈现增长连结状态,在经济增长的同时,碳排放量也在增长,但碳排放量的增长大于经济增长。如表 4 所示,2000—2010 年脱钩弹性系数为 0.88,2010—2020 年脱钩弹性系数为 1.01。徐州市经济发展对碳排放的依赖程度进一步提高,这主要是因为近 20 a 来徐州市建设用地扩张,且发展了部分高耗能企业,导致碳排放量和经济增长均较快。这一系数的增加说明徐州市高碳排放的企业规模有增无减,这对 2030 年前实现碳达峰有很大的压力。

表 4 2000—2020 年徐州市脱钩系数及状态

Table 4 Decoupling coefficient and status of Xuzhou from 2000 to 2020

年份	碳排放 增长比值	GDP 增长 比值	脱钩弹性 系数	状态
2000—2010	1.26	0.70	0.88	增长连结
2010—2020	1.56	0.68	1.01	增长连结

2.4 推力和拉力的特点分析

表 5 为推力和拉力贡献值最大的土地利用类型。2000—2010 和 2010—2020 年,地-碳网络中拉力贡献率最大的 3 种用地类型保持不变,分别是城市建成区、农村居民点、工业与交通建设用地,作为碳排放系数最高的 3 种用地类型,在地-碳网络中

驱拉动碳循环发挥了绝大部分作用。推力一般由自然土地贡献,例如森林、草原、湿地、湖泊等自然固碳土地,徐州市最大的推力来自耕地。结合实地调研和图像分析,徐州市主要土地利用类型为耕地,占总面积的 68.2%。在地-碳网络中,固碳和减碳的推力主要来自于其他高碳排放系数的土地利用类型向耕地的转换。此外由于徐州市属于资源

型城市,在早些年发展矿业的基础上,大量耕地被矿场取代,在矿区发展过程中,周围的土地利用类型又转化为工业与交通用地和农村居民点。矿产资源枯竭后,矿区的土地下沉成为水域,在原有居民地保留的基础上土地利用类型又变为耕地,导致在时间维度上碳的排放量增多,排放的增长速率减小。

表 5 推力和拉力贡献率

Table 5 Push and pull contributions

项目	年份	耕地	林地	草地	水域	城市建成区	农村居民点	工业与交通建设用地	裸地
拉力	2000—2010	2.09	0.01	0	0.02	36.01	1.18	60.69	0
	2010—2020	0.82	0.01	0	0.11	5.07	1.16	93.29	0
推力	2000—2010	49.55	0.26	0.15	1.17	0.79	2.15	45.92	0
	2010—2020	65.93	10.30	0.08	1.56	3.46	7.92	10.74	0

3 讨论

3.1 ENA 对城市土地利用调整的政策影响

土地利用类型变化分析与城市碳平衡评价框架可以为城市空间规划中的土地利用优化提供政策建议。上述地-碳网络的生态关系表明,城市中心区各种土地利用类型之间存在竞争关系,加剧了局部碳失衡。在城市建成区扩张过程中,由于耕地保护政策,湿地、林地、草地等自然土地被占用。土地利用制度中存在着城市扩张、耕地保护和生态保护之间的矛盾。此外,对于占用的耕地,由于严格的耕地保护政策,维护耕地面积的动态平衡只能通过占用其他土地来弥补耕地损失,这更加增加了对其他自然土地的压力。所以在城市扩张过程中,工业用地要发展密集型产业,形成产业园区,发展高新技术产业,可在提高土地利用效率的同时,有效缓解城市中心的土地竞争压力。同时,利用卫片识别等平台对城区的用地类型进行快速动态更新,对低效住宅用地、低效工业用地、低效仓储用地进行精准识别,提升废弃土地的更新率,进一步缓解城市中心土地资源紧张带来的土地碳排放竞争压力。

由于林地生态系统的地上植被和地下根系生物量均高于耕地,所以林地向耕地的转移可导致系统碳排放量的增多。此外,城市用水增加导致湿地干旱,湿地开发为耕地也产生了额外的碳排放。这是由于湿地干旱过程中厌氧环境的消失加速了表层土壤有机质的分解,从而将有机物中的碳释放到大气中。所以城市水域面积的减少不仅会减弱自然土地的碳吸收功能,而且会因为湿地等自然土地的退化增加碳排放。因此,为了降低碳排放强度,

可以在城区增加湿地、公园、湖泊的比例,缓解城区碳排放强度,同时在这一过程中构建土地类型之间的互利关系,有利于缓解城区土地碳排放竞争关系。此外,加强对湿地和林地这类土地的保护力度,防止这类土地发生退化导致二次碳排放。

呈互利关系的区域大多分散在下属县市,这是自然用地类型之间转换形成的。与城区相比,郊区和下属县市的绿植率更高,对应自然土地转移的比例更高,故土地碳转移的关系表现为互利。但是从分布上看,互利关系的区域呈离散分布,生态效益低^[26]。可以对自然土地进行人工整治,例如人工种植经济林木、发展大面积果园,成片的自然土地在保持互利关系的基础上,扩大互利面积,不仅对经济增长有贡献,而且可降低碳排放,有利于减小脱钩系数。

3.2 政策模拟分析

基于量化的碳转移计算网络,可以模拟政策对碳转移强度的影响。

方案一:调整土地利用结构,减少建设用地占用耕地的数量。假定建设用地占用耕地的面积比例减少 10%,其他保持不变。结果显示,在控制耕地转化为建设用地的数量之后,2000—2010 年,正碳转移减少 116.08 万 t,占总碳转移的 15%;2010—2020 年,正碳转移减少 279.88 万 t,占总碳转移的 9%。土地利用结构的合理配置,不仅能提升城市自身的土地资源的集约利用度,还可以促进整个区域的产业和经济发展,从而减少城市对土地财政的依赖,抑制碳源的发展,减少建设用地产生的碳排。

方案二:减少汽车使用数量,提高城市公共交通分担率。假设通过鼓励搭乘地铁与其他公共出

行减少 10% 的汽车使用数量,结果显示,每年工业与交通建设用地的碳排放量平均减少 21.36 万 t。这不仅有助于完善公共交通基础设施,还可以降低单位运输周转能耗。

4 结论与不足

该研究旨在利用生态网络分析构建 2000—2010 和 2010—2020 年 2 个时段徐州市土地利用变化和碳平衡变化的关系框架,并对影响因素进行分析,基于土地利用转化矩阵和碳转移矩阵,通过脱钩弹性系数、地碳关联率和推拉权重多个角度测度碳转移,具体结论如下:

(1) 研究区土地相关碳转移类型与分布较为固定。在类型上,2 个时间段的主导正碳转移类型都为耕地转工业与交通建设用地,其余碳转移类型在 2 个时间段差异不大;在分布上,负碳转移往往分布在城市行政区划的边界、郊区和下属县市,而正碳转移则主要分布在城市中心位置。

(2) 呈互利关系的土地利用类型散布在城市周边,竞争关系则集中分布在城市中心。自然土地类型在城市边缘区和下属县市表现出互利关系,而其他土地利用类型(包括工业与交通建设用地、城市建成区、农村居民点)在城市中心区表现为竞争关系。

(3) 推力和拉力权重分析表明,徐州市的主导推力权重贡献来自耕地、林地、草地,主要的拉力权重贡献来自高碳排放的土地利用类型,例如城市建成区、工业与交通建设用地、农村居民点。2000—2010 和 2010—2020 年徐州市的地-碳关联率分别为 0.74 和 0.82,说明土地利用类型变化对碳平衡的影响程度在增加。弹性脱钩分析表明,徐州市各阶段碳排放和经济增长呈现增长连结的状态,经济发展对碳排放的依赖程度进一步提高,需要加快发展低碳经济的步伐。

与传统碳循环主要关注碳的物理释放和吸收不同,该研究利用 ENA 的地-碳关系框架提供了一个弹性的空间视角,来探索土地利用变化对城市碳平衡网络的整体影响。参考生态系统中食物链间的能量流动,研究引入了土地生态关系描述土地类型之间的碳转移,同时 ENA 的效用分析可以通过土地生态关系的空间分布,间接反映城市扩张相关的社会、政治、经济活动影响,确定土地利用格局的具体调整位置。此外,推力和拉力分析可以反映每种土地利用类型对碳转移的贡献效应,并通过主要节点和路径来调整土地利用配置与弹性低碳转型。

引入经济学的脱钩系数直观反映研究区域的经济发展与碳排放的关联程度,用以衡量城市低碳经济的发展程度。最后基于量化框架可以计算相应政策变化导致的碳减排量。同时,研究也存在一定的局限性。例如时间分辨率过低,以 10 a 为一个研究时段,会让土地利用类型变化比较明显,减少相对识别误差,但是也会让量化指标的时间指向性不强。

参考文献:

- [1] GRIMM N B, FAETH S H, GOLUBIEWSKI N E, *et al.* Global Change and the Ecology of Cities[J]. *Science*, 2008, 319(5864): 756-760.
- [2] ZHAO M, TAN L R, ZHANG W G, *et al.* Decomposing the Influencing Factors of Industrial Carbon Emissions in Shanghai Using the LMDI Method[J]. *Energy*, 2010, 35(6): 2505-2510.
- [3] HUTYRA L R, YOON B, ALBERTI M. Terrestrial Carbon Stocks across a Gradient of Urbanization: A Study of the Seattle, WA Region[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(2): 783-797.
- [4] CHUAI X W, HUANG X J, QI X X, *et al.* A Preliminary Study of the Carbon Emissions Reduction Effects of Land Use Control[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 36901.
- [5] 魏燕茹, 陈松林. 福建省土地利用碳排放空间关联性与碳平衡分区[J]. *生态学报*, 2021, 41(14): 5814-5824. [WEI Yan-ru, CHEN Song-lin. Spatial Correlation and Carbon Balance Zoning of Land Use Carbon Emissions in Fujian Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(14): 5814-5824.]
- [6] 张润森, 张峻屹, 吴文超, 等. 基于土地利用-交通-能源集成模型的城市交通低碳发展路径: 以常州市为例[J]. *城市与区域规划研究*, 2020(2): 57-73. [ZHANG Run-sen, ZHANG Jun-yi, WU Wen-chao, *et al.* Development Paths for Low-Carbon Urban Transportation Based on an Integrated Model of Land Use-Transport-Energy: A Case Study of Changzhou[J]. *Journal of Urban Regional Planning*, 2020(2): 57-73.]
- [7] 叶长盛, 袁壮壮, 胡梦珊. 南昌市土地利用低碳优化模拟研究[J]. *国土资源科技管理*, 2021, 38(5): 25-39. [YE Chang-sheng, YUAN Zhuang-zhuang, HU Meng-shan. Simulation Study on Low Carbon Optimization of Land Use in Nanchang City[J]. *Scientific and Technological Management of Land and Resources*, 2021, 38(5): 25-39.]
- [8] XU H Z, ZHANG W J. The Causal Relationship between Carbon Emissions and Land Urbanization Quality: A Panel Data Analysis for Chinese Provinces[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 137: 241-248.
- [9] 李涛, 杨知建, 甘德欣, 等. 长株潭城市群土地利用/覆被变化对碳效应的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(4): 539-545. [LI Tao, YANG Zhi-jian, GAN De-xin, *et al.* Influence of Changes in Land Use/Cover on Carbon Effect in Chang-Zhu-Tan Urban Agglomeration[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(4): 539-545.]
- [10] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[R]. Bracknell, UK: United Kingdom Meteorological Office, 2006.

- [11] 彭文甫,周介铭,徐新良,等.基于土地利用变化的四川省碳排放与碳足迹效应及时空格局[J].生态学报,2016,36(22):7244-7259.[PENG Wen-fu,ZHOU Jie-ming,XU Xin-liang, *et al.* Effect of Land Use Changes on the Temporal and Spatial Patterns of Carbon Emissions and Carbon Footprints in the Sichuan Province of Western China, from 1990 to 2010[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(22):7244-7259.]
- [12] ABOUMAHBOUB T, SCHABER K, WAGNER U, *et al.* On the CO₂ Emissions of the Global Electricity Supply Sector and the Influence of Renewable Power-Modeling and Optimization [J]. *Energy Policy*, 2012, 42:297-314.
- [13] 黄钰.安徽省水-能耦合关系与作用机制研究[D].南京:南京大学,2019.[HUANG Yu. Water-Energy Nexus Relationship and Action Mechanism in Anhui Province[D]. Nanjing: Nanjing University, 2019.]
- [14] LIN J Y, KANG J F, BAI X M, *et al.* Modeling the Urban Water-Energy Nexus: A Case Study of Xiamen, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 215:680-688.
- [15] 王小辣,段凯,韦林.基于WaSSI模型的珠江流域水-碳耦合模拟[J].应用生态学报,2022,33(5):1377-1386.[WANG Xiao-la, DUAN Kai, WEI Lin. Simulation of Water and Carbon Coupling of the Pearl River Basin Based on the WaSSI Model[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(5):1377-1386.]
- [16] GAO T, FANG D L, CHEN B. Multi-Regional Input-Output and Linkage Analysis for Water-PM_{2.5} Nexus [J]. *Applied Energy*, 2020, 268:115018.
- [17] 王宁馨.社会-生态网络分析视角下的兰州市公园管理耦合模式研究[D].兰州:兰州大学,2020.[WANG Ning-xin. Research of the Coupling Models of Urban Parks Management in Lanzhou Based on the Perspective of Social-Ecological Network Analysis [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2020.]
- [18] 谭美秋,崔耀平,马晓哲,等.河南省农田生态系统碳汇核算研究[J/OL].[2022-04-18].生态与农村环境学报:1-14. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0732.[TAN Mei-qiu, CUI Yao-ping, MA Xiao-zhe, *et al.* Study on Carbon Sequestration Estimation of Cropland Ecosystem in Henan Province [J/OL]. [2022-04-18]. *Journal of Ecology and Rural Environment*: 1-14. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0732.]
- [19] 穆献中,朱雪婷.城市能源代谢生态网络分析研究进展[J].生态学报,2019,39(12):4223-4232.[MU Xian-zhong, ZHU Xue-ting. Research Progress on Ecological Network Analysis of Urban Energy Metabolism [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(12):4223-4232.]
- [20] European Space Agency. Worldwide Land Cover Mapping [DB/OL]. (2020-10-20) [2022-03-10]. <https://esa-worldcover.org/worldcover>.
- [21] 周思宇,郗凤明,尹岩,等.东北地区耕地利用碳排放核算及驱动因素[J].应用生态学报,2021,32(11):3865-3871.[ZHOU Si-yu, XI Feng-ming, YIN Yan, *et al.* Accounting and Drivers of Carbon Emission from Cultivated Land Utilization in Northeast China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(11):3865-3871.]
- [22] 张清,陶小马,杨鹏.特大型城市客运交通碳排放与减排对策研究[J].中国人口·资源与环境,2012,22(1):35-42.[ZHANG Qing, TAO Xiao-ma, YANG Peng. Research on Carbon Emissions from Metropolis Urban Passenger Transport and Countermeasures [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2012, 22(1):35-42.]
- [23] PAK, MYONG, SOP, *et al.* A Comparative Study on the Carbon Emission Trading Schemes from Transport Logistics Sector [J]. *통상법률*, 2011(97):54-92.
- [24] 陈鑫.快速城镇化地区土地利用碳排放效应研究:以江苏省为例[D].徐州:中国矿业大学,2017.[CHEN Xin. Research on the Effect of Land Use Carbon Emissions in Rapid Urbanization Area: A Case Study of Jiangsu Province [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2017.]
- [25] 段晓男,王效科,逯非,等.中国湿地生态系统固碳现状和潜力[J].生态学报,2008,28(2):463-469.[DUAN Xiao-nan, WANG Xiao-ke, LU Fei, *et al.* Carbon Sequestration and Its Potential by Wetland Ecosystems in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2):463-469.]
- [26] 陈德超,施祝凯,王祖静,等.苏州环太湖地区生态网络构建与空间冲突识别[J].生态与农村环境学报,2020,36(6):778-787.[CHEN De-chao, SHI Zhu-kai, WANG Zu-jing, *et al.* Ecological Network Construction and Spatial Conflict Identification around Taihu Lake Area in Suzhou City [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(6):778-787.]

作者简介: 邹康(2001—),男,湖北仙桃人,主要研究方向为城市治理、城市扩张、国土整治。E-mail: 2745045528@qq.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0205

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.

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

杜涵蓓, 赵立君, 刘臣炜^①, 仇宽彪, 李海东 (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: CO₂排放是城市碳达峰预测研究的重要内容,准确核算碳排放对实现城市产业绿色转型发展与碳中和具有重要意义。主城区产业以生活功能、生产研发和服务业为主,缺乏独立的主城区能源消费统计,导致碳排放核查存在空白。为此,以南京某市辖区为研究对象,结合 2011—2020 年南京市能源统计数据,从碳排放影响因素和终端能源消费计算 2 个方面分析市辖区碳排放特征,并采用 Kaya 碳排放恒等式和 LEAP 模型,设置不同的情景,预测未来碳排放趋势和达峰时间。结果表明:2011—2020 年研究区能源消费从 108.99 万增长至 222.02 万 t(以标准煤计),CO₂排放量仍处于快速增长期,2020 年碳排放量相比 2011 年增长 82.27%,但能耗强度由 0.324 下降到 0.200 t·万元⁻¹,化石燃料使用占比逐渐减少,用电量增加。2020 年研究区碳排放强度为 0.337 t·万元⁻¹,低于南京市平均水平(0.75 t·万元⁻¹)。积极推动低碳转型发展,研究区可实现 2030 年前碳达峰的目标。人均生产总值和能源强度是影响主城区碳排放的最重要因素。研究结果为主城区碳达峰预测提供了一种可行的核算方法,对城市碳排放核算、减排模式优选及减排任务分解具有指导意义。

关键词: 碳排放; 主城区; 能源; 情景预测; 碳达峰

中图分类号: X24; X196 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-0983-09

Prediction of Peaking Carbon Dioxide Emissions in Main City Areas Based on LEAP Model and KAYA Model and Analyses on Its Uncertainty. DU Han-bei, ZHAO Li-jun, LIU Chen-wei^①, QIU Kuan-biao, LI Hai-dong (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: Carbon (CO₂) emission is an important part of researches on urban carbon peak emission prediction. Accurate accounting of carbon emission is of great significance to achieve urban green transformation and development of urban industries and carbon neutrality. The industries in the main urban area are mainly based on living functions and Production R & D, and service industries, and there is a lack of independent statistical data such as energy consumption, which resulting in gaps in carbon emission verification. To this end, taking a municipal district in Nanjing City, Jiangsu Province as the research object, combined with the energy consumption statistics of Nanjing City from 2011 to 2020, this paper judges the carbon emission peaking situation in the municipal districts from the two aspects of "carbon emission influencing factors" and "terminal energy consumption calculation". The Kaya carbon emission identity and LEAP model were used to set different scenarios to predict the future carbon emission trend and peak time. The results show that: (1) From 2011 to 2020, energy consumption in the study area increased from 1 089 900 tons of standard coal to 2 220 200 tons of standard coal, and CO₂ emissions were still in a period of rapid growth. Carbon emissions in 2020 increased by 82.27% compared with 2011. However, the energy consumption intensity gradually decreased from 0.324 to 0.200 tons of standard coal per 10 000 yuan; the proportion of the use of fossil fuels gradually decreased, while the electricity consumption increased. (2) The carbon emission intensity of the study area in 2020 is 0.337 t·10 000 yuan⁻¹, which is lower than the average level of Nanjing (0.75 t·10 000 yuan⁻¹). By actively promote low-carbon transformation development, the research area will

收稿日期: 2021-11-14

基金项目: 中央级科研院所基本科研业务专项(GYZX210101); “长三角生态环境保护一体化”研究院项目(ZX2022QT043)

① 通信作者 E-mail: lcw@nies.org

be able to achieve the goal of carbon emission peaking by 2030. (3) GDP per capita and energy intensity are the two most important factors affecting urban carbon emissions. The research results provide a feasible accounting method for the prediction of carbon emission peaking in the main urban area, which has guiding significance for urban carbon emission accounting, emission reduction model optimization and emission reduction task allocation.

Key words: carbon emissions; main urban area; energy; scenario forecasts; carbon emission peaking

联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)第五次评估报告认为,传统化石能源消费产生的二氧化碳(CO₂)等温室气体排放是造成全球温室效应的主要原因^[1]。城市碳达峰受到国内外学者的广泛关注,城市作为人类经济社会活动集中分布区域,是重要的碳排放源,也是实现“双碳”目标的主战场,随着城市化进程的推进,城市CO₂排放量会进一步增加^[2]。根据IPCC第五次评估报告,城市能源消耗量约占全球能耗总量的67%~76%^[3],由此产生的CO₂排放量占全球CO₂排放总量的71%~76%,是温室气体排放的最主要来源^[4],城市地区的生产生活活动(如制造业生产、商业、交通等)是全球人为碳排放的主要驱动因素^[5]。同时,城市更易普及清洁能源技术,实施碳减排策略^[6],因此也成为减缓社会经济系统对全球气候变化影响、推进低碳转型可持续发展的重要研究对象和突破口。

城市碳排放核算的是城市经济、社会、环境体系在一段时间内的温室气体总排放量^[7]。然而,现有碳排放模型主要应用于宏观层面的国家地区及微观层面的企业。如何在一个中观层面,即城市/园区开展碳排放核算,是当前研究的重点和难点。目前在碳排放核算方面,由于采用的计算方法不同,容易导致碳排放量被人为高估或低估^[8]。同时,现有研究更多强调历史排放分析,对未来发展趋势研究相对偏少。日本学者Kaya提出的Kaya恒等式是首次将CO₂排放与人类活动联系起来^[9],由此产生的Kaya分解法被广泛应用于碳排放峰值预测研究。长期能源替代规划系统模型(long range energy alternatives planning, LEAP)由斯德哥尔摩环境研究所(Stockholm Environment Institute, SEI)开发,已广泛用于产业结构优化与碳减排^[10]、碳排放情景预测、碳捕获等研究领域。DIETZ等^[11]则将IPAT模型改进为随机形式,被称为STIRPAT模型,人口规模和收入水平是STIRPAT模型中的核心驱动因素。从已有研究来看,人口和收入对CO₂排放量变化的影响显著^[12]。

长三角区域是中国经济发展水平最高的区域之一,其城市群也是世界级城市群之一,但是在CO₂

排放方面,由于能源结构不够清洁,大部分城市的产业结构还是以高耗能行业为主,导致长三角地区CO₂排放量一直处于全国前列,占中国总排放量的1/5以上^[13-15]，“十三五”期间年均增速为2.4%^[16]。南京市是长江经济带城市群中以服务业为主的代表性城市。研究区作为主城区的市辖区,缺乏独立的能源、电力等统计数据。研究区未来新增开发空间有限,重大工业项目少,服务业已占据绝对主导地位,在高质量发展方面具备较好基础,但也面临能源消费和碳排放水平较高等问题,亟待以“双碳”目标为引领,推进产业结构和能源结构的绿色低碳转型发展。因此,该研究以南京某主城区为例,基于Kaya碳排放恒等式和LEAP模型,通过情景分析方法,分析在基准、低排放和技术突破这3种情景下的碳排放变化趋势,预测碳达峰时间,探究碳排放量的主要影响因素,以期为类似地区的主城区碳达峰路径制定提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区总面积为75.46 km²,属北亚热带湿润气候区,年均降水量约1 106 mm,年平均温度约15.4℃,境内地貌类型多样,低山、丘陵、岗地和平原交错分布。紫金山、湖泊面积占全区面积的近50%,绿化覆盖率达62.99%。该区是国家重要的科研、文化、商务中心,也是华东地区现代服务业基地。目前,全区下辖7个街道。2020年全区常住人口为53.78万人,相比2015年减少11.46万人,“十三五”期间,地区生产总值由708.36亿增至1 108.66亿元。自2019年后,GDP稳定在千亿元以上,年均增速超9%。

1.2 数据来源

研究采用的数据主要包括该区能源消费、土地利用、人口和生产总值等。社会经济和各部门能源消耗数据主要来自南京市和该区近10 a公开发表的统计数据、行业标准、政策文件、发展规划、研究报告等资料,包括《中国能源统计年鉴2019》《南京统计年鉴2010—2021》《江苏省生态环境厅2021年推动碳达峰碳中和工作计划》《2006年IPCC国家温

室气体排放清单指南》《省级温室气体清单编制指南》等。对于一些具体行业和重点企业,如酒店、学校、医院、大型综合商业建筑等,则直接采用调研问卷的方式,以确保数据的科学性与准确性。通过比较、综合分析和梳理相关数据资料,对尚不确定的数据资料进行分类,并进一步开展统计折算获取数据。

1.3 研究方法

1.3.1 CO₂排放量测算方法

根据《2006年IPCC国家温室气体清单指南》中第2卷和《省级二氧化碳排放达峰行动方案编制指南》建立了CO₂排放量的估算公式。CO₂排放总量(C)由能源活动直接产生的CO₂排放量(C_d)与电力调入蕴含的间接CO₂排放量(C_i)相加得到,计算公式为

$$C = C_d + C_i, \quad (1)$$

$$C_d = \sum A_i \times F_{E,i}. \quad (2)$$

式(1)~(2)中, A_i 为不同种类能源(包括煤炭、石油、天然气)的消费量,t(以标准煤计),各能源折算标准煤的参考系数参照各年度《中国能源统计年鉴》; $F_{E,i}$ 为不同种类能源的排放因子,采用国家温室气体清单的排放因子数据。

电力调入蕴含的间接CO₂排放量(C_i)可以利用各辖区内电力调入电量和省级电力排放因子计算得到,计算公式为

$$C_i = \sum A_e \times F_{E,e}. \quad (3)$$

式(3)中, A_e 为地区电力调入量,kW·h; $F_{E,e}$ 为省级电力排放因子。电网碳排放系数来源于《关于做好2022年企业温室气体排放报告管理相关重点工作的通知》^[17],天然气碳排放系数与液化石油气碳排放系数来源于《城市温室气体清单研究》^[18]。据此得到煤炭、石油、天然气的CO₂排放因子分别为2.66、1.73、1.56 t·tce⁻¹(tce为吨标准煤当量),2016年华东区域电网平均CO₂排放因子为0.682 9 kg·(kW·h)⁻¹。

1.3.2 碳排放影响因素识别

采用STIRPAT模型分析研究区碳排放的影响因素。STIRPAT模型最早由YORK等^[19]提出,用于研究环境的影响因素,它是由IPAT模型演变而来,该模型的优点在于避免了同比例变动问题的影响^[20],能表征各个影响因素的变动对应的环境变化,因此被广泛应用于温室气体预测研究。

根据唐赛等^[21]构建的扩展的STIRPAT模型对城市碳排放影响因素进行分解^[22],引入民用交通

(人均拥有汽车数量)指标研究城市民用交通建设对碳排放的影响程度。结合中国典型城市发展状况,选取人均收入水平、能源强度、城市人口、产业结构、民用交通指标扩展STIRPAT模型,构建城市碳排放与其影响因素间的计量模型,其表达式为

$$E_C = c \times P \times P_{GD}^{b_1} \times I_E^{b_2} \times P^{b_3} \times S_1^{b_4} \times T_p^{b_5} \times u. \quad (4)$$

式(4)中, E_C 为城市碳排放量,万t; P_{GD} 为人均收入水平,万元; I_E 为能源强度,t·万元⁻¹; P 为城市人口,万人; S_1 为第三产业产值占地区生产总值的比重,表征产业结构,%; T_p 为人均车辆拥有数,辆·人⁻¹; b_1 、 b_2 、 b_3 、 b_4 、 b_5 为相应因子的弹性系数,表示当相应因子变化1%时引起碳排放量的变化率; u 为模型随机干扰项。对上式两边取对数,得到:

$$\ln E_C = \ln c + b_1 \ln P \times P_{GD} + b_2 \ln I_E + b_3 \ln P + b_4 \ln S_1 + b_5 \ln T_p + \ln u. \quad (5)$$

为消除非平稳时间序列出现的“伪回归”现象,先利用Eviews 8.0软件对各变量进行ADF单位根检验。在经过二阶差分后序列平稳,可得到各变量的零阶单整序列。然后,构建主城区碳排放与影响因素的回归模型,为降低时间自相关性与变量内生性的影响,采用固定效应的自回归移动平均模型。控制自回归项并考虑固定效应后,其能够在一定程度上降低模型存在的时间自相关性并降低自变量的内生性。实证结果表明,研究区的回归模型拟合度较好,且均通过D.W.检验。

1.3.3 碳排放预测方法

(1) LEAP模型

LEAP模型是用于能源-环境和温室气体排放的情景分析软件^[23]。它是一种“自下而上”的集成结构模型^[24],涵盖了能源转换部门和能源终端使用部门的能源消费活动。模型假定各部门的能源消费可以由活动水平和能源强度表示,各部门的CO₂排放量根据其能源消费量、能源结构、能源的排放因子计算得到:

$$E = A_{LO} \times I_E, \quad (6)$$

$$C = \sum E_i \times F_{E,i}. \quad (7)$$

式(6)~(7)中, E 为能源消费量; I_E 为能源强度; E_i 为第*i*种能源的消费量; $F_{E,i}$ 即为第*i*种能源的CO₂排放因子; A_{LO} 为活动水平,可以用物理指标(如产品产量)衡量,也可以用经济指标(如工业增加值)来衡量。能源强度为单位活动或产出所需的能源消费量,例如单位GDP能耗、吨钢生产综合能耗、汽车的百公里行驶油耗等,均可在一定程度上反映能源

利用的效率。由于不同能源品种的 CO₂ 排放因子差异较大,能源消费量需根据能源消费结构进一步细化。

(2) Kaya 恒等式

Kaya 恒等式是由日本学者 Yoichi Kaya 于 1989 在联合国政府气候变化专门委员会举办的研讨会上提出的^[25]。Kaya 恒等式通过一个简单的数学公式,“自上而下”将 CO₂ 排放量分解成与人类生产活动相关的 4 个要素,具有数学形式简单、分解无残差、对碳排放变化推动因素解释力强等优点^[26],在定量研究 CO₂ 排放量领域被广泛使用。Kaya 恒等式的数学表达式为

$$C = \frac{C_p}{E_p} \times \frac{E_p}{P_{CD}} \times \frac{P_{CD}}{P} \times P \quad (8)$$

式(8)中, E_p 为能源消费量,t(以标准煤计); P_{CD} 为国内生产总值,亿元; P 为人口,万人; $\frac{C_p}{E_p}$ 为单位能

源消费产生的 CO₂ 排放; $\frac{E_p}{P_{CD}}$ 为生产单位 GDP 需要

的能源消耗; $\frac{P_{CD}}{P}$ 为人均 GDP。通过对 Kaya 恒等式的分析可以看出,碳排放量的变化是人口变化、经济发展和能源消费结构共同作用的结果。

基于 2011—2020 年研究区资源禀赋、经济社会发展、产业结构变化以及 CO₂ 排放趋势,考虑相关模型所需数据的可得性,选择“自上而下”分析模型中的 Kaya 模型作为 CO₂ 排放峰值研究的第 1 种预测模型。根据《省级二氧化碳排放达峰行动方案编制指南(征求意见稿)》要求,为全面落实江苏省能源管控目标,为研究区 CO₂ 排放和长期能源规划目标提供更有参考价值的依据,选择“自下而上”分析模型中的 LEAP 模型作为研究区 CO₂ 排放峰值研究的第 2 种预测模型。通过 2 种分析模型相结合的方式,综合确定 CO₂ 排放达峰目标。

2 结果与分析

2.1 2011—2020 年 CO₂ 排放变化与能源结构特征

2011—2020 年,研究区由能源消费产生的 CO₂ 排放总量从 205.1 万增长至 373.8 万 t(图 1)。由表 1 可知,碳排放强度相关指标均呈逐年下降趋势,2011—2020 年,单位 GDP 碳排放强度从 0.610 下降为 0.337 t·万元⁻¹;工业碳排放强度从 1.42 下降为 0.65 t·万元⁻¹;第三产业碳排放强度在 2011—2019 年稳定下降,2020 年略有上升,为 0.28 t·万元⁻¹。根据《南京市“十四五”低碳发展规划》,2020 年南

京市单位 GDP 碳排放强度为 0.75 t·万元⁻¹,研究区远低于南京市平均水平。从不同能源消费类型来看,研究区碳排放主要来自于电力消费,从不同产业来看,第三产业碳排放量占主导地位且持续增加,第二产业占比较少(图 2~3)。

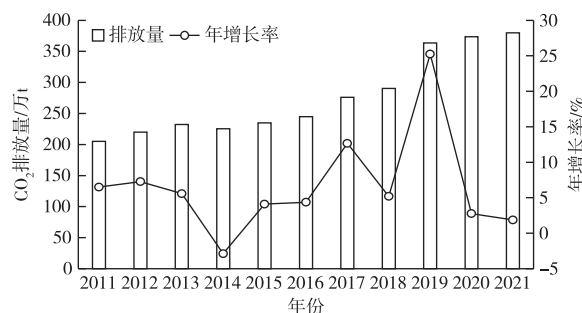


图 1 2011—2020 年研究区 CO₂ 排放量及年增长率

Fig. 1 CO₂ emissions and annual growth rate in the study area from 2011 to 2020

表 1 2011—2020 年研究区碳排放强度统计

Table 1 Statistics of carbon emission intensity in the study area from 2011 to 2020

年份	单位 GDP 碳排放强度/ (t·万元 ⁻¹)	碳排放强度 下降率/%	工业碳排放 强度/ (t·万元 ⁻¹)	第三产业碳 排放强度/ (t·万元 ⁻¹)
2011	0.610	9.822	1.423	0.414
2012	0.530	13.100	1.258	0.369
2013	0.499	5.975	1.173	0.351
2014	0.467	6.257	0.808	0.306
2015	0.435	6.954	0.810	0.283
2016	0.415	4.538	0.887	0.271
2017	0.371	10.761	0.875	0.273
2018	0.357	3.756	0.725	0.268
2019	0.353	1.045	0.669	0.273
2020	0.337	4.459	0.653	0.284

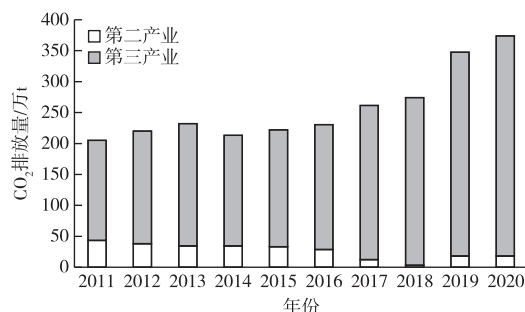


图 2 2011—2020 年研究区不同产业 CO₂ 排放量

Fig. 2 CO₂ emissions of different industries in the study area from 2011 to 2020

从不同发展阶段看,“十三五”阶段碳排放增长明显高于“十二五”阶段。从不同能源类型碳排放

变化趋势来看,2011—2020 年研究区煤品碳排放逐渐减少,电力碳排放持续增加。

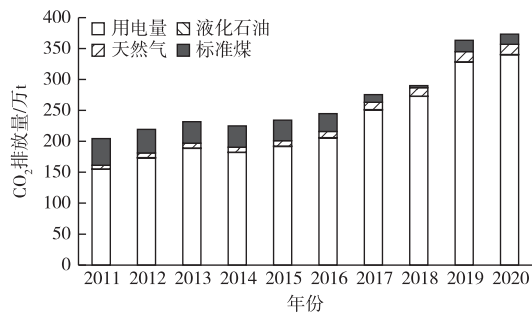


图3 2011—2020 年研究区不同能源 CO₂排放量

Fig. 3 CO₂ emissions of different energy sources in the study area from 2011 to 2020

由图4可知,该区的能源消费仍然呈持续增长趋势,且增加幅度逐年提升,能源消费总量从2016年的84.6万增长至2020年的132.0万t,2019和2020年增长速度最快,累计增幅55.9%,2020年受疫情影响,能耗总量略有下降。由表2可知,2011—2020年能源消耗强度逐年减少,2020年略有上升;单位工业增加值能耗持续下降,由2011年的1.421 t·万元⁻¹下降为2020年的0.844 t·万元⁻¹。同时能源结构不断优化,2020年电力消费占比约为89%,较2011年上升了15%以上;天然气占比约为6%,原油占能源消费比例的4%,煤品消费下降到2%,能源消费结构逐渐向清洁低碳加速转变。从产业结构方面,第三产业的标准煤消费量占比约为85%,居民生活占比约为13%,第二产业占比约为2%,可见该区能源消费以第三产业为主。

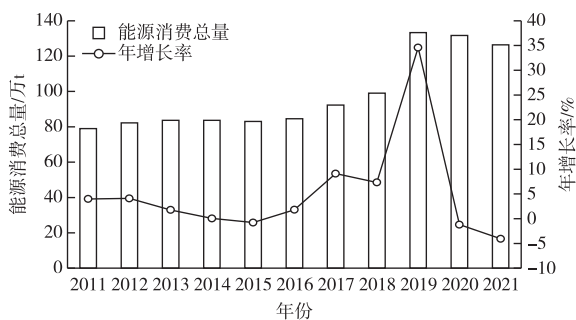


图4 2011—2020 年研究区能源消费情况

Fig. 4 Energy consumption in the study area from 2011 to 2020

2.2 城市碳排放影响因素

为探析以研究区为代表的城市中心碳排放响

因素,采用 SPIRPAT 模型将城市碳排放影响因素分解为人均收入水平、能源强度、城市人口、产业结构、人均交通。为降低时间自相关性与变量内生性的影响,利用 Eviews 9.0 软件,运用协整检验与自回归移动平均模型(ARMA)进行分析,回归结果显示,收入水平的相关系数为 0.988 ($P < 0.01$),能源强度为 0.798 ($P < 0.01$),城市人口为 0.963 ($P < 0.05$),产业结构为 -0.727 ($P < 0.05$),人均交通为 0.856 ($P < 0.05$)。

表2 2011—2020 年研究区能源强度变化

Table 2 Changes in energy intensity of the study area from 2011 to 2020

年份	GDP 能耗强度/ (t·万元 ⁻¹)	GDP 能耗强度下降 率/%	工业能耗强度/ (t·万元 ⁻¹)	单位工业能耗强度下 降率/%	第三产业 能耗强度/ (t·万元 ⁻¹)
2011	0.324	10.223	1.421	9.25	0.235
2012	0.285	12.107	1.258	11.493	0.209
2013	0.271	4.909	1.173	6.757	0.200
2014	0.254	6.315	1.162	0.893	0.189
2015	0.237	6.609	1.081	6.969	0.175
2016	0.229	3.647	1.067	1.300	0.169
2017	0.209	8.496	0.982	7.970	0.167
2018	0.204	2.600	0.944	3.909	0.164
2019	0.199	2.347	0.925	1.999	0.165
2020	0.200	-0.688	0.844	8.790	0.165

回归结果说明,人均收入水平和能源强度是城市碳排放最重要的2个影响因素,随着城市经济增长与居民生活水平的提高,碳排放日益增加,该区目前仍处于经济增长的快速上升期,其生产方式和绿色技术创新效率还有待进一步提升,当前的碳排放仍处于快速推进阶段。人口因素作为 STIRPAT 模型中影响城市碳排放的传统要素,表现出正向效果,人口的增长带来碳排放增加。而产业结构变量与碳排放呈现负相关,说明第三产业占比提升,会导致碳排放量减少。而交通方面,人均汽车拥有量与碳排放量之间呈正相关,人均汽车拥有量增加,导致碳排放量呈增加趋势。

2.3 2021—2035 年 CO₂ 排放预测

2.3.1 基于 LEAP 模型的 2021—2035 年 CO₂ 排放预测

采用情景分析方法,探讨不同影响因素对研究区未来能源需求及碳排放的影响,基于未来经济社会发展、能源发展、技术发展以及消费方式变化等主要因素,在既定的经济社会发展目标下,根据研究区能源消费总量、能源效率和能源结构,参考《南京市推进碳达峰碳中和工作方案》《南京市“十四

五”低碳发展规划》，设计了 3 种能源消费需求的碳排放情景。情景 1 为现状延续情景，情景 2 为“加大减排力度+不新增能源项目”情景，情景 3 为“现状+清洁能源+节能减排行动”情景，据此分析研究区实现碳达峰的时间、峰值和路径。

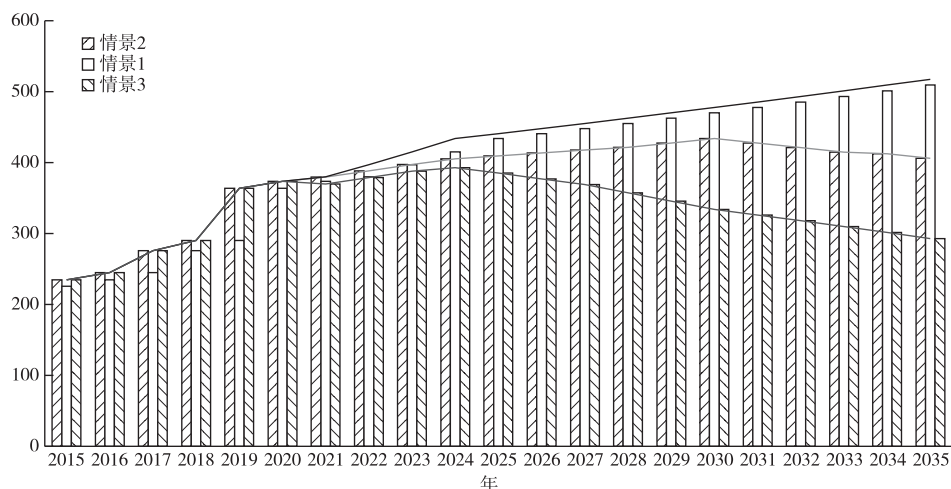
利用不同情景参数数据计算 2016—2035 年各年份碳排放总量，结果如图 5 所示。2021—2025 年，3 种情景下研究区碳排放量均呈现增加趋势。

情景 1 预测结果表明，碳排放量持续增加，2021—2025 年增长幅度最快，随后增速减慢，但总量持续上升，2030 年无法实现碳达峰。情景 2 预测结果表明，2021—2030 年研究区碳排放量呈上升趋势，2030 年出现拐点，达峰时碳排放量为 433.911 万 t，达峰后碳排放量逐步降低。情景 3 由于采取了强制性的碳减排措施，达峰时间明显提前，2024 年可实现碳达峰，此后碳排放大幅下降。

表 3 不同情景碳排放参数设置汇总表

Table 3 Summary of different parameter settings for carbon emission in different scenarios

指标	情景 1	情景 2	情景 3
单位化石能源的碳排放系数	2021—2035 年年均减少 3%	2021—2025 年年均减少速率为 4%，2026—2030 年年均减少速率为 3%，2031—2035 年年均减少速率为 5%	2021—2025 年年均减少 7%，2026—2030 年年均减少 5%，2031—2035 年年均减少 6%
能源消费总量	2021—2025 年年均增长 8%，2026—2035 年年均增长 5%	2021—2025 年年均增长速率为 7%，2026—2030 年年均增长速率为 5%，2031—2035 年年均增长速率为 2%	2021—2035 年年均增长 5%
非化石能源占比	2021—2035 年年均增长 2%	2021—2025 年年均增长速率为 3%，2026—2030 年年均增长速率为 5%，2031—2035 年年均增长速率为 2%	2025 年占比为 13%，2030 年占比为 17.67%，2035 年占比为 23.5%



情景 1 为现状延续情景；情景 2 为“加大减排力度+不新增能源项目”；情景 3 为“现状+清洁能源+节能减排行动”。

图 5 基于 LEAP 模型的研究区 CO₂ 排放情景预测

Fig. 5 Prediction of CO₂ emission scenarios in the study area under LEAP model

2.3.2 基于 Kaya 恒等式的 2021—2035 年 CO₂ 排放预测

依据 Kaya 模型计算所需参数，对常住人口、GDP、能源强度、单位能源碳排放下降率 4 个参数进行设置，通过分析国家、省市低碳发展规划中碳排放总量控制目标及分解落实机制相关要求，并结合该区相关部门“十四五”规划任务目标，综合研判各参数在 2021—2035 年期间的变化趋势，具体设定如表 4 所示。

预测结果如图 4 所示，以 2020 年为基准年，在低碳情景下的研究区 CO₂ 排放量在 2021—2030 年稳定增加，2030 年达到峰值，峰值排放量为 396.74 万 t，之后逐渐下降。2021—2035 年能源强度和持续稳定下降，2035 年每 1 万元 GDP 所需消费的标准煤下降到 0.15 t。

2.3.3 2 种模型预测结果比较

综合 2 种不同模型预测的研究成果分析，基于对未来 5~15 a 区域低碳发展政策和人均能源消费

强度的预测,研究区有望在 2030 年实现碳达峰。在 LEAP 模型的模拟情景下还存在一种强制情况,即采取强制性的碳减排措施,研究区可在 2024 年提前达峰。

表 4 2021—2035 年 Kaya 模型低碳情景参数设置

Table 4 Low carbon scenario parameter settings of Kaya Model for the years of 2021—2035

年份	能源强度 降低率/%	单位能源碳 排放下降率/%	常住人口 增速/%	GDP 年均 增速/%
2021—2025	3.0	2.0	-1.5	4.6
2026—2030	2.5	1.5	-2.0	5.0
2031—2035	2.0	3.0	-2.0	4.6

3 讨论

目前国内外学者预测中国碳排放峰值的主流方法有 EKC 曲线、IPAT 模型、STIRPAT 模型、LMDI

分解法、LEAP 模型、灰色预测法和神经网络模型等^[27-32]。预测模型大多使用情景分析法预测峰值,但情景种类较少,容易导致碳达峰影响因素考虑不全面,对实现碳达峰目标的指导作用较弱。基于 LEAP 模型,笔者设置了 3 种计算情景,因条件限制,无法对交通运输、居民建筑、公共建筑、工业企业等分行业分部门进行活动水平和能源强度预测,情景设置中化石能源占比均呈下降趋势,下降的时间节点也大致相同,这取决于参考的政策文件管控目标以及基于现有能源消耗趋势预测的未来区域能源发展水平,对于技术的发展与政策的持续性、协调性预估判断具有局限性,可能会造成碳排放量预测值与实际值存在较大偏差,需要结合国际上的前沿技术发展和政府未来应对气候变化的目标任务来判断。

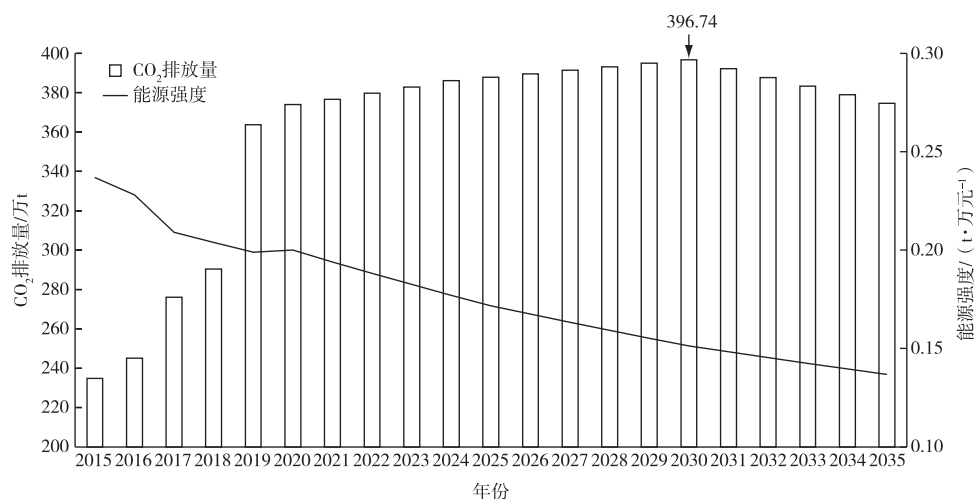


图 6 Kaya 模型下 CO₂ 排放情景预测

Fig. 6 Prediction of CO₂ emission scenarios in the study area under Kaya model

能源绿色低碳转型和控制能源消费总量将是未来落实碳中和目标的战略重点^[33],部分省份提出了量化的阶段目标和相应的任务措施。研究区作为典型的城市中心主城区,尚不能发布独立的碳达峰行动方案,碳达峰时间受上级政府政策制定及任务目标具体落实情况等影响。研究区目前所承载的城市功能主要为居民生活服务和公共服务,对于南京市能源使用类型及效率的集中管控、能源消费结构改善等宏观政策调整只能进行同步协调,但在绿色交通、绿色建筑、绿色低碳社区等微观层次,研究区可着力促进其绿色发展水平的提升。

人口分布情况对包容性绿色发展较低及较高水平城市的影响力度较大,这可能是由于经济增长

初期人口分布对经济增长具有集聚效应(溢出效应),随着时间推移会产生人口对经济增长的拥挤效应(负外部性)^[34]。研究区常住人口目前呈现逐年减少的趋势,主要与其中心城市功能减弱、居住环境适宜性和企业活力竞争力相较南京其他区域下降、人口老龄化、生育率降低等有关。人口因素与碳排放呈正相关,增强经济发展活力需要维持一定的人口数量,优化城市规划与功能性协调是研究区绿色低碳发展需要考虑的问题。

研究区碳排放量处于持续提升的阶段,应注重实施绿色低碳发展路径,释放经济发展红利,通过低碳技术进行能源消费结构优化,降低能源强度对碳排放的杠杆效应。研究区整体对电力供应需求

量大,由于本地可支撑用电量相对有限,全区的电力消费需求将持续依赖外购电,外购电供电结构将成为影响研究区 CO₂排放达峰的重要因素。城市层面对外购电结构的决定权较小,因此外购电的调配往往在国家或者省级层面统筹协调,但考虑到未来绿色电力将得到大力推广,外购电能源清洁化水平不断提升,地区碳达峰目标实现将加快。

需要说明的是,由于数据获取受限,研究使用的研究区能源消费统计数据未能从统计年鉴等资料直接获取,而是根据南京市的能源消费量间接估算得到,计算过程中用电量采用产业增加值比例乘以系数的方式换算,天然气供气量以人口比例乘以系数的方式换算,可能会对研究结果造成一定影响,由于研究区内无发电厂、化工企业等用能大户,其实际能耗强度应低于南京市平均水平。此外,受多重共线性等统计问题影响,反映行业类别碳排放量的相关指标,如分行业能源消费总量、不同种类化石能源分行业消费量等无法加入模型当中,与碳排放相关的指标较为有限,这也限制了模型变量的选择。

4 结论

从碳排放影响因素和终端能源消费计算 2 个方面出发,通过 IPCC 碳核算方法开展了主城区碳排放量核算研究,运用 LEAP 和 Kaya 模型预测碳达峰时间,通过 STIRPAT 模型进行碳排放影响因素识别,分析了研究区能源消耗及碳排放时间变化趋势及其影响因素,主要得出以下结论:研究区碳排放强度相关指标呈逐年下降趋势,2020 年碳排放强度为 0.337 t·万元⁻¹,南京市碳排放强度为 0.75 t·万元⁻¹,研究区远低于南京市平均水平。在能源消费结构上,化石燃料使用占比逐渐减少,电力消费不断增加。分析结果表明,人均收入水平和能源强度是影响城市碳排放最重要的 2 个因素。研究区仍处于经济增长期,从碳达峰预测结果来看,达峰时间具有不确定性,但依托各级低碳发展策略、能源及产业结构调整、节能减排、产业清洁化改造等措施,2030 年前有望实现碳达峰。

参考文献:

- [1] 王雅晴,谭德明,张佳田,等.我国城市发展与能源碳排放关系的面板数据分析[J].生态学报,2020,40(21):7897-7907. [WANG Ya-qing, TAN De-ming, ZHANG Jia-tian, et al. The Impact of Urbanization on Carbon Emissions: Analysis of Panel Data from 158 Cities in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(21):7897-7907.]
- [2] 郭芳,王灿,张诗卉.中国城市碳达峰趋势的聚类分析[J].中国环境管理,2021,13(1):40-48. [GUO Fang, WANG Can, ZHANG Shi-hui. Cluster Analysis of Carbon Emissions Peaking Trends in Chinese Cities[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2021, 13(1):40-48.]
- [3] EAST M, AFRICA N. World Energy Outlook 2014 [M]. Paris, France: International Energy Agency, 2014:31-34.
- [4] SHAN Y L, GUAN D B, HUBACEK K, et al. City-level Climate Change Mitigation in China [J]. Science Advances, 2018, 4(6): eaaq0390.
- [5] CAI B F, CUI C, ZHANG D, et al. China City-Level Greenhouse Gas Emissions Inventory in 2015 and Uncertainty Analysis [J]. Applied Energy, 2019, 253: 113579.
- [6] PARIKH J, SHUKLA V. Urbanization, Energy Use and Greenhouse Effects in Economic Development [J]. Global Environmental Change, 1995, 5(2): 87-103.
- [7] 叶祖达.碳排放量评估方法在低碳城市规划之应用[J].现代城市研究,2009,24(11):20-26. [YE Zu-da. Application of Carbon Dioxide Emission Audit to the Planning of Low Carbon Cities [J]. Modern Urban Research, 2009, 24(11): 20-26.]
- [8] 杨顺顺.基于 LEAP 模型的长江经济带分区域碳排放核算及情景分析[J].生态经济,2017,33(9):26-30. [YANG Shun-shun. Regional Carbon Emissions Estimation and Scenario Analysis in the Yangtze River Economic Belt Based on LEAP Model [J]. Ecological Economy, 2017, 33(9): 26-30.]
- [9] 邓宣凯,喻艳华,刘艳芳.“十二五”各省区 CO₂ 排放控制及减排压力评价[J].经济地理,2014,34(5):155-161. [DENG Xuan-kai, YU Yan-hua, LIU Yan-fang. The 12th Five-Year Provincial Carbon Dioxide Emission Control and Assessment of Reduction Pressure in China [J]. Economic Geography, 2014, 34(5): 155-161.]
- [10] 李莉,董棒棒,敬盼.环境规制背景下新疆能源碳排放峰值预测与情景模拟研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(11):1444-1452. [LI Li, DONG Bang-bang, JING Pan. Prediction and Scenario Simulation of Energy Carbon Emission Peak in Xinjiang under the Background of Environmental Regulation [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(11): 1444-1452.]
- [11] DIETZ T, ROSA E A. Effects of Population and Affluence on CO₂ Emissions [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 1997, 94(1): 175-179.
- [12] SHI A Q. The Impact of Population Pressure on Global Carbon Dioxide Emissions, 1975-1996: Evidence from Pooled Cross-Country Data [J]. Ecological Economics, 2003, 44(1): 29-42.
- [13] 曹丽斌,李明煜,张立,等.长三角城市群 CO₂ 排放达峰影响研究[J].环境工程,2020,38(11):33-38,59. [CAO Li-bin, LI Ming-yu, ZHANG Li, et al. Research on Carbon Dioxide Emission Peaking in the Yangtze River Delta Urban Agglomeration [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(11): 33-38, 59.]
- [14] 李鹏宇,张倩.长三角地区产业结构变迁与二氧化碳排放强度间的关系分析[J].农村经济与科技,2014,25(6):104-105,70. [LI Peng-yu, ZHANG Qian. Analysis of the Relationship between Industrial Structure Change and Carbon Dioxide Emission Intensity in Yangtze River Delta Region [J]. Rural Economy and

- Science-Technology, 2014, 25(6): 104-105, 70.]
- [15] 郭炳南, 林基, 刘堂发. 长三角地区二氧化碳排放与经济增长脱钩关系的实证研究[J]. 生态经济, 2017, 33(4): 25-29. [GUO Bing-nan, LIN Ji, LIU Tang-fa. An Empirical Analysis of Decoupling Relations between Economic Growth and Carbon Dioxide Emissions in Yangtze River Delta Region[J]. Ecological Economy, 2017, 33(4): 25-29.]
- [16] 刘贤赵, 高长春, 韩用顺, 等. 2008 年以来湖南省碳排放重心与经济发展重心演变及其相关分析[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(9): 792-799. [LIU Xian-zhao, GAO Chang-chun, HAN Yong-shun, et al. Variations of Focus of Carbon Emission and Foci of Economy Development in Hunan Province since 2008 and Their Correlation Analysis [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(9): 792-799.]
- [17] 生态环境部办公厅. 关于做好 2022 年企业温室气体排放报告管理相关重点工作的通知(生态环境部环办气候函[2022]111 号)[EB/OL]. [2022-03-15]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk06/202203/t20220315_971468.html.
- [18] 蔡博峰. 城市温室气体清单研究[J]. 气候变化研究进展, 2011, 31(1): 23-28.
- [19] YORK R, ROSA E A, DIETZ T. STIRPAT, IPAT and ImPACT: Analytic Tools for Unpacking the Driving Forces of Environmental Impacts[J]. Ecological Economics, 2003, 46(3): 351-365.
- [20] 龚利, 屠红洲, 龚存. 基于 STIRPAT 模型的能源消费碳排放的影响因素研究: 以长三角地区为例[J]. 工业技术经济, 2018, 37(8): 95-102. [GONG Li, TU Hong-zhou, GONG Cun. Study on the Influencing Factors of Carbon Emissions from Energy Consumption Based on STIRPAT Model: The Case of Yangtze River Delta Region[J]. Journal of Industrial Technological Economics, 2018, 37(8): 95-102.]
- [21] 唐赛, 付杰文, 武俊丽. 中国典型城市碳排放影响因素分析[J]. 统计与决策, 2021, 37(23): 59-63. [TANG Sai, FU Jie-wen, WU Jun-li. Analysis of Influencing Factors of Carbon Emissions in Typical Cities in China [J]. Statistics & Decision, 2021, 37(23): 59-63.]
- [22] MA H T, SUN W, WANG S J, et al. Structural Contribution and Scenario Simulation of Highway Passenger Transit Carbon Emissions in the Beijing-Tianjin-Hebei Metropolitan Region, China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2019, 140: 209-215.
- [23] LIN B Q, OUYANG X L. Analysis of Energy-Related CO₂ (Carbon Dioxide) Emissions and Reduction Potential in the Chinese Non-metallic Mineral Products Industry [J]. Energy, 2014, 68: 688-697.
- [24] 程豪. 碳排放怎么算:《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》[J]. 中国统计, 2014(11): 28-30. [CHENG Hao. How to Calculate Carbon Emissions: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory [J]. China Statistics, 2014(11): 28-30.]
- [25] 林伯强, 刘希颖. 中国城市化阶段的碳排放: 影响因素和减排策略[J]. 经济研究, 2010, 45(8): 66-78. [LIN Bo-qiang, LIU Xi-ying. China's Carbon Dioxide Emissions under the Urbanization Process: Influence Factors and Abatement Policies [J]. Economic Research Journal, 2010, 45(8): 66-78.]
- [26] 王金南, 蔡博峰, 严刚, 等. 排放强度承诺下的 CO₂ 排放总量控制研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(11): 1568-1572. [WANG Jin-nan, CAI Bo-feng, YAN Gang, et al. Study on Carbon Dioxide Total Emission Control in the Context of Emission Intensity Commitment [J]. China Environmental Science, 2010, 30(11): 1568-1572.]
- [27] ZHOU N, FRIDLEY D, KHANNA N Z, et al. China's Energy and Emissions Outlook to 2050: Perspectives from Bottom-up Energy End-Use Model [J]. Energy Policy, 2013, 53: 51-62.
- [28] WANG Z, ZHU Y S, ZHU Y B, et al. Energy Structure Change and Carbon Emission Trends in China [J]. Energy, 2016, 115: 369-377.
- [29] 马丁, 陈文颖. 基于中国 TIMES 模型的碳排放达峰路径[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2017, 57(10): 1070-1075. [MA Ding, CHEN Wen-ying. China's Carbon Emissions Peak Path: Based on China TIMES Model [J]. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 2017, 57(10): 1070-1075.]
- [30] 朱宇恩, 李丽芬, 贺思思, 等. 基于 IPAT 模型和情景分析法的山西省碳排放峰值年预测[J]. 资源科学, 2016, 38(12): 2316-2325. [ZHU Yu-en, LI Li-fen, HE Si-si, et al. Peak Year Prediction of Shanxi Province's Carbon Emissions Based on IPAT Modeling and Scenario Analysis [J]. Resources Science, 2016, 38(12): 2316-2325.]
- [31] 刘贤赵, 高长春, 宋炎, 等. 湖南省域化石能源消费碳排放时空格局及驱动因素[J]. 生态学报, 2017, 37(7): 2476-2487. [LIU Xian-zhao, GAO Chang-chun, SONG Yan, et al. Temporal-Spatial Carbon Emission Patterns Caused by Fossil Energy Consumption at the City Level in Hunan Province, China and the Factors Driving Their Composition [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(7): 2476-2487.]
- [32] 刘源, 李向阳, 林剑艺, 等. 基于 LMDI 分解的厦门市碳排放强度影响因素分析[J]. 生态学报, 2014, 34(9): 2378-2387. [LIU Yuan, LI Xiang-yang, LIN Jian-yi, et al. Factor Decomposition of Carbon Intensity in Xiamen City Based on LMDI Method [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(9): 2378-2387.]
- [33] 邓洪中, 秦燕丝, 何晓慧. 长江经济带包容性绿色发展时空异质特征及影响因素识别[J]. 中南林业科技大学学报: 社会科学版, 2021, 15(6): 1-9. [DENG Qi-zhong, QIN Yan-si, HE Xiao-hui. Recognition of the Spatio-temporal Heterogeneity Characteristics and Influencing Factors about Inclusive Green Development in the Yangtze River Economic Belt [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology: Social Sciences, 2021, 15(6): 1-9.]

作者简介: 杜涵蓓(1995—), 女, 江苏泰州人, 硕士, 主要研究方向为城市生态环境保护。E-mail: duhanbei@nies.org

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0291

张文瑞,张智光.碳中和背景下“互联网+植树”的公众参与意愿及其对政府和企业主导模式的选择[J].生态与农村环境学报,2022,38(8): 992-1001.

ZHANG Wen-ru, ZHANG Zhi-guang. Public Participation Willingness of "Internet + Tree Planting" and Dominant Mode Selection in Government and Enterprise under the Background of Carbon Neutrality[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 992-1001.

碳中和背景下“互联网+植树”的公众参与意愿及其对政府和企业主导模式的选择

张文瑞^{1,2}, 张智光^{1,2}^① (1. 南京林业大学经济管理学院, 江苏 南京 210037; 2. 南京林业大学环境与发展系统工程研究所, 江苏 南京 210037)

摘要:为进一步激发公众在碳中和背景下参与植树造林的积极性,基于知信行理论和计划行为理论,采用问卷调查法并运用结构方程模型,实证分析公众参与不同“互联网+植树”模式的意愿动因及其行为选择。将我国现有的“互联网+植树”模式归纳为2种,分别是以“蚂蚁森林”为代表的企业主导模式和以“互联网+全民义务植树”为代表的政府主导模式。通过实证结果可知:环境认知和感知行为效能显著正向影响公众参与态度;态度和感知行为效能显著正向影响公众参与意愿;感知行为效能可以直接或间接激发公众参与意愿。主观规范对公众参与态度和意愿都没有显著影响,即外部环境并不能有效激励公众的参与行为。参与意愿显著正向影响2种模式下的公众参与行为,但选择参与“蚂蚁森林”行为的路径系数要大于“互联网+全民义务植树”的路径系数。最后,提出“互联网+植树”应当通过普及环境知识、打造融合平台、开辟互动渠道等方法来促进公众参与行为的提升。

关键词: 碳中和; “互联网+植树”; 企业主导模式; 政府主导模式; 计划行为理论; 感知行为效能

中图分类号: X24; F326.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-0992-10

Public Participation Willingness of "Internet + Tree Planting" and Dominant Mode Selection in Government and Enterprise under the Background of Carbon Neutrality. ZHANG Wen-ru^{1,2}, ZHANG Zhi-guang^{1,2}^① (1. School of Economics and Management, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2. Institute of Environmental and Development Systems Engineering, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: To further improve the public's enthusiasm for participating in afforestation in the context of carbon neutrality, based on the model of knowledge, attitude and practice (KAP) and the theory of planned behavior (TPB), this paper adopted questionnaire survey and structural equation model to empirically analyze the motivation and behavior choice of public participation in the existing mode of "Internet + Tree Planting" in China: the enterprise-led model represented by "Ant Forest" and the government-led model represented by "Internet + National Voluntary Tree Planting". The results are as follows: Environmental cognition and perceived behavioral efficacy significantly and positively affected the public participation attitude; Attitudes and perceived behavioral efficacy significantly and positively affected public participation intention; Perceived behavioral efficacy can directly or indirectly stimulate the public's participation willingness. Subjective norms have no significant influence on public participation attitude and willingness, that is, external environment can not effectively stimulate public participation behavior. Participation willingness plays a significant role in the public participation behavior under the two models, but the path coefficient of "Ant Forest" behavior was greater than that of "Internet + National Voluntary Tree Planting". Finally, "Internet + Tree Planting" should promote public participation by popularizing environmental knowledge, creating integrated platforms and opening interactive channels.

Key words: carbon neutrality; "Internet + Tree Planting"; enterprise-led mode; government-led mode; theory of planned behavior; outcome efficacy

收稿日期: 2022-04-05

基金项目: 国家自然科学基金(71673136)

① 通信作者 E-mail: zzg@njfu.com.cn

2020年9月以来,习近平总书记多次提出“二氧化碳排放力争在2030年前达峰、2060年前实现碳中和”,国务院也针对“双碳”提出了5项目标^[1]。其中,只有林业能够发挥碳汇的作用^[2]。因此,林业在“双碳”目标中占有重要地位,而植树造林则是提升碳汇能力的重要途径。同时,我国也在2020年的气候雄心峰会中提出了“2030年的森林的积蓄量较2005年增加45亿立方米”的国土绿化目标^[3]。为达成以上目标,我国已经出台了一系列有关植树造林的政策,但大部分政策都“自上而下”地依靠政府宏观调控和市场调节机制,忽视了公众参与的重要性^[4]。如何发挥群众力量“自下而上”地为植树造林做出贡献,是实现碳中和目标的一项关键议题。

近年来,“互联网+”时代的到来为公众参与植树造林提供了新机遇。作为植树造林企业主导模式的代表,“蚂蚁森林”2016年在支付宝一经上线,便掀起了大众参与、人人植树的新浪潮;2017年,政府主导的“互联网+全民义务植树”项目实施启动,并首先在北京、陕西等4个省(市)试点运行。自此,“互联网+植树”逐渐成为激发广大群众参与植树造林的重要手段。截至2021年底,“蚂蚁森林”参与人数已超过6.13亿,在内蒙古阿拉善、甘肃威武等超过20万hm²的荒漠化地区种下超过3.26亿棵树苗;与此同时,政府主导的“互联网+全民义务植树”试点也达到15个。然而,“互联网+植树”在取得一定成就的同时也遇到了一些发展瓶颈:“蚂蚁森林”用户增长缓慢,而“互联网+全民义务植树”项目甚至出现用户流失的现象。参与流程新鲜感降低、资金运营透明度欠缺等问题制约了“互联网+植树”的持续发展,目前2种模式遭遇的瓶颈急需得到突破^[5]。

当前学界关于“互联网+植树”的研究多集中在“蚂蚁森林”传播途径的特点^[6]、机理^[7]等理论层面,也有研究针对“蚂蚁森林”的公众参与意愿开展探讨^[8]。然而,以上研究大都集中于“想”,即参与意愿形成的阶段,在“做”,即真正实践的阶段却并未过多着墨。公众易受到各种因素影响,导致其行为与初始意愿发生偏离^[9]。此外,大多数学者仅对“蚂蚁森林”这一企业主导模式进行研究^[6-9],忽视了对政府主导下“互联网+全民义务植树”模式的研究。综上,该研究从平台使用者角度收集数据,结合“想”与“行”两大决策阶段,试图揭示公众参与“互联网+植树”意愿动因与行为选择的内在机理。这对引导公众参与植树造林,从而实现碳达峰和碳中和战略目标具有重大意义。

1 理论模型与研究假设

1.1 理论分析与概念模型

知信行理论认为:知识、信念和行为之间存在递进关系^[10]。知识只有上升为信念,最终才有可能形成积极的态度去影响行为^[11]。该研究以经典的知信行理论为基础,将其3个维度具体化,构建了描述认知-态度-行为影响机理的重要模型。

计划行为理论指出:行为意愿是影响最终行为的唯一因素,而行为意愿又受到态度、主观规范和知觉行为控制的影响^[12]。其中,态度是指个体对某项行为的评价,主观规范是指个体做出某项行为时所感受到的外界影响,知觉行为控制是指个体感受到的对于某项行为的可掌控程度,这3个因素共同决定了个体所做出的最终行为^[13-14]。

在计划行为理论的基础上,HARLAND等^[15]进一步提出了“感知行为效能”的概念,其定义为“个人对自己行为的价值判断以及是否能够影响他人实施相似行为的认知”。研究证实,与环境友好行为相关的行为决策会受到感知行为效能的影响。需要注意的是,“感知行为效能”侧重于个体对自己的行为能否影响他人进而解决某个公共性问题的认知,而“知觉行为控制”则是侧重于个体对某项行为难易程度的认知^[15]。同时,当不涉及“难易程度”时,知觉行为控制对于个体行为决策不具有统计学上的显著意义,是计划行为理论中最不稳定的变量^[16]。因此,该研究使用“感知行为效能”代替计划行为理论中的“知觉行为控制”。

综上所述,该研究提出的概念模型如图1所示。模型因变量为参与行为,自变量包括环境认知、参与态度、主观规范、感知行为效能和参与意愿。其中,态度作为主观规范和感知行为效能的中介变量间接影响公众参与意愿。

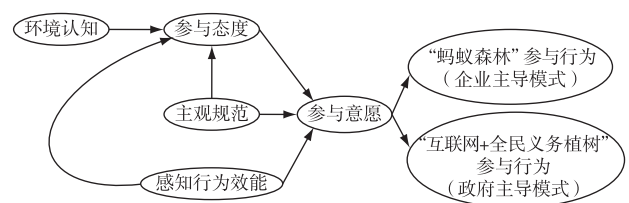


图1 概念模型

Fig. 1 Conceptual model

1.2 观测变量选择与研究假设

环境认知包括对环境保护、环境风险和環境危机的认知^[17]。一般说来,受教育水平较高的公众更

有意愿参与环境治理^[18]。即在环境保护行为中,环境认知影响态度^[19],并进一步作用于环境行为,态度在此过程中发挥中介效应^[20]。

参与态度主要包括对环保项目的热衷、认同以及对项目组织者的信任^[16-17,20]。根据计划行为理论,行为意愿受到态度的影响,而态度主要受行为后果评价及结果重要程度的影响,即个体对于某项行为的评价越积极,则个体的行为意愿越强,反之,个体对某项行为的态度越消极,则个体的行为意愿越弱^[21]。

参与意愿可分为线上与线下2个部分,线上主要关注“互联网+植树”的相关信息,线下则是实体参与活动^[22]。参与意愿作为推进行为产生的动机层面因素,是促进公众实施行为的内在心理过程和推动力。同时,“互联网+植树”行为会对其他人产生积极影响(非排他性),而植树的成本,如消耗的时间、精力、财力则由行为人个人承担(竞争性)^[23]。因此,可以将“互联网+植树”行为视作一种具有外部性的环境友好行为,公众的参与意愿越强烈,其越有可能真正参与“互联网+植树”。

主观规范表示公众参与“互联网+植树”时所受到的来自外界的社会影响,分为意见领袖、相关政策和亲朋好友3类^[24]。一般来说,公众会在很大程度上遵从外界所形成的社会规范,并以此规范自己的行为^[25]。已有研究表明,主观规范对态度和行为

意愿具有正向影响^[26-27]。且已有学者对计划行为理论进行关系重塑,验证了主观规范对行为意愿的影响是经由态度产生的间接效果^[28],也就是说态度在主观规范对行为意愿的影响中具有中介效应。

感知行为效能表示公众对于“互联网+植树”的价值判断以及是否会影响他人的认知,这种判断和认知来源于自我内心的价值感、周围人的参与程度和植树信息的披露^[29]。已有研究指出,面对环境保护,那些相信他人会参与合作的个体表现出更加积极的环保态度和行动意愿^[30]。即当公众认为“互联网+植树”这种环境友好行为的结果能产生效能的时候,参与该行为的可能性就越高。

基于以上分析,提出如下研究假设。H1:环境认知对公众参与态度具有正向影响。H2:公众参与态度对公众参与意愿具有正向影响。H3a:参与意愿对公众参与“蚂蚁森林”行为具有正向影响。H3b:参与意愿对公众参与“互联网+全民义务植树”行为具有正向影响。H4:主观规范对公众参与态度具有正向影响。H5:主观规范对公众参与意愿具有正向影响。H6:感知行为效能对公众参与态度具有正向影响。H7:感知行为效能对公众参与意愿具有正向影响。

在图1概念模型的基础上,结合以上观测变量和研究假设,得到整体的理论模型(图2)。

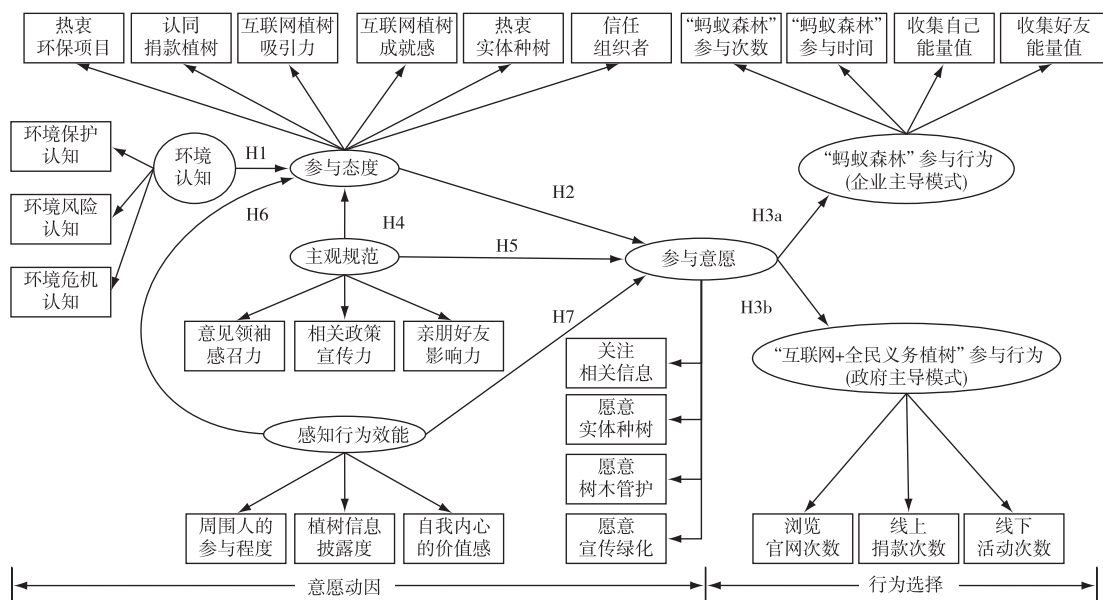


图2 “互联网+植树”意愿动因与行为选择理论模型

Fig. 2 Theoretical model of willingness motivation and behavior choice of "Internet + Tree Planting"

2 研究设计与数据获取

2.1 问卷设计与变量选取

在问卷设计部分,以已有研究中变量相近的量

表为基础,结合“互联网+植树”自身的特征进行调整和扩展,构建了包括28个题项的初测问卷,具体题项见表1。

表1 变量含义及题项

Table 1 Variables description and questions

潜变量	观测变量	编码	题项
环境认知	环境保护认知	EC1	人类需要顺应自然规律并与自然和谐相处
	环境风险认知	EC2	人类所处的生存环境正在慢慢恶化
		EC3	空气污染为人们的生活带来了不便
	环境危机认知	EC4	我认为目前关于环境的问题有些小题大做
		EC5	我认为气候问题不太会影响自己和家人
行为态度	热衷环保项目	BA1	我对参与环保项目有一定的期待与热诚
	认同捐款植树	BA2	我认为对植树项目进行捐款不是浪费的
	互联网植树吸引力	BA3	我认为参与“蚂蚁森林”的能量收集是有趣的
	热衷实体种树	BA4	我认为实体种树,亲自感受植树过程是充实的
	互联网植树成就感	BA5	我认为“互联网+植树”可以实现生活环境的改善的
	信任组织者	BA6	我认为大企业应当肩负起应有的环保责任
主观规范	亲朋好友影响力	SN1	如果周围绝大部分人认为我应该参与互联网植树活动,我会更愿意参加互联网植树活动
	相关政策宣传力	SN2	如果政府部门出台相关参与互联网植树的奖励政策,我会更愿意参加互联网植树活动
	意见领袖感召力	SN3	如果政府领导人、自己喜欢的公众人物和我一起参与互联网植树活动,则有助于激励我参与活动
感知行为效能	周围人参与程度	OE1	我周围的大部分人主观上愿意参与互联网植树活动
	植树信息披露度	OE2	相关植树信息的进程发布可以增强我对互联网植树活动的信任感
	自我内心价值感	OE3	我的互联网植树行为可以对国土绿化做出一定的贡献
参与意愿	关注相关信息	BI1	我愿意浏览互联网植树的相关新闻
	愿意实体种树	BI2	我主观上愿意参与线下植树活动
	愿意树木管护	BI3	我主观上愿意对现有苗木进行浇水、修剪等管护工作
	愿意宣传绿化	BI4	我主观上愿意为国土绿化公益进行宣传
“蚂蚁森林”参与行为	“蚂蚁森林”参与次数	PB1-1	平均每天打开支付宝参与“蚂蚁森林”能量收集的次数
	“蚂蚁森林”参与时间	PB1-2	平均每天参与“蚂蚁森林”能量收集的时间
	收集自己能量值	PB1-3	平均每天自己产生“蚂蚁森林”能量的数量
	收集好友能量值	PB1-4	平均每天收集好友能量的数量
“互联网+全民义务植树”参与行为	浏览官网次数	PB2-1	平均每天浏览“互联网+全民义务植树”相关信息的次数
	线上捐款次数	PB2-2	平均每天参与线上植树项目捐款的次数
	线下活动次数	PB2-3	平均每年参与线下实体项目的时间

EC4、EC5 这2个题项为反向编码。

首先进行一轮预调研,共发放220份预测试问卷,经过项目分析和探索性因子分析,剔除与总分相关性小于0.4或因因子载荷小于0.5的题项(EC2和EC5),并完善修改了部分题项,最终形成了包含26个题项的正式问卷。其中,除了EC4和EC5为反向编码外,其余变量均采用Likert5级量表测量(1=完全不同意,5=完全同意)。

2.2 数据获取

研究使用的数据来源于研究团队于2021年7—11月在南京市的2个省级“互联网+全民义务植树”基地进行的问卷调研。南京的互联网普及率位

居全国前列,整体教育水平较高,公众参与“互联网+植树”的渠道较为丰富。因此,以南京市为研究区域具有较强的代表性。

正式问卷发放采用纸质问卷和在线问卷相结合的方式。其中纸质问卷共发放800份,在线问卷通过专业平台“问卷星”共发放254份。调研对象涵盖了各类人员,共发放问卷1054份,回收992份,其中有效问卷802份,回收率为94.1%,问卷有效率为75.9%。有效样本量已超过题项数量的10倍,可以开展进一步研究分析^[31]。

如表2所示,调查群体中男女性别比例接近

50%;年龄主要集中在 21~40 岁,占比达 81%,50 岁以上人群占比则不足 1%;从受教育水平看,教育水平相对较高,大专及以上学历占 86%;月收入主要集中在 >4 000~6 000 元,占比为 31.2%。整体来看,研究样本具有较好的代表性。

表 2 受访者样本基本信息

Table 2 Basic information of the interviewed sample

变量名称	变量定义	频数	占比/%
性别	男	404	50.5
	女	398	49.5
年龄	20 岁以下	102	12.7
	21~30 岁	435	54.2
	31~40 岁	223	27.8
	41~50 岁	38	4.7
	50 岁以上	4	0.5
受教育程度	初中及以下	52	6.5
	高中、中专、中职	60	7.5
	大专	189	23.6
	本科	456	56.6
	硕士及以上	45	5.8
工作性质	学生	236	29.4
	公司职员	371	46.3
	公职人员	126	15.7
	个体经营户	34	4.2
	其他	35	4.4
月收入	≤2 000 元	245	30.5
	>2 000~4 000 元	62	7.7
	>4 000~6 000 元	250	31.2
	>6 000~8 000 元	56	7.0
	>8 000 元	189	23.6

表 3 区别效度表

Table 3 Table of discriminatory validity

潜变量	“互联网+全民义务植树”参与行为	“蚂蚁森林”参与行为	参与意愿	感知行为效能	主观规范	参与态度	环境认知
“互联网+全民义务植树”参与行为	0.784						
“蚂蚁森林”参与行为	0.378	0.829					
参与意愿	0.177	0.219	0.858				
感知行为效能	0.154	0.174	0.764	0.814			
主观规范	0.112	0.114	0.610	0.747	0.844		
参与态度	0.147	0.223	0.681	0.739	0.591	0.801	
环境认知	0.052	-0.015	0.315	0.346	0.281	0.395	0.789

矩阵对角线为平均方差抽取量(AVE)的平方根,对角线下方为变量间的相关系数。

3.2 假设检验

在信效度检验的基础上,对模型整体拟合情况以及潜变量之间关系假设进行检验,结构模型结果如下:卡方 = 806.198,自由度 = 288,卡方自由度比值 = 2.799 < 3.00,拟合优度指数 = 0.924 ≥ 0.90,比较拟合指数 = 0.962 ≥ 0.90,塔克-刘易斯指数 = 0.957 ≥ 0.90,近似误差均方根 = 0.047 ≤ 0.05。模

3 实证分析

3.1 信效度检验

信度反映了量表的稳定性和一致性,通常以 Cronbach's α 系数表示。若探索性研究中的 Cronbach's α 系数达到 0.7,则表示通过检验^[32]。采用 SPSS 25.0 软件计算得出各潜变量所对应的 7 个分量表的 Cronbach's α 系数均大于 0.7,且总量表的 Cronbach's α 系数为 0.911 > 0.7,表明总体信度较高。

效度反映了测量结果与与其考察内容之间的吻合程度,其测量指标包括因子载荷、组合信度(CR)和平均方差抽取量(AVE),各自的检验条件为因子载荷 > 0.60、CR 值 > 0.70 和 AVE 值 > 0.50^[33-34]。如表 3~4 所示,所有变量的效度测量指标均通过检验,表明测量模型具有较好的信度和聚合效度;所有变量 AVE 值的平方根均大于各成对变量间的相关系数,表明测量模型具有较好的区别效度。

通过 AMOS 24.0 统计软件对所有维度进行验证性因子分析,拟合指标如下:卡方(χ^2) = 704.799,自由度(DF) = 278,卡方与自由度比值 = 2.535 < 3.00,拟合优度指数(GFI) = 0.932 ≥ 0.90,比较拟合指数(CFI) = 0.969 ≥ 0.90,塔克-刘易斯指数(TLI) = 0.963 ≥ 0.90,近似误差均方根(RMSEA) = 0.044 ≤ 0.05,模型各项拟合指标均达到理想标准。

型各项拟合指标均达到理想标准,可以进一步检验其路径系数的显著性水平。

运用 AMOS 24.0 统计软件对该模型进行参数估计,模型各变量之间的假设检验结果如表 5 所示。其中,环境认知对公众参与态度的路径系数 $\beta = 0.157, P < 0.001$;公众参与态度对参与意愿的路径系数 $\beta = 0.254, P < 0.001$;公众参与意愿对

“蚂蚁森林”参与行为的路径系数 $\beta = 0.227, P < 0.001$; 公众参与意愿对“互联网+全民义务植树”参与行为的路径系数 $\beta = 0.185, P < 0.001$; 主观规范对公众参与态度的路径系数为 $\beta = 0.083, P > 0.001$; 主观规范对公众参与意愿的路径系数为 $\beta = 0.064, P > 0.001$; 感知行为效能对参与态度的路径系数 $\beta = 0.623, P < 0.001$; 感知行为效能对参与意愿的路径系数 $\beta = 0.529, P < 0.001$ 。综上可知, H1、H2、H3a、H3b、H6、H7 假设成立, H4、H5 假设不成立。

表 4 信度及收敛效度分析

Table 4 Reliability and validity analysis of questionnaire

潜变量	指标	标准化因子载荷	标准误	临界比	P 值	Cronbach's α 值	组合信度	平均方差抽取量
环境认知	EC1	0.665				0.826	0.830	0.622
	EC3	0.798	0.071	18.625	***			
	EC4	0.887	0.080	18.861	***			
参与态度	BA1	0.809				0.912	0.914	0.641
	BA2	0.835	0.035	27.403	***			
	BA3	0.787	0.044	25.274	***			
	BA4	0.857	0.037	28.136	***			
	BA5	0.803	0.034	25.566	***			
	BA6	0.703	0.036	21.435	***			
主观规范	SN1	0.805				0.878	0.881	0.713
	SN2	0.885	0.036	27.757	***			
	SN3	0.841	0.038	26.007	***			
感知行为效能	OE1	0.844				0.851	0.855	0.663
	OE2	0.745	0.042	23.674	***			
	OE3	0.850	0.036	28.146	***			
参与意愿	BI1	0.819				0.915	0.918	0.736
	BI2	0.886	0.033	30.151	***			
	BI3	0.894	0.032	30.591	***			
	BI4	0.830	0.031	27.689	***			
“蚂蚁森林”参与行为	PB1-1	0.799				0.894	0.898	0.687
	PB1-2	0.842	0.044	26.883	***			
	PB1-3	0.884	0.039	26.876	***			
	PB1-4	0.787	0.036	23.323	***			
“互联网+全民义务植树”参与行为	PB2-1	0.603				0.808	0.823	0.615
	PB2-2	0.781	0.110	17.136	***			
	PB2-3	0.934	0.116	16.631	***			

$n = 802$; *** 表示 $P < 0.001$ 。

表 5 假设检验表

Table 5 Table of hypothesis test

假设	路径	标准化系数	标准误	临界比	P 值
H1	环境认知→参与态度	0.157	0.051	4.803	***
H2	参与态度→参与意愿	0.254	0.053	5.616	***
H3a	参与意愿→“蚂蚁森林”参与行为	0.227	0.051	5.872	***
H3b	参与意愿→“互联网+全民义务植树”参与行为	0.185	0.016	4.681	***
H4	主观规范→参与态度	0.083	0.043	1.645	0.100
H5	主观规范→参与意愿	0.064	0.047	1.362	0.173
H6	感知行为效能→参与态度	0.623	0.054	11.068	***
H7	感知行为效能→参与意愿	0.529	0.071	8.324	***

$n = 802$; *** 表示 $P < 0.001$ 。

3.3 实证研究结果分析

图 3 中标准化作用路径系数可以客观反映各个

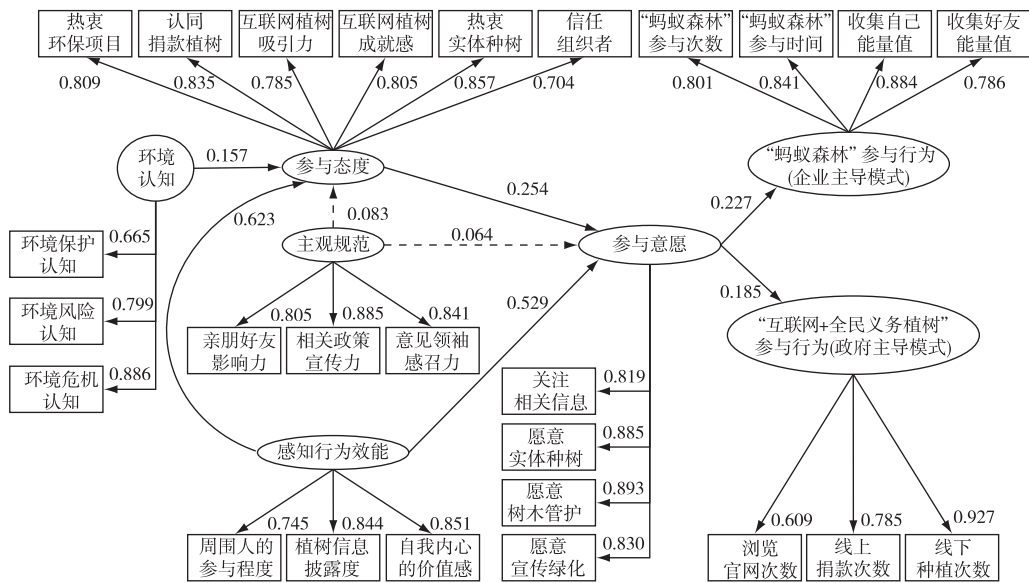
潜变量之间的作用关系。从影响参与态度的变量来看, 环境认知 ($\beta = 0.157, P < 0.001$) 和感知行为

效能($\beta = 0.623, P < 0.001$)是对公众参与态度影响最强的 2 个变量,并且均为正向影响,即 H1 和 H6 得证。主观规范对态度影响并不显著,即假设 H4 不成立。究其原因,可能在于“互联网+植树”有别于一般的环境友好行为,具有虚拟性^[35],这种性质导致公众参与时的社交属性减弱,削弱了公众的情感反馈,以至于不能影响公众的参与态度。调研发现,很多公众放弃使用的原因是对“蚂蚁森林”好友偷取能量的行为表示反感,甚至是厌恶。他们感觉这种损失带来的“愤怒遗憾”要大于获得带来的“满足成就”^[36],失去了“互动感”和“成就感”,公众对于外界的“声音”大多持“充耳不闻”的态度,主观规范也就不能对公众的参与态度产生影响。

从影响参与意愿的变量来看,公众的参与态度($\beta = 0.254, P < 0.001$)和感知行为效能($\beta = 0.529, P < 0.001$)是对公众参与意愿影响最强的 2 个变量,并且均为正向影响,即 H2 和 H7 得证。主观规范对公众参与意愿不具有正向影响,即假设 H5 不成立。究其原因,在调研中发现,大多数的受访者只参与过“蚂蚁森林”的相关活动,对政府主导的

“互联网+全民义务植树”知之甚少,而公众的参与意愿与宣传力度密切相关^[37]。宣传力度的增强自然会加深人们对于项目的印象,进而激发公众的探索欲。再者,部分受访者认为政府主导模式下的“互联网+全民义务植树”是“面子工程”,对出台的相关政策法规并不十分信任。因此,外部宣传的不到位和公众的不信任导致了主观规范对意愿影响的“失灵”。

从公众的行为选择来看,参与意愿对 2 种模式下的“互联网+植树”行为均产生正向影响,作用在“蚂蚁森林”的路径系数($\beta = 0.227, P < 0.001$)要大于“互联网+全民义务植树”的路径系数($\beta = 0.185, P < 0.001$)。这说明公众参与“互联网+植树”的意愿提升有助于强化公众的参与行为。同时,两者的参与程度存在一定的差异。究其原因,很多受访者指出:“蚂蚁森林”的体验感和趣味性都要高于“互联网+全民义务植树”,且“互联网+全民义务植树”的参与方式多为在线捐款,公众即使有参与的意愿,也会碍于资金流向不透明等问题而没有实际行为。



图中实线路径表示通过检验,虚线路径表示未通过检验。

图 3 结构方程路径检验结果

Fig. 3 Results of structural equation path test

3.4 中介效应分析

如图 3 所示,在路径“主观规范→态度→意愿”和“感知行为效能→态度→意愿”中,“态度”可能充当中介变量从而具有中介效应,需要进行中介效应分析,以确定上述变量之间的相互作用关系。首先使用 Bootstrap 抽样方法抽取 5 000 个样本,然后进

行模型拟合,得到中介效应的点估计和区间估计值,如果其 95%置信区间中不包括 0,表明中介效应显著^[38]。该研究使用 AMOS 25.0 进行中介效应检验。由表 6 可知,主观规范通过公众参与态度对其参与意愿产生正向作用,中介效应值为 0.021,但 95%置信区间均包含 0, $P = 0.081$,中介效应不

显著。

感知行为效能通过公众参与态度对其参与意愿产生正向影响,中介效应值为 0.177,95%置信区间均不包含 0, $P < 0.001$,中介效应显著。主观规范到参与意愿的直接效应值为 0.064,置信区间包含 0, $P = 0.266$,直接效应不显著;感知行为效能到参与意愿的直接效应值为 0.593,置信区间不包含 0, $P < 0.001$,直接效应显著。因此,感知行为效能到意愿的中介作用路径是部分中介。

表 6 标准化的 Bootstrap 中介效应检验

Table 6 Standardized Bootstrap mediation effect test

路径	效应值	95%置信区间		P 值
		上限	下限	
主观规范→态度→意愿	0.021	-0.003	0.055	0.081
感知行为效能→态度→意愿	0.177	0.104	0.272	0.000
主观规范→意愿	0.064	-0.053	0.183	0.266
感知行为效能→意愿	0.593	0.411	0.772	0.000

4 主要结论与政策启示

4.1 主要结论

第一,从心理认知角度来看,环境保护认知的因子载荷小于环境风险认知和环境危机认知的因子载荷,同时环境认知对公众参与态度有显著正向影响。这说明,公众对环境恶化的认知更加深刻,而对维持良好环境的认知不强。公众往往等到环境恶化并感知到环境污染和问题严重性时,才得以重视。这反映出公众的总体环境认知水平偏低,应该更加注重环境保护认知的加强。

第二,从内源因素来看,态度和感知行为效能都对参与意愿产生正向影响,且感知行为效能较之态度对参与意愿的影响更大,同时感知行为效能又可以通过态度对意愿产生中介作用。这说明态度和感知行为效能都是影响公众参与“互联网+植树”的内在关键因素。其中,态度是公众参与行为中的重要纽带,而感知行为效能则是公众参与行为的源动力。

第三,从外源因素来看,主观规范对公众参与态度和参与意愿都没有显著影响。可能的原因如下:首先,参与流程中不涉及互动环节,对于“互联网+植树”行为,公众更多感受的是“独乐乐”,而没有“众乐乐”;其次,社会媒体和政府部门的宣传力度不够,容易导致对项目的不理解继而参与;再者,意见领袖对植树活动没有做到“与众同乐”,感召力仅仅浮于“网页”表面而没能扎根“土地”深层。以上 3 个方面的缺失使得主观规范没能发挥应有的

作用。

第四,公众参与意愿显著影响 2 种模式下的参与行为,但“蚂蚁森林”较“互联网+全民义务植树”的公众参与行为路径系数更大,这体现出 2 种模式对公众的吸引力是有差异的。“蚂蚁森林”依靠支付宝平台提供的公众入口优势以及人机交互的趣味性,不仅吸引了公众体验虚拟植树乐趣,而且提升了公众对于植树造林、保护环境兴趣。而公众对于“互联网+全民义务植树”的了解远少于“蚂蚁森林”,且参与过程趣味性不足,反馈信息也不及时,使得两者的参与力度相距甚远。

4.2 政策启示

第一,普及环境知识,提升环保素养。鉴于环境认知对公众参与态度具有重要影响,加强环境保护认知则成为重中之重。而环保知识内容复杂,涉及范围较广,需要公众花费一定的时间和精力去学习和领悟。所以“蚂蚁森林”和“互联网+全民义务植树”作为参与“互联网+植树”的入口,更应该成为培养环保观念和公益宣传推广的重要媒介。同时,政府和企业可以积极开展形式多样的环境知识普及活动,注重报纸、电视、广播、互联网等常用传播媒介的作用,提升公众对环境保护的认识和素养。

第二,打造融合平台,政企双向联动。鉴于感知行为效能是影响机理中的重要动力,提升公众的参与兴趣可以由此着手。政府的实体植树活动和企业的游戏化设置是吸引公众参与的亮点,所以两者可以在植树项目上进行一定程度的合作,打造一体化平台。例如在“互联网+全民义务植树基地”单独开辟出“蚂蚁森林”实体种树板块,公众积攒的能量达成目标后,可以就近进行实体种树。这不仅可以提升公众的兴趣,增强内心的价值感,更是为建设绿色碳中和城市贡献一份助力。与此同时,政府部门可以加强对“互联网+全民义务植树”和“蚂蚁森林”的落实与监管,每月定期向公众汇报资金流向以及植树信息。同时,建立严格的责任追究制度,杜绝现金流不透明和实体植树不到位的不良现象。

第三,开辟互动渠道,改善公众信任。鉴于主观规范对公众参与行为影响力的“失灵”,政府应该借助碳中和的“东风”,主动开辟新的“互联网+植树”项目,丰富公众之间的双向以及多向互动内容,使得人人参与成为一种潮流,进而在社会中营造植树氛围。意见领袖发挥宣传作用的同时也要以身作则,积极参与植树造林的相关项目,让公众产生更强的认同感、互动感和满足感;出台相关奖励政

策,对参与者予以一定的经济鼓励以及福利优惠,增强公众内心的获得感和信任感。

参考文献:

- [1] 张智光.超循环经济:破解“资源诅咒”,实现“两山”共生[J].世界林业研究,2022,35(2):1-7.[ZHANG Zhi-guang.Hypercycle Economy:Breaking Resource Curse and Realizing Two-Mountain Mutualism[J].World Forestry Research,2022,35(2):1-7.]
- [2] 张智光.面向生态文明的绿色政绩观体系重构[J].环境保护,2020,48(21):39-44.[ZHANG Zhi-guang.Reconstruction on the System of Green Political-Achievement Ideology Oriented to Ecological Civilization[J].Environmental Protection,2020,48(21):39-44.]
- [3] 秦国伟,田明华.“双碳”目标下林业碳汇的发展机遇及实施路径[J].行政管理改革,2022(1):45-54.[QIN Guo-wei,TIAN Ming-hua.The Development Opportunities and Implementation Path of Forestry Carbon Sequestration under the Target of Carbon Peak and Carbon Neutrality[J].Administration Reform,2022(1):45-54.]
- [4] 史恒通,睢党臣,徐涛,等.生态价值认知对农民流域生态治理参与意愿的影响:以陕西省渭河流域为例[J].中国农村观察,2017(2):68-80.[SHI Heng-tong,SUI Dang-chen,XU Tao,et al.The Influence Mechanism of Ecological Value Cognition on Farmers' Willingness to Participate in Ecological Management:An Example from Weihe Basin in Shaanxi Province[J].China Rural Survey,2017(2):68-80.]
- [5] 周志民,吕嘉祺,郑玲.游戏化应用互动性对移动 APP 用户持续使用意愿的影响:感知一致性的调节作用[J].财经论丛,2019(2):96-104.[ZHOU Zhi-min,LU Jia-qi,ZHENG Ling.The Impact of Interactivity of Gamified-Application on the Continued Use Intention of Mobile APP[J].Collected Essays on Finance and Economics,2019(2):96-104.]
- [6] 王岳,刘学敏,哈斯额尔敦.“互联网+沙产业”:沙漠治理产业化的新探索[J].兰州大学学报(社会科学版),2019,47(3):167-174.[WANG Yue,LIU Xue-ming,HASIEERDUN.Internet Plus Sand Industry:New Exploration on Industrialization of Desert Management[J].Journal of Lanzhou University (Social Sciences),2019,47(3):167-174.]
- [7] 刘芳儒.网络时代公益传播游戏化的生成逻辑[J].新闻界,2019(11):89-98.[LIU Fang-ru.The Generated Logic of the Gamification of Public Welfare Communication in the Internet Age[J].Journalism and Mass Communication Monthly,2019(11):89-98.]
- [8] 刘小平,邓文香.虚拟 CSR 共创、消费者互动与共创绩效:基于扎根理论的单案例研究[J].管理案例研究与评论,2019,12(5):509-520.[LIU Xiao-ping,DENG Wen-xiang.Virtual CSR Co-Creation,Consumer Interaction and Performance Co-Creation:A Single Case Study Based on Grounded Theory[J].Journal of Management Case Studies,2019,12(5):509-520.]
- [9] 袁玉娟,刘清春,周平,等.城市居民低碳交通意愿与行为一致性研究[J].城市问题,2021(8):93-102.[YUAN Yu-juan,LIU Qing-xiang,ZHOU Ping,et al.Congruence between Residents' Low-Carbon Travel Intention and Behavior[J].Urban Problems,2021(8):93-102.]
- [10] 张平.大学生主流意识形态认同教育的实证研究:基于知行信模式的理论视角[J].教育学术月刊,2021(3):92-97,111.[ZHANG Ping.An Empirical Study of Mainstream Ideological Identity Education for College Students:On the Basis of the Knowledge-Attitude-Practice Model[J].Education Research Monthly,2021(3):92-97,111.]
- [11] 许欣,姚家新,杨剑,等.基于知行信理论的父母-儿童运动参与的关系[J].北京体育大学学报,2014,37(10):89-95.[XU Xin,YAO Jia-xin,YANG Jian,et al.Relationship between Parents and Child's Sport Participation:Based on the Theoretical Model of Knowledge,Attitude and Practice[J].Journal of Beijing Sport University,2014,37(10):89-95.]
- [12] 王梦洽,方卫华.“互联网+创业”服务平台用户使用意愿影响机理研究:基于 D&M 模型与计划行为理论视角[J].科技进步与对策,2020,37(17):18-27.[WANG Meng-han,FANG Wei-hua.Research on the Influence Mechanism of User's Willingness to Use "Internet + Entrepreneur" Service Platform:Based on the D & M Model and the Theory of Planned Behavior[J].Science & Technology Progress and Policy,2020,37(17):18-27.]
- [13] AJZEN I,MADDEN T J.Prediction of Goal-Directed Behavior:Attitudes,Intentions,and Perceived Behavioral Control[J].Journal of Experimental Social Psychology,1986,22(5):453-474.
- [14] 周玲强,李秋成,朱琳.行为效能、人地情感与旅游者环境负责行为意愿:一个基于计划行为理论的改进模型[J].浙江大学学报(人文社会科学版),2014,44(2):88-98.[ZHOU Ling-qiang,LI Qiu-cheng,ZHU Lin.Outcome Efficacy,People-Destination Affect,and Tourists' Environmentally Responsible Behavior Intention:A Revised Model Based on the Theory of Planned Behavior[J].Journal of Zhejiang University (Humanities and Social Sciences),2014,44(2):88-98.]
- [15] HARLAND P,STAATS H,WILKE H A M.Situational and Personality Factors as Direct or Personal Norm Mediated Predictors of Pro-Environmental Behavior:Questions Derived from Norm-Activation Theory[J].Basic and Applied Social Psychology,2007,29(4):323-334.
- [16] AJZEN I.The Theory of Planned Behavior[J].Organizational Behavior and Human Decision Processes,1991,50(2):179-211.
- [17] 彭远春.城市居民环境认知对环境行为的影响分析[J].中南大学学报(社会科学版),2015,21(3):168-174.[PENG Yuan-chun.Analysis of the Influence of Urban Residents' Environmental Cognition on Environmental Behavior[J].Journal of Central South University (Social Science),2015,21(3):168-174.]
- [18] 王建华,钊露露.多维度环境认知对消费者环境友好行为的影响[J].南京工业大学学报(社会科学版),2021,20(3):78-94,110.[WANG Jian-hua,TOU Lu-lu.Impact of Multi-Dimensional Environmental Cognition on Consumer's Environmental Friendly Behavior[J].Journal of Nanjing Tech University (Social Science Edition),2021,20(3):78-94,110.]
- [19] 孙前路.西藏农户参与农村人居环境整治意愿的影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2019,35(8):976-985.[SUN Qian-lu.Study on the Influencing Factors of the Willingness of Ti-

- betan Peasant Households to Participate in the Improvement of Rural Living Environment[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(8): 976-985.]
- [20] 吴大磊,赵细康,石宝雅,等.农村居民参与垃圾治理环境行为的影响因素及作用机制[J]. *生态经济*, 2020, 36(1): 191-197. [WU Da-lei, ZHAO Xi-kang, SHI Bao-ya, et al. Influencing Factors and Mechanisms of Environment Behavior for Rural Residents Participating in Garbage Governance[J]. *Ecological Economy*, 2020, 36(1): 191-197.]
- [21] 杨君茹,王宇.基于计划行为理论的城镇居民家庭节能行为研究[J]. *财经论丛*, 2018(5): 105-112. [YANG Jun-ru, WANG Yu. Research on Energy-Saving Behaviors of Urban Residents Based on TPB[J]. *Collected Essays on Finance and Economics*, 2018(5): 105-112.]
- [22] 靳乐山,徐珂,庞洁.生态认知对农户退耕还林参与意愿和行为的影响:基于云南省两贫困县的调研数据[J]. *农林经济管理学报*, 2020, 19(6): 716-725. [JIN Le-shan, XU Ke, PANG Jie. Impact of Ecological Cognition on Farmers' Willingness and Behavior of Participating Sloping Land Conversion Program: Based on Survey Data from Two Poverty-Stricken Counties in Yunnan Province[J]. *Journal of Agro-Forestry Economics and Management*, 2020, 19(6): 716-725.]
- [23] 崔亚飞,曹宁宁.公众环境意向与亲环境行为:社会信任的调节效应研究[J]. *地域研究与开发*, 2021, 40(4): 136-140. [CUI Ya-fei, CAO Ning-ning. Moderating Effect of Social Trust on the Correlation between Environmental Intention and Pro-Environmental Behavior[J]. *Areal Research and Development*, 2021, 40(4): 136-140.]
- [24] AJZEN I, FISHBEIN M. Attitude-Behavior Relations: A Theoretical Analysis and Review of Empirical Research[J]. *Psychological Bulletin*, 1977, 84(5): 888-918.
- [25] AJZEN I. Perceived Behavioral Control, Self-Efficacy, Locus of Control, and the Theory of Planned Behavior[J]. *Journal of Applied Social Psychology*, 2002, 32(4): 665-683.
- [26] 王明天,薛永基.社会沟通影响独生子女品牌忠诚的机制研究:行为态度和主观规范的中介效应[J]. *暨南学报(哲学社会科学版)*, 2017, 39(9): 46-56, 129. [WANG Ming-tian, XUE Yong-ji. The Effects of Social Communication on Brand Loyalty of Young People: The Mediating Effect of Behavioral Attitudes and Subjective Norm[J]. *Jinan Journal (Philosophy & Social Science Edition)*, 2017, 39(9): 46-56, 129.]
- [27] VAN ACKER F, VAN BUUREN H, KREIJNS K, et al. Why Teachers Use Digital Learning Materials? The Role of Self-Efficacy, Subjective Norm and Attitude[J]. *Education and Information Technologies*, 2013, 18(3): 495-514.
- [28] FIELDING K S, MCDONALD R, LOUIS W R. Theory of Planned Behaviour, Identity and Intentions to Engage in Environmental Activism[J]. *Journal of Environmental Psychology*, 2008, 28(4): 318-326.
- [29] STEG L, DE GROOT J. Explaining Prosocial Intentions: Testing Causal Relationships in the Norm Activation Model[J]. *The British Journal of Social Psychology*, 2010, 49(4): 725-743.
- [30] LAPINSKI M K, RIMAL R N. An Explication of Social Norms[J]. *Communication Theory*, 2006, 15(2): 127-147.
- [31] 廖冰.农户家庭生计资本、人居环境整治付费认知与人居环境整治付费行为:以江西省873个农户为例[J]. *农林经济管理学报*, 2021, 20(5): 598-609. [LIAO Bing. Family Livelihood Capital, the Recognition and the Behavior of Paying for the Governance of Rural Living Environment for Farmers: Taking 873 Farmers in Jiangxi Province for Example[J]. *Journal of Agro-Forestry Economics and Management*, 2021, 20(5): 598-609.]
- [32] 朱宗乾,贾义伍.云ERP服务模式分类影响因素的探索性研究[J]. *管理学报*, 2016, 13(8): 1233-1240. [ZHU Zong-qian, JIA Yi-wu. An Exploratory Study on the Influencing Factors of Cloud ERP Service Mode Classification[J]. *Chinese Journal of Management*, 2016, 13(8): 1233-1240.]
- [33] HAIR J F, BLACK B, BABIN B, et al. Multivariate Data Analysis: International Edition [J]. *Journal of Rheumatology*, 2007, 35(2): 357-358.
- [34] FORNELL C, LARCKER D F. Structural Equation Models with Unobservable Variables and Measurement Error: Algebra and Statistics [J]. *Journal of Marketing Research*, 1981, 18(3): 382.
- [35] 厉新建,李兆睿,宋昌耀,等.基于计划行为理论的虚拟旅游行为影响机制研究[J]. *旅游学刊*, 2021, 36(8): 15-26. [LI Xin-jian, LI Zhao-rui, SONG Chang-yao, et al. Exploring Consumer Behavior in Virtual Reality Tourism Using the Theory of Planned Behavior[J]. *Tourism Tribune*, 2021, 36(8): 15-26.]
- [36] 杨旸.青年群体为何热衷于网络公益游戏—认知视角的动机分析[J]. *中国青年研究*, 2021(10): 70-77, 102. [YANG Yang. Why Are Young People Keen on Online Public Welfare Games? Motivation Analysis from a Cognitive Perspective[J]. *China Youth Study*, 2021(10): 70-77, 102.]
- [37] 赵新民,姜蔚,程文明.基于计划行为理论的农村居民参与人居环境治理意愿研究:以新疆为例[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(4): 439-447. [ZHAO Xin-min, JIANG Wei, CHENG Wen-ming. Study on the Willingness of Rural Residents to Participate in the Environmental Governance of Human Settlements Based on the Theory of Planned Behavior: Taking Xinjiang as an Example[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(4): 439-447.]
- [38] 温忠麟,叶宝娟.中介效应分析:方法和模型发展[J]. *心理科学进展*, 2014, 22(5): 731-745. [WEN Zhong-lin, YE Bao-juan. Analyses of Mediating Effects: The Development of Methods and Models[J]. *Advances in Psychological Science*, 2014, 22(5): 731-745.]

作者简介: 张文瑞(1997—),女,江苏南京人,研究方向为林业管理工程。E-mail: 779193942@qq.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0096

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.

“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

纪荣婷¹, 黄言秋¹, 程 虎², 陈苏娟¹, 赵志强¹, 蔡金傍¹, 刘臣炜¹, 李海东¹, 励蓉蓉³, 张龙江¹, 曾远^{1①} (1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 2. 南京林业大学生物与环境学院, 江苏 南京 210018; 3. 宁波市生态环境局宁海分局, 浙江 宁海 315600)

摘要: 如何科学评估“绿水青山就是金山银山”(以下简称“两山”)实践创新基地碳源碳汇的变化趋势、时空分布、影响因子,对指导新时期生态文明建设具有重要作用。以浙江省宁海县为例,基于 IPCC 碳排放清单,测度宁海县碳汇量与碳排放量,分析区域碳汇的空间分布规律,并基于方差分解分析探究宁海县碳排放的影响因素。结果表明,宁海县碳汇量呈现逐年增加的趋势,2003—2018 年从 43.91 万 t 上升至 49.40 万 t,其中,森林碳汇量占比为 88.21%~91.12%;碳源量呈现平稳—急剧上升—波动下降—保持稳定的变化趋势,由 2003 年的 154.17 万 t 变化至 2018 年的 508.87 万 t。从碳汇量的空间分布来看,宁海县县域碳汇大致呈现西部>东南部>北部>中部的西高东低格局;宁海县碳排放可被社会因素、经济因素和“两山”建设驱动因素共同解释,3 个因素对碳排放的共有解释度为 60.86%,各因子的解释度表现为经济因素>“两山”建设驱动因素>社会因素。该研究为国家“两山”实践创新基地的碳源碳汇量核算提供了新思路,可为下一步政策制定和县域绿色发展提供参考。

关键词: “绿水青山就是金山银山”实践创新基地; 碳汇; 碳排放; 空间分布; 影响因素; 宁海县

中图分类号: X823.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1002-08

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. Ji Rong-ting¹, HUANG Yan-qiu¹, CHENG Hu², CHEN Su-juan¹, ZHAO Zhi-qiang¹, CAI Jin-bang¹, LIU Chen-wei¹, LI Haidong¹, LI Rong-rong³, ZHANG Long-jiang¹, ZENG Yuan^{1①} (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210018, China; 3. Ninghai Branch, Ningbo Municipal Bureau of Ecology and Environment, Ningbo 315600, China)

Abstract: Scientifically evaluate the changing trend, temporal and spatial distributions and influencing factors of carbon (C) sinks in the “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” practice and innovation bases plays an important role in guiding the construction of ecological civilization in the new era. Taking Ninghai County in Zhejiang Province as an example, this study measured C sinks and emissions in Ninghai County based on the IPCC C emission inventory, explored the spatial distribution of regional C sinks, and analyzed the influencing factors of C emissions in Ninghai County based on variance decomposition analysis. The results show that during the study period the C sink in Ninghai County showed a trend of increasing year by year, from 43.91×10^4 t in 2003 to 49.40×10^4 t in 2018, of which the forest C sink accounted for 88.21%–91.12%; the C source maintained stable during 2003 to 2006 and then increased sharply from 2007 to 2011, followed by a post-volatility decline and finally a stable trend, changing from 154.17×10^4 t in 2003 to

收稿日期: 2022-02-09

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX210101); 国家重点研发计划(2018YFD1100104)

① 通信作者 E-mail: zengyuan@nies.org

508.87×10⁴ t in 2018. From the perspective of the spatial distribution of C sinks, the county-level C sinks in Ninghai County roughly showed a pattern of “west high and east low”; “west > southeast > north > central”; C emissions in Ninghai County could be jointly explained by social factors, economic factors and “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” construction driving factors, and the total explanation degree of these three factors was 60.86%, of which economic factors > “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” construction driving factors > social factors. This research provides new ideas for the accounting of C sources and C sinks in the national “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” practice and innovation bases, as well as provides a reference for the future policy formulation and green development for the county.

Key words: “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” practice and innovation base; carbon sink; carbon emission; spatial distribution; influencing factors; Ninghai County

全球气候变暖是21世纪人类社会面临的严峻挑战,由温室气体超标排放造成的温室效应是气候变暖的主要因素,对地球生态环境造成了不可逆转的影响^[1]。CO₂是最为主要的一种温室气体,碳排放控制已成为全球环境治理任务的重点^[2]。2020年9月,习近平总书记在联合国大会上宣布,中国将加大国家自主贡献力度,采取更有力的政策措施,力争于2030年前实现碳达峰,2060年前实现碳中和。2019年中国碳排放量占全球CO₂排放量的28%^[3-4],碳减排已成为我国环境整治中一项紧迫而艰巨的任务。因此,有必要科学地进行区域碳排放核算方法和影响因素研究,这有助于当地政府探索碳减排的有效路径和措施,从理论上为制定合理的碳减排目标提供支撑^[5]。同时,生态碳汇是实现“碳吸收和清除”的重要工具,目前生态碳汇已成为国际公认的碳减排方法,是在确保我国持续健康发展前提下履行碳减排承诺的重要措施^[6]。因此,开展区域碳源碳汇研究关键且紧迫,具有重要的现实意义。

自20世纪80年代开始,国内外对区域碳源碳汇开展了广泛的研究,相关研究主要集中在碳源碳汇核算、区域差异分析、影响因子解析、碳减排和监管政策等方面^[7-8]。关于碳源碳汇的核算,目前以政府间气候变化专门委员会(IPCC)发布的评估报告最为权威,2006年IPCC发布了《IPCC国家温室气体排放清单指南(2006)》,总结了能源、工业过程和产品使用、农业、林业和其他土地利用、废弃物以及其他部门的温室气体排放^[9]。义白璐等^[10]以长三角地区为研究区域,从区域和城市尺度2个层面出发,结合长三角地区土地利用变化综合分析其碳源和碳汇的空间特征,量化了不同土地利用类型的空间碳排放强度。石羽^[11]通过对国内外碳源碳汇空间格局理论和实践的分析,计算了辽中城市群碳源排放总量、分布特征和碳源碳汇格局的演变趋势。目前区域碳源碳汇的研究主要集中在国家、区

域和省级层面^[12-14],对县域或更小尺度的研究相对缺乏。县域是我国经济社会发展的基本单元,开展县域尺度碳源碳汇时空变化分布规律及驱动因素研究,有助于评估县域尺度生态环境状况,对推动县域绿色低碳发展具有重要意义。

随着近年来“绿水青山就是金山银山”(以下简称“两山”)理念的稳步推进和深入发展,生态文明建设已成为县域发展的主旋律。截至目前,全国已有136个地区获得“两山”实践创新基地称号,“两山”基地建设成效显著,自然生态环境本底改善,在区域碳汇功能中发挥着重要功能。如何科学评估“两山”基地碳源碳汇的时空变化,明确经济社会、产业发展、生态建设等因素对碳排放的影响,这些问题仍有待研究。浙江省宁海县于2019年9月被命名为第三批“两山”基地,2021年11月被命名为第五批国家生态文明建设示范区,生态文明建设成效显著,在全国“两山”和生态文明建设中具有典型性和示范性。该研究针对“两山”基地研究尺度小、基础资料薄弱、“两山”转化成效突出的特点,构建适用于“两山”基地的碳源碳汇核算方法,以宁海县为例剖析其碳源碳汇分布特征和演变趋势,并对影响因素进行科学识别,以期对“两山”基地绿色低碳发展提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宁海县位于我国大陆海岸线中段、浙江宁波南部沿海、长江三角洲南翼(29°06′~29°32′N,121°09′~121°49′E),常住人口69.59万人,县域总面积1931.00 km²,其中陆域面积1843.00 km²,海域面积88.00 km²。地形以低山地、丘陵、平原为主,属亚热带季风湿润气候区。2020年,宁海县实现地区生产总值722.55亿元,三次产业结构为6.67:49.10:44.23。宁海县生态环境质量优良,水质优良率为100%,空气质量优良率为93.72%,生态环

境状况指数为 85.10,森林覆盖率达 64.10%。

1.2 主要研究方法

1.2.1 碳汇核算方法

由于农作物生长既是碳汇又是碳源的过程,且其生长周期不定、生产产品复杂,该研究暂不将其列入碳汇核算范围。碳汇核算系数主要参考长三角地区、浙江省及相近地区的相关文献研究,具有较强的实用性和可参考性。

(1) 植被净生态系统交换量

植被净生态系统生产力 (vegetation net ecosystem productivity) 可反映大气进入生态系统的净 CO₂量,在碳排放核算时不考虑植被呼吸作用的碳排放。该研究中植被主要包括森林、草地和城市绿地,其计算公式为

$$C_{NEP} = \sum C_{veg,i} A_{veg,i} \quad (1)$$

式(1)中, C_{NEP} 为植被净生态系统生产力, $t \cdot a^{-1}$; $C_{veg,i}$ 为第 i 种植被单位面积的净生产量, $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; $A_{veg,i}$ 为第 i 种植被的面积, hm^{-2} 。各植被单位面积的净生产量根据相关文献进行估算:森林、草地和城市绿地分别为 3.81、0.95 和 3.38 $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ^[10],森林、草地、城市绿地面积均来自统计数据。

(2) 水域碳吸收

水域碳吸收的固碳量主要包括水域和滩涂的碳吸收量,其计算公式为

$$Z_{water} = C_{water} A_{water} + C_{mud} A_{mud} \quad (2)$$

式(2)中, Z_{water} 为水域碳吸收的固碳量, t ; C_{water} 和 C_{mud} 分别为单位面积河流湖泊和滩涂的固碳速率,取值分别为 0.57 和 2.36 $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; A_{water} 和 A_{mud} 分别为河流湖泊和滩涂的面积^[15], hm^{-2} 。

1.2.2 碳排放核算方法

碳源核算主要基于《IPCC 国家温室气体排放清单(2006)》,核算内容包括能源消费、工业过程、农业活动、废水及固体废弃物、自然过程,内容较为全面,适合县域特点,具有可靠性。

(1) 能源消费碳排放(E)

$$E = \sum Q_i E_i C_i \quad (3)$$

式(3)中, Q_i 为第 i 种能源的消费量, t 或 m^3 ; E_i 为第 i 种能源的净发热值, $kJ \cdot kg^{-1}$ 或 $kJ \cdot m^{-3}$; C_i 为第 i 种能源的碳排放系数, $kg \cdot TJ^{-1}$ 。该研究主要考虑煤炭、焦炭、原油、汽油、煤油、柴油、燃料油、天然气 8 种能源,各能源折算系数和碳排放系数见表 1。

(2) 工业过程碳排放(E_{IP})

$$E_{IP} = 12/14 \sum Q_i C_i \quad (4)$$

式(4)中, Q_i 为第 i 种工业产品的生产量, t ; C_i 为第 i 种工业产品的碳排放系数, $t \cdot t^{-1}$ 。该研究主要考虑钢铁、水泥、石灰、玻璃、合成氨 5 种工业产品,其碳排放系数分别为 1.06、0.14、0.69、0.21、3.27 $t \cdot t^{-1}$ (以 CO₂计)^[16]。

表 1 能源折算标准煤系数和碳排放系数值^[17]

Table 1 Conversion coefficient for the energy carriers to the standard coal equivalent and carbon emission coefficient values of different energy types

能源类型	折算标准煤系数 ¹⁾	碳排放系数/($t \cdot tce^{-1}$)
煤炭	0.71	0.76
焦炭	0.97	0.86
原油	1.43	0.59
汽油	1.47	0.55
煤油	1.47	0.57
柴油	1.46	0.59
燃料油	1.43	0.62
天然气	1.33	0.42

1) 折算标准煤系数的单位:天然气为 $kg \cdot m^{-3}$,其余均为 $tce \cdot t^{-1}$,其中 tce 为吨标准煤当量。

(3) 废弃物处置过程碳排放^[18]

废水的碳排放量计算公式为

$$E_{WWR} = 365 \times 12/16 \sum N_{POP} W_{BOD} F_{SB} C_{BOD} A_{FT} \quad (5)$$

$$E_{WWI} = 12/16 \sum Q_{ind-water} Q_{COD} C_{COD} \quad (6)$$

式(5)~(6)中, E_{WWR} 为生活废水的碳排放量, t ; N_{POP} 为人口数量,人; W_{BOD} 为人均 BOD 中有机物含量,取值 60.00 $g \cdot d^{-1} \cdot 人^{-1}$; F_{SB} 为易于沉积的 BOD 比例,取值 0.50; C_{BOD} 为 BOD 的甲烷排放系数,取值 0.60 $kg \cdot kg^{-1}$; A_{FT} 为无氧降解的 BOD 比例,取值 0.80; E_{WWI} 为工业废水的碳排放量, t ; $Q_{ind-water}$ 为废水产生量, m^3 ; Q_{COD} 为废水中可降解有机材料总量, $kg \cdot m^{-3}$ (以 COD 计); C_{COD} 为缺省最大 CH₄ 产生力,取值 0.25 $kg \cdot kg^{-1}$ (以 COD 计)。

固体废弃物的碳排放量计算公式为

$$E_{SWL} = \sum Q_i C_i \quad (7)$$

$$E_{SWI} = \sum Q_i P_d P_c P_m E \quad (8)$$

式(7)~(8)中, E_{SWL} 为填埋固废碳排放量, g ; Q_i 为填埋垃圾量, t ; C_i 为填埋垃圾的碳排放系数,取值 4.76 $g \cdot t^{-1} \cdot a^{-1}$; E_{SWI} 为焚烧固废碳排放量, t ; Q_i 为焚烧垃圾量, t ; P_d 为废弃物干物质比例,取值 55%; P_c 为废弃物碳含量,取值 40%; P_m 为废弃物化石碳含量,取值 40%; E 为废弃物焚烧炉的燃烧效率,取值 95%。

(4) 自然过程碳排放

$$E_{veg} = \sum A_{veg,i} \times C_{veg,i}, \quad (9)$$

$$E_W = \sum (A_r C_r + A_l C_l). \quad (10)$$

式(9)~(10)中, E_{veg} 为植被土壤凋落碳排放量, t; $A_{veg,i}$ 为第 i 种植被类型面积, hm^2 ; $C_{veg,i}$ 为第 i 种植被类型的碳排放系数, $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 森林的碳排放系数 $C_{veg-forest} = 1.90 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 草地的碳排放系数 $C_{veg-grassland} = 0.95 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 城市绿地的碳排放系数 $C_{veg-bangreer} = 3.38 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; E_W 为水域碳排放量, t; A_r 为河流面积, km^2 ; C_r 为河流的碳排放系数, 取值 $0.026 t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$; A_l 为湖泊面积, km^2 ; C_l 为湖泊的碳排放系数, 取值 $0.041 t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$ [10]。

(5) 农业活动碳排放

$$E_P = 12/16 \sum A_{p,i} C_{p,i} T_{p,i}, \quad (11)$$

$$E_A = 12/16 \sum N_i C_{i1} C_{i2}. \quad (12)$$

式(11)~(12)中, E_P 为稻田的碳排放量, t; $A_{p,i}$ 为第 i 类稻田的面积, hm^2 ; $C_{p,i}$ 为第 i 类稻田的甲烷排放系数, $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$; $T_{p,i}$ 为第 i 类稻田的生长周期, d; E_A 为畜牧业的碳排放量, t; N_i 为第 i 种牲畜的数量, 头; C_{i1} 为第 i 种牲畜肠道发酵的甲烷排放系数, $kg \cdot 头^{-1} \cdot a^{-1}$; C_{i2} 为第 i 种牲畜粪便的甲烷排放系数, $kg \cdot 头^{-1} \cdot a^{-1}$ 。

表 2 动物的甲烷排放系数^[17]

Table 2 Animal methane emission parameters

动物	肠道发酵	动物粪便
黄牛	47	1.79
奶牛	61	17.68
水牛	55	1.86
猪	1	0.76
山羊	5	0.14
绵羊	5	0.15
家禽		0.012

1.2.3 “两山”建设成效评估方法

“两山”建设成效主要采用生态系统生产总值(GEP, P_{GE})和生态产品初级转化率(PTR)评价, 其中 GEP 核算方法及结果参照研究组前期已发表文献^[19]。

$$P_{GE} = V_{EP} + V_{ER} + V_{EC}. \quad (13)$$

式(13)中, V_{EP} 为生态系统的物质产品价值, 万元; V_{ER} 为生态系统的调节服务价值, 万元; V_{EC} 为生态系统的文化服务价值, 万元。生态产品初级转化率通过 V_{EP} 与 V_{EC} 之和占 GEP 的比例表示, 以反映“绿水

青山”向“金山银山”的转化水平^[20]。

1.3 数据来源

研究所需数据主要包括区域土地利用数据、能源消耗、工业和农业产品产量数据、废弃物数据、社会经济发展数据和“两山”建设成效数据。其中, 土地利用空间数据包括人工解译的 2005、2010、2015 和 2018 年 Landsat TM/ETM+ 遥感数据以及自然资源资产负债表数据。能耗数据、工业和农业产品产量数据来自于《宁海统计年鉴》, 废弃物数据来自于《宁海县环境质量报告书》。人口、城镇化率、GDP、产业生产总值等社会经济数据来自于《宁海县国民经济和社会发展统计公报》。

2 结果与分析

2.1 宁海县碳源碳汇计算结果

2003—2018 年, 宁海县碳汇量总体呈现上升趋势, 从 2003 年的 43.91 万 t 上升到 2018 年的 49.40 万 t, 增加了 5.49 万 t, 表明宁海县碳汇能力具有较大的提升潜力(图 1)。从碳汇结构看, 宁海县碳汇量主要来源于植被净生态系统生产力(NEP), 主要包括森林、草地和城市绿地, 其中占比最大的为森林碳汇量, 约占总碳汇量的 88.21%~91.12%。由于宁海县森林覆盖率达到 64.10%, 林地面积大是宁海县碳汇能力强的最主要原因, 2018 年森林碳汇量较 2003 年增长 16.22%。就碳汇量增加率而言, 城市绿地碳汇量增加最快, 15 a 间城市绿地碳汇量增长超 1 倍, 这主要是由于城镇化的发展和城市建设的不断完善。水域碳汇量也是宁海县碳汇量的主要构成部分, 由于宁海县为滨海城市, 滩涂碳汇也是宁海县碳汇的重要组成部分, 其占比为 6.47%~7.41%。

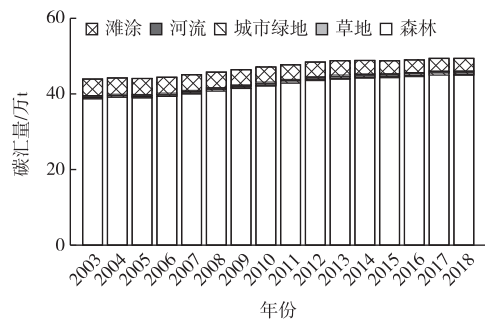


图 1 2003—2018 年宁海县碳汇量及结构分析

Fig. 1 Amount and structure of carbon sinks in Ninghai County from 2003 to 2018

研究期间, 宁海县碳源量呈平稳—急剧上升—

波动下降—保持稳定的变化趋势(图 2)。

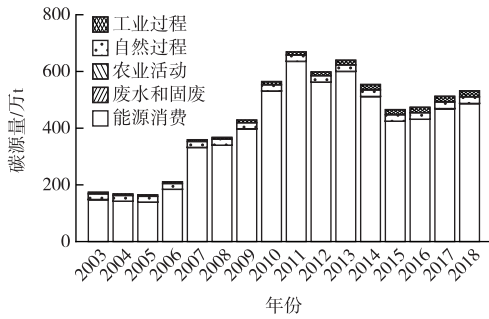


图 2 2003—2018 年宁海县碳源量及结构变化
 Fig. 2 Amount and the structure of carbon sources in Ninghai County from 2003 to 2018

区域碳源量由 2003 年的 154.17 万 t 变化至 2018 年的 508.87 万 t, 总体上升 2.30 倍, 并在 2011 年达到峰值, 为 646.91 万 t, 2005 年碳排放量最低, 为 144.91 万 t, 相差 3.46 倍。从碳源结构来看, 不同类型碳排放的高低顺序为能源消费>自然过程>工业过程>废水和固废>农业活动。能源消费碳排放是总碳排放量中占比最大的部分, 排放量由 2003 年的 148.18 万 t 变化至 2018 年的 486.67 万 t, 占比由 85.17% 上升至 91.52%。自然过程碳排放量由 2003 年的 19.82 万 t 上升至 2018 年的 23.21 万 t, 其占比呈波动下降趋势, 由 2003 年的 11.39% 下降至 2011 年的 3.29%, 后缓慢上升至 2018 年的

4.36%。随着社会经济不断发展, 工业过程碳排放量不断上升, 由 2003 年的 5.49 万 t 变化至 2018 年的 21.43 万 t, 其占比基本稳定在 4.03% 左右。

2.2 宁海县碳汇空间分布格局

为了分析宁海县不同类型乡镇的碳汇发展潜力, 从乡镇尺度辨析了当前宁海县不同类型碳汇的空间分布特征(图 3)。碳汇低值区域主要集中在强蛟镇、桥头胡街道、桑州镇、桃源街道和越溪乡, 而碳汇高值区域主要集中在黄坛镇、深甬镇和岔路镇。从不同碳汇类型分布来看, 森林碳汇主要集中在黄坛镇和深甬镇, 占森林碳汇总量的 30.24%, 县内著名的野鹤湫景区和国家级森林公园——南溪温泉森林公园均位于两镇镇域范围内。城市绿地碳汇量在各乡镇间差异较小, 主要以深甬镇、黄坛镇和跃龙街道城市绿地碳汇量较高。各乡镇间草地碳汇量差异较小, 其中胡陈乡和跃龙街道的草地碳汇较高。河流碳汇主要集中在长街镇、力洋镇、黄坛镇和岔路镇, 这主要是由于宁海县域境内水系丰富, 众多河流中白溪、大溪(洋溪)、鳧溪、清溪、中堡溪这五大溪流和颜公河的流域面积最大。宁海县滩涂主要分布在北部沿海和东南沿海区域, 越溪乡、长街镇、西店镇滩涂碳汇量占总滩涂碳汇量的 52.53%。总体而言, 宁海县的县域碳汇总量大致呈现西部>东南部>北部>中部的西高东低格局。

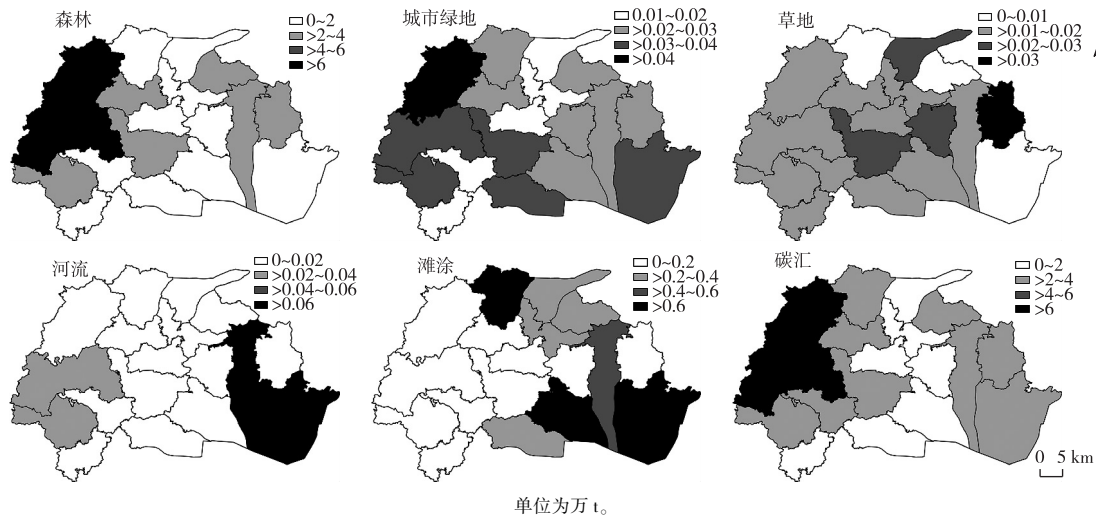


图 3 2018 年宁海县各类型碳汇量空间分布
 Fig. 3 Spatial distribution of different types of carbon sinks in Ninghai County in 2018

2.3 宁海县碳排放影响因素

以往研究中, 大多数学者从经济社会发展、城镇化水平、产业结构特点等角度对碳排放进行分

析。鉴于“两山”建设在推进区域绿色发展和碳汇潜力发展的同时, 也会推进区域生态农业、生态工业和生态旅游业等产业发展, 促进“绿水青山”向

“金山银山”的转化,笔者采用生态系统生产总值和生态产品初级转化率对宁海县“两山”基地建设成效进行评估。自“十五”开始,宁海县一直坚持生态立县战略,近15 a 宁海县生态系统生产总值由2003年的726.40亿元上升至2018年的1 259.03亿元,尤以近5 a 的增长速度较快,平均增长速度为7.02%(图4)。利用生态产品初级转化率可定量评估“绿水青山”向“金山银山”的转化效率,近15 a 来,宁海县生态产品初级转化率由3.43%上升至17.16%,增长了近5倍。总体来看,生态产品初级转化率变化可分为3个阶段:2003—2007年为稳步增长期,年均增长率为12.02%;2007—2015年为快速增长期,年均增长率为21.34%;2015—2018年为稳定变化期,年均增长率为1.71%。

进一步利用方差分解分析进行宁海县碳排放影响因素分析,重点选取社会因素(常住人口、城镇化率)、经济因素(人均GDP、人均工业产值、各产业增加值、各产业占比)、“两山”建设驱动因素(GEP、生态产品初级转化率)作为原因变量。结果表明,宁海县碳排放可被社会因素、经济因素和“两山”建设驱动因素共同诠释。3个因素对碳排放的共有解释度为60.86%,经济因素总解释度为98.47%,社会总因素解释度为70.05%，“两山”建设驱动总因素解释度为79.62%。经济单因素特有解释度为11.30%,社会单因素特有解释度为0.37%，“两山”建设驱动因素特有解释度为0.075%。因此,宁海县碳排放主要受社会、经济和“两山”建设共同驱动,且各因素的解释度为经济因素>“两山”建设驱动因素>社会因素。

3 讨论

3.1 研究结果的不确定分析

该研究主要基于IPCC核算方法,对国家典型“两山”实践创新基地——宁海县的碳源碳汇量进行了核算,其不确定性主要来自以下3个方面。(1)数据资料的局限性:计算所采用的数据主要来自统计数据,部分工业产品如石灰的核算缺失导致碳排放核算结果可能略有出入^[9];(2)排放系数的多样性:由于国内外以及不同地区间碳汇质量及能源消耗、产品生产等测定方法和标准存在差异,因此不同区域间的排放系数也存在差异,笔者尽量选择浙江或长三角地区的数据进行计算,但仍存在一定的不确定性^[10-14];(3)研究尺度的复杂性:由于“两山”基地地域尺度的复杂性,目前仅选择宁海县作为典型区域进行研究,后续有必要在更多“两山”

基地开展验证和进一步研究^[19]。

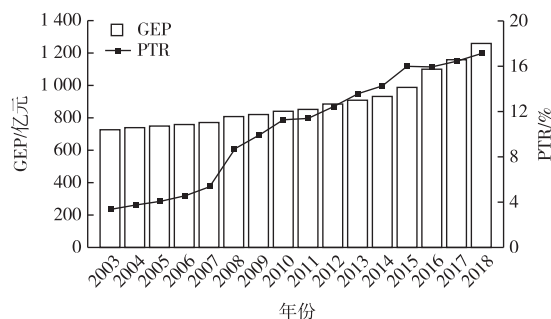


图4 宁海县生态系统生产总值(GEP)和生态产品初级转化率(PTR)变化

Fig. 4 Analysis of GEP and primary conversion rate of ecological products in Ninghai County

总体而言,该研究较好地反映了宁海县碳源碳汇的演变特征和驱动因素,也可检验其他算法的准确性,并可在一定程度上为区域绿色发展和碳减排决策提供重要借鉴。

3.2 宁海县碳汇潜力变化的总体分析

从区域碳汇潜力来看,2003—2018年宁海县碳汇量不断上升,由43.91万t上升到49.40万t,且不同类型碳汇中占比最大的为森林碳汇量,约占总碳汇量的88.21%~91.12%。宁海县自2011年开始实行“森林宁海”建设,森林覆盖率由2011年的62.00%上升至2020年的64.10%^[21]。同时,宁海县森林生态系统在浙江省县域森林体系中处于健康状态,且变化趋好,这也进一步保障了宁海县森林碳汇的健康发展^[22]。此外,由于宁海县濒临海域,县域中88.00 km²为海域,受限于研究数据,该研究仅根据用地类型对滩涂碳汇量进行了初步估算,海洋动植物固碳量等“蓝碳”潜力仍需进一步核算^[23]。

从碳汇量的空间分布来看,宁海县碳汇总量大致呈现西部>东南部>北部>中部的西高东低格局,这主要是受自然地理特征所驱动,宁海县域构造属华南台块浙闽隆起带东南沿海断裂褶皱区,全县地势自西向东南倾斜,地形复杂多变,西部和西南部山岭重叠,属于天台山脉中段,森林覆盖率高,而东部地区主要以生产用地和城镇生活用地为主^[24]。自确立生态立县发展战略以来,宁海县始终坚持“绿水青山就是金山银山”,大力推进“五水共治”、蓝天保卫战、“两山”和生态文明示范创建等工作,生态环境质量显著提升。自2019和2021年该县相继被确定为“两山”实践创新基地和国家生态文明

示范区以来,生态建设不断深化,森林、草地、水域等生态系统质量不断提升,碳汇潜力有待进一步挖掘^[25]。

3.3 宁海县碳排放量变化的总体分析

从区域碳排放来看,对比已有结果,刘占成等^[26]对长三角地区人均碳排放量进行核算发现,2005年该地区人均碳排放量在7t左右,结合2005年宁海县人口为58.55万人,计算出理论上同时期研究区碳排放量为409.85万t,而笔者研究表明2005年宁海县碳排放量为144.91万t,存在相当大的差距。这主要是由于长三角区域面积较大,且该区域碳排放量更多集中在江苏地区,采用区域平均值可能会过高地估计宁海县的碳排放量。对比浙江省碳排放水平来看,义白璐等^[10]研究表明,2002年左右浙江省碳排放量为57.78万t,按照区域面积进行推算,研究区碳排放量为105.76万t,而笔者研究结果中2003年为154.17万t,仍有一定的差异。这主要是由于研究尺度和研究精度的差异引起的,基于县域尺度的碳排放研究能更为精准地反映地区碳排放活动强度的变化,进而更加科学和因地制宜地指导区域绿色和碳减排实践^[27]。

3.4 “两山”基地碳排放影响因素分析

该研究根据宁海县“两山”基地特点,剖析了“两山”建设驱动对碳排放的作用。结果发现,社会因素、经济因素和“两山”建设驱动因素的共有解释度为60.86%，“两山”建设驱动总因素解释度为79.62%，经济因素>“两山”建设驱动因素>社会因素。宁海县是一个工业主导型“两山”基地,三次产业结构比为6.67:49.10:44.23,工业发展过程中能源消耗和工业产品碳排放导致经济发展对碳排放的驱动力最大^[24]。同时,随着“两山”建设的不断推进,农业工业化和生态产业化发展过程不断深入,生态资源逐渐转化为经济发展动力的同时也对碳排放产生了一定的正向效应^[28]。人口数量和城镇化率等社会因素也是驱动碳排放的重要因素,随着县域地区吸纳人口能力的增强,较大的人口规模会反作用于经济发展和废弃物排放,进而导致碳排放驱动力增大。但总体来看,由于受周边杭州、宁波等大城市人口红利的影响,近年来宁海县人口数量和城镇化率总体增幅较小^[29]。因此,“两山”基地建设不仅会提升碳汇功能,也会在一定程度上促进碳排放。随着“两山”建设的不断推进,“绿水青山”向“金山银山”的转化逐渐深入,产业发展不断深化,生态产品价值逐渐实现,也需同步探讨低碳转化路径,进而实现“两山”基地绿色低碳发展。

4 结论与建议

2003—2018年,宁海县碳汇量总体呈现上升趋势,森林碳汇量占比最高,且区域碳汇总体呈现西部>东南>北部>中部的西高东低格局。宁海县碳源量呈现平稳—急剧上升—波动下降—保持稳定的趋势,其中能源消费碳排放量最大。宁海县碳排放可被社会因素、经济因素和“两山”建设驱动因素3者共同解释,且各因素影响排序为经济因素>“两山”建设驱动因素>社会因素。

基于以上结论,依托宁海县“两山”基地建设背景,提出以下建议:(1)充分利用宁海县“两山”基地建设优势,发挥县内森林碳汇的重要作用,合理规划县域非建设用地的土地利用方式,扩大林地面积,保护低承载力的草地和湿地,恢复退化土地,实现生态系统增汇减排;(2)坚持生态优先不动摇,促进产业转型升级,加强生态文明和“两山”基地建设力度,大力进行低碳技术创新,降低经济发展和“两山”建设过程中的碳排放强度,切实提升宁海县等“两山”基地的生态环境承载力和产业可持续发展水平。

参考文献:

- [1] SUN W, HUANG C C. Predictions of Carbon Emission Intensity Based on Factor Analysis and an Improved Extreme Learning Machine from the Perspective of Carbon Emission Efficiency [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 338: 130414.
- [2] GHOMMEM M, HAJJ M R, PURI I K. Influence of Natural and Anthropogenic Carbon Dioxide Sequestration on Global Warming [J]. *Ecological Modelling*, 2012, 235/236: 1-7.
- [3] PIERRE F, MICHAEL O, JONES M W, *et al.* Global Carbon Budget 2020 [J]. *Earth System Science Data*, 2020, 12 (4): 3269-3340.
- [4] PETERS G P, MARLAND G, LE QUÉRÉ C, *et al.* Rapid Growth in CO₂ Emissions after the 2008-2009 Global Financial Crisis [J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(1): 2-4.
- [5] CONG R G, WEI Y M. Potential Impact of Carbon Emissions Trading (CET) on China's Power Sector: A Perspective from Different Allowance Allocation Options [J]. *Energy*, 2010, 35 (9): 3921-3931.
- [6] 徐敬俊,张洁,余翠花.海洋碳汇渔业绿色发展经济外溢效应评价研究[J].*中国人口·资源与环境*, 2020, 30(6): 136-145. [XU Jing-jun, ZHANG Jie, SHE Cui-hua. Evaluation of Economic Spillover Effect of Green Development of Marine Carbon Sink Fishery [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2020, 30 (6): 136-145.]
- [7] RADONJIĆ G, TOMPA S. Carbon Footprint Calculation in Telecommunications Companies: The Importance and Relevance of Scope 3 Greenhouse Gases Emissions [J]. *Renewable and Sustain-*

- able Energy Reviews, 2018, 98:361-375.
- [8] LI X, WANG J M, ZHANG M, *et al.* Regional Differences in Carbon Emission of China's Industries and Its Decomposition Effects [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 270:122528.
- [9] 卢露. 碳中和背景下完善我国碳排放核算体系的思考 [J]. *西南金融*, 2021(12):15-27. [LU Lu. Thoughts on Perfecting China's Carbon Emission Accounting System under the Background of Carbon Neutrality [J]. *Southwest Finance*, 2021(12):15-27.]
- [10] 义白璐, 韩骥, 周翔, 等. 区域碳源碳汇的时空格局:以长三角地区为例 [J]. *应用生态学报*, 2015, 26(4):973-980. [YI Bai-lu, HAN Ji, ZHOU Xiang, *et al.* Spatio-temporal Pattern of Carbon Sources and Sinks in Yangtze River Delta Region, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(4):973-980.]
- [11] 石羽. 辽中城市群碳源碳汇空间格局优化研究 [D]. 天津: 天津大学, 2017. [SHI Yu. Spatial Structure Optimization Research of Carbon Source and Carbon Sinks in Liaoning Central Urban Agglomeration [D]. Tianjin: Tianjin University, 2017.]
- [12] LIU S N, ZHOU T, WEI L Y, *et al.* The Spatial Distribution of Forest Carbon Sinks and Sources in China [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(14):1699-1707.
- [13] 王喜, 鲁丰先, 秦耀辰, 等. 河南省碳源碳汇的时空变化研究 [J]. *地理科学进展*, 2016, 35(8):941-951. [WANG Xi, LU Feng-xian, QIN Yao-chen, *et al.* Spatial and Temporal Changes of Carbon Sources and Sinks in Henan Province [J]. *Progress in Geography*, 2016, 35(8):941-951.]
- [14] 陈杰. 川西高原生态系统碳源/碳汇时空变化及影响机制研究 [D]. 成都: 成都信息工程大学, 2020. [CHEN Jie. Spatial-Temporal Variation of Carbon Source/Sink in the Ecosystem of Western Sichuan Plateau and Its Influencing Mechanism [D]. Chengdu: University of Information Technology, 2020.]
- [15] 段晓男, 王效科, 逯非, 等. 中国湿地生态系统固碳现状和潜力 [J]. *生态学报*, 2008, 28(2):463-469. [DUAN Xiao-nan, WANG Xiao-ke, LU Fei, *et al.* Carbon Sequestration and Its Potential by Wetland Ecosystems in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2):463-469.]
- [16] 林翔燕. 江苏省县域城镇化对碳排放的作用路径及其模拟仿真研究 [D]. 徐州: 中国矿业大学, 2019. [LIN Xiang-yan. Research on the Path and Simulation of Urbanization on Carbon Emission in Counties of Jiangsu Province [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2019.]
- [17] 赵荣钦. 城市生态经济系统碳循环及其土地调控机制研究:以南京市为例 [D]. 南京: 南京大学, 2011. [ZHAO Rong-qin. Carbon Cycle of Urban Eco-economic System and Its Regulation through Land Use Control: A Case Study of Nanjing City [D]. Nanjing: Nanjing University, 2011.]
- [18] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [EB/OL]. (2006-05-20) [2022-01-30]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/chinese/index.html>.
- [19] 陈梅, 纪荣婷, 刘溪, 等. “两山”基地生态系统生产总值核算与“两山”转化分析:以浙江省宁海县为例 [J]. *生态学报*, 2021, 41(14):5899-5907. [CHEN Mei, JI Rong-ting, LIU Xi, *et al.* Gross Ecosystem Product Accounting for “Two Mountains” Bases and Transformation Analysis: The Case Study of Ninghai County [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(14):5899-5907.]
- [20] 生态环境部环境规划院. 经济生态生产总值 (GEEP) 核算技术指南 (试用) [Z]. 北京: [出版者不祥], 2020.
- [21] 王品富, 冯继红, 叶卫阳. 建森林宁海 享美丽家园 [J]. *浙江林业*, 2011(5):10-11.
- [22] 王剑武. 浙江省县域森林生态资源承载力评价研究 [D]. 杭州: 浙江农林大学, 2020. [WANG Jian-wu. Evaluation of Forest Ecological Resources Carrying Capacity, Zhejiang Province [D]. Hangzhou: Zhejiang A & F University, 2020.]
- [23] 刘锴, 卞扬, 王一尧, 等. 海岛地区海洋碳汇量核算及碳排放影响因素研究:以辽宁省长海县为例 [J]. *资源开发与市场*, 2019, 35(5):632-637. [LIU Kai, BIAN Yang, WANG Yi-yao, *et al.* Calculation of Carbon Sink and Influencing Factors of Carbon Emission in Island Area: A Case Study of Changhai County, Liaoning Province [J]. *Resource Development & Market*, 2019, 35(5):632-637.]
- [24] 高才慧. 工业主导型县域“两山”发展路径研究:以宁海县为例 [D]. 杭州: 浙江大学, 2020. [GAO Cai-hui. Study on the Development Path of LWLM in the Industrial Leading County: Taking Ninghai County as an Example [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2020.]
- [25] 周雁凌, 季英德, 董若义. 生态环境华丽转身, 生态红利持续释放 “两山”理念的博兴实践 [J]. *中国生态文明*, 2021(1):79-81. [ZHOU Yan-ling, JI Ying-de, DONG Ruo-yi. The Ecological Environment Is Gorgeous, and the Ecological Dividend Continues to Release the Boxing Practice of the “Two Mountains” Concept [J]. *China Ecological Civilization*, 2021(1):79-81.]
- [26] 刘占成, 王安建, 于汶加, 等. 中国区域碳排放研究 [J]. *地球学报*, 2010, 31(5):727-732. [LIU Zhan-cheng, WANG An-jian, YU Wen-jia, *et al.* Research on Regional Carbon Emissions in China [J]. *Acta Geoscientica Sinica*, 2010, 31(5):727-732.]
- [27] CHEN J D, GAO M, CHENG S L, *et al.* County-Level CO₂ Emissions and Sequestration in China during 1997-2017 [J]. *Scientific Data*, 2020, 7:391.
- [28] 靳诚, 陆玉麒. 我国生态产品价值实现研究的回顾与展望 [J]. *经济地理*, 2021, 41(10):207-213. [JIN Cheng, LU Yu-qi. Review and Prospect of Research on Value Realization of Ecological Products in China [J]. *Economic Geography*, 2021, 41(10):207-213.]
- [29] 冯冬, 李健. 我国三大城市群城镇化水平对碳排放的影响 [J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(10):2194-2200. [FENG Dong, LI Jian. Impacts of Urbanization on Carbon Dioxide Emissions in the Three Urban Agglomerations of China [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(10):2194-2200.]

作者简介: 纪荣婷 (1992—), 女, 安徽池州人, 助理研究员, 博士, 主要从事区域绿色发展、碳排放管理、生态环境保护研究。E-mail: jirongting@nies.org

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0700

顾沈怡,戴海洋,郭凡婧,等.微生物和化学添加剂对畜禽粪便堆肥过程活性氮气体的减排研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(8):1010-1018.
GU Shen-yi, DAI Hai-yang, GUO Fan-jing, et al. Study on Reduction of Reactive Gaseous Nitrogen of Compost Product by Microorganism and Chemical Additive in Composting Process of Livestock and Poultry Manure[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1010-1018.

微生物和化学添加剂对畜禽粪便堆肥过程 活性氮气体的减排研究

顾沈怡¹, 戴海洋¹, 郭凡婧¹, 申卫收¹*, 林先贵² (1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院/江苏省大气环境监测与污染控制高技术研究重点实验室/江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 江苏 南京 210044; 2. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室/中国科学院南京土壤研究所, 江苏 南京 210008)

摘要: 堆肥是将畜禽粪污进行资源化的有效手段之一,但是氮素的流失会造成堆肥产品质量的降低,排放的氨气(NH_3)和氧化亚氮(N_2O)会加剧空气污染和温室效应。为了减少堆肥过程中活性氮气体的排放、提高堆肥产物的氮素含量,选用猪粪和鸡粪作为原料进行室内模拟堆肥,设置接种微生物、加入化学添加剂或两者联用的试验处理。结果表明,加入化学添加剂的处理以及微生物和化学添加剂联用的处理能够显著减排活性氮气体,实现高效保氮的目的。在猪粪堆肥过程中,相对于未接种、未加入化学添加剂的对照,加入化学添加剂的处理、*Bacillus* sp. H3-1和化学添加剂联用的处理以及*B. sp.* H5-9和化学添加剂联用的处理 NH_3 减排11%~21%, N_2O 减排4%~6%,堆肥产物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加6.7~7.7倍。在鸡粪堆肥过程中,相对于未接种、未加入化学添加剂的对照,加入化学添加剂的处理、*B. sp.* H1-10和化学添加剂联用的处理 N_2O 减排25%~26%,堆肥产物的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加3.3~3.9倍。因此,加入化学添加剂以及微生物和化学添加剂联用可协同减排 NH_3 和 N_2O ,实现堆肥产物保氮,该研究可为畜禽粪便绿色高效资源化和农业碳中和提供重要依据。

关键词: 堆肥; 活性氮气体; 化学添加剂; 微生物菌剂; 协同减排

中图分类号: X511; X713 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2022)08-1010-09

Study on Reduction of Reactive Gaseous Nitrogen of Compost Product by Microorganism and Chemical Additive in Composting Process of Livestock and Poultry Manure. GU Shen-yi¹, DAI Hai-yang¹, GUO Fan-jing¹, SHEN Wei-shou¹*, LIN Xian-gui² (1. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology/ Key Laboratory of High Technology Research on Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control in Jiangsu Province/ Jiangsu Atmospheric Environment and Equipment Technology Collaborative Innovation Center, Nanjing 210044, China; 2. State Key Laboratory of Soil & Sustainable Agriculture/ The Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Composting is one of the effective means to recycle livestock and poultry waste, but the loss of nitrogen during the process leads to a decrease in composting product quality. Moreover, ammonia (NH_3) and nitrous oxide (N_2O) emissions will aggravate air pollution and the greenhouse effect. To reduce the emission of reactive gaseous nitrogen during composting and improve the nitrogen content of composting products, pig manure and chicken manure were selected as raw materials for indoor simulated composting. The experimental treatments included inoculation with *Bacillus* strains, amendment with chemical additives, and combining *Bacillus* strains with chemical additives. The results show that the treatment with chemical additives only or a combination of *Bacillus* strain with chemical additives significantly decreased the emission of reactive gaseous nitrogen and maintained nitrogen in composting product compared with dual non-inoculated and non-amended control. In the process of pig manure composting, the NH_3 emission was decreased by 11% to 21% in treatment with chemical additives only, or dual treatment with *Bacillus* sp. H3-1 and chemical additives, and dual treatment of *B. sp.*

收稿日期: 2021-11-14

基金项目: 国家自然科学基金(41771291)

*通信作者 E-mail: wsshenn@nuist.edu.cn

H5-9 with chemical additives in comparison with the control. It was also observed that N_2O emission decreased by 4%–6% in these treatments compared with the control. The content of NH_4^+ -N in composting products increased by 6.7–7.7 times compared to the control. In the composting process of chicken manure, the N_2O emission was decreased by 25%–26% in the treatment with chemical additives only or dual treatment with *B. sp.* H1-10 and chemical additives compared with dual non-inoculated and non-amended control. The NH_4^+ -N content of composting products increased by magnitude of 3.3–3.9. Therefore, the amendment with chemical additives only or a combination of *Bacillus* strain with chemical additives could reduce NH_3 and N_2O emissions and maintain the nitrogen in composting products simultaneously. This study adds valuable information and provides a fundamental scientific knowledge towards the green and efficient resource utilization of livestock and poultry manure and help in achieving agricultural carbon neutrality.

Key words: compost; reactive nitrogen gas; chemical additive; microbial agent; collaborative reduction

近年来,我国的畜牧业从传统散栏式向规模化、集约化和机械化模式转变,例如 2017 年畜牧业产值占农林牧渔总产值的 43%,与 1978 年相比提高了 13.3%^[1]。在畜牧业快速发展的同时,畜禽粪便的处理面临巨大的挑战和环境风险。畜禽粪便中含有丰富的作物生长所需的营养元素,农业生产中会利用畜禽粪便进行还田。畜禽粪便腐熟化程度不高,直接利用不仅造成环境污染,还会烧苗、危害农作物生长。我国每年产生的畜禽粪污总量近 40 亿 t,综合利用率不足 60%,无害化程度不足 50%^[2-3]。堆肥是利用细菌、真菌、放线菌等微生物,将畜禽粪便中的有机物转化成稳定的腐殖质,为畜禽粪便资源化利用的有效途径。然而,畜禽粪便在堆肥过程中会产生大量的 NH_3 和 N_2O 等活性氮气体,不仅造成堆肥物质的氮素损失,降低堆肥产品的质量^[4-5],而且还会造成空气污染,加剧全球变暖^[6],促进灰霾的形成,恶化空气质量。 NH_3 可与大气中 SO_2 和 NO_x 的氧化物发生反应,生成二次颗粒物,这些颗粒物则是生成 $PM_{2.5}$ 的重要来源^[7]。此外, NH_3 还属于恶臭污染物,在一定浓度范围内会对人或畜禽产生毒害作用,过高浓度可能会导致死亡^[8]。 N_2O 在百年尺度上的增温潜势(GWP)是 CO_2 的 265 倍, N_2O 排放到环境中会产生作为消耗臭氧催化剂的平流层氮氧化物,从而进一步加剧全球气候变化。因此,堆肥过程中排放的 NH_3 和 N_2O 对环境的影响不容忽视。

针对上述堆肥过程中 NH_3 和 N_2O 气体的排放,研究者采取了一些改进方法,如在堆肥过程中使用物理添加剂、化学添加剂或微生物菌剂来调节 C/N 比、含水率和 pH 值等环境因素^[9],结果表明,添加麦饭石、磷石膏、生物炭、膨润土、硅藻土或者菌剂等物质均可有效减少 NH_3 或者 N_2O 气体的排放。例如,WANG 等^[10]研究麦饭石对猪粪堆肥过程的影响,发现麦饭石的加入能明显促进猪粪中有机碳和木质素降解,显著减少 N_2O 排放;CAO 等^[11]研究表

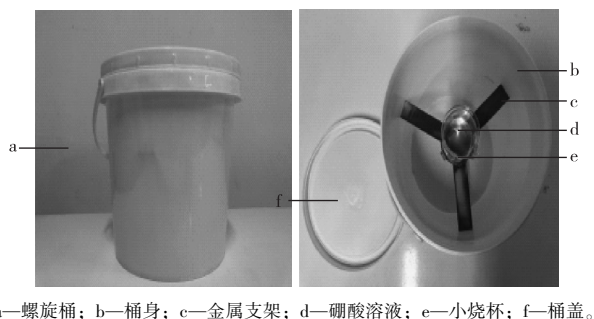
明,添加高温耐氨微生物可促进 NH_4^+ 的同化或硝化,降低物料本底 NH_4^+ 含量,减少 10.2%~42.8% 的氨挥发;FUKUMOTO 等^[12]研究表明,添加亚硝酸盐氧化菌的腐熟堆肥,可显著减少堆肥过程中的 N_2O 排放;雷平等^[13]研究表明,添加过磷酸钙能有效减少猪粪堆肥过程中的氮素损失;HE 等^[14]研究表明,添加生物炭有利于降低鸡粪好氧堆肥过程的氨气排放和氮素损失;还有研究发现,在猪粪堆肥过程中接种芽孢杆菌 TAT105,能减少堆肥过程中的 NH_3 排放^[15-16]。

但是目前的许多研究仅关注对 NH_3 或 N_2O 单一气体的减排效果,对 NH_3 和 N_2O 协同减排效果的探究并不多见,并且对于添加剂的种类选择和配伍的研究也鲜有报道。因此该试验探究在堆肥过程中加入添加剂能否对 NH_3 和 N_2O 气体进行协同减排,试验以新鲜的猪粪、鸡粪为堆肥原料,探究微生物和化学添加剂联用对堆肥过程中 NH_3 和 N_2O 气体排放量的影响,进一步明确接种微生物和加入化学添加剂是否能对猪粪、鸡粪堆肥中起到协同减排和保氮的作用,研究结果可为畜禽粪便绿色高效资源化和农业碳中和研究提供重要依据。

1 材料与方法

1.1 堆肥试验设置

试验在实验室条件下进行,试验装置为 4 L 半透明密闭容器螺旋桶,将金属支架固定在桶内部中间位置,与桶底部平行,圆形座周围的 3 块小金属用来固定烧杯(图 1)。堆肥原料来自于南京某养殖场新鲜的猪粪和鸡粪,通过添加木屑将堆肥物质的 C/N 比调节为 25:1,含水率 w 设置为 60%^[17]。堆料共 1.0 kg,其中猪粪或鸡粪 830 g,木屑 170 g,猪粪或鸡粪与木屑的质量比为 5:1。猪粪堆肥设置 6 个试验处理,鸡粪堆肥设置 4 个试验处理,每个处理有 3 个重复(表 1)。



a—螺旋桶; b—桶身; c—金属支架; d—硼酸溶液; e—小烧杯; f—桶盖。

图 1 试验装置图

Fig. 1 Experimental apparatus used for the manure study

表 1 畜禽粪便堆肥试验处理

Table 1 Composting process

处理	猪粪堆肥(猪粪+木屑)		处理	鸡粪堆肥(鸡粪+木屑)	
	化学添加剂	微生物		化学添加剂	微生物
处理 1	无	无	处理 1	无	无
处理 2	化学添加剂	无	处理 2	化学添加剂	无
处理 3	无	接种 <i>Bacillus</i> sp. H3-1	处理 3	无	接种 <i>Bacillus</i> sp. H1-10
处理 4	无	接种 <i>Bacillus</i> sp. H5-9	处理 4	化学添加剂	接种 <i>Bacillus</i> sp. H1-10
处理 5	化学添加剂	接种 <i>Bacillus</i> sp. H3-1			
处理 6	化学添加剂	接种 <i>Bacillus</i> sp. H5-9			

化学添加剂为沸石(20 g)、过磷酸钙(30 g)和硫酸亚铁(30 g)的混合物;微生物以菌液的形式接种于堆料中。

1.2 样品采集

气体样品采集前,将装有硼酸吸收液的烧杯放入试验装置的三角支架中,用带有三通阀的盖子旋紧,等待 1 h。堆肥产生的 N_2O 用针筒收集至气瓶中,后续利用气相色谱仪(美国 Agilent 7890B GC)-电子捕获检测器(ECD-GC)分析;堆肥过程释放的 NH_3 被硼酸吸收 1 h,用靛酚蓝比色法^[19-20]进行测定,升温阶段和降温腐熟阶段每 3 d 采集气样并检测,高温阶段每 2 d 采集气样并检测。

为了解堆肥物质的物理化学特性,在 0(试验初始)、7、16、26、40 d 进行翻堆并采集约 12 g 样品,一部分用于物理化学分析测定,一部分保留在 $-70\text{ }^\circ\text{C}$ 冰箱中进行后续生物分析。

1.3 理化性质分析

用 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KCl 溶液浸提法^[21]测定 NO_3^- -N 含量,浸提之后利用紫外可见分光光度计分析,将波长调整为 220 和 275 nm,计算得出 NO_3^- -N 含量;采用靛酚蓝比色法,再将紫外可见分光光度计波长调为 625 nm 来测定 NH_4^+ -N 含量^[22];含水率利用烘干称重法进行测定;pH 值和电导率(EC)分别用 pH 计和电导率仪进行测定^[23];总碳(TC)和总氮(TN)含量利用元素分析仪测定。

1.4 数据分析

利用 Microsoft Excel 2017 软件对数据进行初步

菌株来源于之前笔者所在实验室从广东惠州、江苏宜兴土壤中筛选出来的具有固氮产酸特性的芽孢杆菌。将菌液或化学添加剂与堆料按照 $V(\text{菌液}):m(\text{堆料})=1:5$ 或 $m(\text{化学添加剂}):m(\text{堆料})=1:12.5$ 进行充分搅拌,使其混合均匀。温度对于堆肥具有关键性的影响^[18],试验通过培养箱来人工控制模拟堆肥试验的温度,进行为期 40 d 的堆肥试验。前 7 d 为升温阶段,将温度均匀升至 $60\text{ }^\circ\text{C}$;8~26 d 为高温阶段,温度持续保持在 $60\text{ }^\circ\text{C}$;27~40 d 为降温腐熟阶段,将温度均匀降至室温。

处理,再利用 SPSS 26.0 软件对数据进行统计分析,用单因素方差分析确定差异显著性,最后利用 Origin 2018 软件对数据进行作图分析。

2 结果与讨论

2.1 微生物和化学添加剂联用显著降低 NH_3 排放

由于试验处理和重复较多,利用生化培养箱来控制堆肥过程中的温度变化,以模拟实际堆肥过程中的堆温变化特征,从而保证各处理重复间堆肥条件较为一致。有机质的迅速降解、温度升高以及含水率的降低使过量的 NH_4^+ 容易以 NH_3 的形式逸出,从而产生恶臭污染环境,并且导致堆肥物料中氮素的损失、肥力的下降。在堆肥处理中,猪粪堆肥和鸡粪堆肥的 NH_3 排放大致呈先上升后下降的趋势,这与 JIANG 等^[24]的研究结果相符,并且排放量在堆肥 10 d 左右达到峰值(图 2)。2 种原料堆肥均在升温期和高温期的前期排放活跃,这可能是由于堆料的氨化作用以及升温期堆体温度持续升高,导致 NH_3 大量排放;在 10~15 d 排放量迅速降低,最后到堆肥结束时均保持较为平稳的状态,这可能是由于堆肥后期温度降低使硝化作用增强,并且随着堆肥的进行,有机氮被消耗导致矿化作用减弱,进而导致 NH_3 排放量降低。与猪粪堆肥中未加入化学添加剂和未接种微生物和分别单独接种 *B. sp.* H3-1、

B. sp. H5-9 的处理相比,加入化学添加剂、化学添加剂与 *B. sp.* H3-1 联用、化学添加剂与 *B. sp.* H5-9 联用处理均能在猪粪堆肥过程中实现 NH_3 显著减排的效果(图3)。这可能是因为化学添加剂中的沸石具有很好的吸附效果,对 NH_4^+ 有很强的选择性吸

附能力^[25]。化学添加剂中的过磷酸钙本身就具有一定的游离酸,可以与 NH_4^+ 发生反应,将 NH_4^+ 进行固定^[26]。因此,加入化学添加剂的处理能够有效抑制 NH_3 排放,达到显著减排的效果。

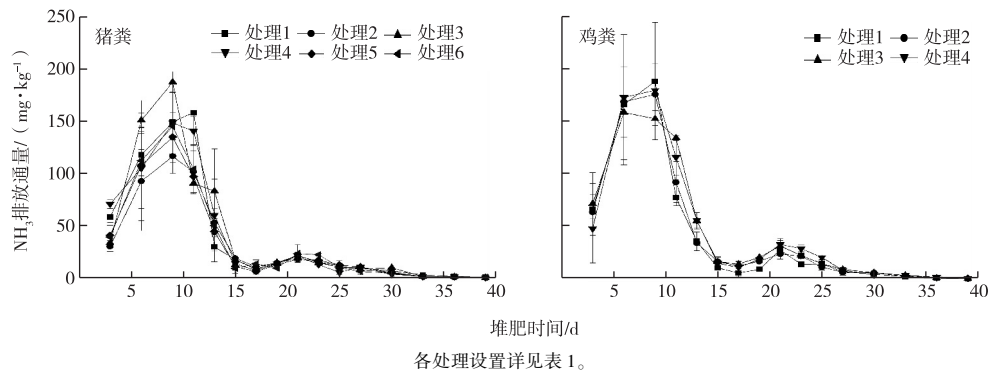
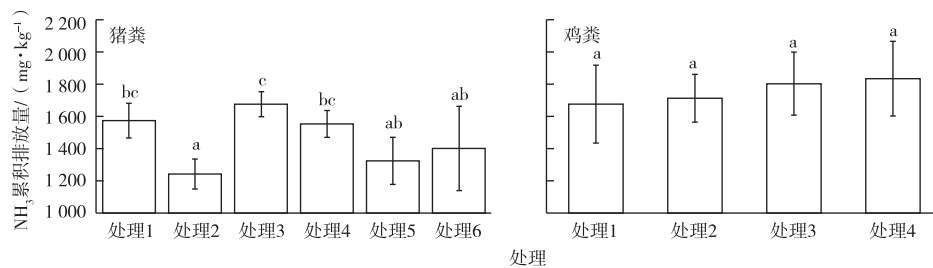


图2 猪粪、鸡粪堆肥过程中的 NH_3 排放通量

Fig. 2 NH_3 emission from the pig manure and chicken manure composting process



各处理设置详见表1。同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示处理间 NH_3 累积排放量差异显著($P < 0.05$)。

图3 猪粪、鸡粪堆肥过程中的 NH_3 累积排放量

Fig. 3 Cumulative NH_3 emission from the pig manure and chicken manure composting process

2.2 微生物和化学添加剂联用显著降低 N_2O 排放

在整个堆肥期间,猪粪堆肥和鸡粪堆肥 N_2O 排放通量的变化趋势相似,均表现为先上升后下降至平稳(图4)。堆肥升温前期,有机质的矿化作用促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生成,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是硝化过程的最终产物。随着温度的升高,有机物质降解剧烈,堆料环境中的 O_2 被消耗,形成厌氧环境,使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 通过反硝化作用参与 N_2O 的生成。在高温阶段,2种堆肥处理中 N_2O 都达到了排放峰值。在猪粪堆肥过程中,6~9 d 达到排放峰值,猪粪堆肥中各处理的排放趋势大致相同,在高温阶段的中后期排放量持续降低至堆肥结束;鸡粪堆肥在9~11 d 达到排放峰值,添加化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp.* H1-10 联用处理的 N_2O 排放峰值与其他2个处理存在明显的差异,这可能是由于化学添加剂的吸附固定作用所致^[27]。其峰值大小为接种 *B. sp.* H1-10 的处理

($6.68 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) > 未加入化学添加剂和未接种微生物处理 ($6.41 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) > 加入化学添加剂和接种 *B. sp.* H1-10 处理 ($3.39 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) > 加入化学添加剂处理 ($3.18 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)。

由图5可见,在以猪粪为原料的堆肥中,相较于未接种微生物、未加入化学添加剂的对照而言,添加化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp.* H3-1 联用、化学添加剂和 *B. sp.* H5-9 联用处理对 N_2O 的减排量分别为6.5%、4.3%、4.9%,达到了显著减排效果;在以鸡粪为原料的堆肥中,相较于对照而言,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp.* H5-9 联用处理对 N_2O 的减排量分别为26.8%、25.5%,也达到了显著减排效果。综合来看,添加化学添加剂或微生物和化学添加剂联用的处理方式均能显著减少 N_2O 排放,并且在鸡粪堆肥中的减排效果比猪粪堆肥更好。

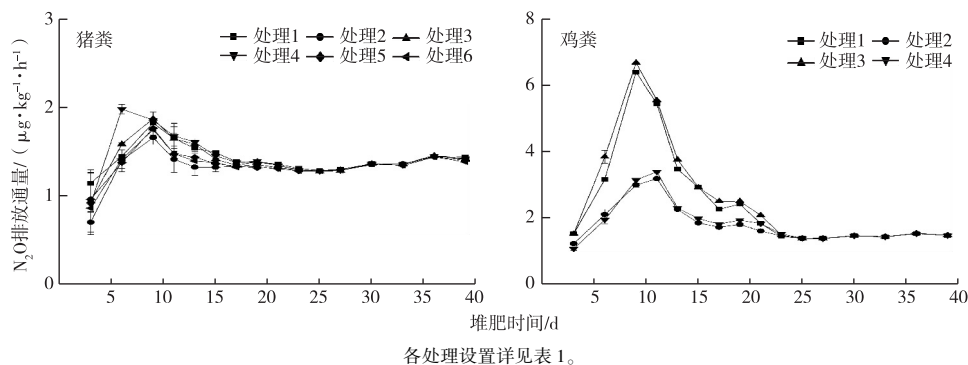
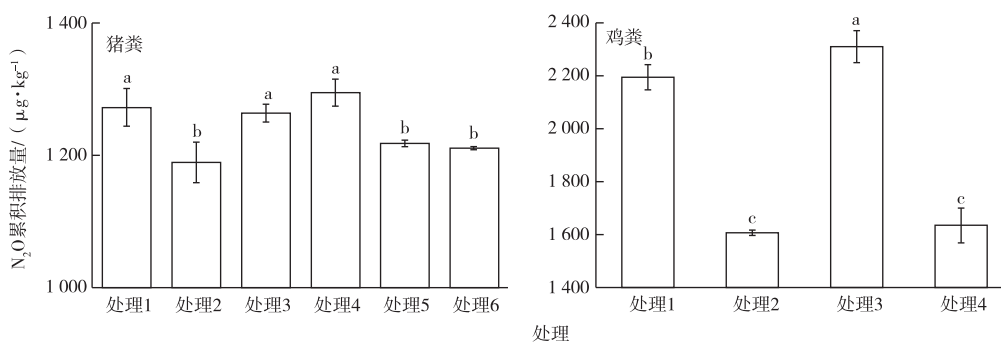


图 4 猪粪、鸡粪堆肥过程中的 N₂O 排放通量

Fig. 4 N₂O emission from the pig manure and chicken manure composting process



各处理设置详见表 1。同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示处理间 N₂O 累积排放量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 5 猪粪、鸡粪堆肥过程中的 N₂O 累积排放量

Fig. 5 Cumulative N₂O emission from the pig manure and chicken manure composting process

2.3 各处理堆肥产物理化性质变化

2.3.1 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的变化

NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 是堆肥过程中氮转化的重要无机氮形态。NH₄⁺-N 是堆肥期间氮的主要存在形态之一,主要来自于有机氮化合物的分解,可作为微生物的氮源合成氨基酸和蛋白质;此外,可通过硝化微生物转化成硝态氮或亚硝态氮的形式参与堆肥过程中的转化与利用。但当环境条件改变有利于氨气大量产生时,如 pH 值和温度升高,则出现氨气排放活跃期。在整个堆肥期中,加入化学添加剂的处理 NH₄⁺-N 含量均显著高于未添加化学添加剂的处理(图 6),这可能是因为其中的过磷酸钙和硫酸亚铁均具有一定的酸性,可以固定 NH₄⁺-N。堆肥 26 d 时各处理的 NH₄⁺-N 含量均有一定程度的增加,可能是因为翻堆促进了有机氮的氨化和矿化作用。相对于未加入添加剂、未接种微生物的处理而言,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp. H3-1* 联用、化学添加剂和 *B. sp. H5-9* 联用处理 NH₄⁺-N 含量分别显著增加 7.0、6.7、7.7 倍。接种微生物处理也可以在一定程度上利用微生物自身的同化作

用和产酸特性促进对 NH₄⁺-N 的吸收利用。

在鸡粪堆肥过程中,各处理的 NH₄⁺-N 含量大致呈先上升后下降的趋势(图 6)。在升温阶段,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp. H1-10* 联用处理的 NH₄⁺-N 含量因为氨化和矿化作用而迅速升高,后续阶段变化幅度较小。未接种微生物和未加入化学添加剂处理、接种 *B. sp. H1-10* 处理的 NH₄⁺-N 含量在升温阶段变化较小,进入高温阶段之后含量持续降低,最后趋于平稳。在整个鸡粪堆肥期间,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp. H1-10* 联用处理的 NH₄⁺-N 含量一直显著高于未加入化学添加剂、未接种微生物、单独接种 *B. sp. H1-10* 处理。在堆肥结束时,相较于对照组,加入化学添加剂、添加剂和 *B. sp. H1-10* 联用处理的 NH₄⁺-N 含量分别增加 3.4 和 3.9 倍。

在整个堆肥期间,猪粪堆肥和鸡粪堆肥各处理的 NO₃⁻-N 变化趋势大致相同,均呈现出先降低后升高、最后趋于平稳的变化趋势。由图 6 可见,在升温阶段 NO₃⁻-N 含量迅速下降,这可能是因为高温使得硝化细菌失活,从而抑制 NH₄⁺-N 转化为

NO_3^- -N。且该阶段 NH_3 排放量迅速增加, NH_3 毒性也是 NO_3^- -N 迅速降低的原因之一。从结果来看,

将微生物和化学添加剂联用的方法可对猪粪堆肥、鸡粪堆肥起到很好的保氮作用。

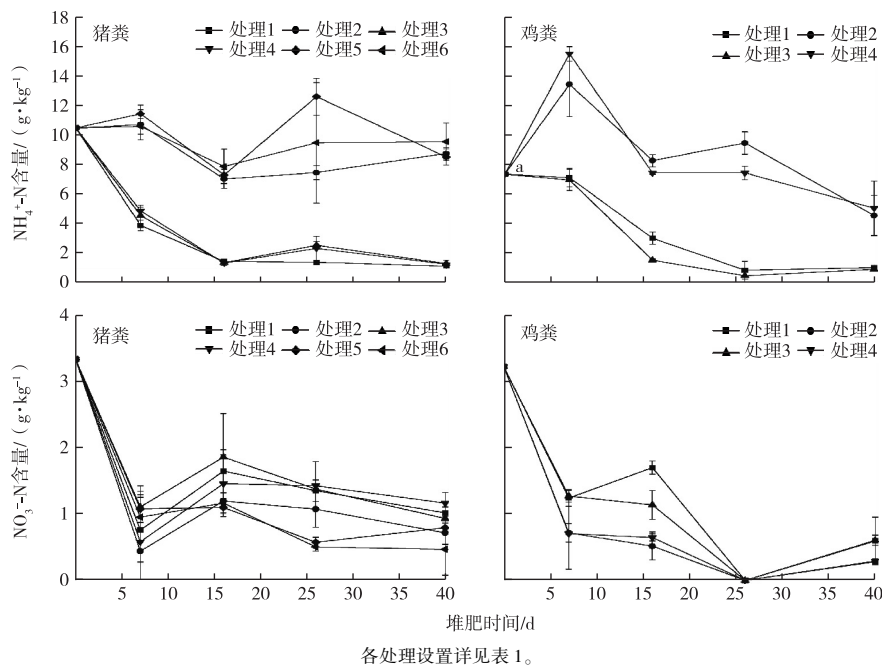


图6 猪粪、鸡粪堆肥过程中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量的变化趋势

Fig. 6 Trends of NH_4^+ -N and NO_3^- -N observed in pig manure and chicken manure composting process

2.3.2 pH 值和 EC 的变化

堆肥过程中的 pH 值能够影响微生物的生长活性,从而影响后续堆肥产品的质量。pH 值变化主要是由于堆肥物质中有机酸的生成和含氮化合物的释放。 NH_4^+ -N 的产生和有机酸的生物降解导致 pH 值升高, CO_2 的溶解、有机酸的生成以及硝化作用则会导致 pH 值降低。在整个猪粪堆肥期间,未加入化学添加剂和未接种微生物的处理、单独接种 *B. sp.* H3-1 和 *B. sp.* H5-9 处理的 pH 值波动大于加入化学添加剂、*B. sp.* H3-1 和化学添加剂联用、*B. sp.* H5-9 和化学添加剂联用的处理(图 7)。这可能和沸石、过磷酸钙以及硫酸亚铁自身的物理化学性质有关,化学添加剂对 pH 值具有缓冲作用。沸石可以促进有机物料分解以及氨化作用,过磷酸钙和硫酸亚铁本身也具有一定的弱酸性,较高的 pH 值会促进活性氮气体特别是氨气的排放。堆肥结束时,猪粪堆肥处理中加入化学添加剂或者微生物和化学添加剂联用处理的 pH 值低于其他处理。

鸡粪堆肥处理中 pH 值的变化趋势与猪粪堆肥相似(图 7),未加入化学添加剂和未接种微生物的处理、接种 *B. sp.* H1-10 的处理在前 7 d 急剧升高,然后趋于平稳。然而加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp.* H1-10 联用处理在前 7 d 急剧下降,然后

趋于平稳。这可能是因为这 2 种处理含有过磷酸钙和硫酸亚铁,使得该处理堆肥体系偏向弱酸性。虽然单独接种 *B. sp.* H1-10 的处理接种的是具有产酸能力的菌株,但前期 NH_3 的大量排放使得效果不明显。堆肥结束时 pH 值为 6.5~7.5,满足堆肥微生物最适生存环境的 pH 值范围,也有利于抑制氨气的大量排放。

EC 可表征物料中可溶性盐的含量,间接反映堆体内部环境的变化。在堆肥过程中,堆肥产物的最终 EC 值可表征堆肥是否会对植物造成毒害或抑制作用。在猪粪堆肥期间,EC 的变化趋势为先升高后降低(图 7)。在堆肥升温阶段,EC 值迅速升高,这可能是由于高温导致有机物料被微生物快速降解,产生大量的小分子游离物。另外温度的持续升高使堆肥物料的含水率不断降低,因此水溶性养分浓度升高,EC 值也快速升高^[28]。在 16 d 之后,各处理的 EC 值趋于平稳,这可能与腐殖质的形成有关。鸡粪堆肥中的 EC 变化趋势与猪粪堆肥具有明显的差异,其变化趋势的波动较小。这可能跟堆肥原料的本身性质有关,新鲜猪粪的含水率比鸡粪高,堆肥高温阶段导致水分减少,鸡粪堆肥产物的含水率与新鲜鸡粪的含水率差值低于新鲜猪粪堆肥前后的含水率差值。鸡粪堆肥各处理中 EC 的变化趋势

大致为先上升后下降。前7 d,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp. H1-10* 联用处理的 EC 波动趋势大于其他处理,并且在整个堆肥期间,加入化学添加剂、化学添加剂和 *B. sp. H1-10* 联用处理的 EC 值始终高于其余处理。这可能是由于化学添加剂可以更好地促进有机物料的降解,从而产生更多的游离物质。

在堆肥结束时,可能是因为化学添加剂具有吸附作用,能够吸附大量的盐离子,从而满足堆肥产品的应用标准,故可将堆肥产物作为有机肥料施用。从结果来看,化学添加剂和菌株联用或单独加入化学添加剂能够加快堆肥的腐殖化进程,从而减少堆肥过程中活性氮气体的排放。

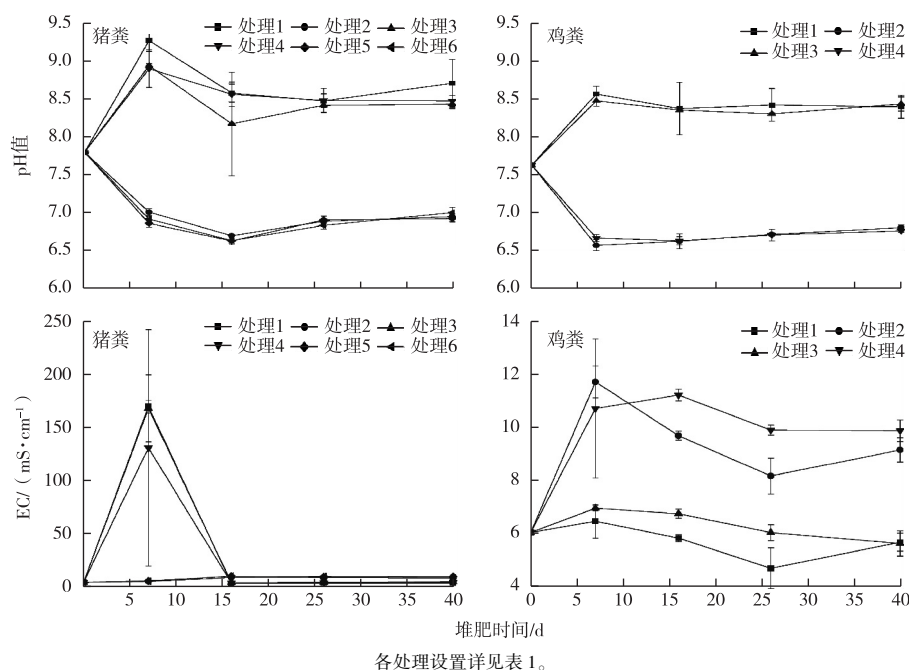


图7 猪粪、鸡粪堆肥中 pH 值和 EC 的变化趋势

Fig. 7 Trends of changes of pH and EC observed in pig manure and chicken manure composting process

2.3.3 TC 和 TN 含量的变化

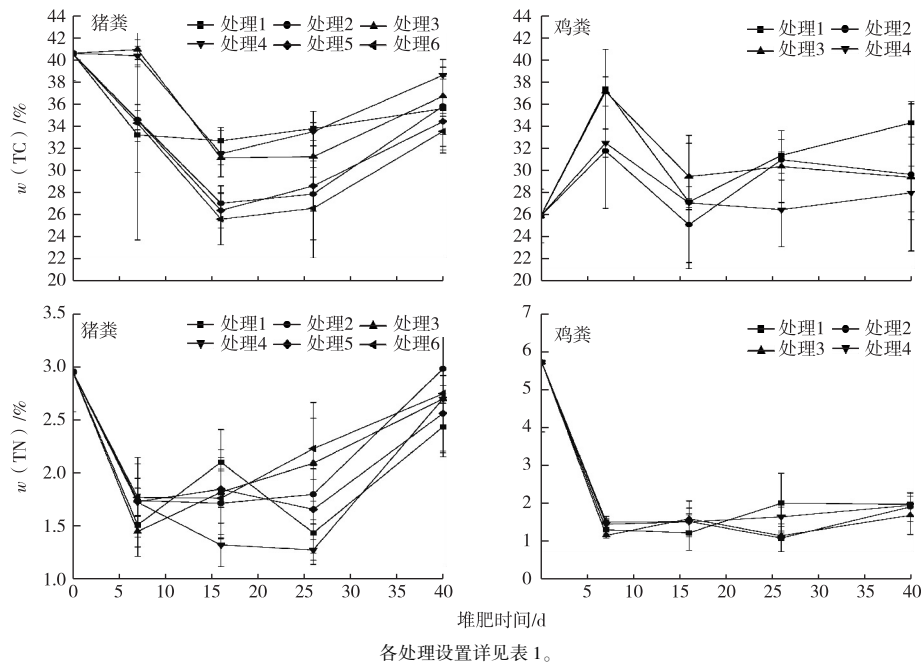
在整个猪粪堆肥过程中,各处理的 TC 含量变化趋势大致相同,均表现为先下降后上升(图 8)。TN 含量则大多表现为在升温阶段迅速降低,在高温期后期以及降温腐熟阶段上升。这可能是由于随着有机物被分解,含水量也随着时间延长逐渐降低,使得堆肥物质的质量下降。由于 TN 含量下降幅度低于总质量,因此 TN 含量在后期处于上升趋势^[29]。从最终结果来看,加入化学添加剂处理的 TC、TN 含量高于其他处理。

在鸡粪堆肥过程中,TC 含量的变化趋势表现为升温阶段上升,在高温阶段先下降后上升,最后趋于平稳(图 8)。堆肥结束时,未加入化学添加剂和未接种微生物处理的 TC 含量最高,添加化学添加剂处理的 TC 含量低于未加入化学添加剂、未接种微生物的处理。罗一鸣等^[30]发现过磷酸钙能减少堆肥期间 TC 的消耗,笔者与其结论不一致,这可能

与堆肥原料和环境因素有关。堆肥期间各处理 TN 含量的变化趋势大致相同,在升温期急速下降,之后变化幅度较小,试验结束时各处理的 TN 含量也无明显差异。

3 结论

以猪粪为原料,接种微生物和加入化学添加剂的处理与未接种微生物、未加入化学添加剂的对照相比,能减少 11%~21% 的 NH_3 排放量,减少 4%~6% 的 N_2O 排放量,堆肥产物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较对照增加 6.7~7.7 倍;以鸡粪为原料,接种微生物和加入化学添加剂的处理能够减少 26% 的 N_2O 排放量,其堆肥产物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量与对照相比增加 3.3~3.9 倍。在堆肥物料中接种微生物和加入化学添加剂可达到协同减排和保氮的目的,使堆肥过程更加绿色高效,研究结果可为农业碳中和提供重要依据。



各处理设置详见表1。

图8 猪粪、鸡粪堆肥中TC和TN含量的变化趋势

Fig. 8 Trends of TC and TN during the pig manure and chicken manure composting process

参考文献:

- [1] 王明利. 改革开放四十年我国畜牧业发展: 成就、经验及未来趋势[J]. 农业经济问题, 2018, 39(8): 60-70. [WANG Ming-li. China's Livestock Industry Development: Achievements, Experiences and Future Trends [J]. Issues in Agricultural Economy, 2018, 39(8): 60-70.]
- [2] 彭华, 张洪宇, 张晶. 畜禽粪污治理利用主要进展及问题对策[J]. 中国猪业, 2018, 13(9): 53-57. [PENG Hua, ZHANG Hong-yu, ZHANG Jing. Main Progress and Countermeasures of Livestock and Poultry Manure Treatment and Utilization [J]. China Swine Industry, 2018, 13(9): 53-57.]
- [3] 武淑霞, 刘宏斌, 黄宏坤, 等. 我国畜禽养殖粪污产生量及其资源化分析[J]. 中国工程科学, 2018, 20(5): 103-111. [WU Shu-xia, LIU Hong-bin, HUANG Hong-kun, et al. Analysis on the Amount and Utilization of Manure in Livestock and Poultry Breeding in China [J]. Strategic Study of CAE, 2018, 20(5): 103-111.]
- [4] WANG X, SELVAM A, WONG J W C. Influence of Lime on Struvite Formation and Nitrogen Conservation during Food Waste Composting [J]. Bioresource Technology, 2016, 217: 227-232.
- [5] MORAL R, BUSTAMANTE M A, CHADWICK D R, et al. N and C Transformations in Stored Cattle Farmyard Manure, Including Direct Estimates of N₂ Emission [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2012, 63: 35-42.
- [6] BONG C P C, LIM L Y, HO W S, et al. A Review on the Global Warming Potential of Cleaner Composting and Mitigation Strategies [J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 146: 149-157.
- [7] 唐雪峰, 李建柱, 黄立, 等. 禽舍中氨气的来源、危害和减排措施[J]. 家禽科学, 2018, 5(6): 49-53. [TANG Xue-feng, LI Jian-zhu, HUNAG Li, et al. Sources, Hazards and Abatement Measures of Ammonia in Poultry House [J]. Poultry Science, 2018, 5(6): 49-53.]
- [8] 张长友, 李蕾, 张善超. 养殖业生产中氨气的危害[J]. 中国猪业, 2010, 5(4): 59. [ZHANG Chang-you, LI Lei, ZHANG Shan-chao. Harm of Ammonia Gas in Aquaculture Production [J]. China Swine Industry, 2010, 5(4): 59.]
- [9] BERNAL M P, ALBURQUERQUE J A, MORAL R. Composting of Animal Manures and Chemical Criteria for Compost Maturity Assessment: A Review [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(22): 5444-5453.
- [10] LEI L S, GU J, WANG X J, et al. Effects of Phosphogypsum and Medical Stone on Nitrogen Transformation, Nitrogen Functional Genes, and Bacterial Community during Aerobic Composting [J]. Science of the Total Environment, 2021, 753: 141746.
- [11] CAO Y B, WANG X, BAI Z H, et al. Mitigation of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane Emissions during Solid Waste Composting with Different Additives: A Meta-Analysis [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 235: 626-635.
- [12] FUKUMOTO Y, INUBUSHI K. Effect of Nitrite Accumulation on Nitrous Oxide Emission and Total Nitrogen Loss during Swine Manure Composting [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2009, 55(3): 428-434.
- [13] 雷平, 刘标, 尹红梅. 过磷酸钙在病死猪堆肥中保氮效果研究[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(3): 266-271. [LEI Ping, LIU Biao, YIN Hong-mei. Effects of Calcium Superphosphate Additive on Nitrogen Conservation during Dead-Pig Composting [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2017, 34(3): 266-271.]
- [14] HE Yuan-ling, XING Ze-bing, WU Xiao-dong. Effects of Biochar on Substrate Degradation and Ammonia Emission during Aerobic

- Composting of Chicken Manure [J]. *Agricultural Science & Technology*, 2018, 19(3): 58–66.
- [15] KURODA K, TANAKA A, FURUHASHI K, *et al.* Application of *Bacillus* sp. TAT105 to Reduce Ammonia Emissions during Pilot-Scale Composting of Swine Manure [J]. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 2017, 81(12): 2400–2406.
- [16] KURODA K, WAKI M, YASUDA T, *et al.* Utilization of *Bacillus* sp. Strain TAT105 as a Biological Additive to Reduce Ammonia Emissions during Composting of Swine Feces [J]. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 2015, 79(10): 1702–1711.
- [17] 王权. 添加剂对猪粪好氧堆肥过程的影响及其机制研究 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018. [WANG Quan. Mechanism of Additives on Aerobic Composting Process of Pig Manure [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2018.]
- [18] CUI P, CHEN Z, ZHAO Q, *et al.* Hyperthermophilic Composting Significantly Decreases N₂O Emissions by Regulating N₂O-Related Functional Genes [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 433–441.
- [19] TAMURA T, OSADA T. Effect of Moisture Control in Pile-Type Composting of Dairy Manure by Adding Wheat Straw on Greenhouse Gas Emission [J]. *International Congress Series*, 2006, 1293: 311–314.
- [20] ZHANG Y, HE Y. Co-composting Solid Swine Manure with Pine Sawdust as Organic Substrate [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(16): 2024–2031.
- [21] 孙正, 苏荣琳, 徐鹏, 等. 添加磷对水稻-油菜轮作土壤 N₂O 排放影响 [J]. *环境科学*, 2019, 40(7): 3355–3360. [SUN Zheng, SU Rong-lin, XU Peng, *et al.* Effect of Phosphorus Addition on N₂O Emissions from Rice-Rapeseed Rotation Soils [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(7): 3355–3360.]
- [22] SCHEINER D. Determination of Ammonia and Kjeldahl Nitrogen by Indophenol Method [J]. *Water Research*, 1976, 10(1): 31–36.
- [23] TANG Z, YU G H, LIU D Y, *et al.* Different Analysis Techniques for Fluorescence Excitation-Emission Matrix Spectroscopy to Assess Compost Maturity [J]. *Chemosphere*, 2011, 82(8): 1202–1208.
- [24] JIANG T, MA X G, TANG Q, *et al.* Combined Use of Nitrification Inhibitor and Struvite Crystallization to Reduce the NH₃ and N₂O Emissions during Composting [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 217: 210–218.
- [25] 李德生, 黄晓东, 王占生. 生物沸石反应器在微污染源水处理中的应用 [J]. *环境科学*, 2000, 21(5): 71–73. [LI De-sheng, HUANG Xiao-dong, WANG Zhan-sheng. Application of Bio-zeolite Reactor on Micro-polluted Source Water Quality Treatment [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2000, 21(5): 71–73.]
- [26] 李慧杰. 添加剂在堆肥过程中的保氮与温室气体减排效应研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2016. [LI Hui-jie. Effects of Additives on Nitrogen Conservation and Greenhouse Gas Emission Reduction during Composting [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016.]
- [27] 林小凤, 李国学, 任丽梅, 等. 氯化铁和过磷酸钙控制堆肥氮素损失的效果研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(4): 1662–1666. [LIN Xiao-feng, LI Guo-xue, REN Li-mei, *et al.* Effect of FeCl₃ and Ca(H₂PO₄)₂ as Amendments on Reducing Nitrogen Loss during Composting [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1662–1666.]
- [28] ZHANG J N, CHEN G F, SUN H F, *et al.* Straw Biochar Hastens Organic Matter Degradation and Produces Nutrient-Rich Compost [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200: 876–883.
- [29] 曹云, 黄红英, 孙金金, 等. 超高温预处理对猪粪堆肥过程碳氮素转化与损失的影响 [J]. *中国环境科学*, 2018, 38(5): 1792–1800. [CAO Yun, HUANG Hong-ying, SUN Jin-jin, *et al.* Effect of Hyperthermophilic Pretreatment on Transformation and Losses of C and N during Pig Manure Composting [J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(5): 1792–1800.]
- [30] 罗一鸣, 李国学, SCHUCHARDT F, 等. 过磷酸钙添加剂对猪粪堆肥温室气体和氨气减排的作用 [J]. *农业工程学报*, 2012, 28(22): 235–242. [LUO Yi-ming, LI Guo-xue, SCHUCHARDT F, *et al.* Effects of Additive Superphosphate on NH₃, N₂O and CH₄ Emissions during Pig Manure Composting [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(22): 235–242.]

作者简介: 顾沈怡(1998—), 女, 江苏苏州人, 主要从事畜禽粪便堆肥保氮以及活性氮气体的减排研究。E-mail: 2691259196@qq.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0568

赵佳佳, 刘灵芝, 起建凌. 环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 1019-1029.

ZHAO Jia-jia, LIU Ling-zhi, QI Jian-ling. Research on the Impact of Environmental Regulation and Risk Perception on Farmers' Environmental Friendly Behavior: Analysis Based on Intermediary Effect[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1019-1029.

环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响研究

赵佳佳^{1,2}, 刘灵芝^{1,2①}, 起建凌³ (1. 华中农业大学经济管理学院, 湖北 武汉 430070; 2. 湖北农村发展研究中心, 湖北 武汉 430070; 3. 云南农业大学经济管理学院, 云南 昆明 650051)

摘要: 畜禽养殖粪污是农村环境污染治理的一大难题, 而畜禽产业环境污染防治是实现乡村振兴战略、低碳循环生产方式的重要部分。基于肉鸭生产大省的 620 份肉鸭养殖户的调查数据, 建立 Logit 模型分析环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响, 并通过中介效应分析风险认知在环境规制影响养殖户粪污资源化处理行为中的中介效应。结果显示: 环境规制、风险认知对养殖户粪污资源化处理行为均具有促进作用, 环境规制中的命令型、激励型与引导型规制均会促进养殖户粪污资源化处理行为, 而风险认知中的风险原因认知正向影响养殖户粪污资源化处理行为; 风险认知中的风险事实与风险损失认知影响不显著, 说明养殖户受传统观念与政策区域实施差异的影响, 养殖户进行粪污资源化处理行为认知较低; 风险认知在环境规制影响养殖户粪污资源化处理行为中起中介作用。为促进畜禽养殖户环境风险认知, 加强畜禽环境污染防治, 应在提升政策有效实施的前提下加强相关培训和宣传, 因地制宜地实施养殖补贴激励政策, 促进环境资源的优化配置, 激励养殖户积极治理污染, 提升养殖户的养殖绩效。

关键词: 环境规制; 风险认知; 粪污资源化处理; 养殖户行为; 中介效应

中图分类号: X713 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1019-11

Research on the Impact of Environmental Regulation and Risk Perception on Farmers' Environmental Friendly Behavior: Analysis Based on Intermediary Effect. ZHAO Jia-jia^{1,2}, LIU Ling-zhi^{1,2①}, QI Jian-ling³ (1. College of Economics and Management, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Hubei Rural Development Research Center, Wuhan 430070, China; 3. College of Economics and Management, Yunnan Agricultural University, Kunming 650051, China)

Abstract: Livestock and poultry farming manure is a major challenge in the control of rural environmental pollution, and the prevention and control of environmental pollution in the livestock and poultry industry is essential for the realization of rural revitalization and low-carbon recycling production. Based on survey data of 620 farmers in major meat duck production provinces, a Logit model was established to analyze the impact of environmental regulations and risk perceptions on farmers' environmentally friendly behaviors, and the mediation effect was adopted to analyze the impact of risk perception of environmental regulations on manure resource treatment behavior of farmers. The results show that environmental regulations and risk awareness both play positive roles in promoting farmers' behaviors on treatment of manure. The imperative, incentive and guiding environmental regulations and the perception of risk reasons positively affects farmers' behaviors on treatment of manure. The perception of risk facts and risk causing losses are not significant, indicating that the farmers' behaviors are affected by the traditional concepts and the difference of policy-implementation among areas, and the farmers have a low awareness of manure resource utilization. Risk perception plays a mediating role in the impact of environmental regulations on farmers' behaviors on treatment of manure. In order to improve farmers' awareness of environmental risks and promote environmental pollution prevention, relevant training and publicity should be carried out under the premise of effective implementation of the promotion policies, and the breeding subsidy incentive policy should be implemented based on local conditions. Therefore, the optimal allocation of environmental resources can be promoted, farmers can be encour-

收稿日期: 2021-09-17

基金项目: 国家现代农业产业技术体系(CARS-42-28)

① 通信作者 E-mail: liulingzhi@mail.hzau.edu.cn

aged to actively control pollution, and the farming benefits can be enhanced.

Key words: environmental regulation; risk perception; manure resource utilization; farmers' behavior; intermediary effect

近年来,我国畜禽养殖规模不断扩大,畜肉供给充足,拉动了养殖户的养殖效益,但是也加重了畜禽粪污带来的环境污染,使得中国实现经济发展与保护良好环境面临严峻挑战。为了促进畜禽产业可持续发展,国家颁布了一系列环境政策,其中畜禽养殖粪污资源化处理是重要内容。2019年12月,农业农村部办公厅、生态环境部办公厅联合印发了《关于促进畜禽粪污还田利用加强养殖污染治理的指导意见》,鼓励各地加快推进畜禽粪污的资源化利用。2020年6月,印发《关于进一步明确畜禽粪污还田利用要求强化养殖污染监管的通知》,要求畜禽粪污的处理应根据排放去向或利用方式的不同执行相应的标准规范,明确指出畜禽粪污资源化利用是畜禽养殖业污染防治最为经济有效的途径。畜禽养殖户作为理性的经济人,追求利益最大化。一方面,粪污资源化处理增加了养殖户的养殖成本;另一方面通过粪污资源化处理,生产的沼气节约了能源消耗,同时也促进了畜禽产品的质量,提升销售价格^[1]。但在实践过程中,养殖户的养殖行为受到政策和制度的约束,环境的外部性使得畜禽养殖风险认知与行为选择无法完全脱离政府环境规制的情景。多数研究者认为,环境规制对养殖户行为具有正向的激励作用^[2-4]。

研究者围绕畜禽粪污资源化处理,从不同角度对养殖户的行为以及影响因素进行分析。大部分研究者以不同地区畜禽养殖为研究对象,认为养殖户的个人特征、经营特征以及环境特征影响畜禽粪污资源化处理^[5-6]。还有学者发现,养殖户对不同畜禽粪便处理方式的选择行为之间相互依赖,有较强的替代关系和互补关系。随着研究的不断深入,越来越多研究者从认知角度、社会因素、制度规范等方面研究农户的环境行为。有学者对养殖户畜禽养殖污染无害化处理意愿及其行为的不一致性进行分析。调查数据显示,有60.9%的养殖户表现出畜禽粪污养殖污染无害化处理意愿与行为不一致的现象^[7],而养殖年限成为养殖户粪污治理意愿转化行为的阻碍因素^[8]。

畜禽粪污资源化处理是在环境规制政策背景下进行的,养殖户行为不能完全脱离环境规制政策,研究者聚焦于环境规制下环境风险认知,对畜禽粪污资源化处理行为进行研究并提供了丰富的

理论支撑,但是养殖主体行为差异明显,环境规制、风险认知对粪污资源化处理行为的影响是否存在差异尚有待进一步研究。同时,研究者主要聚焦于生猪、肉鸡等畜禽养殖,肉鸭作为水禽养殖收入的主要部分,养殖规模逐渐扩大,其产生的粪污对水资源带来的污染问题不可忽视。目前养殖户受传统观念影响,对政府相关政策认知程度较低,一定程度上减弱了政策的实施效果。养殖户作为畜禽养殖最基本、最庞大的微观主体,其畜禽养殖认知是影响养殖户选择环境友好行为处理方式的重要因素^[9]。因此,该研究基于环境规制情景以及肉鸭养殖户粪污资源化处理行为,将风险认知作为中介变量,探讨环境规制、养殖户风险认知对粪污资源化处理行为的影响以及中介效应。研究结论对养殖户转变养殖方式、政府提升养殖户环境保护意识、引导养殖户积极参与粪污资源化处理具有重要的现实意义,从而促进生态文明建设和畜禽产业健康可持续发展。

1 理论分析与研究假说

1.1 环境规制对养殖户粪污资源化处理行为的影响

作为畜禽养殖粪污处理的直接参与主体,养殖户粪污处理行为直接影响着畜禽养殖效益及环境防治绩效^[10]。农户理性行为理论指出,农户作为微观的经营主体,具有“经济人”的属性,在实施行为过程中追求利益的最大化,并以此为目标做出合理的养殖决策,即决定是否进行粪污资源化处理以及对粪污进行多大程度的处理。随着畜禽养殖规模化与集中化发展,畜禽养殖带来的环境污染成为实现乡村振兴战略亟待解决的问题,所以国家通过制定相关的环境规制政策来促进养殖户环境防治行为,其中政府的约束能促进养殖户进行废弃物处理行为^[11]。在畜禽粪污治理过程中,由于环境存在非竞争性和非排他性特点,环境的公共物品属性容易造成环境处理的外部性。作为理性的经济人,当私人边际成本小于社会边际成本时,养殖户会对畜禽粪污做出不规范处理,造成环境的负外部性;当私人边际收益小于社会边际收益时,养殖户对畜禽粪污进行资源化处理。

根据外部性理论,环境规制是指政府对微观主体采取干预和管理的规制措施,通过影响市场资源

配置和经济活动参与者的决策行为将环境成本内部化,最终实现增进社会福利的目的^[12]。政府作为公共利益的代表,通过制定相关政策来干预市场主体的经济活动,以实现外部效应的内部化,从而弥补市场失灵^[13]。而外部性内部化的手段通常通过政府强制或者引导养殖户在养殖过程中实现环境保护,包括税收、补贴、企业合并和谈判等形式,政府补贴是必要手段^[14-15]。由此可见,政府的环境规制政策在畜禽粪污资源化处理和协调畜禽产业经济发展中扮演重要的作用,正如 SCOTT^[16]研究表明,政府监管严格、规制和规范压力能促进企业自愿实施环境治理;政府政策与相关法律法规认知的变化能改变养殖户处理行为,相关补贴政策 and 养殖保险政策对畜禽无害化处理行为有促进作用^[17],环境规制“自上而下”的治理方式对农户行为也具有促进作用^[18]。基于以上分析,提出如下假设:环境规制对养殖户粪污资源化处理行为具有促进作用(H1)。

1.2 风险认知对养殖户粪污资源化处理行为的影响

根据计划行为理论,个人特征、对事物的认知等会影响个人的态度、主观规范和行为控制力,个体实际行为的发生由其行为意愿决定,行为意愿是个体实际行为最直接的影响因素^[10]。而主体对待事物或者行为的态度、主观规范和知觉行为控制决定主体的行为^[19],个体的认知水平是行为的前置因素^[20],在个体的行为选择中发挥了重要作用^[21]。在畜禽养殖过程中,养殖户对养殖废弃物的污染防治意愿是养殖户采取废弃物处理方式的基础^[22],而养殖户环境风险认知是影响粪污资源化处理意愿的重要因素^[23]。养殖户的环境风险认知越强,养殖户进行粪污资源化处理行为的可能性越高;通过提高养殖户环境风险认知才有可能对其采纳亲环境行为产生影响^[24]。基于计划行为理论,养殖户的风险认知是影响环境友好行为的重要因素,亲环境行为的认知特征对环境行为产生重要影响^[25]。在影响养殖户行为的众多因素中,养殖户的感知行为控制能显著提升他们的参与意愿,进而促进养殖户实施友好行为^[26];在感知行为中,养殖户健康风险感知对于污染防治有直接正向影响;养殖户对污染的认识程度对养殖户畜禽粪便无害化处理具有显著影响^[27]。风险认知是个体对存在于外界环境中的各种客观风险的感受和认识,在有限理性的决策模式下,风险认知会促使人们采取行动来降低风险,是决策行为的重要解释变量^[28-29]。而在对风险识别的过程中,识别风险就是查找和描述风险事实、风险因素和风险损失的过程^[30],所以将风险认知分

为风险事实认知、风险原因认知和风险损失认知3部分,分析其对养殖户粪污资源化处理行为的影响。基于以上分析,提出如下假设:风险认知对养殖户粪污资源化处理行为具有促进作用(H2)。

1.3 风险认知在环境规制影响养殖户粪污处理行为中的中介效应

根据认知-情境-行为理论,情境因素对于农户认知及行为之间可能存在作用关系^[31],环境规制政策可以通过提高养殖户环境认知来影响其对环境的治理^[32]。由于肉鸭养殖规模扩大,养殖户不正确的处理粪污行为加重了环境污染,而政府进行的一系列粪污资源化处理的宣传和技术推广,在一定程度上可以促使养殖户对畜禽养殖的环境污染有更深的认识、规范养殖户的行为,进而降低养殖风险;政府倡导粪污资源化处理以及实施相关补贴政策,能够引发养殖户对相关政策的关注与思考,使得养殖户对粪污资源化处理认识更加深刻,进行绿色生产的觉悟增强^[18]。张郁等^[33]通过对养猪户环境行为研究发现,环境规制对环境风险感知-环境行为关系有一定的调节效应;SANG等^[34]发现,生态认知在对政策激励农户有机肥使用行为中起到部分中介作用。根据以上分析,提出如下假设:环境规制能提升养殖户的风险认知,进而促进养殖户进行粪污资源化处理(H3)。

根据以上理论分析以及国内外研究现状,笔者构建了环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响框架结构(图1)。

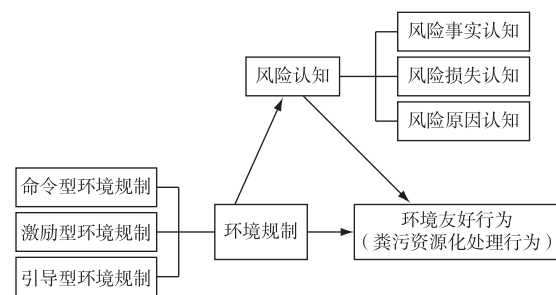


图1 环境规制、养殖户风险认知对粪污资源化处理行为影响的结构框架

Fig. 1 Structural framework of environmental regulation, risk perception of farmers and treatment of manure as a resource

2 数据、变量选择与模型构建

2.1 数据来源

数据来源于2020年国家水禽产业技术经济体

系在山东、四川、安徽、广东、河南、内蒙古、江苏等省份展开的肉鸭养殖户调研数据。为了保证调查对象尽量涵盖肉鸭不同养殖品种以及养殖区域的多样性,产业体系基于科学性、多样性等原则,采用随机抽样的调查方法进行数据搜集。由于肉鸭养殖模式基本为“公司+”的组织形式,依托调查省份的肉鸭养殖龙头企业,对不同组织形式和不同养殖品种的肉鸭养殖户进行一对一的问卷调查,有针对性地进行肉鸭养殖户的走访调研。在正式调查之前在山东省高唐县进行了预调研,在修整问卷的基础上再对其他省份的肉鸭养殖户进行正式调研。调研内容主要包括肉鸭养殖户的个人基本特征、家庭经营特征、养殖户环境风险认知以及环境规制情况。在调研的过程中,与当地肉鸭养殖企业以及相关人员进行探讨,全面深入了解肉鸭养殖环境风险认知情况以及肉鸭养殖粪污资源化处理行为的影响因素。调查获得有效问卷 620 份,为了检验问卷的有效性,对调查问卷进行量表的信度与效度检验,问卷总体的克隆巴哈(Cronbach)的 α 系数为 0.725,说明问卷信度较好;KMO 值为 0.643,说明可以进行因子分析。

调查样本中,肉鸭养殖户的个人特征以及家庭经营特征如表 1 所示。在养殖户个体特征方面,87.74%的调查者为男性,66.61%的养殖户年龄在 41~59 岁之间,74.68%的养殖户文化程度为初中及以下水平,风险偏好中 83.06%的养殖户为风险规避型。在家庭生产经营方面,养殖户肉鸭养殖经验 5 a 及以下较多,占据样本量的 46.94%,养殖规模主要分布在年出栏量 10 万只及以下,养殖的劳动力人数主要为家庭经营,84.52%的养殖户收入主要通过肉鸭养殖获取,84.19%的样本养殖户加入企业组织,组织化程度较高。

2.2 变量选取

(1)被解释变量:在调查问卷中设计“是否进行粪污资源化处理行为”问题来体现养殖户环境友好行为,并按照“是=1,否=0”进行赋值。其中,将粪污“直接丢弃”视为“未进行粪污资源化处理”,将粪污进行“还田”“出售”“沼气发酵”等方式处理视为“进行粪污资源化处理”。

(2)核心解释变量:通过命令型规制、激励型规制、引导型规制 3 个维度来衡量政府环境规制。在借鉴司瑞石等^[2]、张郁等^[33]、杨皓天等^[35]的研究基础上,结合肉鸭养殖的相关环境规制,通过调查问卷询问“政府监管力度”对命令型规制进行赋值;通过询问“政府对粪污进行资源化处理进行的环境补

贴力度”对激励型环境规制进行赋值;通过询问“政府进行技术指导推广力度”对引导型环境规制进行赋值。

表 1 样本养殖户基本特征描述

Table 1 Description of basic characteristics of sample farmers

变量	特征	样本量	比例/%
性别	男	544	87.74
	女	76	12.26
年龄	≤40 岁	162	26.13
	41~59 岁	413	66.61
	>60 岁	45	7.26
文化程度	小学及以下	154	24.84
	初中	309	49.84
	高中或中专	111	17.90
	大专及以上	46	7.42
养殖年限	≤5 a	291	46.94
	6~10 a	148	23.87
	11~15 a	85	13.71
	>16 a	96	15.48
养殖规模	<5 万只	182	29.35
	5 万~10 万只	172	27.74
	>10 万~15 万只	82	13.23
	>15 万~20 万只	44	7.10
养殖劳动力	≤2 人	480	77.42
	>3 人	140	22.58
养殖收入占比	≤80%	48	7.74
	>80%~90%	48	7.74
	>90%	524	84.52
组织化程度	加入企业组织	522	84.19
	未加入企业组织	98	15.81
风险偏好 ¹⁾	风险规避	515	83.06
	风险偏好	28	4.52
	风险中立	77	12.42

1) 在问卷中通过询问“两个项目,一个稳赚 2 万元,另一个赚 3 万或者损失 1 万元,您怎么选择?”来搜集风险偏好特征,“稳赚 2 万元”为风险规避,“赚 3 万或者损失 1 万元”为风险偏好,“两个都可以”为风险中立。

(3)控制变量:借鉴乔娟等^[13]、赵俊伟等^[8]的研究,选取养殖户的个人特征(年龄、性别、文化程度,风险偏好)、家庭经营特征(养殖规模、养殖劳动力、组织化程度、养殖收入占比)、养殖区域等影响畜禽养殖户粪污资源化处理行为的因素作为控制变量。

(4)中介变量:主要了解肉鸭养殖户对肉鸭养殖风险认知的现状,将环境风险认知分为风险事实认知、风险原因认知、风险损失认知 3 个方面,并通过“肉鸭养殖对土壤的污染影响程度”(PRF₁)、“肉

鸭养殖对水体的污染影响程度”(PRF₂)、“肉鸭养殖对空气的污染影响程度”(PRF₃)的平均值来衡量养殖户的环境风险事实认知;询问“因肉鸭养殖污染而被罚款的影响程度”(PRL₁)、“因肉鸭养殖污染对周围民众的影响程度”(PRL₂)、“因肉鸭养殖污染对人身体的影响程度”(PRL₃)进行环境风险损失认知的度量;通过“粪污进行资源化处理能

减少环境污染的赞成程度”(PRR₁)、“病死畜禽无害化处理能减少环境污染的赞成程度”(PRR₂)、“养殖场进行标准化建设能减少污染的赞成程度”(PRR₃)、“养殖投入药品规范使用能减少环境污染的赞成程度”(PRR₄)环境友好行为认知来度量养殖户对环境风险原因的认知。变量的相关含义以及赋值情况如表2所示。

表2 变量含义及赋值说明

Table 2 Variable meaning and assignment description

被解释变量	变量名称	变量赋值及含义	均值	标准差
风险事实认知 (PRF)	处理意愿	是否进行粪污资源化处理(否=0;是=1)	0.847	0.361
	PRF ₁	肉鸭养殖对土壤污染的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	2.615	0.774
	PRF ₂	肉鸭养殖对水体污染的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	2.482	0.794
	PRF ₃	肉鸭养殖对空气污染的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	2.185	0.705
风险损失认知 (PRL)	PRL ₁	因肉鸭养殖污染被罚款的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	3.116	0.927
	PRL ₂	因肉鸭养殖污染与周围民众发生冲突的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	2.342	0.771
	PRL ₃	因肉鸭养殖污染对人身体的影响(完全无影响=1;较小影响=2;一般=3;较大影响=4;很大影响=5)	2.192	0.668
风险原因认知 (PRR)	PRR ₁	粪污进行资源化处理能减少环境污染(非常不赞同=1;比较不赞同=2;一般=3;比较赞同=4;非常赞同=5)	3.967	0.772
	PRR ₂	病死畜禽无害化处理能减少环境污染(非常不赞同=1;比较不赞同=2;一般=3;比较赞同=4;非常赞同=5)	3.921	0.789
	PRR ₃	养殖场进行标准化建设能减少污染(非常不赞同=1;比较不赞同=2;一般=3;比较赞同=4;非常赞同=5)	3.913	0.753
	PRR ₄	养殖投入药品规范使用能减少环境污染(非常不赞同=1;比较不赞同=2;一般=3;比较赞同=4;非常赞同=5)	3.776	0.868
个人特征	性别	女=0;男=1	0.877	0.328
	年龄	实际年龄	46.645	8.918
	文化程度	小学=1;初中=2;高中或中专=3;大专及以上=4	2.079	0.848
	风险偏好	风险规避=1;风险中立=2;风险偏好=3	1.214	0.509
家庭经营特征	养殖经验	养殖的年限/a	8.205	5.974
	养殖规模	养殖的年出栏量/万只	17.763	38.717
	养殖劳动力	养殖劳动力人数/人	2.527	2.285
	养殖收入占比	养殖收入占家庭总收入之比/%	92.835	8.960
	组织化程度	是否加入合作组织(是=1;否=0)	0.842	0.365
命令型规制	政府监管政策	政府对肉鸭养殖的监管力度(很小=1;较小=2;一般=3;较大=4;很大=5)	3.082	0.578
激励型规制	政府补贴政策	政府对粪污进行资源化处理进行的环境补贴力度(很小=1;较小=2;一般=3;较大=4;很大=5)	2.206	1.238
引导型规制	政府技术推广	政府进行技术指导推广力度(很小=1;较小=2;一般=3;较大=4;很大=5)	2.989	0.597

2.3 模型构建

为了进一步检验养殖户粪污资源化处理行为的影响因素,验证前文提出的研究假说,检验环境规制、风险认知对养殖户粪污资源化处理行为的影响,建立经济模型开展定量分析。其中被解释变量

为养殖户粪污资源化处理行为,该变量为离散变量,故采用二元 Logit 模型。该模型的具体形式如下:

$$P(Y = 1/X) = \frac{\exp(X\beta)}{1 + \exp(X\beta)} \quad (1)$$

式(1)中, Y 为养殖户环境友好行为(粪污资源化处理), 取值 1 表示有进行资源化处理的意愿, 取值 0 表示没有进行资源化处理的意愿。 X 为解释变量, 包括核心解释变量(命令型、激励型、引导型环境规制; 环境风险事实认知、环境风险损失认知、环境风险原因认知)和控制变量(个人特征: 年龄、性别、文化程度, 风险偏好; 家庭经营特征: 养殖规模、养殖劳动力、组织化程度、养殖收入占比; 自然特征: 养殖区域); β 为控制变量。

借鉴温忠麟等^[36]和 BARON 等^[37]的方法进行中介效应的检验, 构建的中介效应模型如下:

$$Y_1 = \alpha_1 + cX + g_1\beta + \varepsilon_1, \quad (2)$$

$$M = \alpha_2 + aX + g_2\beta + \varepsilon_2, \quad (3)$$

$$Y_2 = \alpha_3 + c'X + bM + g_3\beta + \varepsilon_3. \quad (4)$$

在上述模型中, Y_1 、 X 、 M 分别表示肉鸭养殖户粪污资源化行为、环境规制和风险认知; 其中 α_i ($i=1, 2, 3$) 为相关截距, ε_i 为随机扰动项; a 、 b 、 c 、 c' 、 g_i 为方程的待估系数, 其中 c 为 X 的总效应, c' 为控制了 M 后 X 对 Y 的直接效应, a 、 b 为间接效应。根据相关研究, 若 a 、 b 、 c 均显著, 而且 a 、 b 与 c' 的符号相同, 则说明存在“中介效应”; 若 a 、 b 与 c' 的符号相反, 则说明存在中介效应的“遮掩效应”。

3 结果与分析

3.1 环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响分析

为了保证回归结果的一致性和无偏性, 对变量进行相关性检验。结果显示, 各自变量之间的相关性系数均小于 0.8, 表明各自变量之间不存在严重的多重共线性, 为进一步验证各自变量的相关性, 在此基础上进行方差膨胀因子检验, 各变量的方差膨胀因子(VIF 值)均小于 10, 不存在严重的多重共线性问题。采用极大似然估计法进行参数估计, 通过二元 Logit 模型分析环境规制、风险认知对养殖户环境友好行为的影响。为了保证估计方程的精确性, 对估计方程进行拟合优度检验, 结果显示方程的拟合优度为 89.01%, 拟合优度较好。各变量的相关系数与稳健标准误如表 3 所示。

(1) 环境规制对养殖户粪污资源化处理行为的影响: 由表 3 可知, 环境规制中的命令型规制、激励型规制和引导型规制通过显著性检验, 说明环境规制对肉鸭养殖户粪污资源化处理行为有促进作用, 验证了假说 1。具体来看, 命令型环境规制在 5% 水平上显著, 且系数为正, 说明命令型规制对肉鸭养殖户进行粪污资源化处理行为有正向显著影响。

政府对环境的监管力度越强, 肉鸭养殖户进行粪污处理的行为约束力越强, 养殖户越不会将肉鸭养殖粪污随意丢弃, 而是进行资源化处理。激励型环境规制在 1% 水平上显著, 且系数为正, 表明激励型环境规制对肉鸭养殖户进行粪污资源化处理行为有正向显著影响。肉鸭养殖户进行粪污资源化处理, 需要增加额外的设施投入等养殖成本, 通过对肉鸭养殖户进行粪污处理等环境补贴, 可以降低肉鸭养殖成本, 使肉鸭养殖的经济效益高于投入成本, 促进养殖户进行环境友好行为。引导型环境规制在 1% 水平上显著, 且系数为正, 表明引导型环境规制对肉鸭养殖户进行粪污资源化处理行为有正向显著影响。政府通过对粪污资源化处理进行技术推广和宣传, 促进养殖户对粪污资源化处理的认知, 提升养殖户的处理意愿, 进而引导养殖户进行粪污资源化处理, 改善肉鸭养殖环境。

表 3 养殖户环境友好行为影响因素分析

Table 3 Analysis of influencing factors of environmentally friendly behavior of farmers

变量类型	变量名称	Logit 模型	
		系数	稳健标准误
环境规制	命令型规制	0.678**	0.356
	激励型规制	1.158***	0.220
	引导型规制	1.748***	0.446
风险认知	风险事实认知	-0.071	0.382
	风险损失认知	0.193	0.447
	风险原因认知	0.635***	0.185
个人特征	性别	-0.149	0.413
	年龄	-0.021	0.017
	文化程度	0.295*	0.169
	风险偏好	-0.449**	0.184
家庭经营特征	养殖规模	0.025***	0.008
	劳动力人数	0.001	0.075
	组织化程度	0.751*	0.374
	养殖收入占家庭收入比重	0.042***	0.011
自然特征	养殖区域	-0.022***	0.005
Wald 检验		88.25***	
R^2		0.289	

***、**、* 分别表示在 1%、5% 和 10% 水平显著。

(2) 风险认知对养殖户粪污资源化处理行为的影响: 由回归结果可知, 风险事实认知和损失认知未通过显著性检验, 风险原因认知通过了显著性检验, 验证了部分假说 2。具体来看, 风险原因认知在 1% 水平上显著, 且系数为正, 表明风险原因认知对肉鸭养殖户进行粪污资源化处理行为有正向显著影响。近年来, 国家不断推进畜禽粪污资源化处理政策, 加大环境保护力度, 进而提升养殖户对环境

保护的了解更多。另外,国家通过制定相关的畜禽粪污资源化处理的激励政策,发放相应的补贴来解决养殖户进行资源化处理的资金投入问题,进而加强了养殖户进行资源化处理的积极性。风险事实认知和损失认知对养殖户粪污资源化处理行为并不显著,可能因为养殖户对肉鸭养殖粪污的不当排放对水体、空气以及土壤造成污染的认知程度较低,肉鸭养殖产生的粪污仅会产生一点异味,对空气污染程度较小;受养殖观念的影响,养殖户认为肉鸭产生的粪便可以当成作物种植的肥料,不仅不会造成土壤污染,还改善了土壤质量,节省了种植成本,所以不会倾向于进行粪污资源化处理。养殖户因肉鸭养殖造成环境污染以及对身体健康的影响认知较低,可能是因为国家对畜禽养殖废弃物资源化处理政策的实施力度较弱,具体实施的时间较短,不同地区存在政策实施的区域差异,养殖户对畜禽养殖废弃物的资源化处理了解不全面;而且进行友好行为处理受到知觉易用性和知觉有用性的心理影响^[38],养殖户对粪污资源化处理意愿较低,进而影响粪污资源化处理行为。

(3)控制变量对养殖户粪污资源化处理行为的影响:表3中,性别、年龄、养殖劳动力人数对养殖户粪污资源化处理行为的影响并不显著。这可能是由于调查样本中,肉鸭养殖户的决策人主要为男性,养殖负责人的年龄主要集中在50岁,肉鸭养殖主要是以家庭为单位进行经营,养殖经营人数基本固定为2人,养殖差异较小。养殖户文化程度、风险偏好对粪污资源化处理行为影响显著。一般来说,

文化程度越高,接受新技术以及接收信息的能力越强,养殖户越能了解粪污资源化处理带来的益处,进行粪污资源化处理;若养殖户属于风险规避型,对粪污资源化处理的投入以及技术意愿就会降低;若养殖户属于风险偏好型,则容易接受新的养殖管理方式与粪污资源化处理,进行资源化处理的意愿会加强。养殖规模、组织化程度以及养殖收入占比也正向显著影响养殖户粪污资源化处理行为。随着养殖规模的扩大,肉鸭养殖粪污的处理压力越大,进行粪污资源化处理获得政府财政补贴的机会越大^[3],养殖户越会进行粪污资源化处理;肉鸭养殖户加入企业组织,能更好地接受养殖技术指导和养殖管理服务,进一步了解肉鸭粪污资源化处理的必要性,而且加入企业组织能够减小肉鸭养殖户的养殖风险,促进养殖户采纳粪污资源化处理行为;养殖收入占家庭收入比重越大,养殖户对肉鸭养殖带来的经济效益越重视,通过粪污资源化处理不仅可以减少政府对环境污染的处罚,还会增加政府对肉鸭养殖的环境补贴,降低养殖成本,使肉鸭养殖的补偿机制超过养殖成本带来的效应。

3.2 风险认知对环境规制影响养殖户环境友好行为的中介效应分析

根据上述研究可知,环境规制、部分风险认知对肉鸭养殖户粪污资源化处理行为具有促进作用,风险认知是否在环境规制影响养殖户粪污资源化处理行为的过程中起到中介效应需要进一步进行检验,其相关结果如表4所示。

表4 中介效应检验

Table 4 Mediating effect test

变量	模型1(OLS)		模型2(OLS)		模型3(OLS)	
	系数	标准差	系数	标准差	系数	标准差
环境规制	0.107***	0.023	0.180***	0.031	0.083***	0.023
风险认知					0.132***	0.039
性别	0.002	0.041	0.015	0.036	0.002	0.041
年龄	-0.001	0.002	0.003*	0.001	-0.002	0.002
文化程度	0.023	0.015	0.063***	0.017	0.021	0.153
风险偏好	-0.043*	0.025	-0.169***	0.037	-0.037**	0.018
养殖规模						
劳动力人数			-0.003	0.007		
组织化程度	0.059	0.048	-0.158***	0.057	0.063	0.047
养殖收入占家庭收入比重	0.007***	0.002	0.002	0.002	0.007***	0.002
养殖场与畜牧局距离	-0.003***				-0.003***	
F		7.62		7.47		7.03
Prob>F		0.000		0.000		0.000
R ²		0.333		0.335		0.333

***、**、*分别表示在1%、5%和10%水平显著;环境规制与风险认知为其选取指标加权平均所得。

在模型 1 中,环境规制对养殖户粪污资源化处理行为具有显著影响,环境规制对养殖户粪污资源化处理行为的综合效应 c 为 0.107。在模型 2 中,环境规制对养殖户的风险认知具有显著影响,相关回归系数 a 为 0.180。在模型 3 中,风险认知的回归系数 b 为 0.132 且达显著水平,表明在控制环境规制的影响下,风险认知作为中介变量对养殖户粪污资源化处理行为的影响依然显著。根据温忠麟等^[36]提出的中介效应检验方法,系数 a 和 b 都显著,说明间接效应显著;而且在模型 3 中,环境规制回归系数 c' 显著,且 a 、 b 与 c' 同号,表明风险认知的中介效应存在,因 c' 显著,即存在部分中介,而非完全中介。其中介效应占总效应的比重为 $ab/c = 22.21\%$,表明环境规制对养殖户粪污资源化处理行为的影响约有 22.21% 是通过风险认知的中介效应实现的。

表 5 稳健性检验

Table 5 Robustness test

变量类型	变量名称	Probit 模型		OLS 回归	
		系数	稳健标准误	系数	标准差
环境规制	命令型规制	0.393**	0.172	0.058**	0.028
	激励型规制	0.566***	0.085	0.100***	0.015
	引导型规制	0.874***	0.173	0.174***	0.032
风险认知	风险事实认知	-0.003	0.174	-0.001	0.025
	风险损失认知	0.064	0.166	0.019	0.034
	风险原因认知	0.355***	0.131	0.067***	0.019
个人特征	性别	-0.032	0.221	0.001	0.040
	年龄	-0.012	0.010	-0.003*	0.002
	文化程度	0.152	0.103	0.027*	0.015
	风险偏好	-0.181	0.149	-0.045*	0.027
家庭经营特征	养殖规模	0.014***	0.005		
	劳动力人数	0.006	0.048	0.004	0.004
	组织化程度	0.444**	0.225	0.100**	0.048
	养殖收入占家庭收入比重	0.025***	0.006	0.007***	0.002
自然特征	养殖区域	-0.011***	0.003	-0.003***	0.001
LR 检验		146.57***			
R^2		0.276		0.318	

由于研究采用养殖户的调查问卷数据,可能会有一些不可控因素导致对变量的测度存在偏差,而且政府进行技术指导推广力度(引导型规制)可能与养殖户粪污资源化处理行为互相影响,养殖户粪污资源化处理程度越高,越容易得到政府部门更多的技术支持。FRANKEL 等^[39]的研究认为,地理因素是工具变量选取的首要因素,借鉴唐林等^[40]对工具变量的选取,选择“养殖场与畜牧局的距离”作为工具变量。一方面,养殖场到畜牧局的距离是地理位置上的距离,仅受农户搬迁及行政区域变迁的影

响,满足了工具变量的外生性;另一方面,养殖场到畜牧局的距离是相关政策宣传与推广的重要因素,这满足了工具变量与内生变量相关性的要求。根据相关研究,运用工具变量法对引导型规制的内生性进行检验(表 6)。结果显示,第 1 阶段估计结果表明“养殖场与畜牧局的距离”对引导型规制有显著的影响,再次说明了“养殖场与畜牧局的距离”作为工具变量满足相关性要求;第 2 阶段在纠正了内生性问题后,不同环境规制仍对养殖户粪污资源化行为有显著的影响,再一次验证了估计结果的稳健

3.3 稳健性检验及内生性分析

运用 Probit 模型和 OLS 回归 2 种方法对肉鸭养殖户粪污资源化处理的环境友好行为的影响因素进行了稳健性检验,结果见表 5。从估计结果来看,核心变量的显著性和符号均未改变,表明估计结果是稳健的。

性。在此基础上对工具变量的强弱性进行检验,其中自回归(AR)和沃尔德检验(Wald)均显著,说明选择变量不是弱工具变量。

表6 养殖户环境友好行为影响因素分析(内生性检验)

Table 6 Analysis of influencing factors of environmentally friendly behavior of farmers(Endogenous test)

变量	第1阶段		第2阶段	
	系数	标准误	系数	标准误
养殖场与畜牧局距离	-0.014**	0.006		
命令型规制	0.353***	0.033	2.831**	1.348
激励型规制	0.151***	0.016	1.620***	0.586
引导型规制			0.789**	0.374
风险认知变量	已控制	已控制	已控制	已控制
控制变量	已控制	已控制	已控制	已控制
观测值数	620	620	620	620
F值	46.86***			
Wald 检验			27.55***	
R ²	0.521			

4 研究结论与政策启示

4.1 研究结论

基于主要肉鸭养殖省份进行620份养殖户实地调研问卷,通过运用二元Logit模型分析环境规制、风险认知对养殖户粪污资源化处理行为的影响,相关研究结果如下:(1)环境规制、风险认知对养殖户粪污资源化处理行为均具有促进作用。环境规制中的命令型、激励型与引导型规制均会促进养殖户粪污资源化处理行为,而风险认知中的风险原因认知正向影响养殖户粪污资源化处理行为。(2)风险认知中的风险事实与风险损失认知不显著,说明养殖户受传统观念与政策区域实施差异的影响,养殖户进行粪污资源化处理行为意识较低。(3)环境规制通过影响养殖户的风险认知进一步影响养殖户粪污资源化处理行为,风险认知在环境规制影响养殖户粪污资源化处理行为中起中介作用。

4.2 政策启示

研究对促进肉鸭养殖健康稳定发展、实现生态文明建设具有重要意义,研究的相关结论可为政府推进畜禽粪污资源化处理工作提供参考。首先,着力落实粪污资源化处理的政策激励,强化政府在粪污资源化处理实施中的作用。肉鸭养殖户对肉鸭养殖粪污对水体、土壤、空气污染的认知程度较低,所以政府可以根据养殖户的实际需求完善环境规制的激励手段,加强养殖户对粪污水体、土壤和空气污染的认知,促进养殖户实施粪污资源化处理行为。其次,针对不同区域的养殖户采取差异化的粪

污资源化处理推广政策。近年来国家对畜禽粪污治理的相关政策比较完善,政策实施比较到位,促进了养殖户采纳粪污资源化处理行为,但是畜禽环境规制政策因为区域差异存在不同,补贴政策激励程度不大,在一定程度上影响了养殖户粪污资源化处理行为。所以,政府可以根据不同地区、不同的养殖特征进行环境补贴,进而促进政策的实施和提升环境保护实施绩效。最后,将风险认知作为推进养殖户进行粪污资源化处理的重要政策参考,注重养殖户风险认知水平的提升。风险认知在环境规制影响养殖户粪污资源化处理行为中起中介作用,说明政府通过制定环保政策,加大相关宣传与技术推广,普及粪污资源化处理的法律法规,提高养殖户环境保护意识及科学文化素养,加强养殖户对粪污进行不规范处理造成生态环境污染的认知,使得养殖户充分认识到进行粪污资源化处理的养殖效益。综上所述,在实施过程中要根据不同资源禀赋情况逐步推进相关政策,促进环境资源的优化配置,激励养殖户积极治理污染。

参考文献:

- [1] 张翎, 乔娟, 沈鑫琪. 养殖废弃物治理经济绩效及其影响因素: 基于北京市养殖场(户)视角[J]. 资源科学, 2019, 41(7): 1250-1261. [ZHANG Xu, QIAO Juan, SHEN Xin-qi. Economic Performance of Livestock and Poultry Breeding Waste Treatment and Influencing Factors: Based on Data of Farms in Beijing[J]. Resources Science, 2019, 41(7): 1250-1261.]
- [2] 司瑞石, 陆迁, 张淑霞. 环境规制对养殖户病死猪资源化处理行为的影响: 基于河北、河南和湖北的调研数据[J]. 农业技术经济, 2020(7): 47-60. [SI Rui-shi, LU Qian, ZHANG Shu-xia. Effect of Environmental Regulation on Household Dead Pig Recycling Disposal Behavior: Based on the Empirical Data in Hebei, Henan, and Hubei Province[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2020(7): 47-60.]
- [3] 夏佳奇, 何可, 张俊飏. 环境规制与村规民约对农户绿色生产意愿的影响: 以规模养猪户养殖废弃物资源化利用为例[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(12): 1925-1936. [XIA Jia-qi, HE Ke, ZHANG Jun-biao. Effect of Environmental Regulations and Village Regulations on Farmers' Green Production Willingness: Taking the Resource Use of Livestock and Poultry Waste of Large-Scale Pig Farmers as an Example[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2019, 27(12): 1925-1936.]
- [4] 张郁. 环境风险感知、环境规制与环境行为关系的实证研究: 基于湖北省生猪规模养殖户的调查[D]. 武汉: 华中农业大学, 2016. [ZHANG Yu. Empirical Study on the Relationship among the Risk Perception of Environment, Environmental Regulation and Environmental Behavior: Based on the Survey of the Massive Pig Raiser in Hubei Province[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2016.]

- [5] 于婷,于法稳.环境规制政策情境下畜禽养殖废弃物资源化利用认知对养殖户参与意愿的影响分析[J].中国农村经济,2019(8):91-108.[YU Ting,YU Fa-wen.The Impact of Cognition of Livestock Waste Resource Utilization on Farmers' Participation Willingness in the Context of Environmental Regulation Policy[J].Chinese Rural Economy,2019(8):91-108.]
- [6] 孔凡斌,张维平,潘丹.农户畜禽养殖污染无害化处理意愿与行为一致性分析:以 5 省 754 户生猪养殖户为例[J].现代经济探讨,2018(4):125-132.[KONG Fan-bin,ZHANG Wei-ping,PAN Dan.The Consistency of Farmer's Willingness and Behavior for Harmless Disposal of Livestock Pollution:A Survey of 754 Pig Farmers in Five Provinces[J].Modern Economic Research,2018(4):125-132.]
- [7] 王常伟,顾海英.农户环境认知、行为决策及其一致性检验:基于江苏农户调查的实证分析[J].长江流域资源与环境,2012,21(10):1204-1208.[WANG Chang-wei,GU Hai-ying.Farmers' Perception of Environment, Behavior Decision and the Check of Consistency between Them: A Empirical Analysis Based on the Survey of Farmers in Jiangsu Province[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2012,21(10):1204-1208.]
- [8] 赵俊伟,姜昊,陈永福,等.生猪规模养殖粪污治理行为影响因素分析:基于意愿转化行为视角[J].自然资源学报,2019,34(8):1708-1719.[ZHAO Jun-wei,JIANG Hao,CHEN Yong-fu,et al.Analysis on Influencing Factors of Manure Pollution Treatment in Scale Pig Breeding:Based on the Perspective of Willingness-to-Behavior Transformation[J].Journal of Natural Resources,2019,34(8):1708-1719.]
- [9] 潘丹,孔凡斌.养殖户环境友好型畜禽粪便处理方式选择行为分析:以生猪养殖为例[J].中国农村经济,2015(9):17-29.[PAN Dan,KONG Fan-bin.Analysis on the Selection Behavior of Environmentally Friendly Livestock and Poultry Manure Treatment Methods of Farmers;Taking Pig Breeding as an Example[J].Chinese Rural Economy,2015(9):17-29.]
- [10] 王建华,陶君颖,陈璐.养殖户畜禽废弃物资源化处理受偿意愿及影响因素研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(9):144-155.[WANG Jian-hua,TAO Jun-ying,CHEN Lu.Farmers' Willingness to Accept Compensation for Livestock and Poultry Waste Resource Utilization and Its Influential Factors[J].China Population,Resources and Environment,2019,29(9):144-155.]
- [11] 姜海,白璐,雷昊,等.基于效果-效率-适应性的养殖废弃物资源化利用管理模式评价框架构建及初步应用[J].长江流域资源与环境,2016,25(10):1501-1508.[JIANG Hai,BAI Lu,LEI Hao,et al.An Evaluation Framework Based on effectiveness-Economic-Applicability Analysis for Management Modes of Livestock Waste Utilization[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2016,25(10):1501-1508.]
- [12] 赵敏.环境规制的经济学理论根源探究[J].经济问题探索,2013(4):152-155.
- [13] 乔娟,张翊.政府干预与道德责任对养殖废弃物治理绩效的影响:基于养殖场户视角[J].中国农业大学学报,2019,24(9):248-259.[QIAO Juan,ZHANG Xu.Influence of Government Intervention and Moral Responsibility on the Performance of Livestock and Poultry Breeding Waste Treatment:Based on the Perspective of Farmers[J].Journal of China Agricultural University,2019,24(9):248-259.]
- [14] 杨志武,钟甫宁.农户种植业决策中的外部性研究[J].农业技术经济,2010(1):27-33.
- [15] 乔金杰,穆月英,赵旭强,等.政府补贴对低碳农业技术采用的干预效应:基于山西和河北省农户调研数据[J].干旱区资源与环境,2016,30(4):46-50.[QIAO Jin-jie,MU Yue-ying,ZHAO Xu-qiang,et al.The Intervention Effect of Government Subsidy on the Adoption of Low Carbon Agricultural Technology in Shanxi and Hebei Provinces[J].Journal of Arid Land Resources and Environment,2016,30(4):46-50.]
- [16] SCOTT W R.Organizations and Institutions[M].Beverly Hills:Sag,1995:44-45.
- [17] 吴林海,许国艳,HU Wu-yang.生猪养殖户病死猪处理影响因素及其行为选择:基于仿真实验的方法[J].南京农业大学学报(社会科学版),2015,15(2):90-101,127.[WU Lin-hai,XU Guo-yan,HU Wu-yang.Simulating Selection Process of Pig Farmers'Disposing Behavior of Dead Pigs;Simulation Experiment Method[J].Journal of Nanjing Agricultural University (Social Sciences Edition),2015,15(2):90-101,127.]
- [18] 张红丽,李洁艳,史丹丹.环境规制、生态认知对农户有机肥采纳行为影响研究[J].中国农业资源与区划,2021,42(11):42-50.[ZHANG Hong-li,LI Jie-yan,SHI Dan-dan.Research on the Influence of Environmental Regulation and Ecological Cognition on Farmers' Organic Fertilizer Adoption Behavior[J].Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning,2021,42(11):42-50.]
- [19] AJZEN I.The Theory of Planned Behavior[J].Organizational Behavior and Human Decision Processes,1991,50(2):179-211.
- [20] 甘臣林,谭永海,陈璐,等.基于 TPB 框架的农户认知对农地转出意愿的影响[J].中国人口·资源与环境,2018,28(5):152-159.[GAN Chen-lin,TAN Yong-hai,CHEN Lu,et al.Effects of the Farmers' Cognition on the Farmland Transfer Based on Theory of Planned Behavior Framework[J].China Population,Resources and Environment,2018,28(5):152-159.]
- [21] 郭清萍,李昊,李世平,等.个人规范对农户亲环境行为的影响分析:基于拓展的规范激活理论框架[J].长江流域资源与环境,2019,28(5):1176-1184.[GUO Qing-hui,LI Hao,LI Shi-ping,et al.Analysis of the Influence of Personal Norms on Farmers' Pro-Environmental Behavior:Based on the Extended Theory of Norm-Activation[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2019,28(5):1176-1184.]
- [22] 徐新悦,岳梦凡,李建国,等.滨海地区畜禽养殖户污染防治意愿影响因素及其响应机理:以盐城市为例[J].自然资源学报,2019,34(9):1974-1986.[XU Xin-yue,YUE Meng-fan,LI Jian-guo,et al.Analysis of Factors Influencing the Willingness of Livestock and Poultry Farmers to Control Pollution in Coastal Areas:A Case Study of Yancheng,Jiangsu[J].Journal of Natural Resources,2019,34(9):1974-1986.]
- [23] JOYCE O,JEFFERY G,KRISHNA P,et al.Awareness of and Application to the Environmental Quality Incentives Program by Cow-calf Producers p[J].Journal of Agricultural and Applied Economics,2008,40(1):357-368.

- [24] 刘铮,周静.信息能力、环境风险感知与养殖户亲环境行为采纳:基于辽宁省肉鸡养殖户的实证检验[J].农业技术经济,2018(10):135-144. [LIU Zheng, ZHOU Jing. Information Ability, Perception of Environmental Risk and Farmers' Environmentally Friendly Behavior Adoption: Based on Empirical Test of the Sample of Broiler Farmers in Liaoning Province[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2018(10):135-144.]
- [25] 唐素云.规模养猪户环境风险感知对环境行为影响研究[D].武汉:华中农业大学,2015. [TANG Su-yun. Research on Impact of Environmental Risk Perception On environmental Behavior of Scale Pig Farmers [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2015.]
- [26] 王欢,乔娟,李秉龙.养殖户参与标准化养殖场建设的意愿及其影响因素:基于四省(市)生猪养殖户的调查数据[J].中国农村观察,2019(4):111-127. [WANG Huan, QIAO Juan, LI Bing-long. Farmers' Willingness to Participate in Standardized Farms Construction and Its Determinants: An Analysis Based on Survey Data from Pig Breeders in Four Provinces[J]. China Rural Survey, 2019(4):111-127.]
- [27] 张晖,虞祎,胡浩.基于农户视角的畜牧业污染处理意愿研究:基于长三角生猪养殖户的调查[J].农村经济,2011(10):92-94. [ZHANG Hui, YU Yi, HU Hao. Study on the Willingness of Animal Husbandry Pollution Treatment from the Perspective of Farmers: Based on the Investigation of Pig Farmers in the Yangtze River Delta[J]. Rural Economy, 2011(10):92-94.]
- [28] KURUPPU N, LIVERMAN D. Mental Preparation for Climate Adaptation: The Role of Cognition and Culture in Enhancing Adaptive Capacity of Water Management in Kiribati [J]. Global Environmental Change, 2011, 21(2):657-669.
- [29] 赵雪雁,薛冰.高寒生态脆弱区农户对气候变化的感知与适应意向:以甘南高原为例[J].应用生态学报,2016,27(7):2329-2339. [ZHAO Xue-yan, XUE Bing. Farmer's Perception and Adaptation Intention for Climate Change in High-Cold Eco-Fragile Region: A Case of Gannan Plateau, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(7):2329-2339.]
- [30] 张月鸿.气候变化风险分类与综合风险治理[D].北京:中国科学院地理科学与资源研究所,2008. [ZHANG Yue-hong. Climate Risk Classification and Comprehensive Risk Management [D]. Beijing: Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, 2008.]
- [31] 郭利京,赵瑾.农户亲环境行为的影响机制及政策干预:以秸秆处理行为为例[J].农业经济问题,2014,35(12):78-84,112. [GUO Li-jing, ZHAO Jin. Farmers Pro-Environmental Behavior Modeling and Interventions Policy in the Case of the Straw Processing Behavior [J]. Issues in Agricultural Economy, 2014, 35(12):78-84, 112.]
- [32] 唐林,罗小锋,张俊飏.环境规制如何影响农户村域环境治理参与意愿[J].华中科技大学学报(社会科学版),2020,34(2):64-74. [TANG Lin, LUO Xiao-feng, ZHANG Jun-biao. How does Environmental Regulation Affect the Willingness of Farmers to Participate in Environmental Governance in the Village: Based on the Mediation Role of Environmental Cognition [J]. Journal of Huazhong University of Science and Technology (Social Science Edition), 2020, 34(2):64-74.]
- [33] 张郁,江易华.环境规制政策情境下环境风险感知对养猪户环境行为影响:基于湖北省280户规模养殖户的调查[J].农业技术经济,2016(11):76-86. [ZHANG Yu, JIANG Yi-hua. Influence of Environmental Risk Perception on Pig Farmers' Environmental Behavior in the Context of Environmental Regulation Policy: Based on the Survey of 280 Large-Scale Farmers in Hubei Province [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2016(11):76-86.]
- [34] SANG Xian-ce, LUO Xiao-feng, HUANG Yan-zhong, et al. Relationship between Policy Incentives, Ecological Cognition, and Organic Fertilizer Application by Farmers: Based on a Moderated Mediation Model [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(7):1274-1284.
- [35] 杨皓天,马骥.环境规制下养殖户的环境投入行为研究:基于双栏模型的实证分析[J].中国农业资源与区划,2020,41(3):94-102. [YANG Hao-tian, MA Ji. The Research of Farmers' Environmental Investment under Environmental Regulation: Empirical Analysis Based on the Double Column Model [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2020, 41(3):94-102.]
- [36] 温忠麟,叶宝娟.中介效应分析:方法和模型发展[J].心理科学进展,2014,22(5):731-745. [WEN Zhong-lin, YE Bao-juan. Analyses of Mediating Effects: The Development of Methods and Models [J]. Advances in Psychological Science, 2014, 22(5):731-745.]
- [37] BARON R M, KENNY D A. The Moderator-Mediator Variable Distinction in Social Psychological Research: Conceptual, Strategic, and Statistical Considerations [J]. Journal of Personality and Social Psychology, 1986, 51(6):1173-1182.
- [38] 黄炎忠,罗小锋,李容容,等.农户认知、外部环境与绿色农业生产意愿:基于湖北省632个农户调研数据[J].长江流域资源与环境,2018,27(3):680-687. [HUANG Yan-zhong, LUO Xiao-feng, LI Rong-rong, et al. Farmer Cognition, External Environment and Willingness of Green Agriculture Production: Based on the Survey Data of 632 Farmers in Hubei Province [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2018, 27(3):680-687.]
- [39] FRANKEL J A, ROMER D. Does Trade Cause Growth? [J]. American Economic Review, 1999, 89(3):379-399
- [40] 唐林,罗小锋,张俊飏.环境政策与农户环境行为:行政约束抑或是经济激励:基于鄂、赣、浙三省农户调研数据的考察[J].中国人口·资源与环境,2021,31(6):147-157. [TANG Lin, LUO Xiao-feng, ZHANG Jun-biao. Environmental Policies and Farmers' Environmental Behaviors: Administrative Restriction or Incentive-based on the Survey Data of Farmers in Hubei, Jiangxi and Zhejiang Provinces [J]. China Population, Resources and Environment, 2021, 31(6):147-157.]

作者简介: 赵佳佳(1992—),女,山东聊城人,博士生,研究方向为畜牧业经济理论和农业经济。E-mail: 1828893659@qq.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0243

王小鹏,何启明.甘肃省乡村人居环境质量测度与关键驱动因子分析[J].生态与农村环境学报,2022,38(8):1030-1040.

WANG Xiao-peng, HE Qi-ming. Evaluation of Rural Human Settlement Quality and its Key Driving Factors in Gansu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1030-1040.

甘肃省乡村人居环境质量测度与关键驱动因子分析

王小鹏^①, 何启明^① (甘肃中医药大学理科教学部, 甘肃 定西 743000)

摘要: 乡村人居环境建设已成为乡村振兴战略实施的重要任务,其内在作用机理与关键驱动研究能够为乡村人居环境治理与建设的精准施策提供科学依据。采用乡村人居环境质量测度模型、典型相关分析、岭回归等方法进行甘肃省乡村人居环境质量测度、影响因素的作用机理分析,并识别人居环境质量的關鍵驱动。结果表明:(1)甘肃乡村人居环境质量综合指数均值为0.238,高于均值水平的县域占比达45.98%;综合指数、居住条件、产业经济发展以及生态环境与治理指数基本呈现由西北向东南降低态势;公共服务设施维度却表现为中部高,两端低的空间格局;基础设施维度中低水平与较低水平的评价单元相对零散分布且范围较广。(2)自然地理变量组中可灌溉耕地占比的典型载荷为-0.798,正向作用于基础设施、居住条件、产业经济(载荷系数均 <0)等目标变量;区域经济发展组中所有解释指标均与典型变量呈正相关,解释指标正向促进着人居环境质量;社会文化控制变量组中小学文化程度以下的居民占比、少数民族聚落村占比2个解释变量的典型载荷分别为-0.976、-0.494,负面影响着乡村基础设施建设与产业经济发展(目标变量载荷系数 >0)。(3)可灌溉耕地占比岭回归系数为0.143($P<0.05$),成为乡村人居环境质量提升的关键驱动因子,山区与丘陵村落占比指标则成为关键约束($r=-0.134, P<0.05$);区域经济发展组指标岭回归系数均为正值,有火车站、高速公路入口的乡镇占比($P<0.01$)、非农行业劳动力占比($P<0.05$)发挥正向驱动作用;社会文化环境中,小学文化以下居民占比系数为负值($P<0.01$),居民文化程度低下成为乡村人居环境质量提升的关键障碍。

关键词: 乡村人居环境; 关键驱动; 典型相关分析; 岭回归; 甘肃省

中图分类号: X82 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1030-11

Evaluation of Rural Human Settlement Quality and its Key Driving Factors in Gansu Province. WANG Xiao-peng, HE Qi-ming^① (Department of Science Teaching, Gansu University of Chinese Medicine, Dingxi 743000, China)

Abstract: The construction of rural human settlements has become an important task in the implementation of rural revitalization strategy. The research on the internal mechanism and key driving forces can provide scientific basis for the governance and construction of rural human settlements. The measurement model of rural human settlements quality, canonical correlation analysis, and ridge regression model were used to realize the measurement of rural human settlements quality in Gansu Province. and the key driving factors were identified. The results show that: (1) The average value of rural human settlements quality in Gansu Province was 0.238, and the proportion of counties above the mean level was 45.98%. The living conditions, the industrial and economic development, and the governance of ecological environment in Gansu Province show a decreasing trend from northwest to southeast. The dimension of public service facilities is high in the middle and low at both ends. The low-level and lower-level evaluation units in infrastructure dimension are relatively scattered and widely distributed. (2) In the group of natural geographic variables, typical load of irrigated arable land was -0.798, and it has positive effect on the target variables such as infrastructure, living conditions and industrial economy. All the explanatory indicators in the regional economic development group showed positive correlation with the typical variables, and positively promoted the quality of human settlements. In the social control variable group, the canonical loadings of two explanatory variables, i.e. the proportion of residents with primary school education level-lower, and the proportion of minority villages, were -0.976 and -0.494, respectively, which negatively affected rural infrastructure construction and indus-

收稿日期: 2022-03-23

基金项目: 甘肃省高等学校创新能力提升项目(2019A-196); 甘肃省技术创新引导计划-软科学专项(21CX1ZA277)

① 通信作者 E-mail: 907655065@qq.com

trial economic development. (3) The ridge regression coefficient of the proportion of irrigated arable land was 0.143 ($P < 0.05$), which is the key driving factor to improve the quality of rural human settlements, while the proportion of villages in mountainous and hill areas was -0.134 ($P < 0.05$) is the key constraint factor. The proportion of villages and towns near railway stations or expressway intersections ($P < 0.01$) and labor force in non-agricultural industries ($P < 0.05$) played positive driving role. In the social and cultural environment, the regression coefficient of the proportion index of residents below primary school education level was negative ($P < 0.01$). The low education level of residents has become the key obstacle to the improvement of rural living environment quality.

Key words: rural human settlements; key driving factors; canonical correlation analysis; ridge regression model; Gansu Province

乡村人居环境是乡村振兴发展、居民安居乐业的根本,是自然生态环境、社会文化环境、地域空间环境等共同组成的物质与非物质有机结合的复杂系统^[1]。自然经济向现代市场经济跨越转型背景下形成的城乡二元结构与城市市场经济改革重心引导的共同作用^[2-3],导致生产要素和社会资源配置向城市集中。农村自然经济色彩浓厚、生产要素未获得有效集聚^[3]。加速推进的新型城镇化导致原有自然经济传统下的乡村人居环境系统结构失衡,乡村聚落空间无序化、生态景观破碎化、传统文化衰落等问题不断凸显^[4]。同时,乡村现代产业经济发展缓慢、公共服务资源匮乏、基础设施配套缓慢等问题也逐渐暴露,乡村人居环境的高质量发展成为当下关切的热点。十九大报告提出的“乡村振兴战略”与2022年中央一号文件明确指出,作为乡村振兴战略实施的重要任务之一,乡村人居环境建设已然成为乡村健康发展的坚实基础。

早期国外人居环境研究更具有“城市主义”的倾向特征,伴随“人本主义”方法论在乡村人居环境研究中的地位提升^[1],聚落形态^[5]、生态环境与居住条件^[6]、人居环境建设^[7]等方面的研究成果不断发表。自从1993年吴良镛^[8]首次提出人居环境概念以来,国内学者已从城乡建筑学、农村社会学以及农村地理学等多个学科切入研究乡村人居环境;理论与视角已围绕乡村振兴战略^[9]、主客观比较^[10]、自组织理论等^[11]展开;研究尺度涵盖了省域^[12]、县市^[13]、聚落^[14]等多个层面;研究内容较多地聚焦于乡村人居环境发展历程^[15]、人居环境质量评价^[16]、时空动态演化^[9]、影响因素^[1,17]、治理与建设等方面。相关成果丰富了乡村人居环境的科学内涵与研究范式,也有效指导了人居环境的治理实践与健康发展,但是已有研究主要集于经济发达的中东部地区,同时关于乡村人居环境质量的内在作用机制与关键驱动因子的研究相对薄弱。相比中东部地区,西北地区的自然环境、社会经济属性、地域文化背景孕育了类型多样、特征鲜明的乡村聚

落。因此,笔者借鉴已有乡村人居环境质量评价框架并依据甘肃省乡村振兴战略实施规划,构建甘肃省乡村人居环境测度指标体系,在实现人居环境质量测度的基础上探究其内在作用机理,并识别关键驱动因子,以期甘肃省乡村振兴战略的实施与人居环境治理提供参考。

1 研究区概况

甘肃省地处 $32^{\circ} 31' \sim 42^{\circ} 57' N$, $92^{\circ} 13' \sim 108^{\circ} 46' E$,属西北干旱、青藏高寒和东部季风三大气候区的交汇部,东西蜿蜒 1 600 多 km。区内地形复杂,以山地和高原为主,海拔起伏度较大^[18]。全年降水量自东南向西北递减,形成陇南南部北亚热带半湿润区、陇中北部冷温带半干旱区、河西走廊冷温带干旱区、甘南高寒带湿润区等 8 个气候区^[19]。共管辖 14 个地州市、87 个区县,现有 2 个民族自治州、7 个民族自治县和 35 个民族乡(镇),民族自治州(县)占全省总面积的 39.8%,是个多民族聚集的省份。2016 年末乡村人口 1 443.56 万人,少数民族人口达 220.51 万人。全省人均 GDP 达 29 362 元,最高县域(阿克塞县)人均 GDP 为 145 840 元,最低县域(东乡县)人均 GDP 仅为 5 790 元;最高与最低县域的人居可支配收入比高达 4.62^[20]。省内地形与气候类型复杂多样,资源禀赋、经济发展基础、基础设施建设空间分异明显,社会文化属性鲜明,从而造就了多样化的乡村聚落形态,也为乡村人居环境质量研究提供了重要的基础。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

乡村人居环境质量的评价资料来源于《甘肃省第二次全省农业普查数据(2020年)》《甘肃发展年鉴 2017》《甘肃农村年鉴 2017》及各县域统计年鉴资料,提取反映乡村人居环境质量的指标数据。关键驱动指标主要围绕自然地理、区域经济发展及社

会文化环境 3 个维度构建,数据提取除来源于上述统计资料外,也利用地理数据空间云获取数字高程模型(DEM)数据,通过影像校正、坡度分析获得甘肃省各县域的坡度数据。

2.2 研究方法

2.2.1 乡村人居环境质量测度方法

(1) 指标标准化与权重计算

人居环境质量的测度指标体系具有不同量纲、数量级和变化幅度,为了消除指标数据之间由数量级和量纲带来的影响,采用正向极差标准化法进行数据的无量纲标准化处理。为了避免指标间信息重叠及人为确定指标权重的主观性^[9,13],利用熵值法计算各指标及维度的权重。

(2) 人居环境质量测度模型

采用加权求和法测度各县域乡村人居环境质量综合指数(quality of rural human settlements, Q_{RHS})。

$$Q_{RHS} = \sum_{i=1}^n w_i z_i \quad (1)$$

式(1)中, w_i 为第*i*项指标的权重值; z_i 为乡村人居环境质量各评价指标的标准化值。 Q_{RHS} 值越大,表明乡村人居环境质量越高,反之越低。

2.2.2 乡村人居环境质量的关键驱动分析方法

(1) 典型相关分析

典型相关分析(canonical correlation analysis, CCA)可以识别并量化 2 组多元随机变量之间的联系强度^[16],便于揭示 2 组变量间的内在交互影响,也为内在作用机理与事物发生的本质认识提供了可能^[21]。典型相关分析方法通过降维计算并提取 2 组变量 $\mathbf{X} = (x_1, x_2, \dots, x_p)'$ 、 $\mathbf{Y} = (y_1, y_2, \dots, y_q)'$ 中的综合随机变量 (U_i, V_i),从而组合成一对典型变量。

$$U_i = a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \dots + a_{ip}x_p = a'X, \quad (2)$$

$$V_i = b_{i1}y_1 + b_{i2}y_2 + \dots + b_{iq}y_q = b'Y. \quad (3)$$

为了避免结果重复出现,对系数向量 $\mathbf{a} = (a_1, a_2, \dots, a_p)'$ 和 $\mathbf{b} = (b_1, b_2, \dots, b_p)'$ 加以限制,筛选方差为 1 的 x, y 的线性函数 $a'X$ 与 $b'Y$,求使变量间相关系数达到最大的一组。

$$\rho(a_1'X, b_1'Y) = \max \rho(a'X, b'Y), \quad (4)$$

$$\rho(a_1'X, b_1'Y) = \text{Cov}(a_1'X, b_1'Y) / [\text{Var}(a'X)^{-2} \times \text{Var}(b'Y)^{-2}]. \quad (5)$$

最大相关系数的综合变量作为第 1 对典型相关变量,其相关系数为 $r(U_1, V_1)$,同理可以求出第 2 对、第 3 对及第 K 对典型相关变量及其相关系数。因此,典型相关分析便于挖掘人居环境质量与影响

因子间的整体相关性,是揭示影响因素对乡村人居环境质量内在作用的理想模型。采用 SPSS 26.0 软件调用 Canonical correlation 程序实现典型相关分析。

(2) 岭回归分析

岭回归(ridge regression model, RRM)是对普通最小二乘法(OLS)的改良,适用于共线性数据的回归分析。该方法避免了自变量的多重共线性,解决了普通最小二乘法参数估计产生的扭曲问题^[22]。逐步回归也可以排除具有共线性的自变量,但容易导致重要研究变量被筛除掉,而岭回归充分利用自变量信息及其独立性,可以模拟出更具有原真性、解释力的模型方程,在样本数据量相对小或存在病态数据情况下,具有更好的耐受性。由于研究单元为甘肃省的 87 个县域,数据集特征间存在多重共线性(检验个别因子 VIF 值 > 10),从而导致普通线性回归预测精度不够、参数估计方差太大、模型稳定性不高甚至出现与实际意义不符的正负号^[22]。参照文献[17, 23-24],采用岭回归模型从自然地理、区域经济发展、社会文化环境维度分析乡村人居环境质量的关键驱动因子。

岭回归的基本思路是给奇异矩阵 $\mathbf{X}'\mathbf{X}$ 引入一个正常数矩阵 $k\mathbf{I}$,从而改善奇异性,模拟出合理的估计系数^[25],其表达式为:

$$\hat{\beta}(k) = (\mathbf{X}'\mathbf{X} + k\mathbf{I})^{-1} \times \mathbf{X}'\mathbf{Y}. \quad (6)$$

式(6)中, $\hat{\beta}(k)$ 为岭估计系数, $k=0$ 时为 OLS;当 $k \rightarrow \infty$ 时,岭估计系数则趋于 0。 k 值选取依据岭迹图法,即各 β 系数趋于平稳时的 k 值。岭回归在此处键入公式。系数绝对值大小直接反映了因子指标对人居环境质量的作用大小;回归系数正负反映指标对人居环境质量的作用方向,负值说明该因子表现为约束力,正值则为驱动力。

2.3 人居环境质量的指标体系构建

2.3.1 人居环境质量的测度指标体系

乡村人居环境是乡村区域内农户生产生活所需物质和非物质的有机结合体^[4,26]。科学构建评价指标体系是准确衡量乡村人居环境质量的关键,基于吴良镛^[8]、李伯华等^[27]提出的人居环境的科学内涵与分析框架,参考顾康康等^[28]、朱彬等^[29]、杨兴柱等^[16]提出的乡村人居环境质量的衡量指标,依据甘肃省乡村振兴战略实施规划(2018—2022 年)与现实实践,按照指标体系构建的科学性、可比性及数据的可获得性等原则,从基础设施、居住条件、公共服务设施、产业经济发展及生态环境与治理 5 个维度构建测度指标体系(表 1)。其中,基础设施是

乡村人居环境质量发展的“硬环境”,反映乡村聚落的交通区位环境优越性、村外交通连接度,也反映村落内部的交通质量^[28];采用公交车路线的乡镇占比、进村道路硬化自然村占比、村内道路硬化自然村占比、村内主干道路灯占比4个指标表征。居住环境反映村落居民的居住、生活条件及其建设能力,房屋结构与面积反映家庭住房质量与居住舒适度,安全饮用水、卫生厕所及淋浴热水器反映生活条件的改善情况。公共服务设施维度中体育健身

场、图书室及卫生室指标反映乡村居民健康生活空间载体建设的完善程度,幼儿园托儿所、电子商务间接表征村落居民基础教育、电商服务的可及性^[16]。产业经济发展维度中合作社、农产品市场、农业保险、农业企业等指标反映乡村居民生产环境的营造情况,农业生产总值、农村居民收入表征农业经济、家庭经济发展程度。生态环境与治理是乡村生产生活的重要基础条件,表征乡村居民生产生活的自然基础条件,也反映乡村生态环境治理水平。

表1 甘肃省乡村人居环境质量测度指标体系与权重

Table 1 The index system and weight of rural human settlements quality in Gansu Province

维度	维度权重	指标	指标单位	指标方向	指标权重
基础设施	0.173	通公交车路线的乡镇占比	%	+	0.327
		进村道路硬化自然村占比	%	+	0.023
		村内道路硬化自然村占比	%	+	0.084
		村内主干道路灯占比	%	+	0.566
居住环境	0.111	较高质量房屋结构占比	%	+	0.040
		人均居住面积	m ² ·人 ⁻¹	+	0.227
		安全饮用水占比	%	+	0.164
		卫生厕所建有农户家庭占比	%	+	0.298
		淋浴热水器户均拥有量	台·户 ⁻¹	+	0.271
公共服务设施	0.234	有幼儿园、托儿所村占比	%	+	0.203
		有体育健身场所村占比	%	+	0.203
		有图书室、文化站村占比	%	+	0.256
		有卫生室村占比	%	+	0.100
		有电子商务配送点村占比	%	+	0.238
产业经济发展	0.175	单位乡镇农业合作社数	个	+	0.229
		有农产品市场的乡镇占比	%	+	0.269
		农村人口人均农业生产总值	元·人 ⁻¹	+	0.228
		从事农业经济活动的企业数	个	+	0.274
		农业保险参保家庭占比	%	+	0.195
		农村居民人均收入	元	+	0.296
生态环境与治理	0.137	农作物受灾面积占比	%	-	0.023
		森林覆盖率	%	+	0.118
		生活垃圾集中处理村占比	%	+	0.223
		生活污水集中处理村占比	%	+	0.552
		柴草使用农户家庭占比	%	+	0.085

“+”为正向指标,“-”为负向指标。

2.3.2 人居环境质量的影响因素指标

乡村人居环境质量受到自然地理环境、区域经济发展、社会文化环境等多因素的综合影响,参考前人成果并结合研究实际,从自然地理环境、区域经济发展环境、社会文化环境3个维度构建了人居环境质量的影响指标体系(图2~4)。自然地理环境具有相对稳定、缓慢变化的特征,对乡村人居环境的动态过程影响较弱^[16]。地形不仅影响着区域耕地资源的有效利用以及交通与农业生产基础设施的建设能力,也会直接影响到聚落的布局形态、

规模及增长方向等。采用山区与丘陵区村落占比、县域地形起伏度、村庄行政区域面积等指标来表征地形对人居环境质量的影响。水资源、耕地资源是农业生产的基础资料,直接影响到农业经济发展方式、产出效益以及乡村居民的家庭收入,采用可灌溉耕地占比、多年平均降水量来表征。

区域经济发展环境是乡村农业经济增长、人居环境建设的重要前提。经济规模扩大与财政收入增加可以推进乡村建设的资金投入力度;经济发展环境的改善与农业科技水平的提升,更有利于激发

乡村的要素活力与内生发展能力,从而影响乡村居民家庭的经济收入方式与产出效益^[30]。因此,从区位、科技及财政等角度提取有火车站与高速公路入口的乡镇占比、每公顷农田农业机械总动力、非农行业劳动力占比、村集体经济收入、乡镇公共财政支出等指标来表征研究单元的区域经济发展环境。社会文化是人类活动与地理环境长期交互作用的产物^[23],与乡村人居环境的兴盛息息相关。

乡村居民的文化程度、民族地域文化属性与其生产生活方式密切相关,也会影响到人居环境治理的参与主动性与积极性;乡村人口老龄化与“空心化”背景下,年轻劳动力外流导致乡村公共事务参与度降低^[17]、人居环境治理中主人翁的角色存在缺失。借鉴杨兴柱等^[16]、马军旗等^[17]的研究,采用小学文化程度以下居民占比、农村人口老龄化、有业余文化组织的村占比、少数民族聚落村占比指标表征社会文化环境。

3 结果与分析

3.1 乡村人居环境质量测度

借助 ArcGIS 10.0 软件中的自然断点法将乡村人居环境质量及各维度指数划分为 5 个等级,分别为较低水平、低水平、一般水平、高水平 and 较高水平。甘肃省县域乡村人居环境质量综合指数(QRHS)的平均值为 0.238,高于该平均值的县域有 40 个,占比达到 45.98%。除局部县域外,整体上乡村人居环境质量呈现出由西北向东南降低的态势(图 1)。处于较高水平的县域有 16 个,仅占所有评

价单元的 18.39%;在较高水平的评价单元中,56.67%的县域集中于河西走廊地区。高水平的评价单元为 18 个,占总评价单元的 20.69%;其中 50%的高水平评价单元聚集于陇中地区。处于一般水平的县域有 14 个(占比达 16.09%),相对零散地分布于河西走廊、陇中地区及陇东南地区。低水平(27 个)、较低水平(11 个)的评价县域呈现出团状分布特征,主要聚集于陇东地区、陇南地区及甘南地区,占总评价单元的 44.83%。维度层面上,居住环境、产业经济、生态环境与治理指数水平基本上也呈现出西北高东南低的态势。兰州以西基本上成片状分布着高水平居住环境的县域,兰州以东主要团状集聚了较低及低水平县域,零星散落分布着一般水平及高水平的县域。产业经济发展维度与居住环境的空间特征基本相同,但在定西、白银、平凉及庆阳范围内呈现出一般水平以及高水平的团状集聚。在生态环境与治理维度上,低水平及较低水平县域所占比重明显增加,除酒泉局部县域外(敦煌、瓜州、玉门、金塔等),整体上也表现出西北低东南高的态势,该结果也与马利邦等^[31]的研究结论基本吻合。人居环境质量水平呈现出西北高东南低的态势,主要是由于河西走廊地势平坦,灌溉基础设施配置合理,农业经济相对发达,居民家庭经济收入水平较高,居住条件与生活环境的建设能力也较强。而甘肃东南部地处于甘南高原、秦巴山区连片特困地区,耕地资源有限,县域经济发展水平显著低于全省平均水平^[30],居民家庭生计脆弱性高,乡村人居环境质量较低。

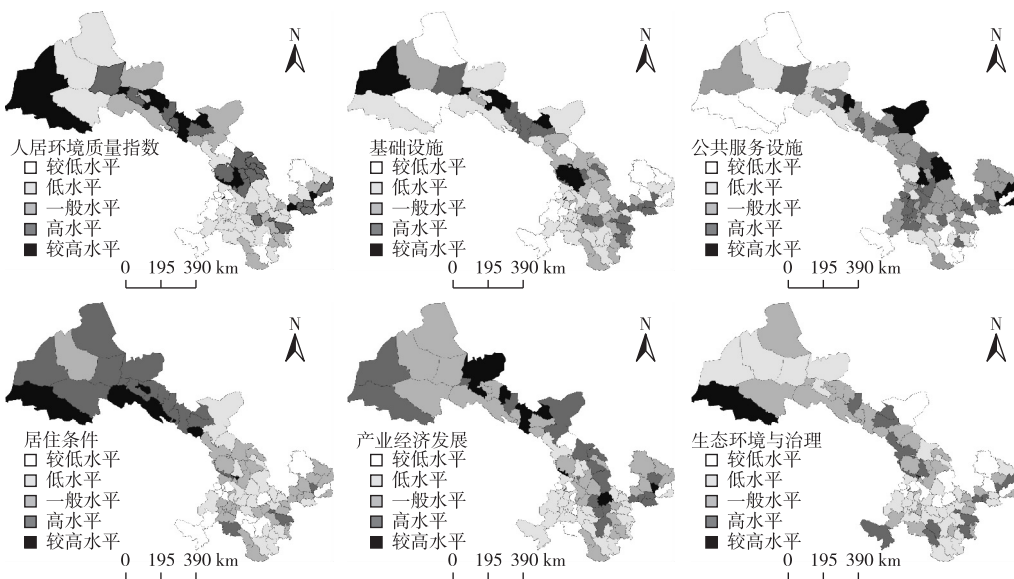


图 1 甘肃省乡村人居环境质量的空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of rural human settlements quality in Gansu Province

公共服务设施指数呈现出中部高两端低的状态。较低县域主要分布于西北端的民族县以及位于秦巴山区连片特困地区的陇南地区。西北端的民族县地域广阔,居民点散落分布,教育及医疗卫生事业发展缓慢,降低了乡村居民对基础教育、基本医疗服务设施点的可及性;同时,县内并未形成良好的交通联网线路,制约了电子商务等商业服务网点的合理配置。甘肃南端秦巴山区的乡村地区山势高峻、坡度陡峭,河流阶地不发育,土地资源紧缺,公共基础设施建设滞后。基础设施维度层面,低水平及较低水平的县域分布相对较广,带状分布于祁连山山麓地区,团状分布于甘南高原、陇南秦巴山区及陇东黄土高原区。县域路网层次不完善,

乡村聚落居民点的外部连通性低;县域内部的交通互联互通能力弱,道路基础设施建设能力较低,最终成为制约乡村人居环境质量健康发展的短板。

3.2 乡村人居环境质量的影响因素分析

3.2.1 自然地理环境与乡村人居环境的典型相关分析

典型相关分析结果表明,自然地理环境与乡村人居环境质量共形成5对典型相关关系,前2对典型相关系数分别为0.754、0.503,并达到显著差异,特征值解释累积变异量达到86.97%(表2),表明自然地理环境通过2个典型变量影响着乡村人居环境质量。

表2 乡村人居环境质量影响因素的典型相关分析

Table 2 Canonical correlation analysis of influencing factors of human settlements quality

影响因素	典型相关	典型相关系数	特征值	解释变异量/%	累积变异量/%	Wilk's 值	F 值	自由度	P 值
自然地理环境	1	0.754	1.318	69.164	69.16	0.256	5.094	25	0
	2	0.503	0.339	17.806	86.97	0.593	2.778	16	0
	3	0.411	0.204	10.688	97.66	0.795	2.111	9	0.030
	4	0.197	0.040	2.122	99.78	0.957	0.886	4	0.473
	5	0.065	0.004	0.221	100.00	0.996	0.340	1	0.560
乡村经济发展环境	1	0.749	1.277	79.383	79.38	0.324	4.077	25	0
	2	0.434	0.232	14.406	93.79	0.738	1.563	16	0.080
	3	0.295	0.095	5.922	99.71	0.909	0.857	9	0.565
	4	0.062	0.004	0.242	99.95	0.995	0.093	4	0.984
	5	0.028	0.001	0.048	100.00	0.999	0.062	1	0.804
社会文化环境	1	0.743	1.235	63.924	63.92	0.251	6.708	20	0
	2	0.597	0.554	28.656	92.58	0.562	4.251	12	0
	3	0.328	0.121	6.257	98.84	0.873	1.882	6	0.087
	4	0.148	0.022	1.163	100.00	0.978			

典型相关结构(图2)说明,自然地理变量组中山区丘陵村落占比、地形起伏度、可灌溉耕地占比、多年平均降水量等指标通过典型变量 η_{11} 影响着基础设施、居住条件、产业经济等目标变量,各变量典型载荷分别达0.894、0.708、-0.798、0.776,其中可灌溉耕地占比的典型载荷系数与目标典型载荷的系数均为负值,只有该变量正向影响目标变量,表明地形起伏度较大县域山区与丘陵村落占比较高,交通及农业基础设施建设能力被削弱;农业机械化与科技化程度较低,乡村产业经济发展缓慢;居民家庭经济收入低下,制约了其居住条件的改善能力。可灌溉耕地比反映了乡村的水土资源匹配度,在水资源相对丰富的川区乡村聚落,较高的耕地产业效益推动着农业资源的空间合理配置、居住条件及耐用生活用品的改善。降水量负向影响基础设施、居住条件及产业经济发展,甘肃东南部的

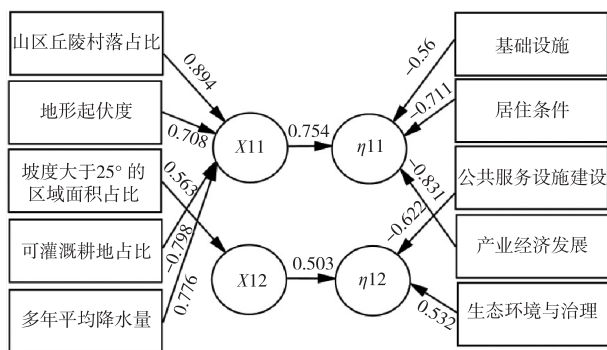
陇南地区降水量大,但受地形条件影响,可利用耕地资源有限,泥石流、滑坡自然灾害频发,农业经济发展受到制约;河西走廊降水稀少,但是由于拥有较好的灌溉农业,农民收入较高^[31]。

坡度大于25°占比的解释变量通过典型变量 η_{12} 影响着目标变量中的公共服务设施、生态环境与治理,与公共服务设施典型载荷系数的方向相反,与生态环境治理的典型载荷系数同向,说明坡度大于25°占比削弱了公共服务设施的建设能力与供给能力;尤其陇南地区地形起伏度大,境内形成了高山峻岭与峡谷、盆地相间的复杂地形,但是降水充沛,植被覆盖度较高,该结果也符合甘肃省实际现状。

3.2.2 乡村经济发展环境与人居环境质量的典型相关分析

以乡村经济发展环境作为控制变项,以人居环

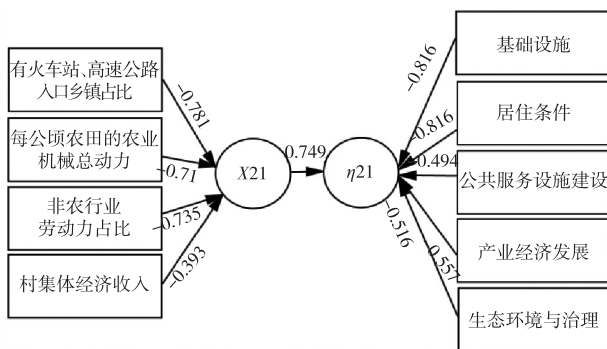
境质量为效标变项进行典型相关分析(图 3),共形成 5 对典型相关关系,但是仅有 1 对典型相关系数达到显著差异 ($P < 0.05$),相关系数为 0.749,特征值能解释的变异量达到 79.383%(表 2),表明乡村经济发展环境通过 1 个典型标量 η_{21} 影响着人居环境质量。控制变量中乡镇公共财政支出指标典型载荷低于 0.3,所有研究单元的人居环境质量受该指标的影响比较微弱,因此在典型相关结构图中也未呈现。图 3 表明,控制变量中所有解释指标均与典型变量 η_{21} 呈现正相关,解释变量指标对应典型载荷分别达到 -0.781、-0.71、-0.735、-0.393,解释变量正向影响着乡村人居环境质量,也表明交通便利的乡镇或乡村聚落拥有较好的交通区位,有利于乡村经济发展的生产资料、农业经济信息的输入及劳动力、农产品的输出,也为农业产业经济组织发展提供了前提。



数据为各变量典型载荷。

图 2 自然地理环境与人居环境的典型相关结构图

Fig. 2 The structure map of Canonical correlation analysis about physical geography environment and rural human settlements quality



数据为各变量典型载荷。

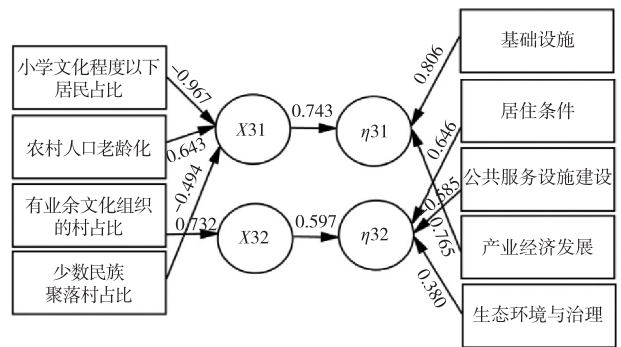
图 3 乡村经济发展环境与人居环境典型相关结构图

Fig. 3 The structure map of Canonical correlation analysis about rural economic development and rural human settlements quality

农业科技发展与农村农业现代化密切关联,农业机械化进程推进提高了农村人口劳动力的产出效率,为非农经营活动的开展提供了剩余劳动力,有力推动了乡村经济发展。集体经济解释变量的典型载荷为 -0.393,相比其他变量而言,该变量对于人居环境提升的正向影响程度也相对微弱,间接表明乡村集体经济发展相对缓慢,在乡村人居环境整治过程中并未明显发挥基础作用。

3.2.3 社会文化环境与人居环境质量的典型相关分析

典型相关分析结果(图 4)显示,共形成 4 对典型相关关系,前 2 对典型相关系数分别为 0.743、0.597,相关系数均达到显著差异 ($P < 0.001$),特征值解释累积变异量达到了 92.58%(表 2),说明社会文化环境透过 2 个典型变量影响人居环境质量。



数据为各变量典型载荷。

图 4 社会文化环境与人居环境典型相关结构图

Fig. 4 The structure map of Canonical correlation analysis about sociocultural environment and rural human settlements quality

典型变量 η_{31} 将基础设施、产业经济发展从目标变量中区分出来,社会文化控制变量组中与之相对应的解释变量主要是小学文化程度以下居民占比、农村人口老龄化、少数民族聚落村占比,对应的典型载荷分别为 -0.967、0.643、-0.494,说明典型变量 η_{31} 主要受该 3 个解释变量的影响,其中小学文化程度以下居民占比、少数民族聚落村占比解释变量负影响着农村地区的基础设施建设与产业经济发展,尤其是民族地区的乡村居民文化程度较低,直接制约着农业现代化的发展进程;非农经营活动参与度低下,传统农业生产遏制了家庭经济的多元化收入,影响了民族家庭的金融资本积累与居住条件的改善。人口老龄化指标的典型载荷 0.643,与典型变量 η_{31} 正相关,人口老龄化与基础设施、产业经济发展表现为正相关。产生原因可能

在于区位优势、交通便捷的乡村村落为农业经济的资源空间配置及产业经济的快速发展提供了更多的可能性;同时乡村青年劳动力非农经营活动参与性较强,人口流失问题不断凸显,导致乡村老龄化与“空心化”问题不断暴露。有业余文化组织的村占比与典型变量 η_{32} 正相关,业余文化活动举办是良好乡村邻里关系的体现,也是村落居民凝聚力增强的催化剂,居民更有可能参与到村容村貌整治、村落生态环境保护等公共事务中。

3.3 乡村人居环境质量的驱动因子分析

典型相关分析系数并不能直接判定各因子对人居环境总体质量的影响大小^[16],采用岭回归揭示乡村人居环境质量的驱动因子。根据岭迹图观察,当 k 处于 0.30 附近时各变量的岭迹趋于平稳,模型 R^2 值为 0.731; ANOVA 检验中 Sig. 值小于 0.05,拟合效果较好。岭回归结果(表 3)显示,自然地理环境维度中,仅有可灌溉耕地占比指标的回归系数大于 0,并通过了 5% 水平的显著性检验,系数绝对值达到最高(0.143),表明在自然地理环境维度中可灌溉耕地占比(水土资源)成为甘肃省乡村人居环境质量提升的关键驱动力。山区与丘陵村落占比回归系数为-0.134,并通过了 5% 水平的显著性检验,山区丘陵区的乡村聚落是甘肃省乡村人居环境质量提升的短板。其余指标回归系数均为负值但

并未通过显著性检验,表明地形、降水量指标相对微弱地制约着农村人居环境质量的改善。

乡村经济发展环境维度中,各指标回归系数均大于 0,每公顷农田的农业机械总动力(Sig. 值=0.533)、村集体经济收入(Sig. 值=0.781)指标的显著性水平较低,回归系数也最低,反映出该指标对乡村人居环境质量的整体正向贡献较弱。而有火车站、高速公路入口的乡镇占比、非农行业劳动力占比通过显著性检验,回归系数也较高,非农行业劳动力资源、交通区位优势会显著正向地促进乡村人居环境质量的提升。

社会文化环境维度的少数民族聚落村占比的岭回归系数小于 0,表明民族地区聚落成为未来乡村人居环境质量提升的短板,该区域聚落分布相对散落,交通连接度较低,基础设施建设薄弱成为未来关键解决的问题。小学文化以下的居民占比回归系数小于 0 并通过 1% 水平的显著性检验,表明乡村聚落居民的文化程度直接制约了非农经营活动的介入及现代农业科技的使用,制约着乡村产业经济与家庭经济收入,成为未来农村人居环境质量提升的关键障碍。相反,农村人口老龄化、有业余文化组织的村占比正向影响农村人居环境质量,但是农村人口老龄化因素影响性对微弱,而有业余文化组织的村占比影响达显著水平(Sig. 值=0.011)。

表 3 乡村人居环境质量关键驱动的岭回归估计

Table 3 Key driving analysis of rural human settlements quality using Ridge Regression

维度	影响指标	回归系数	t 值	Sig. 值	作用方向
自然因素	山区与丘陵村落占比	-0.134	-2.294	0.025*	-
	县域地形起伏度	-0.027	-0.488	0.627	-
	县域坡度大于 25° 面积占比	-0.033	-0.598	0.552	-
	可灌溉耕地占比	0.143	2.472	0.016*	+
	多年平均降水量	-0.074	-1.258	0.212	-
区域经济	有火车站、高速路入口的乡镇占比	0.169	2.907	0.005**	+
	每公顷农田农业机械总动力	0.035	0.626	0.533	+
	非农行业劳动力占比	0.151	2.577	0.012*	+
	村集体经济收入	0.016	0.279	0.781	+
社会文化	小学文化以下居民占比	-0.187	-3.369	0.001**	-
	农村人口老龄化	0.013	0.232	0.817	+
	有业余文化组织的村占比	0.150	2.596	0.011*	+
	少数民族聚落村占比	-0.011	-0.188	0.852	-

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。“+”为正向指标,“-”为负向指标。

4 讨论与结论

基于乡村人居环境质量的质量测度,利用典型相关分析方法探究了自然地理、乡村经济发展环境、社会文化环境对人居环境质量的内在作用机

理,采用岭回归模型识别了乡村人居环境质量的关键驱动,研究结论如下:

(1) 乡村人居环境质量基本呈现出由西北向东南降低的态势,较高水平的县域呈带状分布于河西走廊,低水平的县域以团状聚集于陇东、陇南及甘

南等地。维度层面上,居住条件、产业经济发展、生态环境与治理的空间分异特征大致与人居环境质量相同;公共服务设施维度却表现出中部高两端低的态势;具有低水平与较低水平基础设施的县域零散分布、范围较广。

(2)乡村人居环境质量受到自然地理、乡村经济发展、社会文化环境的交互影响,作用大小、方向存在明显差异。作用方向上,可灌溉耕地占比、有业余文化组织村占比、人口老龄化及乡村发展环境的表征指标均正向驱动乡村人居环境的质量发展,而其余指标表现出负向的约束作用。自然地理环境中地形特征直接影响着区域耕地资源数量及其有效利用,也会影响交通与农业生产基础设施的建设能力;地形条件直接影响着聚落布局形态、规模、密度等,进而影响到乡村公共服务的供给能力。乡村经济发展环境是乡村产业兴旺的坚实基础,与乡村人居环境治理的资金投入、农业科技化发展密切关联。社会文化环境是人与地交互作用的产物,影响着乡村居民的生产生活方式、人居环境治理的居民主动性及参与积极性。

(3)岭回归分析表明,可灌溉耕地占比、有火车站、高速路入口的乡镇占比、非农行业劳动力等因子对乡村人居环境质量表现出显著影响,正向驱动着乡村人居环境的有序发展;相反,山区与丘陵村落、文化程度水平低下的居民村落成为人居环境质量提升的短板。因此,现阶段乡村振兴战略实施过程中,甘肃省应继续加大高标准农田建设、田间灌溉与道路等配套设施完善,从而提升乡村的土地生产力与产出效益;通过土地流转推行来优化乡村土地资源配置方式,为乡村农业现代化发展做好铺垫。同时,接续加强交通基础服务设施建设,并连通县域间的大中型贸易市场、农机服务、仓储物流等平台,促进经济生产要素的流动,更好地实现县域间的联动发展,为产业经济发展营造健康环境。再者,乡村居民是人居环境质量提升的主要参与者,通过劳务技能培训拓宽就业机会、增加非农经营收入,通过科学种植技术推广提升居民种植技能与土地产出效益,从而为家庭居住条件的改善提供金融资本。

(4)乡村人居环境质量测度指标数据聚焦于村、镇尺度,相比省县域尺度的指标数据而言,能够更加客观、准确地刻画乡村人居环境的实际特征。采用岭回归实现乡村人居环境质量的驱动分析,避免变量数据集间的多重共线性,模型稳定性较高,预测结果更加符合实际意义。但是《甘肃省第二次

全省农业普查数据(2020)》更新至2016年,时间序列数据也存在断裂,因此采用截面数据测度某时段的乡村人居环境质量研究缺少了动态演化分析,测度的静态性与指标选择的偏颇性也客观存在,其将成为研究团队未来着力解决的重要问题。由于甘肃省乡村聚落的地域性特征鲜明,乡村人居环境质量的类型识别与关键驱动也将成为精准实施乡村人居环境治理的关键依据。同时,省域尺度的顶层制度设计、县域尺度的政策实施与空间资源配置、村落尺度的居民治理参与及满意度均会影响到乡村人居环境质量的提升,精确、全面刻画人居环境质量及治理路径的适宜选择更需要多尺度的融合研究。

参考文献:

- [1] 曾菊新,杨晴青,刘亚晶,等.国家重点生态功能区乡村人居环境演变及影响机制:以湖北省利川市为例[J].人文地理,2016,31(1):81-88.[ZENG Ju-xin, YANG Qing-qing, LIU Ya-jing, et al. Research on Evolution and Influential Mechanism for Rural Human Settlement in National Key Ecological Function Areas: A Case of Lichuan [J]. Human Geography, 2016, 31(1): 81-88.]
- [2] 任继周,方锡良.中国城乡二元结构的生成、发展与消亡的农业伦理学诠释[J].中国农史,2017,36(4):83-92.[REN Ji-zhou, FANG Xi-liang. Formation and Development of Urban-Rural Dualistic Structure and Interpretation of Agricultural Ethics in China [J]. Agricultural History of China, 2017, 36(4): 83-92.]
- [3] 白永秀,王颂吉.城乡发展一体化的实质及其实现路径[J].复旦学报(社会科学版),2013,55(4):149-156,171.[BAI Yong-xiu, WANG Song-ji. The Essence and Path of the Integration of Urban-Rural [J]. Fudan Journal (Social Sciences Edition), 2013, 55(4): 149-156, 171.]
- [4] 李伯华,曾菊新,胡娟.乡村人居环境研究进展与展望[J].地理与地理信息科学,2008,24(5):70-74.[LI Bo-hua, ZENG Ju-xin, HU Juan. Progress and Prospects on the Research of Rural Human Settlement Environment [J]. Geography and Geo-Information Science, 2008, 24(5): 70-74.]
- [5] QADEER M A. Rural Opolises: The Spatial Organisation and Residential Land Economy of High-Density Rural Regions in South Asia [J]. Urban Studies, 2000, 37(9): 1583-1603.
- [6] SAVCHENKO A, BORODINA T. Rural Architectural and Planning Forms as a Source of Diversity for Urban Environment (Case Study of Moscow) [J]. European Countryside, 2017, 9(3): 560-576.
- [7] SILBERMAN J A, REES P W. Reinventing Mountain Settlements: A GIS Model for Identifying Possible Ski Towns in the US Rocky Mountains [J]. Applied Geography, 2010, 30(1): 36-49.
- [8] 吴良镛.人居环境科学导论[M].北京:中国建筑工业出版社,2001:38.[WU Liang-yong. Introduction to Sciences of Human Settlements [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2001: 38.]

- [9] 朱媛媛,甘依霖,曾菊新,等.基于乡村振兴战略的人居文化环境质量演变驱动机制研究:以长江中游城市群为例[J].地理科学,2018,38(11):1855-1863.[ZHU Yuan-yuan,GAN Yi-lin,ZENG Ju-xin,et al.The Driving Mechanism of Human Cultural Environment Quality's Evolution Based on Rural Revitalization Strategy:A Case of Urban Agglomeration in the Middle Reaches of the Yangtze River[J].Scientia Geographica Sinica,2018,38(11):1855-1863.]
- [10] 颜梅艳,余斌,郭新伟,等.基于主客观比较视角的乡村人居环境建设适配性评价:以江汉平原公安县为例[J].地理科学进展,2021,40(11):1876-1887.[YAN Mei-yan,YU Bin,GUO Xin-wei,et al.Adaptability of Rural Human Settlements Construction Based on Subjective and Objective Comparison:A Case Study of Gong'an County on the Jianghan Plain[J].Progress in Geography,2021,40(11):1876-1887.]
- [11] 李伯华,刘沛林,窦银娣.乡村人居环境系统的自组织演化机理研究[J].经济地理,2014,34(9):130-136.[LI Bo-hua,LIU Pei-lin,DOU Yin-di.Analysis of Self-Organizing Evolution Mechanism of Rural Human Settlement System[J].Economic Geography,2014,34(9):130-136.]
- [12] 李陈,赵锐,汤庆园.基于分省数据的中国农村人居环境时空差异[J].生态学杂志,2019,38(5):1472-1481.[LI Chen,ZHAO Rui,TANG Qing-yuan.Spatial and Temporal Variation of Rural Human Settlements in China Based on Provincial Data[J].Chinese Journal of Ecology,2019,38(5):1472-1481.]
- [13] 杜岩,李世泰,秦伟山,等.基于乡村振兴战略的乡村人居环境质量评价与优化研究[J].中国农业资源与区划,2021,42(1):248-255.[DU Yan,LI Shi-tai,QIN Wei-shan,et al.Study on Evaluation and Optimization of Rural Human Settlement Environment Quality Based on Rural Revitalization Strategy[J].Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning,2021,42(1):248-255.]
- [14] 曾灿,李伯华,龚文静,等.聚落“双修”视角下传统村落人居环境转型发展研究:以江永县兰溪村为例[J].华中师范大学学报(自然科学版),2021,55(2):278-288.[ZENG Can,LI Bo-hua,GONG Wen-jing,et al.The Transformation and Development of the Traditional Village Human Settlement Environment from the Perspective of Settlement “Double Repair”:Taking Lanxi Village, Jiangyong County as an Example[J].Journal of Central China Normal University (Natural Sciences),2021,55(2):278-288.]
- [15] 王凯平,冯悦,张云路.改革开放后乡村人居环境发展历程、逻辑与展望[J].城市规划,2022,46(1):77-86.[WANG Kai-ping,FENG Yue,ZHANG Yun-lu.Development Process, Logic, and Prospect of Rural Human Settlements after Reform and opening-up[J].City Planning Review,2022,46(1):77-86.]
- [16] 杨兴柱,王群.皖南旅游区乡村人居环境质量评价及影响分析[J].地理学报,2013,68(6):851-867.[YANG Xing-zhu,WANG Qun.Evaluation of Rural Human Settlement Quality Difference and Its Driving Factors in Tourism Area of Southern Anhui Province[J].Acta Geographica Sinica,2013,68(6):851-867.]
- [17] 马军旗,乐章.乡村人居环境质量评价及其影响因素:基于2016年中国劳动力动态调查村居数据[J].湖南农业大学学报(社会科学版),2020,21(4):45-52,74.[MA Jun-qi,YUE Zhang.Quality Evaluation of Rural Human Settlements and Its Influencing Factors:Based on the Rural Settlement Data in CLDS (2016)[J].Journal of Hunan Agricultural University (Social Sciences),2020,21(4):45-52,74.]
- [18] 赵松乔.西北干旱区的自然条件和农业生产[J].干旱区资源与环境,1987,1(2):1-12.[ZHAO Song-qiao.Natural Conditions and Agricultural Productions in the Arid Region of NW China[J].Journal of Arid Land Resources & Environment,1987,1(2):1-12.]
- [19] 杨阳,马绎皓,赵鸿,等.甘肃省不同气候类型区土壤水分特性[J].水土保持学报,2021,35(5):213-220,226.[YANG Yang,MA Yi-hao,ZHAO Hong,et al.Soil Moisture Properties of Different Climate Types in Gansu Province[J].Journal of Soil and Water Conservation,2021,35(5):213-220,226.]
- [20] 马秋华.甘肃省农村扶贫绩效评价及推进策略研究[D].兰州:兰州财经大学,2019:20-23.[MA Qiu-hua.Research on Performance Evaluation and Promotion Strategy of Rural Poverty Alleviation in Gansu Province[D].Lanzhou:Lanzhou University of Finance and Economics,2019:20-23.]
- [21] 周文强,阙思思,曾德芳,等.基于典型相关分析的长江航运与水环境间关系的实证研究[J].长江流域资源与环境,2020,29(5):1183-1191.[ZHOU Wen-qiang,QUE Si-si,ZENG De-fang,et al.Empirical Study on the Relationship between Shipping and Water Environment of the Yangtze River Based on Canonical Correlation Analysis[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2020,29(5):1183-1191.]
- [22] 肖晔,赵林,乔路明,等.京津冀文化艺术产业空间格局演变及其影响因素[J].地理研究,2021,40(6):1768-1784.[XIAO Ye,ZHAO Lin,QIAO Lu-ming,et al.The Spatial Pattern Evolution and Influencing Factors of Cultural and Artistic Industries in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J].Geographical Research,2021,40(6):1768-1784.]
- [23] 游细斌,代启梅,郭昌晟.基于熵权TOPSIS模型的南方丘陵地区乡村人居环境评价:以赣州为例[J].山地学报,2017,35(6):899-907.[YOU Xi-bin,DAI Qi-mei,GUO Chang-sheng.Evaluation of Rural Human Settlement in Hill Area in Southern China Based on Entropy TOPSIS Model:A Case Study of Ganzhou[J].Mountain Research,2017,35(6):899-907.]
- [24] 唐宁,王成,杜相佐.重庆市乡村人居环境质量评价及其差异化优化调控[J].经济地理,2018,38(1):160-165,173.[TANG Ning,WANG Cheng,DU Xiang-zuo.Evaluation of Rural Human Settlements Quality and Its Differentiated Optimization in Chongqing Municipality[J].Economic Geography,2018,38(1):160-165,173.]
- [25] 李凯,刘涛,曹广忠.中国省区城镇化空间格局与驱动力演变[J].城市发展研究,2018,25(6):8-16.[LI Kai,LIU Tao,CAO Guang-zhong.The Spatial Pattern and Core Driving Force's Evolution of Urbanization on Provincial Scale in China[J].Urban Development Studies,2018,25(6):8-16.]
- [26] ZHOU G H,HE Y H,TANG C L,et al.Dynamic Mechanism and Present Situation of Rural Settlement Evolution in China[J].Journal of Geographical Sciences,2013,23(3):513-524.
- [27] 李伯华,刘沛林,窦银娣,等.景区边缘型乡村旅游地人居环境

- 演变特征及影响机制研究:以大南岳旅游圈为例[J].地理科学,2014,34(11):1353-1360.[LI Bo-hua, LIU Pei-lin, DOU Yin-di, *et al.* Evolution Characteristics and Influence Mechanism of Human Settlements in Rural Tourism Destinations of Edge Type of Scenic Spot: A Case Study of "Great Nanyue Tourism Circle"[J]. Scientia Geographica Sinica, 2014, 34(11): 1353-1360.]
- [28] 顾康康,刘雪侠.安徽省江淮地区县域农村人居环境质量评价及空间分异研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(5):385-392.[GU Kang-kang, LIU Xue-xia. Quality Assessment and Spatial Differentiation of Rural Human Settlements in the Counties in Jianghuai Region of Anhui[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(5): 385-392.]
- [29] 朱彬,张小林,尹旭.江苏省乡村人居环境质量评价及空间格局分析[J].经济地理,2015,35(3):138-144.[ZHU Bin, ZHANG Xiao-lin, YIN Xu. Evaluation of Rural Human Settlements Quality and Its Spatial Pattern in Jiangsu Province[J]. Economic Geography, 2015, 35(3): 138-144.]
- [30] 梁晨,李建平,李俊杰.基于“三生”功能的我国农村人居环境质量与经济发展协调度评价与优化[J].中国农业资源与区划,2021,42(10):19-30.[LIANG Chen, LI Jian-ping, LI Jun-jie. The Evaluation of the Quality of Rural Human Settlements and Its Coordination with Regional Economy in China Based on the Production-Living-Ecological Theory [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2021, 42(10): 19-30.]
- [31] 马利邦,李欢,豆浩健,等.甘肃省县域乡村生活质量空间分异特征及其影响因素[J].生态与农村环境学报,2020,36(10):1251-1259.[MA Li-bang, LI Huan, DOU Hao-jian, *et al.* Spatial Differentiation Characteristics of Influencing Factors of Quality of Rural Life in Gansu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(10): 1251-1259.]

作者简介:王小鹏(1984—),男,甘肃临洮人,讲师,研究方向为生态经济学。E-mail: wxpgzy@163.com

(责任编辑:陈 昕)

欢迎订阅 2023 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)、超星期刊域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 2022 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 100 页。全国各地邮局均可订阅,邮发代号 28-213,每期定价 26 元,全年定价 156 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(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.1673-4831.2021.0453

项清, 黄弘, 于欢, 等. 岷江上游流域分形地貌对农村居民点分布的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 1041-1050.

XIANG Qing, HUANG Hong, YU Huan, et al. Influence of Fractal Landform on the Distribution of Rural Residential Areas in the Upper Reaches of Minjiang River[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1041-1050.

岷江上游流域分形地貌对农村居民点分布的影响

项清^{1,2}, 黄弘³, 于欢¹, 阚琬珂^{2,3}①, 何杰³ (1. 成都理工大学地球科学学院, 四川成都 610059; 2. 青藏高原及其东缘人文地理研究中心, 四川成都 610059; 3. 成都理工大学旅游与城乡规划学院, 四川成都 610059)

摘要: 系统研究岷江上游流域地貌环境与农村居民点分布的关联性, 对理解青藏高原东缘人居生态单元的特征及安全模式具有重要意义。该研究基于计盒法计算了岷江上游流域在不同等级流域尺度的分形维数, 并结合核密度分析、空间聚类, 探讨了分维数与农村居民点的数量关系, 基于地理探测器揭示了流域地貌因子对农村居民点的影响特征及机制。研究表明: (1) 总体尺度上, 岷江上游流域分形地貌的幼年发育阶段促使了农村居民点整体的分布形态与分形地貌呈现正相关的叶状分支特征。支流和小流域尺度上, 农村居民点密度分布、民族特征与流域地貌发育均具有一致性。(2) 沟壑密度是影响农村居民点分布的主要因素, 其次是海拔。同时沟壑密度 \cap 海拔产生了显著的双因子增强效应。沟壑密度、海拔和坡长对农村居民点分布的影响具有显著的区间差异。(3) 岷江上游流域地貌发育所形成的生产资源、自然灾害和景观特征, 通过与农村居民点生产、生活以及居民的心理需求相耦合, 从而影响农村居民点选址、迁移、消亡和扩张, 形成了流域自然环境影响农村居民点分布的内在机制。

关键词: 岷江上游; 分形维数; 农村居民点; 地理探测器

中图分类号: X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1041-10

Influence of Fractal Landform on the Distribution of Rural Residential Areas in the Upper Reaches of Minjiang River. XIANG Qing^{1,2}, HUANG Hong³, YU Huan¹, KAN Ai-ke^{2,3}①, HE Jie³ (1. College of Earth Science, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 2. College of Tourism and Urban-Rural Planning, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 3. Research Center for Human Geography of Tibetan Plateau and Its Eastern Slope, Key Research Base of Humanities and Social Sciences of Colleges in Sichuan Province, Chengdu 610059, China)

Abstract: Systematic study on the relationship between geomorphological environment and rural residential distribution in the upper reaches of Minjiang River is of great significance for understanding the characteristics and safety mode of human settlement ecological units in the eastern margin of Qinghai-Tibet Plateau. In this study, the fractal dimensions of the upper reaches of Minjiang River at different scales were calculated based on box counting method, and the quantitative relationship between fractal dimensions and rural residential areas was discussed by combining kernel density analysis and spatial clustering. Finally, based on geographic detectors, the influence characteristics and mechanism of watershed geomorphological factors on rural residential areas were revealed. The results show that: (1) On the overall scale, the juvenile development stage of fractal landform in the upper reaches of Minjiang River promotes the overall distribution form of rural residential areas and fractal landform to show positive correlation with leaf-like branching characteristics. On the scale of tributaries and small watersheds, the density distribution of rural residential areas, ethnic characteristics and watershed geomorphology development are consistent. (2) Gully density is the main factor affecting the distribution of rural residential areas, followed by elevation. At the same time, the gully density \cap elevation has a significant two-factor enhancement effect. The effects of gully density, elevation and slope length on the distribution of rural residential areas have significant interval differences. (3) The production resources, natural disasters and landscape characteristics formed by the geomorphological development of the upper reaches of Minjiang River affect the site selection, migration, extinction and expansion of rural residential areas through coupling with the production, life and psychological needs of rural residential areas, and form the

收稿日期: 2021-07-20

基金项目: 国家自然科学基金(U21A200987); 四川省高等学校人文社会科学重点研究基地项目(RWDL2021-YB004)

① 通信作者 E-mail: kanaike@cdut.edu.cn

internal mechanism of the natural environment affecting the distribution of rural residential areas.

Key words: upper reaches of Minjiang River; fractal dimension; rural settlements; geographic detector

流域地貌是地貌类型中的重要一类,流域地貌的形成主要是地表流水在流动过程中侵蚀地面,形成各种形态的侵蚀河谷,同时又将被侵蚀的物质沿途堆积,形成各类堆积地貌^[1]。农村居民点作为乡村聚落的主要形态和重要人文景观,其空间分布状况是人地之间关系演变规律的一种重要表现形式^[2]。地貌形态要素对于农村居民点的布局具有基础性影响,而流域地貌区聚落分布与其特殊的流水冲刷地貌也密切相关^[3]。掌握流域地貌形态影响下的农村居民点布局规律,对流域尺度下的农村居民点整理规划和乡村振兴具有重要的指导意义。

目前国内外学者对农村居民点分布与地貌环境的关系做了大量研究,研究区域涉及丘陵区、平原地区、喀斯特槽谷区、山区等。如焦贝贝等^[4]对黄土高原低山丘陵区农村居民点分布与地形因子关系进行了研究。李珊珊等^[5]以秦巴山区为例,分析了高程、坡度、地形起伏度、河流 4 个因子对农村居民点分布格局的影响。另外,现有研究多选择网格法、景观格局指数、GIS 空间分析等方法。如徐羽等^[6]利用网格法刻画了江西省农村居民点的时空特征,并用地理探测器测度了地形地貌对农村居民点分布的影响。姜转芳等^[7]基于 GIS 分析得出甘肃河西地区的居民点集中分布在海拔 1 200~2 400 m、坡度<5°的走廊平原和盆地以及坡度较小的缓坡地。综合当前已有研究发现,当前在流域尺度下对流域地貌与农村居民点分布关联性的研究成果较少,并且已有研究大多分析农村居民点随着各地形因子等级的增加而变化的规律,较少定量分析比较各类地形因子对农村居民点分布的相关性强度大小。根据分形地貌学理论,分形维数能够解释水系结构的拓扑关系,并揭示流域地貌侵蚀发育阶段和规律^[8]。因此,通过以分形维数作为特征值来表征内外营力作用下流域地貌形态,并通过地理探测器进一步分析地形因子对农村居民点的影响特征,则可在宏观层面和中微观层面上定量计算流域地貌形态与农村居民点分布的关联性。

岷江上游流域由于岷江水系长期的深切割作用,在低海拔区域形成以“V”型河谷为主要特点的流域地貌特征^[9]。同时青藏高原东缘的隆升加强了岷江水系主河道及其支流的侵蚀作用,进一步形成沟谷纵横的河流侵蚀地貌^[10-11]。另外,沿岷江及其支流河谷地带为研究区人口密集区,且自然灾害

发生率较高^[12-13]。研究该地区农村居民点空间分布与流域自然环境的空间关联性,有利于探索青藏高原东缘农村人居生态单元的特征及模式,对地区农村居民点布局安全优化具有一定意义。因此根据分形理论,通过水系分维数来描述岷江上游流域地貌形态,计算岷江上游流域地貌环境与农村居民点分布的数量关系,并基于地理探测器进一步探究流域地貌各地形因子与农村居民点分布的相关性,揭示流域地貌环境对农村居民点分布的影响机制,以期为实现多民族聚居山区乡村振兴的可持续发展提供一定的参考。

1 研究区概况

岷江上游地处四川盆地丘陵山地向川西北高原的过渡地带,属青藏高原东缘高山峡谷区。流域平均海拔 3 440 m,流域干流全长 337 km,流域面积约为 2.12 万 km²(图 1)。

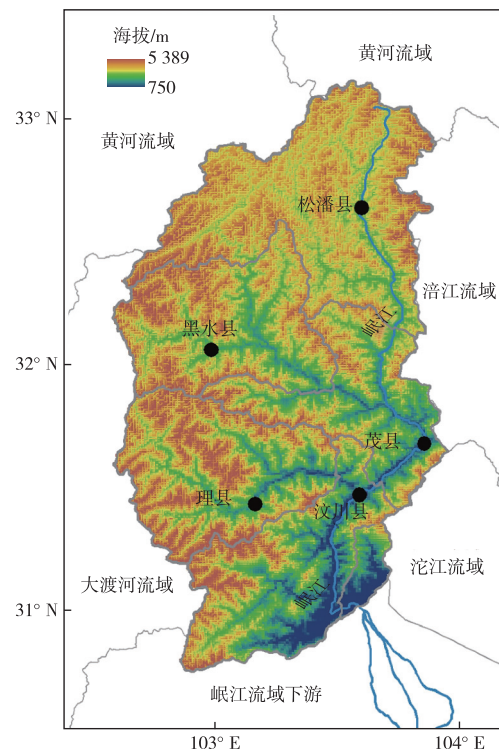


图 1 研究区位及范围

Fig. 1 Location and scope of the study area

流域范围包括四川省的汶川、理县、黑水、茂县、松潘 5 个县。岷江上游地区自古以来民族迁移频繁,被称为“民族迁移走廊”。在多民族不断迁徙

与融合中,最终形成羌-藏-汉-回多民族聚居区。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与预处理

研究采用 30 m 空间分辨率的数字高程模型 (DEM),数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云镜像网站 (<http://www.gscloud.cn/>)。青藏高原边界数据来源于国家青藏高原科学数据中心 (<http://data.tpdac.ac.cn/>)。1 : 250 000 居民点数据、行政区界线和道路等数据来源于国家基础地理信息中心 (<http://www.ngcc.cn/>),时间为 2017 年。主要对数据进行如下预处理:

(1) 由于国家基础地理信息中心下载的数据是分幅下载,空间存储单元为 $15'(\text{经差}) \times 10'(\text{纬差})$,因此通过 `arcpy` 工具包按照研究区范围对数据进行合并裁剪。

(2) 对 DEM 数据进行预处理,通过模拟地表径流在地表的流动来产生水系,并采用 Strahler 河网分级方法确定沟道等级,同时以分水岭为界将岷江上游流域沟道水系划分为 8 个二级支流流域和 97 个小流域。

2.2 研究方法

2.2.1 分形维数计算

提取水系后采取盒维数法测算分形维数。对于测度为 r 的方格网,假定测量对象占据的边长 r 的网格数(非空网格数)为 N_r 。那么,测量对象与测度之间服从负幂律关系。

$$N_r \propto r^{-d} \quad (1)$$

对式(1)取对数可得:

$$\lg N_r = -d \lg r + c \quad (2)$$

式(1)~(2)中, d 为标度指数; c 为常数。如果测度 r 与非空盒子数 N_r 在双对数坐标轴上呈线性关系,则该物体满足分形规律。对 r 与 N_r 采取最小二乘法进行线性回归,回归直线斜率 D 的绝对值则为该物体的分形维数^[14]。

$$D = -\lim_{r \rightarrow 0} \frac{\ln N_r}{\ln r} \quad (3)$$

2.2.2 农村居民点分布影响因素探测

运用地理探测器分析农村居民点分布与与驱动因子之间的空间关联关系。地理探测器主要由风险探测、因子探测、生态探测和交互探测组成。模型的公式表达如下:

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2} \sum_{i=1}^L N_i \sigma_i^2 \quad (4)$$

式(4)中, q 为某指标的空间异质性, $q \in [0, 1]$; N

为研究区全部样本数; σ^2 为指标的方差; i 为分区, $i = 1, 2, \dots, L$; L 为分区数目。 q 的大小反映了空间分异的程度, q 值越大,表示空间分层异质性越强,反之则空间分布的随机性越强。当 $q = 0$ 时,指示研究对象不存在空间异质性;当 $q = 1$ 时,指示完美的空间异质性^[15]。

3 结果分析

3.1 流域分形地貌与农村居民点分布关联特征

已有研究表明,按照计盒法进行水系分维数计算时,计算结果会受到网格边长 r 的变化倍数影响。当 r 变化倍数大于 2 时出现计算波动,当变化倍数小于 1.4 时,计算值则非常稳定。因此,为了保证计算的可靠性,网格的变化倍数取 1.2。将 200 m 作为网格边长 r 的基数,以 1.2 作为网格边长的变化倍数,获取 20 组 r 与 N_r 的数列。

通过 $\ln N_r$ 与 $\ln r$ 双对数线性关系拟合回归结果来看,两者相关系数达 0.98 ($P < 0.005$),相关性显著。进一步利用相关系数来确定相应的无标度区间(分形维数有意义且相关程度最好的区间),发现网格边长 r 在 200~3 698 m 时,岷江上游总体水系形态特征具有分形性质。由图 2 可知,拟合方程为 $\ln N_r = -1.229 \ln r + 17.712$,回归线斜率为 -1.222 9,即水系分形维数 D 为 1.222 9。已有研究证明,水系分维值高低表征地貌发育状况,当 $D \leq 1.6$ 时,流域地貌处于侵蚀发育阶段的幼年期,因此岷江上游流域地貌总体上处于侵蚀发育阶段的幼年期。该阶段主要表现为水系尚未充分发育,河网密度小,河流深切侵蚀剧烈,河谷多呈“V”形。核密度分析结果显示,研究区农村居民点分布呈现狭长带状分布。这种分布形态与“V”形河谷谷坡陡峭,河谷狭窄具有直接关系,由于河谷狭窄,河道几乎占据整个河谷,居民点只能集聚分布于高等级河道两侧的谷坡上。由图 3 可知,岷江上游流域农村居民点整体的分布形态与分形地貌呈现正相关的叶状分支特征。

岷江上游流域主要有鱼子溪、杂谷脑河、黑水河、大姓沟、寿溪 5 大支流。同时根据岷江主干道与断层的相对位置,将岷江上游主干道分为 3 段。对 8 个二级支流流域分形维数进行计算,相关系数均在 0.98 以上,满足相关性检验,说明无标度区间的选择在各二级支流流域尺度也具备较好的标度不变性,不同区域在尺度上皆存在良好的分形特征。8 个二级支流流域的横向比较中,分维值由大到小依次为干流流域上游 ($\ln N_r = -1.266 6$

$\ln r + 15.503$)、干流流域下游 ($\ln N_r = -1.2656 \ln r + 15.638$)、寿溪流域 ($\ln N_r = -1.2571 \ln r + 14.571$)、大兴沟流域 ($\ln N_r = -1.2519 \ln r + 15.871$)、干流流域中游 ($\ln N_r = -1.2278 \ln r + 15.520$)、渔子溪流域 ($\ln N_r = -1.2209 \ln r + 15.086$)、杂谷脑流域 ($\ln N_r = -1.2196 \ln r + 15.946$) 和黑水河流域 ($\ln N_r = -1.1971 \ln r + 16.199$)。

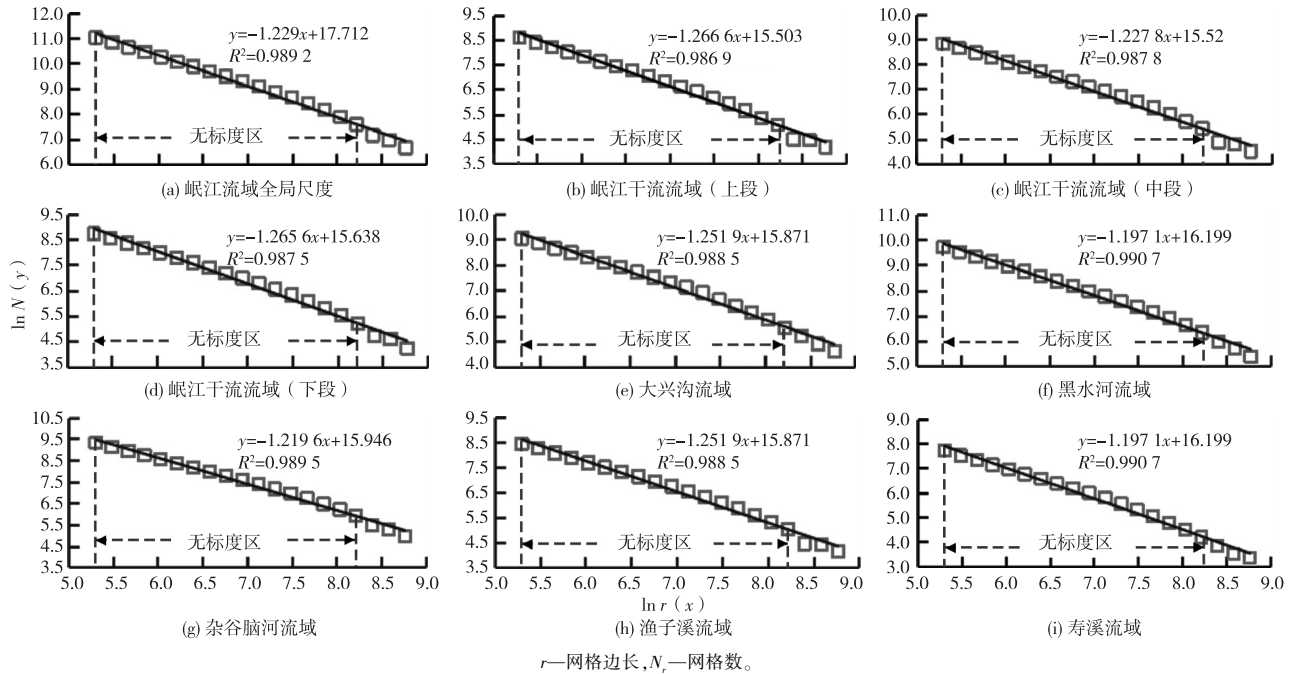


图 2 流域水系 $\ln N_r - \ln r$ 双对数散点关系图

Fig. 2 Double logarithm scatter diagram of $\ln N_r - \ln r$ in drainage system

结合流域地貌来看,岷江上游主干河道流向自北向南,河谷深切,支流在干流的西侧发育,这些支流向高原腹地溯源侵蚀,形成了沟谷纵横的山地侵蚀地貌。各支流发育有明显的不平衡差异。岷江上游自北向南分布的大姓沟、黑水河、杂谷脑河、鱼子溪、寿溪这 5 条支流水表切割逐渐加剧,而各支流流域尺度的分形维数也反映了这一特点,基本呈现自北向南逐渐增大的趋势。如表 1 所示,总体上分形值较高的干流流域、寿溪流域农村居民点分布也较集中。同时岷江上游流域河谷与山脊之间相对高差达 3 000 m 以上,流域地貌的垂直差异也影响了农村居民点的民族类型。从各支流流域的农村居民点分布来看,614 个藏族农村居民点主要分布在干流流域上段、大兴沟流域、黑水河流域、杂谷脑河流域、渔子溪流域的高半山地区带 (>2 000 ~ 3 000 m);307 个羌族农村居民点主要分布在干流流域中段、下段以及黑水河流域、杂谷脑河流域的低半山地区带 (>1 200 ~ 2 000 m);16 个回族农村居民点分布在干流流域上段且嵌于藏族农村居民点内部;96 个汉族农村居民点主要分布在干流流域下段的河谷地带。

从 97 个小流域尺度流域的分形维数来看,地貌分形维数大约处于 0.86 ~ 1.11 的区间,偏态系数为 -0.42,峰度系数为 3.31。按照自然断点法对 97 个小流域尺度的分形维数进行分类,其中分形维数为 0.86 ~ 0.95 的小流域尺度 23 个,分布有 156 个农村居民点,平均每个单元分布 7 个农村居民点;分形维数为 >0.95 ~ 1.01 的小流域尺度 45 个,分布有 447 个农村居民点,平均每个流域单元分布 10 个农村居民点;分形维数为 >1.01 ~ 1.11 的小流域尺度 31 个,分布有 430 个农村居民点,平均每个流域单元分布 14 个农村居民点。因此从不同梯度流域分形维数的分级来看,呈现出流域分形维数区间越高,分布的农村居民点数量越多的特点。以居民点空间坐标为对象,提取每个农村居民点所在的小流域尺度单元水系分形维数,利用空间聚类分析进一步判断小流域尺度上城乡居民点分布对流域地貌环境发育的响应规律。从空间聚类的结果来看,聚类模式为高分形维数-高密度 (H-H) 的城乡居民点最多,数量为 211 个,占 4 种聚类模式的 51%;其次是低分形维数-低密度 (L-L) 聚类模式,数量为 165 个,占比为 40%;水系分形维数与农村居民点密度

分布同效应的 H-H 和 L-L 模式总占比 91%；L-H 和 H-L 聚类模式的城乡居民点较少，占比分别为

2% 和 7%。这也表明在小流域尺度上流域分形维数与城乡居民点分布呈正相关。

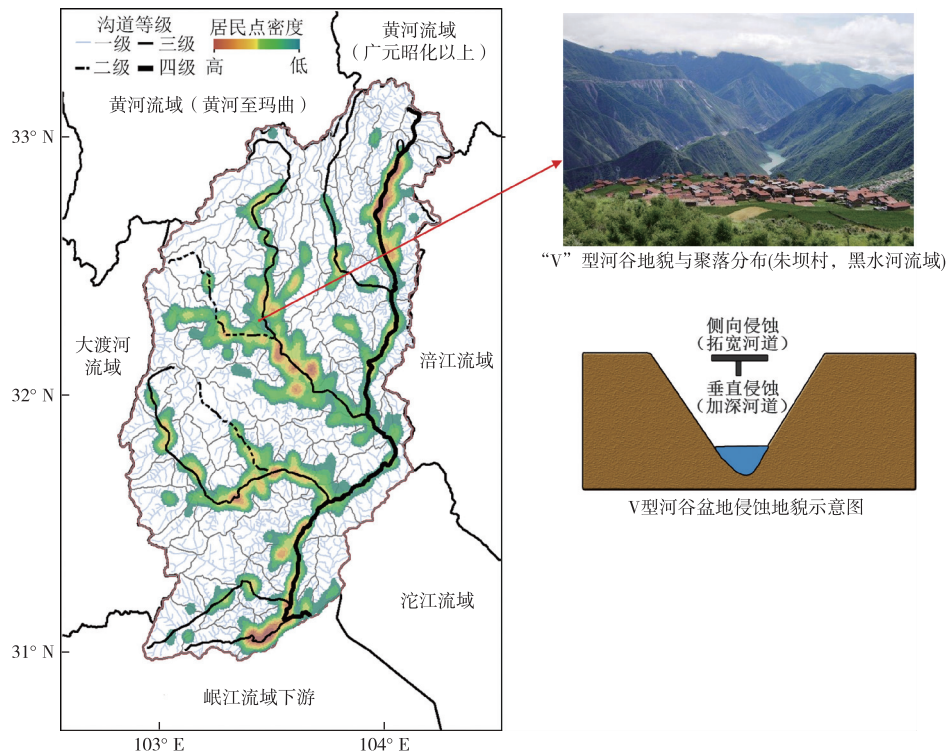


图 3 全局流域尺度内农村居民点核密度分析

Fig. 3 Nuclear density analysis of rural settlements in global watershed scale

表 1 支流流域尺度农村居民点分布特征

Table 1 Distribution characteristics of rural settlements in tributary watershed scale

排序	流域名称	分形维数	流域面积/ km ²	村落密度/ (个·km ⁻²)	村落数量	藏族村落 占比/%	羌族村落 占比/%	汉族村落 占比/%	回族村落 占比/%
1	干流域(上)	1.266 6	17.72	6.83	121	86.78	0	0	13.22
2	干流域(下)	1.265 6	19.73	6.03	119	50.42	49.58	0	0
3	寿溪流域	1.257 1	5.98	9.87	59	44.07	0	55.93	0
4	大兴沟流域	1.251 9	26.89	1.90	51	100	0	0	0
5	干流域(中)	1.227 8	24.84	4.39	109	1.83	98.17	0	0
6	渔子溪流域	1.220 9	17.35	2.25	39	92.31	0	7.69	0
7	杂谷脑河流域	1.219 6	45.39	4.47	203	68.97	31.03	0	0
8	黑水河流域	1.197 1	71.72	4.63	332	77.41	22.59	0	0

3.2 流域地貌因子对农村居民点分布的影响

岷江上游流域水系分形维数反映了流域地貌侵蚀发育阶段,并通过水系分形维数与农村居民点的数量关系定量揭示了流域地貌发育与农村居民点分布的空间关联性。为进一步探索流域地貌形态对农村居民点分布的影响特征,以小流域单元中的居民点密度值变化为因变量,从流域侵蚀地貌有关的微观坡面因子中选取坡度、坡长、坡度变率、剖面曲率,从宏观坡面因子中选取地表粗糙度、地形起伏度、地表切割深度以及沟壑密度、海拔等作为

自变量。以上指标均以小流域尺度单元进行统计,分别计算小流域内海拔、坡度、坡度变率、剖面曲率、地表粗糙度、地形起伏度、地表切割深度的均值,以及坡长和沟壑密度。如图 4~8 所示,采用自然断点法将指标因素的值划分为 5 类,并叠加每个小流域单元内农村居民点的空间分布情况。

获取数据后,基于 R 语言的 GD 包从因子探测、风险探测、交互探测 3 个方面对影响因素进行分析^[16]。其中因子探测器计算各地形地貌环境因子的 PD 值排序;风险探测器用来计算某个地形地貌

因子不同分类范围农村居民点分布的差异性。交互作用探测器通过对比单个指示因子 PD 值与双因子 PD 值,判断指示因子之间是独立还是交互作用,以及其交互表现为协同还是抑制作用。

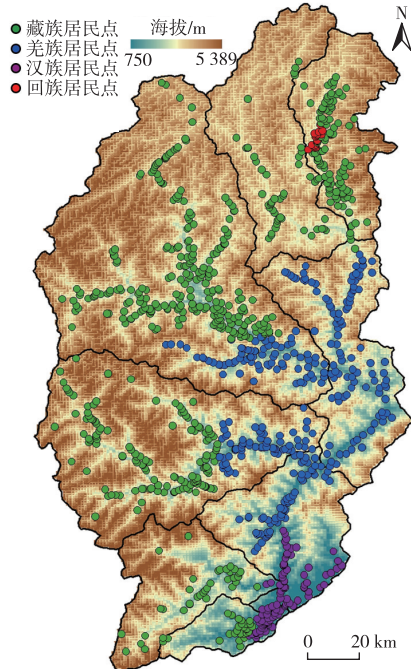


图4 支流流域尺度农村居民点民族特征分布
Fig. 4 Distribution of ethnic characteristics of rural settlements in tributary basin scale

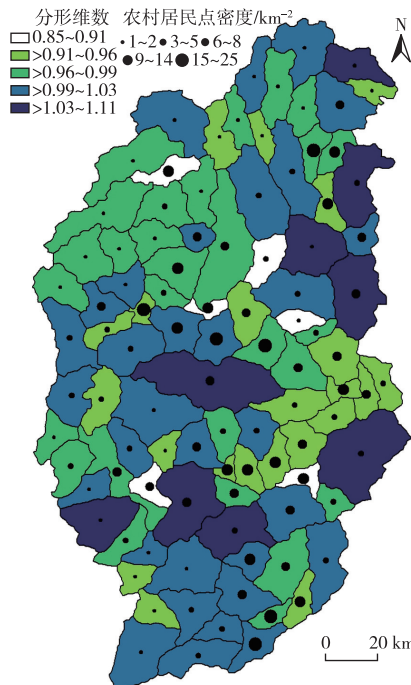


图5 小流域水系分形维数与农村居民点密度
Fig. 5 Fractal dimension of water system and distribution of rural residential areas in small watershed

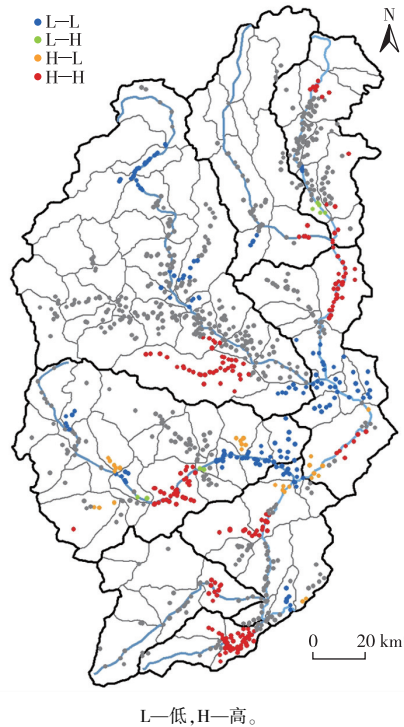


图6 农村居民点-水系分维空间聚类分析
Fig. 6 Fractal dimension spatial cluster analysis of rural residential area and water system

通过地理探测器的分异及因子探测器模块,评估岷江上游流域地形地貌因子与农村居民点空间分布的相关性(q 值)。如图8所示,沟壑密度(0.397)>海拔(0.365)>地形起伏度(0.289)>地表切割深度(0.286)>剖面曲率(0.224)>坡度(0.22)>坡长(0.219)>地表粗糙度(0.216)>坡度变率(0.214)。由此可知,岷江上游流域沟壑密度与农村居民点分布的相关性最强,其次是海拔高程。其余因子中,地形起伏度与地表切割深度较为接近且高于其他因子。剖面曲率、坡度、坡长、地表粗糙度、坡度变率等地形因子相关性较为接近。

通过风险探测模块揭示在不同分级区间各因子对农村居民点分布的显著性差异。以 q 值最高的沟壑密度(X_9)来看,在 $0.633 \sim 0.764 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ 的沟壑密度区间内对农村居民点分布解释力最强,当沟壑密度处于最低值区间时,其对农村居民点分布的解释力明显减少。海拔在 $750 \sim 1390 \text{ m}$ 的区间内对农村居民点分布的解释力最高,表明分布在干旱河谷区的汉族农村居民点对海拔的敏感性更高。另外坡长因子对农村居民点分布的解释主要集中在坡长高值区间内。坡度、剖面曲率、地表粗糙度、地形起伏度、地表切割深度、坡度变率等因子各区间间的解释能力也具有一定差异,但总体上差异较小。

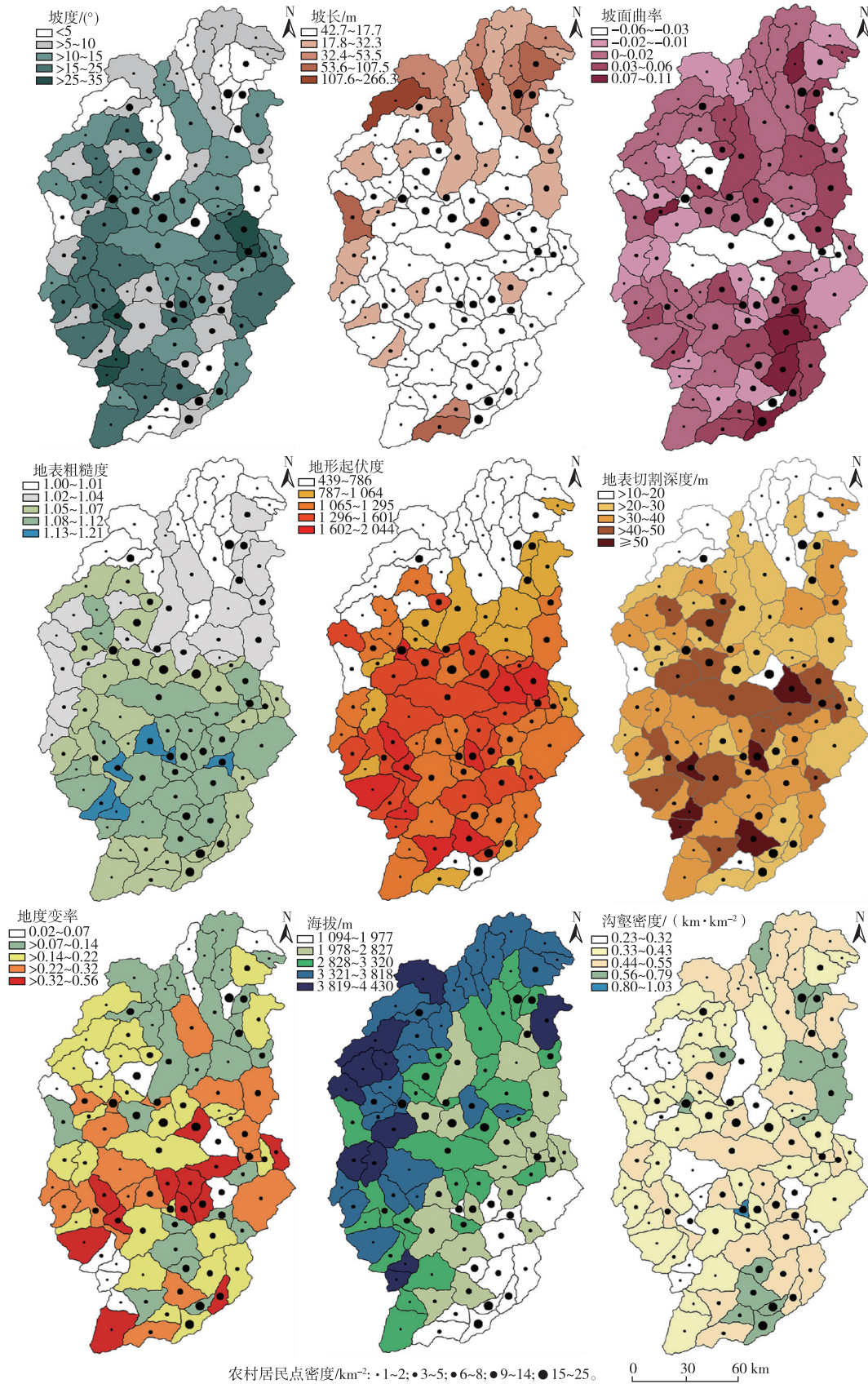
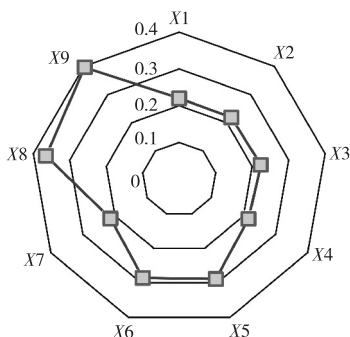


图 7 岷江上游流域农村居民点密度与影响因素分布

Fig. 7 Distribution of rural residential density and influencing factors in the upper reaches of Minjiang River



X1—坡度, X2—坡长, X3—剖面曲率, X4—地表粗糙度, X5—地形起伏度, X6—地表切割深度, X7—坡度变率, X8—海拔, X9—沟壑密度。

图 8 岷江上游农村分布影响因素的因子探测结果
Fig. 8 Detection results of influencing factors of rural distribution in the upper reaches of Minjiang River

通过地理探测器的交互作用探测模块得出,各影响因子两两之间均存在双因子增加效应,且多数因子之间交互作用后具有非线性增强效应(表 2)。其中相关性最强的交互作用影响因子是沟壑密度∩海拔(0.744),其次是沟壑密度∩地形起伏度(0.716)、沟壑密度∩地表切割深度(0.685)、海拔∩地表切割深度(0.663)、沟壑密度∩坡度变率(0.663)。其中海拔与任意因子结合的交互作用强度均高于单项作用强度之和。而沟壑密度与任意因子的交互作用强度在所有交互结果中处于较高水平。结合因子探测器和交互作用探测器的结果,表明岷江上游农村居民点的分布受地表切割深度、地形起伏度、坡度变率、沟壑密度等地表侵蚀度指标与海拔的影响较大。

表 2 岷江上游农村分布影响因素交互探测结果

Table 2 Interactive detection results of influencing factors of rural distribution in the upper reaches of Minjiang River

$A \cap B = C$	$A+B$	比较	$A \cap B = C$	$A+B$	比较
$X_2 \cap X_1 = 0.532$	$0.219+0.220=0.439$	$C>A+B$	$X_7 \cap X_4 = 0.447$	$0.214+0.216=0.430$	$C>A+B$
$X_3 \cap X_1 = 0.479$	$0.224+0.220=0.444$	$C>A+B$	$X_7 \cap X_5 = 0.541$	$0.214+0.289=0.503$	$C>A+B$
$X_3 \cap X_2 = 0.462$	$0.224+0.219=0.443$	$C>A+B$	$X_7 \cap X_6 = 0.425$	$0.214+0.286=0.500$	$C>Max(A, B)$
$X_4 \cap X_1 = 0.422$	$0.216+0.220=0.436$	$C>Max(A, B)$	$X_8 \cap X_1 = 0.604$	$0.365+0.220=0.585$	$C>A+B$
$X_4 \cap X_2 = 0.486$	$0.216+0.219=0.435$	$C>A+B$	$X_8 \cap X_2 = 0.600$	$0.365+0.219=0.584$	$C>A+B$
$X_4 \cap X_3 = 0.460$	$0.216+0.224=0.44$	$C>A+B$	$X_8 \cap X_3 = 0.627$	$0.365+0.224=0.589$	$C>A+B$
$X_5 \cap X_1 = 0.501$	$0.289+0.220=0.509$	$C>Max(A, B)$	$X_8 \cap X_4 = 0.584$	$0.365+0.216=0.581$	$C>A+B$
$X_5 \cap X_2 = 0.562$	$0.289+0.219=0.508$	$C>A+B$	$X_8 \cap X_5 = 0.661$	$0.365+0.289=0.654$	$C>A+B$
$X_5 \cap X_3 = 0.515$	$0.289+0.224=0.513$	$C>A+B$	$X_8 \cap X_6 = 0.663$	$0.365+0.286=0.651$	$C>A+B$
$X_5 \cap X_4 = 0.506$	$0.289+0.216=0.505$	$C>Max(A, B)$	$X_8 \cap X_7 = 0.605$	$0.365+0.214=0.579$	$C>A+B$
$X_6 \cap X_1 = 0.499$	$0.286+0.220=0.506$	$C>Max(A, B)$	$X_9 \cap X_1 = 0.641$	$0.397+0.220=0.617$	$C>A+B$
$X_6 \cap X_2 = 0.566$	$0.286+0.219=0.505$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_2 = 0.629$	$0.397+0.219=0.616$	$C>A+B$
$X_6 \cap X_3 = 0.526$	$0.286+0.224=0.510$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_3 = 0.650$	$0.397+0.224=0.621$	$C>A+B$
$X_6 \cap X_4 = 0.509$	$0.286+0.216=0.502$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_4 = 0.634$	$0.397+0.216=0.613$	$C>A+B$
$X_6 \cap X_5 = 0.524$	$0.286+0.289=0.575$	$C>Max(A, B)$	$X_9 \cap X_5 = 0.716$	$0.397+0.289=0.686$	$C>A+B$
$X_7 \cap X_1 = 0.457$	$0.214+0.220=0.434$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_6 = 0.685$	$0.397+0.286=0.683$	$C>A+B$
$X_7 \cap X_2 = 0.454$	$0.214+0.219=0.433$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_7 = 0.663$	$0.397+0.214=0.611$	$C>A+B$
$X_7 \cap X_3 = 0.463$	$0.214+0.224=0.438$	$C>A+B$	$X_9 \cap X_8 = 0.744$	$0.397+0.365=0.762$	$C>Max(A, B)$

X_1 为坡度, X_2 为坡长, X_3 为剖面曲率, X_4 为地表粗糙度, X_5 为地形起伏度, X_6 为地表切割深度, X_7 为坡度变率, X_8 为海拔, X_9 为沟壑密度。
 $Max(A, B)$ 表示 A 或 B 的最大值。

4 讨论

从对岷江上游流域总体尺度、支流和小流域尺度上水系分形维数与农村居民点数量关系的研究结果来看,无论是总体尺度上农村居民点的分布形态与岷江上游流域地貌处于侵蚀发育阶段幼年期的地貌特征相吻合,还是支流和小流域尺度上农村居民点密度分布、民族特征与侵蚀地貌差异的紧密联系,均显示农村居民点与流域地貌发育具有重要的关联性(图 9)。这主要是由于流域地貌发育特征所提供的生产资源、产生的自然灾害以及形成的景观特征也具有明显差异,这与农村居民点生产、生活以及居民的心理需求相耦合,从而影响农村居民点选址、迁移、消亡和扩张,形成了流域地貌环境影响农村居民点分布的内在机制。

流域地貌发育阶段性特征决定了区域可开发的土地资源、交通条件以及水利等农村居民点必需的生产生活要素,如发育相对成熟的沟道才能产生面积较大的平坦河谷地,从而为居民点扩张提供实体空间。而发育处于相对初级阶段的流域由于河谷狭窄,沟谷深切,可利用的土地资源相对稀少,导致农村居民点土地生产力低,从而使得居民点规模

难以扩大。同时较大河流冲刷形成的河谷地上延伸出二级沟道,在二级沟道上又延伸出支毛沟,而交通道路往往沿河流布局,在河流等级网络的基础上形成了岷江上游流域的交通道路系统^[17],从而使得沿河流沟道布局的农村居民点具有不同的交通和水利条件。这也一定程度上解释了地理探测器探测结果中农村居民点对沟壑密度较为敏感的现象。

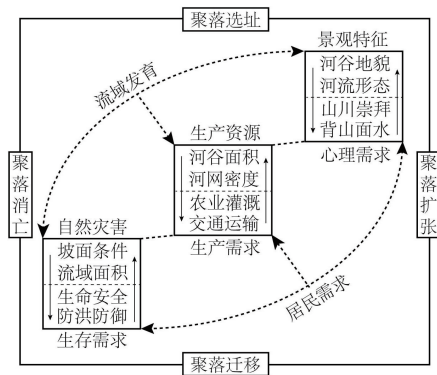


图9 河谷地貌发育对农村居民点分布的影响机制

Fig. 9 Impact mechanism of watershed geomorphology development on rural residential area distribution

另外在地理探测器的探测结果中,坡度、地表切割深度等表征地表侵蚀程度的因子对农村居民点分布的影响较强,这与沟谷发育阶段性特征所产生的自然灾害有很大关系。以泥石流为例,在河谷地貌发育的初级阶段,流水侵蚀作用强烈,沟道长度较短,山坡坡度和沟床纵比降较大,这些特征都成为泥石流灾害发生的条件。但随着沟谷发育逐渐成熟,其相对切割程度和沟床纵比降也随之降低,而沟道长度的增加使得固体物质的移动距离也将增大,这些均不利于泥石流的发生,泥石流活动将逐渐趋于衰退甚至停止^[14]。总的来说,发育成熟的沟道相对稳定,发生滑坡、水土流失、坍塌、泥石流等自然灾害的几率较低,为居民点发展提供了相对安全的外部条件,而发育不成熟的沟道由于自然灾害原因易导致农村居民点迁移和消亡。

岷江上游流域的农村居民点是由汉族、藏族、回族、羌族等多个民族选址聚居而形成。在聚落选址时,由于不同民族具有明显的环境心理需求倾向,居民点会在不同的地貌环境进行选址。如藏族农村居民点选址时讲究“东有路、西有树、南有水、北有山”的择址观念,汉族农村居民点在选址时强调坐北朝南、背山面水。因此岷江上游各支流流域地貌发育的差异性所形成的不同地貌景观也对农

村居民点的分布产生影响。

此外,岷江上游地区人口活动也会对流域自然环境造成一定影响,如地区人工渠系的大量修建也对该地区水系结构及地貌发育造成了不同程度的影响。受限于资料收集不足,未能在该研究中展开讨论,将在后续工作中进一步开展聚落人口活动对流域自然环境的影响研究,以期为该流域人地关系研究和村庄布局优化提供更科学的参考依据。

5 结论

为探究岷江上游流域地貌环境与农村居民点分布的关联性,通过分形理论计算了岷江上游流域总体尺度、8个支流尺度、97个小流域尺度的水系分形维数,并通过分形维数与农村居民点分布的数量关系揭示了流域地貌发育对农村居民点分布影响的空间关系。同时基于地理探测器论证了农村居民点分布与流域地貌不同因子的相关性,并进一步讨论了岷江上游流域地貌环境对农村居民点分布的影响机制。得出以下结论:

(1)在总体、支流及小流域尺度上,岷江上游流域均存在显著的分形特征,并且在总体尺度上,岷江上游流域分形地貌的幼年发育阶段促使农村居民点整体的分布形态与分形地貌呈现正相关的叶状分支特征。在支流和小流域尺度上,农村居民点密度分布和民族特征均与流域地貌发育的差异具有一致性。

(2)因子探测器表明,沟壑密度是影响农村居民点分布的主要因素,其次是海拔高程、地形起伏度、地表切割深度等因子。风险探测器表明,不同分级区间各因子对农村居民点分布具有一定的差异性,其中沟壑密度、海拔高程和坡长均具有显著的区间影响差异。交互探测器表明各地形因子之间存在明显的交互增强效应。沟壑密度 \cap 海拔高程的交互效应最高,其次是沟壑密度 \cap 地形起伏度。

(3)流域地貌发育所形成的生产资源、自然灾害以及景观特征通过与农村居民点生产、生活以及居民的心理需求相耦合,从而影响农村居民点选址、迁移、消亡和扩张,形成了流域自然环境影响农村居民点分布的内在机制。

参考文献:

- [1] 王倩,邹欣庆,朱大奎.基于GIS技术的秦淮河流域水系分维研究[J].水科学进展,2002,13(6):751-756.[WANG Qian,ZOU Xin-qing,ZHU Da-kui.On the Dimensions of Qinhuai River Networks Based on the GIS Technology[J].Advances in Water Science,2002,13(6):751-756.]

- [2] 胡震,赵翠薇,李朝仙,等.喀斯特高原峡谷区少数民族村寨空间分布格局及影响因素研究:以贵州省威宁县为例[J].山地学报,2019,37(4):575-588.[HU Zhen, ZHAO Cui-wei, LI Chao-xian, *et al.* Spatial Distribution Pattern and Influencing Factors of Ethnic Villages in Karst Plateau Canyon Area: A Case Study of Weining County, Guizhou, China[J]. Mountain Research, 2019, 37(4): 575-588.]
- [3] 胡航箫,戴文远,徐艺文,等.福州山区乡村聚落空间格局及其与水土资源的耦合态势[J].生态与农村环境学报,2021,37(2):164-171.[HU Hang-xiao, DAI Wen-yuan, XU Yi-wen, *et al.* Spatial Pattern of Rural Settlements in Fuzhou Mountainous Area and Its Coupling with Water and Soil Resources[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(2): 164-171.]
- [4] 焦贝贝,石培基,刘春芳,等.黄土高原低山丘陵区农村居民点分布与地形因子关系研究:以兰州市七里河区为例[J].资源科学,2013,35(8):1719-1727.[JIAO Bei-bei, SHI Pei-ji, LIU Chun-fang, *et al.* The Distribution of Rural Settlements in Relation to Land Form Factors in Low Hilly Land on the Loess Plateau[J]. Resources Science, 2013, 35(8): 1719-1727.]
- [5] 李姗姗,曹广超,赵鹏飞,秦巴山区农村居民点空间分布及其影响因素分析:以陕西省宁强县为例[J].水土保持研究,2014,21(3):186-191.[LI Shan-shan, CAO Guang-chao, ZHAO Peng-fei. Analysis of Spatial Distribution of Rural Settlements and Its Influential Factors in Qinba Mountain Area: A Case Study of Ningqiang County in Shaanxi Province[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2014, 21(3): 186-191.]
- [6] 徐羽,钟业喜,徐婷婷,等.江西省农村居民点时空特征及其影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(6):504-511.[XU Yu, ZHONG Ye-xi, XU Li-ting, *et al.* Research on Spatial-Temporal Characteristics and Driving Forces of Rural Settlements in Jiangxi Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(6): 504-511.]
- [7] 姜转芳,颜耀文,李汝嫣,等.基于GIS的干旱区绿洲农村居民点格局演变研究:以甘肃河西地区为例[J].生态与农村环境学报,2019,35(3):324-331.[JIANG Zhuan-fang, XIE Yao-wen, LI Ru-yan, *et al.* A Study on Evolution of Rural Settlements Pattern of Oasis in Arid Area Based on GIS: A Case of Hexi Area in Gansu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(3): 324-331.]
- [8] 张捷,包浩生.分形理论及其在地貌学中的应用:分形地貌学研究综述及展望[J].地理研究,1994,13(3):104-112.[ZHANG Jie, BAO Hao-sheng. Fractal Geomorphology: Review and Project[J]. Geographical Research, 1994, 13(3): 104-112.]
- [9] 刘让,林舟,丁超.岷江上游流域裂点分布及成因分析[J].高校地质学报,2020,26(3):339-349.[LIU Xuan, LIN Zhou, DING Chao. Distribution and Causes of Knickpoints in the Upper Reaches of Minjiang River[J]. Geological Journal of China Universities, 2020, 26(3): 339-349.]
- [10] 张会平,杨农,张岳桥,等.岷江水系流域地貌特征及其构造指示意义[J].第四纪研究,2006,26(1):126-135.[ZHANG Hui-ping, YANG Nong, ZHANG Yue-qiao, *et al.* Geomorphology of the Minjiang Drainage System (Sichuan, China) and Its Structural Implications[J]. Quaternary Sciences, 2006, 26(1): 126-135.]
- [11] 李勇,曹叔尤,周荣军,等.晚新生代岷江下蚀速率及其对青藏高原东缘山脉隆升机制和形成时限的定量约束[J].地质学报,2005,79(1):28-37.[LI Yong, CAO Shu-you, ZHOU Rong-jun, *et al.* Late Cenozoic Minjiang Incision Rate and Its Constraint on the Uplift of the Eastern Margin of the Tibetan Plateau[J]. Acta Geologica Sinica, 2005, 79(1): 28-37.]
- [12] 冯文兰,周万村,李爱农,等.基于GIS的岷江上游乡村聚落空间聚集特征分析:以茂县为例[J].长江流域资源与环境,2008,17(1):57-61.[FENG Wen-lan, ZHOU Wan-cun, LI Ai-nong, *et al.* GIS-Based Spatial Analysis on Rural Settlement Centralization in the Upper Minjiang River Basin: A Case Study of Maoxian County[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2008, 17(1): 57-61.]
- [13] 丁明涛,庙成,黄涛.岷江上游河谷聚落特征及其演化分析[J].西南师范大学学报(自然科学版),2018,43(8):37-43.[DING Ming-tao, MIAO Cheng, HUANG Tao. On Characteristics and Evolution Analysis of Valley Settlement in the Upper Reaches of Min River[J]. Journal of Southwest China Normal University (Natural Science Edition), 2018, 43(8): 37-43.]
- [14] 吴冲,张雯,向远林,等.分形视角下的陕北黄土高原沟壑区城乡居民点分布特征研究:以无定河流域为例[J].干旱区地理,2017,40(6):1307-1316.[WU Chong, ZHANG Wen, XIANG Yuan-lin, *et al.* Distribution of Rural Settlements in the Loess Plateau of Northern Shaanxi Province from the Perspective of Fractal Theory: A Case of the Wuding River Basin[J]. Arid Land Geography, 2017, 40(6): 1307-1316.]
- [15] 张金茜,巩杰,柳冬青.地理探测器方法下甘肃白龙河流域景观破碎化与驱动因子分析[J].地理科学,2018,38(8):1370-1378.[ZHANG Jin-xi, GONG Jie, LIU Dong-qing. Dynamics and Driving Factors of Landscape Fragmentation Based on Geo Detector in the Bailongjiang Watershed of Gansu Province[J]. Scientia Geographica Sinica, 2018, 38(8): 1370-1378.]
- [16] SONG Y Z, WANG J F, GE Y, *et al.* An Optimal Parameters-Based Geographical Detector Model Enhances Geographic Characteristics of Explanatory Variables for Spatial Heterogeneity Analysis: Cases with Different Types of Spatial Data[J]. GIScience & Remote Sensing, 2020, 57(5): 593-610.
- [17] 朱渊,余斌,亓星,等.地形条件对泥石流发育的影响:以岷江流域上游为例[J].吉林大学学报(地球科学版),2014,44(1):268-277.[ZHU Yuan, YU Bin, QI Xing, *et al.* Topographical Factors in the Formation of Gully Type Debris Flows in the Upper Reaches of Minjiang River[J]. Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2014, 44(1): 268-277.]

作者简介: 项清(1995—),男,安徽安庆人,博士生,主要研究方向为生态环境遥感与聚落环境演化。E-mail: 885656514@qq.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0355

陈梓隆, 林静玉, 黄金良. 水质胁迫下闽东南地区流域淡水生态系统服务流研究[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 1051-1063.

CHEN Zi-long, LIN Jing-yu, HUANG Jin-liang. Study on Freshwater Ecosystem Service Flow in Watersheds of Southeastern Fujian under Water Pollution Stress[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1051-1063.

水质胁迫下闽东南地区流域淡水生态系统服务流研究

陈梓隆¹, 林静玉¹, 黄金良^{1,2} (1. 厦门大学环境与生态学院, 福建 厦门 361102; 2. 厦门大学福建省海岸带污染防治重点实验室, 福建 厦门 361102)

摘要: 淡水生态系统服务的空间流动和供需分析是当前生态系统服务研究的前沿热点。目前对于生态系统服务的流动路径研究鲜有报道, 且已有研究较少考虑水质调节服务对于淡水供给服务流的影响。闽东南地区流域受人类活动扰动大, 存在典型的水质型缺水问题。该研究选取福建省平和县花山溪流域作为研究区域, 利用 InVEST 模型、情景设置、供需分析等方法, 从子流域尺度和行政区(乡镇)尺度揭示水质胁迫(以氮为例)对淡水供给服务的影响, 分别定量并可视化自然状态和供需平衡状态下淡水供给服务的供需情况和流动路径。结果表明: (1) 基于子流域尺度的自然状态, 累积盈余流量为 $4.59 \times 10^8 \text{ m}^3$, 在水质胁迫的情景下削减为 $9.9 \times 10^7 \text{ m}^3$, 削减率为 78.43%, 流向不受水质影响; (2) 基于行政区尺度的供需平衡状态, 动态服务流量为 $4.63 \times 10^7 \text{ m}^3$, 在水质胁迫情景下约为 $4.02 \times 10^7 \text{ m}^3$, 削减率为 13.17%, 水质影响下乡镇间水资源供需差异发生改变, 故流向发生变化, 霞寨镇从原先的相对供给区转变为相对受益区。该研究成果可为生态系统服务流的研究以及闽东南地区乡镇水资源管理提供一定的参考依据。

关键词: 生态系统服务流; InVEST 模型; 情景分析; 流动分析

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1051-13

Study on Freshwater Ecosystem Service Flow in Watersheds of Southeastern Fujian under Water Pollution Stress.

CHEN Zi-long¹, LIN Jing-yu¹, HUANG Jin-liang^{1,2} (1. College of Environment & Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China; 2. Fujian Key Laboratory of Coastal Pollution Prevention & Control, Xiamen University, Xiamen 361102, China)

Abstract: Although freshwater ecosystem service flow regarding supply and demand has attracted wide attentions, few studies have considered the influence of water quality regulation service on fresh water provision service flow. The watersheds of southeastern Fujian are disturbed by human activities and typical water scarcity have been caused by pollution. Based on supply-demand analysis, InVEST model and scenario analysis were used to quantify ecosystem services supply, demand, and flows within Huashan Creek Watershed in Pinghe County, where freshwater ecosystem services are strongly affected by the intensive agricultural activities. The interactions of freshwater provision services (water quantity) and regulation services (water quality, taking nitrogen pollution as example) and their impacts on freshwater ecosystem services flow were addressed both at watershed scale (i.e., the natural status) and political scale (i.e., the proposed status). The results show that (1) In the context of watershed scale, the ecosystem services flows were $4.59 \times 10^8 \text{ m}^3$, and decreased to $9.9 \times 10^7 \text{ m}^3$ under nitrogen pollution stress with the reduction rate of 78.43%, while the paths of flow were not affected. (2) In the context of political scale (i.e., the proposed status), the dynamic flows of freshwater ecosystem services were about $4.63 \times 10^7 \text{ m}^3$, and decreased to $4.02 \times 10^7 \text{ m}^3$ considering water regulation services, with a reduction of 13.17%. Water quality have changed the supply and demand of ecosystem services, and subsequently altered the path of flows, which switched Xiashai County from supplier to beneficiary. The results of the study could be references to the researches on ecosystem services flows and provide guidelines for regional/local water resources management.

Key words: ecosystem services flow; InVEST model; scenario analysis; flow analysis

收稿日期: 2021-06-03

基金项目: 国家自然科学基金(41971231); 福建省自然科学基金(2019J01039); 厦门大学研究生田野调查基金(2019GF030)

① 通信作者 E-mail: jlhuang@xmu.edu.cn

生态系统服务是人类直接或间接从生态系统中获得的各种产品和惠益^[1],生态系统服务从供给区以某种形式和路径流向受益区的过程被认为是生态系统服务流^[2]。从服务流的角度能更加直观地揭示生态系统服务的供需关系以及空间流动,也能更准确地量化生态系统服务真正作用于人类社会的部分^[3-4]。淡水被认为是支持人类社会最重要的自然资源^[5],流域淡水生态系统服务作为能够为人类提供生态系统服务的核心^[6],其产生机制、流动过程与供需匹配机制关乎水资源的空间优化配置及其可持续利用。随着人类社会的高速发展,人类活动对流域淡水生态系统的利用和开发强度越来越大,导致多种生态服务退化或消失。近年来,从“水十条”的颁布到“河长制”的提出,再到“碧水保卫战”的打响,水资源保护和流域治理也成为我国国家战略行动和地方重大需求^[7-10]。

当前关于淡水供给服务的研究,正逐渐从静态的淡水供给量化研究发展为动态的淡水供给流动研究,越来越多研究者开始运用“源-汇”框架^[11-12],从供给和需求的角度研究淡水供给服务^[13-16],并通过下垫面特征模拟淡水供给服务流^[17]。李萍^[18]根据淡水供给指数(fresh water provision index, FWPI)将水量供给数据和水质营养盐数据相结合,运用 SWAT 模型量化了密西西比河流域淡水供给服务。董丽青^[19]结合 InVEST(integrated valuation of ecosystem services and trade-offs)模型与 SPANs(service path attribution networks)模型,以机井、自来水厂、水库等为供给区,以工业、农业、生活用地为需求区,通过供需量插值构建万家寨水利枢纽地区的淡水供给服务流。陈登帅等^[20]根据水资源安全指数(water security index, WSI),以淡水资源供需比来反映延河流域各个子流域的供需平衡情况,进而结合高程与水系刻画淡水供给服务流。QIN 等^[21]结合服务路径属性网络模型(SPANs)与 ArcGIS 流向分析,模拟了黄河流域的山东、河南的水流情况,以基于河网栅格的水流流向代表淡水供给服务流。

目前关于淡水供给服务流的研究仍存在以下问题:(1)服务流流量方面,产水量的模拟多为流域尺度,需水量的模拟为行政区尺度,但是目前基于供需关系服务流的研究仅局限在单一的流域尺度或行政区尺度,缺乏综合考虑 2 个尺度之下的服务流流量差别^[22-23];(2)服务流路径方面,目前大多数淡水供给服务流的研究集中在自然水源供给方面,

供给服务的流动路径多是基于地形地貌的自然高度落差^[21],但实际上淡水供给服务最终要被人类所利用,要经过水厂、管道等人工处理和运输环节,仅基于地形的水资源空间流动不能全面地反映实际情况;(3)生态系统提供淡水供给服务时,不仅体现在水量供给方面,也体现在水质调节上^[17,24-25],只有符合水质使用标准的淡水才能真正为人类所用,而目前在涉及淡水供给服务流的研究中,多数侧重水量的供给和需求,但对于水质情况的关注较少,水中的营养盐如何影响淡水供给服务的空间分布格局与流动路径^[26],仍需要进一步研究。

综合已有研究存在的问题,笔者结合水质调节服务,从自然状态和供需平衡状态 2 种不同的角度分别探究淡水供给服务的流动路径,综合考虑自然生态过程与人类社会过程对生态系统服务流的影响。福建省漳州市平和县近 30 a 来大力开发蜜柚种植产业,2017 年蜜柚种植面积达 267 km²,超过总流域面积的 1/4。而单一化过度发展蜜柚产业带来了严重的水土污染问题,出现水体硝酸盐超标等现象,严重威胁当地居民和下游漳州两大水厂的饮用水安全,对于研究水质调节服务对淡水供给服务的影响具有典型性。该研究旨在结合生态系统服务间交互关系,并尝试从自然状态和供需平衡状态分别探究淡水供给服务的流动路径,创新点在于探究水质调节服务对不同尺度的淡水供给服务供需分布格局与空间流动的影响,对水质型缺水问题严重的闽东南地区流域的水资源调配与管理有一定的参考意义。

1 研究区域与数据来源

1.1 区域概况

花山溪流域位于福建省漳州市平和县(24°11'~24°31' N, 117°05'~117°25' E)(图 1)。花山溪是九龙江西溪三大支流之一,发源于平和县双尖山,自北向南流经霞寨镇、国强乡后折向东北,流经坂仔镇、小溪镇后往东北方向经山格镇,最终汇入九龙江西溪。花山溪全长约 88 km,平均坡降 2.8‰^[27],流域面积约 864 km²,流域总人口约 20 万人。花山溪流域属亚热带季风气候区,多年平均气温约为 20.9 ℃,降水量的年际变化较大,多年平均降水量为 980~2 100 mm。植被覆盖率较高,以亚热带常绿阔叶林为主。土壤以红壤、赤红壤、水稻土和黄壤为主。此外,流域内土地利用以林地、园地、耕地为主,其中林地面积最大,占比为 40.5%。

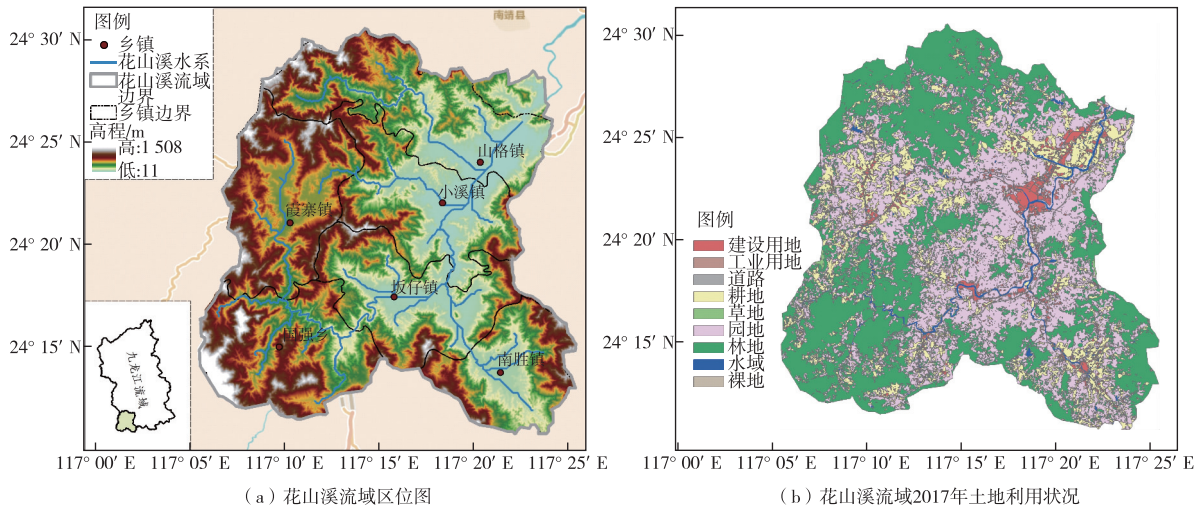


图 1 花山溪流域概况图

Fig. 1 Overview map of Huashan Creek Watershed

1.2 数据来源

研究选取的数据主要包括花山溪流域年降水量、年潜在蒸散量、土壤属性数据、土地利用数据、DEM 数字高程数据、归一化植被指数 (normalized difference vegetation index, NDVI)、社会经济统计数据、水质数据等。其中年降水量数据来自中国气象数据网合计 10 个站点 2017 年的年降水量监测数据;年潜在蒸散量数据从全球干旱与潜在蒸散数据库 (Global Aridity and PET Database) 获取;土壤属性数据取自世界土壤数据库 (HWSD);土地利用数据取自当地测绘部门,经合并后分为 9 类;DEM 数字高程模型数据取自中国地理空间数据云平台;人口分布、GDP 分布和 NDVI 取自中国科学院资源与环境科学数据中心,各项用水指标取自《2017 年福建省水资源公报》。所有栅格数据经重采样和裁剪处理,得到像元大小为 30 m×30 m 的研究区域范围数据。

2 研究方法

研究构建了一套适用于淡水生态系统服务流定量评估与可视化制图的研究方法框架,主要分为 3 个部分(图 2):(1)收集和处理基础自然地理数据和社会经济数据,构建 GIS 空间地理数据库;(2)从生态系统服务的产出和需求 2 个模块入手,使用 InVEST 模型和 ArcGIS 软件进行定量供需分析与空间制图,并结合水质调节服务量进行情景分析,确定生态系统服务供需比与潜在服务流量;(3)结合地形地貌特征与社会供需特征,在子流域和乡镇 2 种尺度下,分情况讨论有/无水质胁迫情景下的淡

水供给服务空间流动的方向与流量。

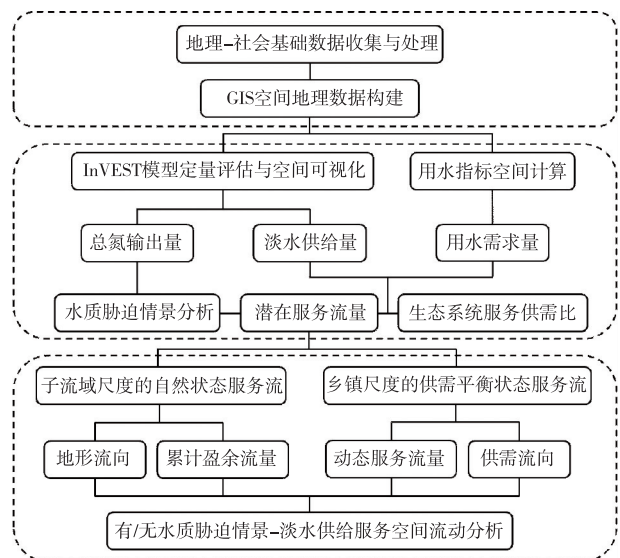


图 2 生态系统服务流定量评估与可视化方法框架

Fig. 2 Schematic diagram for quantitative assessment and visualization methods of ecosystem service flow

2.1 生态系统服务定量方法

2.1.1 淡水供给服务

选用 InVEST 模型“Water Yield”子模块对花山溪流域的淡水供给服务进行定量制图,其核心算法是基于水量平衡公式^[28]。通过降水量、蒸散量的平衡,结合土壤属性数据、土地利用数据、植物可利用水、季节因子等影响下渗与蒸腾的因素,最终借由 ArcGIS 平台,以栅格图层的形式呈现某个区域的产水量分布情况。

$$Y_x = \left(1 - \frac{A_x}{P_x}\right) \times P_x \quad (1)$$

式(1)中, Y_x 为栅格单元 x 的年产水量, mm; P_x 为栅格单元 x 的年降水量, mm; A_x 为栅格单元 x 的年实际蒸散量, mm。其中, A_x/P_x 采用傅抱璞^[29] 和 ZHANG 等^[30] 提出的 Budyko 水热耦合平衡假设公式进行下一步的转化:

$$\frac{A_x}{P_x} = 1 + \frac{T_x}{P_x} - \left[1 + \left(\frac{T_x}{P_x}\right)^\omega\right]^{\frac{1}{\omega}} \quad (2)$$

式(2)中, T_x 为栅格单元 x 的年潜在蒸散量, mm, 与特定土地利用类型的植被蒸散系数有关; ω 为与自然气候和土壤性质相关的非物理参数。

2.1.2 水质调节服务

选用 InVEST 模型“Nutrient Delivery Ratio”子模块对花山河流域的水质调节服务进行定量制图, 水质净化模块主要评估的是流域对氮、磷 2 种营养物的净化能力。由于花山河流域以农业氮污染为主, 评估结果以氮输出量来表示, 输出到河流中的氮越多, 表明流域受到的污染越严重, 以此代表水质胁迫对于淡水供给服务的影响。

地表径流中的氮磷通过植被缓冲带和土壤后,

表 1 InVEST 模型部分参数

Table 1 Partial parameter list of InVEST model

用地类型	LULC_veg	root_depth/mm	Kc	load_n	eff_n	crit_len_n/m
耕地	1	2 100	1.15	11.00	0.40	25
草地	1	1 800	0.65	3.00	0.48	150
园地	1	3 000	0.80	16.00	0.40	25
林地	1	3 900	1.10	1.60	0.81	300
建设用地	0	10	0.30	10.00	0.05	10
裸地	0	10	0.20	0.01	0.05	10
水域	0	10	1.00	0.01	0.05	10
工业用地	0	10	0.20	10.00	0.05	10
道路	0	10	0.10	0.01	0.05	10

LULC_veg 为蒸散参数, 有植被覆盖地类赋值为 1, 其他土地利用类型赋值为 0; root_depth 为植被覆盖地类的最大根系深度; Kc 为每种土地利用类型的植物蒸散系数; load_n 为氮输出负荷系数, 代表各土地利用分类的养分负载; eff_n 为植被最大氮磷滞留效率, 代表每个像素大小的 LULC 分类的植被过滤百分比; crit_len_n 为氮滞留临界距离, 代表土地利用类型滞留营养物最大距离。

2.2 用水量定量方法

鉴于 InVEST 模型在计算淡水供给量模块时, 根据土壤属性数据和植物可利用水, 已经考虑了研究区域内生态用水的部分^[40], 因此在定量花山流域淡水供给服务的需求与消费时, 将用水需求量定义为 3 个部分:

$$W_x = D_x + G_x + A_x \quad (6)$$

式(6)中, W_x 为栅格单元 x 的年用水需求量, m^3 ; D_x 为栅格单元 x 的居民生活用水年需求量, m^3 ; G_x 为

其中部分被植物吸收、微生物固定、硝化反硝化后截留。该模块基于改进后的输出系数法, 考虑了氮磷营养物在输移过程中的截留和沉积, 其基本原理是先计算每一个像元的养分持留量, 然后总结每一个流域的养分输出和持留量。其主要公式为

$$V_x = H_x \times l_x \quad (3)$$

$$H_x = \lambda_x / \lambda_w \quad (4)$$

$$\lambda_x = \lg \left(\sum_U Y_u \right) \quad (5)$$

式(3)~(5)中, V_x 为营养物输出值, kg; H_x 为水文敏感性得分; l_x 为输出系数; λ_x 为径流指数; λ_w 为流域平均径流指数; $\sum_U Y_u$ 为栅格产水量总和, m^3 。

2.1.3 部分模型参数列表

结合文献[31-35]以及 InVEST 模型操作手册, 定量花山流域淡水供给服务和水质调节服务的生物物理属性表, 部分参数如表 1 所示。季节常数 Z 根据流域出水口流量进行校正, 取值 3.01。汇流累积量阈值、地下径流氮最大保留率和最大保留率下氮的输送距离参考国内相似地区研究成果以及模型使用手册^[36-39], 分别取值 1 000、0.81、300。

栅格单元 x 的产业生产用水年需求量, m^3 ; A_x 为栅格单元 x 的农田灌溉用水年需求量, m^3 。

根据彭建等^[41] 的方法, 基于 ArcGIS 10.2 的“Raster Calculator”工具, 计算淡水供给服务供需比 (R_{ESD}), 将花山流域淡水供需情况进行空间可视化。

$$R_{ESD} = \frac{S - D}{(S_{max} + D_{max})/2} \quad (7)$$

式(7)中, S 为生态系统服务供给; D 为生态系统服

务需求; S_{\max} 为生态系统服务供给最大值; D_{\max} 为生态系统服务需求最大值。

2.3 服务流分析方法

关于生态系统服务的流动分析主要包括流量和流向。基于淡水供给量和用水需求量,计算各个乡镇单元和子流域的淡水盈余量,由于盈余的淡水供给服务具有补充其他区域的潜在能力^[42],因此将栅格单元在原位的淡水供给量扣减原位用水需求量后剩余的淡水盈余量定义为潜在服务流流量。对于服务流的流动路径,结合现有文献的方法,分2类讨论:一类是基于子流域高程的自然状态服务流^[21,43],另一类是基于各行政区淡水供需情况的平衡状态服务流^[20]。

2.3.1 基于子流域尺度的自然状态服务流

自然状态服务流方向主要根据“D8算法”^[44],基于花山溪流域水系分布和DEM数字高程模型,淡水供给服务流从上游子流域流向下游子流域,代表了自然状态下淡水供给服务在各个子流域间的流动方向。

依照LI等^[43]和QIN等^[21]的方法,在自然状态下,水系将上游子流域的淡水盈余量累加至下游子流域,此部分流量只考虑地形和重力作用下淡水供给服务流的流量情况,将其定义为累计盈余流量。

基于DEM数字高程模型的自然状态服务流可以反映流域淡水资源在不受人类活动干扰下的流动路径,对于流域上下游地区的水资源自然调配有一定的研究意义。

2.3.2 基于行政区尺度的供需平衡状态服务流

供需平衡驱动的服务流方向通过统计和比较各个乡镇区域的淡水盈余量,划分相对供给区和相对受益区,动态淡水供给服务流的方向由相对供给区流向相对需求区,可以代表在水资源供需平衡的驱动下,人类需水活动对服务流方向的影响。供需平衡状态下基于乡镇间淡水供给服务流的方向,由乡镇间潜在服务流量相对大小决定。

将相邻乡镇单元的潜在服务流量作差,参考水资源供需平衡相关研究^[45-46],将潜在服务流量差值的1/2定义为这2个相邻区域间的动态服务流量。基于各乡镇淡水供需情况的平衡状态服务流可以反映流域淡水资源在人类需水活动的驱动下,通过区域调水的形式在行政区间的流动,以达到各地区水资源供需平衡的结果,是一种基于结果假设的服务流,对于跨区域调水有一定的借鉴作用。

2.4 水质胁迫情景分析方法

根据HUANG等^[47]对于九龙江流域的研究,流

域土地利用变化会影响流域局部与整体的氮输出与氮负荷,水质氮指标超标将严重影响淡水可利用率,即导致水质型缺水问题。因此,可以认为水质胁迫对于水资源供给是一种削减作用。采用情景分析的方法,基于InVEST模型“Nutrient Delivery Ratio”子模块模拟的流域氮输出图层,以流域像素单元的氮输出量代表水质调节服务的高低。假设水质胁迫的情景对于流域淡水供给量有削减作用,按氮输出量从高到低依次重分类,赋值为0.1~0.9。基于ArcGIS 10.2的“Raster Calculator”工具,将水质权重赋予InVEST模型生成的产水分布栅格图,探究水质胁迫对淡水供给服务的影响。

3 结果与分析

3.1 淡水供给服务供需分析

按照2.1和2.2节中的方法,定量并可视化淡水供给量与用水需求量,并计算生态系统服务供需比,绘制2017年花山溪流域淡水供给服务量和淡水供给服务供需比分布图(图3)。

花山溪流域2017年淡水供给服务总量约为 $6.13 \times 10^8 \text{ m}^3$,用水需求总量约为 $1.52 \times 10^8 \text{ m}^3$,产水量整体较高,其中产水量高值区集中在霞寨镇与山格镇。从淡水供需平衡的角度,生态系统服务供需比在大部分地区呈现较高的正值,说明淡水资源可以实现原位的自给自足,负值区主要集中在需水量较大的耕地。

3.2 水质胁迫情景分析

按照2.4节中的方法,定量并可视化氮输出量,并计算水质胁迫削减比,绘制2017年花山溪流域的氮输出量和水质胁迫削减比分布图(图4)。

花山溪流域2017年氮输出总量约为 $2.69 \times 10^5 \text{ kg}$,氮输出高值区主要分布于霞寨镇、小溪镇和坂仔镇。较高的氮输出值说明水质污染严重,对于淡水供给服务会有一定的削减作用。水质胁迫导致的淡水供给服务削减主要集中于园地,说明当地蜜柚果园种植对于水资源的影响严重。

3.3 潜在淡水供给服务流

3.3.1 潜在服务流量的空间布局

按照2.3节中的方法,定量可视化有/无水质胁迫情景下的潜在服务流量,绘制了2017年花山溪流域潜在淡水供给服务流量分布栅格图(图5)。

在无水质胁迫情景下,花山溪流域2017年潜在服务流量约为 $4.63 \times 10^8 \text{ m}^3$,流域内大部分区域处于较高水平,以耕地为代表的部分区域出现负值。在水质胁迫情景下,花山溪流域整体的潜在服务流量

受到了削减,降低为 $9.86 \times 10^7 \text{ m}^3$, 其中低流量区域 受到更大的影响。

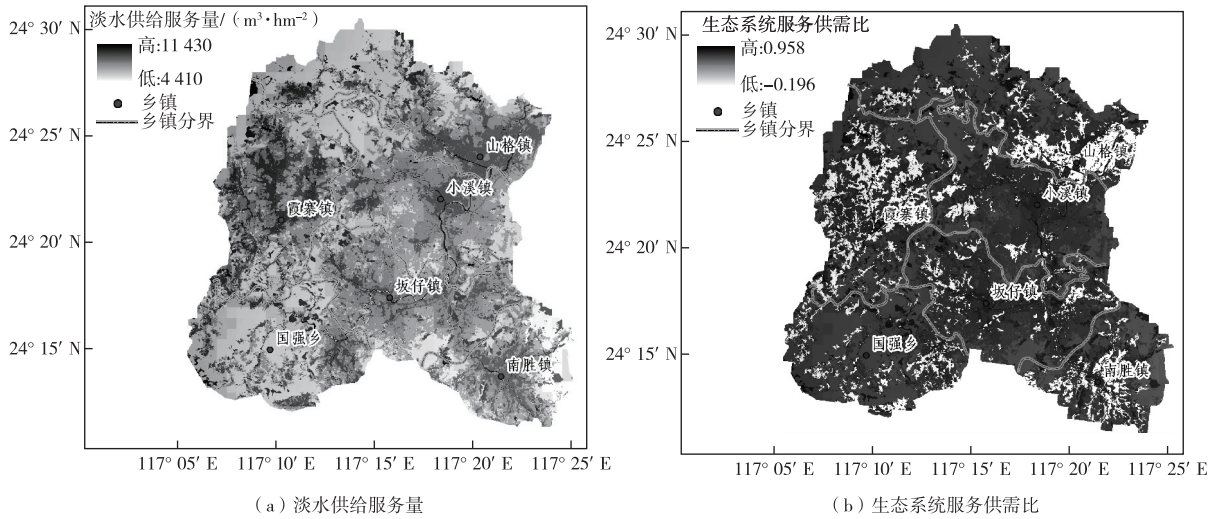


图3 花山流域淡水供给服务量和生态系统服务供需比分布
 Fig. 3 Spatial distribution of freshwater provision services and ratio of freshwater ecosystem services supply and demand in Huashan Creek Watershed

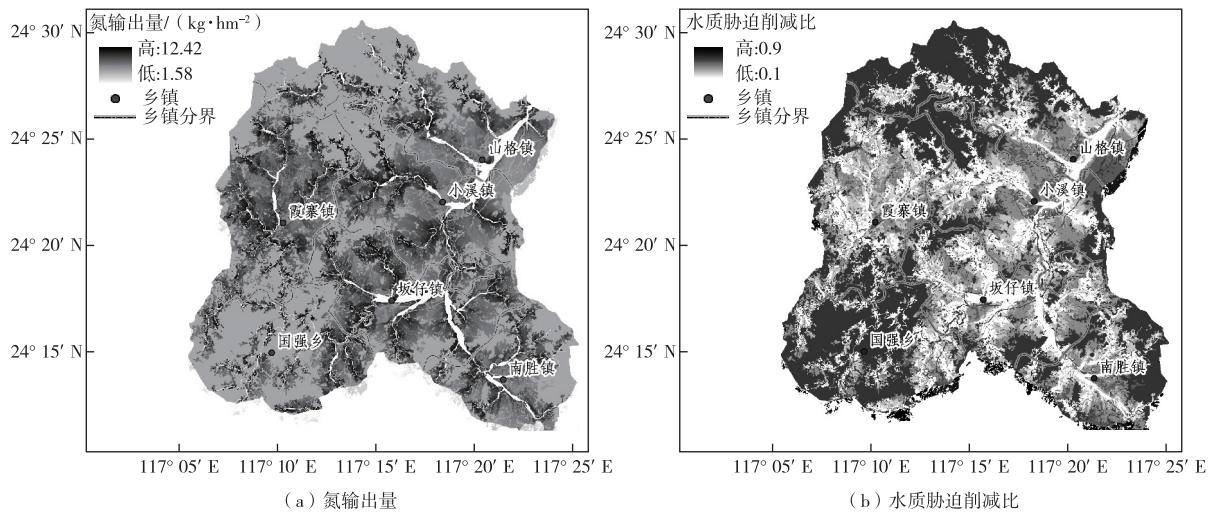


图4 花山流域氮输出量和水质胁迫削减比分布
 Fig. 4 Simulation of nitrogen output and water quality reduction ratio in Huashan Creek Watershed

3.3.2 潜在服务流量:子流域统计结果

为探究淡水供给服务在自然地形的高度差驱动下的流动情况,计算区域淡水盈余总量,进一步分析了各子流域的潜在服务流量(图6)。

在不考虑水质胁迫的情景下,潜在服务流量最大和最小的子流域分别是钟腾河流域($1.33 \times 10^8 \text{ m}^3$),山格河流域($4.9 \times 10^7 \text{ m}^3$),其余子流域的潜在服务流量从 5.29×10^7 到 $8.59 \times 10^7 \text{ m}^3$ 不等。

在水质胁迫的情景下,各子流域的潜在服务流量均受到不同程度削减,潜在服务流量最大和最小的子流域分别是钟腾河流域($2.84 \times 10^7 \text{ m}^3$) 和山格

河流域($5.70 \times 10^6 \text{ m}^3$),其余乡镇潜在服务流量从 8.79×10^6 到 $2.15 \times 10^7 \text{ m}^3$ 不等。

3.3.3 潜在服务流量:乡镇行政单元统计结果

为探究淡水供给服务在区域间水资源供需平衡驱动下的流动情况,计算区域淡水盈余总量,进一步分析了各乡镇行政单元的潜在服务流量,结果如图7所示。

在不考虑水质胁迫的情景下,潜在服务流量最大和最小的乡镇分别是霞寨镇 $8.97 \times 10^7 \text{ m}^3$,南胜镇 $4.43 \times 10^7 \text{ m}^3$,其余乡镇潜在服务流量从 7.50×10^7 到 $8.62 \times 10^7 \text{ m}^3$ 不等。

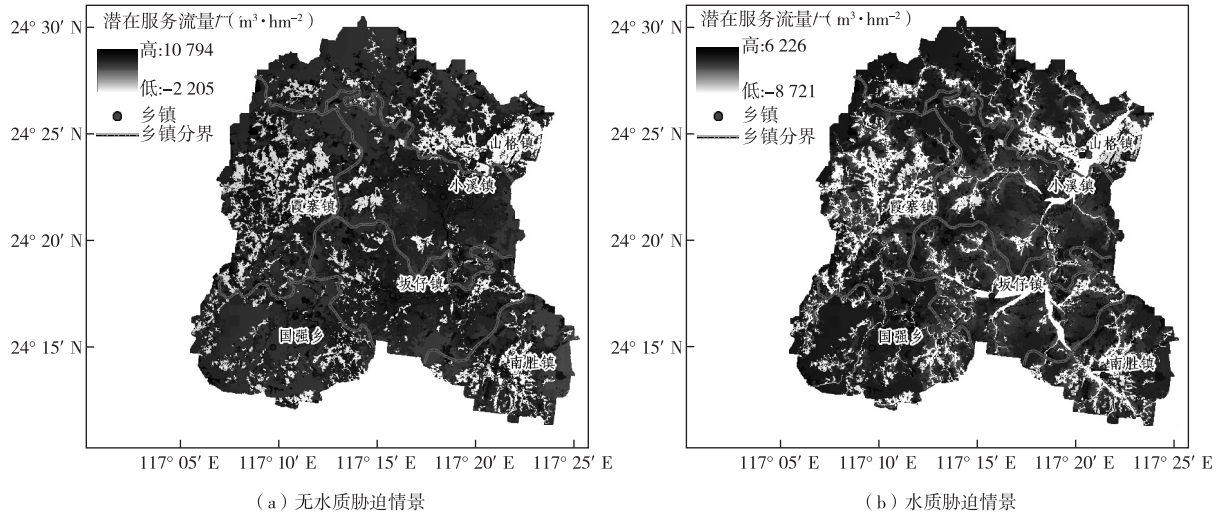


图 5 花山溪流域在有/无水质胁迫下的淡水供给服务流分布
 Fig. 5 Distribution of freshwater provision service flow with /without considering water quality stress in Huashan Creek Watershed

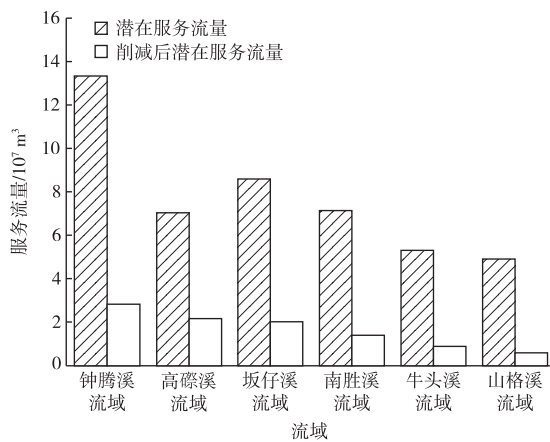


图 6 花山溪流域不同子流域在有/无水质胁迫下的生态系统服务流
 Fig. 6 Comparisons of freshwater ecosystem service flow for different sub-watersheds with /without considering water quality in the Huashan Creek Watershed

在水质胁迫的情景下,各乡镇的潜在服务流量均受到不同程度削减,潜在服务流量最大和最小的乡镇分别是国强乡($2.46 \times 10^7 \text{ m}^3$)和南胜镇($7.76 \times 10^6 \text{ m}^3$),其余乡镇潜在服务流量从 7.77×10^6 到 $2.34 \times 10^7 \text{ m}^3$ 不等。

3.4 基于子流域尺度的自然状态服务流

按照 2.3.1 节中的方法,定量可视化花山溪流域基于地形水系的自然状态服务流方向与各子流域累积盈余量分布图(图 8)。

自然状态下,花山溪流域的淡水供给服务流方

向与河流方向一致,由上游子流域流向下游子流域,流动方向不受区域淡水供需情况以及水质胁迫的影响。上游地区的钟腾溪子流域是最主要的供给区,同时高礞溪、牛头溪和南胜溪子流域由于地势原因,河流汇入下游地区,因此也属于供给区。坂仔溪和山格溪子流域位于花山溪流域下游平原地区,接受上游地区的淡水供给,是主要的受益区。从累计盈余流量的角度,花山溪流域的水质胁迫对各个子流域的流量都产生了明显的削减作用,最终汇入下游山格溪流域的累计盈余流量从 4.59×10^8 削减为 $9.9 \times 10^7 \text{ m}^3$,削减约 78.4%。

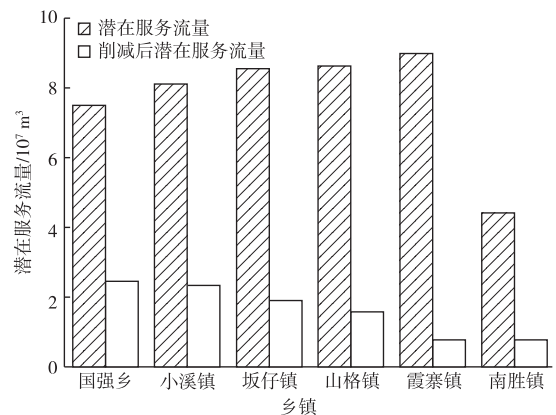


图 7 花山溪流域不同乡镇的生态系统在有/无水质胁迫下的生态系统服务流
 Fig. 7 Comparisons of freshwater ecosystem service flow for different township with /without considering water quality in the Huashan Creek Watershed

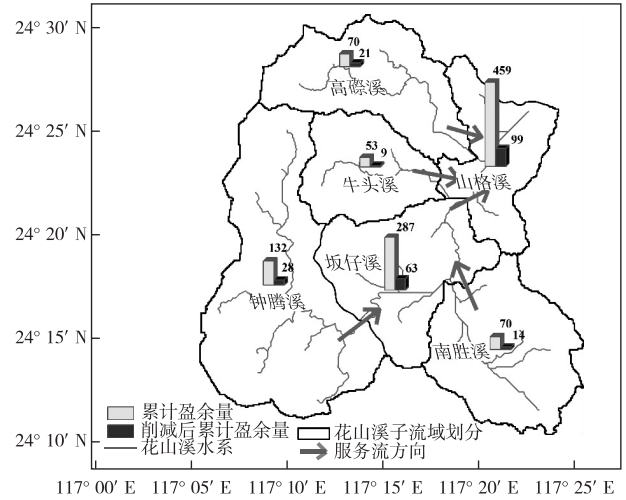
3.5 基于行政区尺度的供需平衡状态服务流

为探究各乡镇在达到水资源供需平衡的假设状态下,淡水供给服务的空间流动路径,按照 2.3.2 节中方法,定量可视化花山溪流域淡水供给服务流方向与各乡镇间的动态服务流量柱状图,如图 9~10 所示。为更直观展示流量大小,将所有流量排序后,按照大小将前 40% 和后 30% 分别定义为大流量和小流量,其余定义为中流量。

如图 9 所示,基于淡水供需情况,各乡镇淡水供给服务流在不考虑水质胁迫影响的情况下,多以小流量为主,服务流量总量约 $4.63 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。服务流方向按流量从大到小依次为坂仔镇→南胜镇、霞寨镇→国强乡、坂仔镇→国强乡、霞寨镇→小溪镇、山格镇→小溪镇、坂仔镇→小溪镇、霞寨镇→坂仔镇、霞寨镇→山格镇。霞寨镇是主要的供给区,国强乡和小溪镇是主要的受益区。

在水质胁迫的情景下,基于淡水供需情况的各乡镇淡水供给服务流在流量大小和流动方向上发生了较大改变,服务流量总量约 $4.02 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。区域间大流量、中流量服务流增多,反映水质胁迫加剧了乡镇间水资源的供需差异。服务流方向按流量从大到小依次为国强乡→霞寨镇、小溪镇→霞寨镇、坂仔镇→南胜镇、坂仔镇→霞寨镇、山格镇→霞寨镇、小溪镇→山格镇、国强乡→坂仔镇、小溪镇→

坂仔镇。水质胁迫的情景使得花山溪流域淡水供给服务的供给区和受益区发生了改变,国强乡和小溪镇转变为主要的供给区,霞寨镇转变为主要的受益区。



图中数据为累计盈余量,单位为 m^3 。

图 8 花山溪流域自然状态服务流方向与
各子流域累计盈余量分布

Fig. 8 The natural state service flow direction and the distribution of cumulative surplus in each sub-watershed in Huashan Creek Watershed

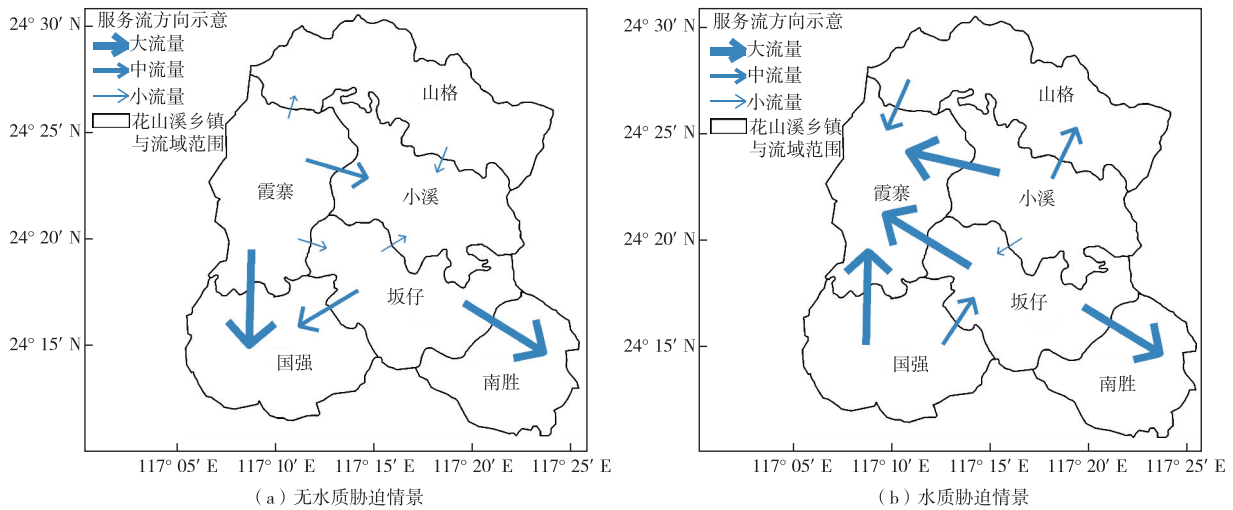


图 9 花山溪流域在有/无水质胁迫下的淡水供给服务流方向

Fig. 9 Direction of freshwater provision service flow with/without considering water quality in Huashan Creek Watershed

4 讨论

4.1 淡水供给服务的定量与空间流动

供需定量方面,研究估算 2017 年花山溪流域淡

水供给服务总量约为 $6.13 \times 10^8 \text{ m}^3$,平均产水量约为 $67.7 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2}$,与其他研究中估算的福建省产水量相比偏高^[48-49],原因在于花山溪流域位于福建省南部,降水量高于福建省平均水平^[49]。用水需求总量

约为 $1.52 \times 10^8 \text{ m}^3$, 全流域潜在服务流量约为 $4.61 \times 10^8 \text{ m}^3$, 生态系统服务供需比 < 0 的地区主要集中在耕地区, 符合花山溪流域以农业灌溉用水为主的特征。

流动分析方面, 基于子流域高程的自然状态服务流路径与陈登师等^[20]运用 SWAT 模型在延河流域的淡水资源供需分析以及张欣蓉等^[50]对喀斯特地貌区生态系统服务流的研究结果一致, 以水系为流动路径, 这与 QIN 等^[21]与 LI^[43]等在京津冀地区以及山东—河南地区的淡水供给服务流的研究结果(以像元形式呈现的流动)有所不同, 但可以更直

观地体现水资源在流域间的流动过程。基于供需平衡状态服务流与各个乡镇的水资源供需情况有关, 孙雪萍^[40]在张承地区的淡水供给服务流研究中, 综合考虑了各个行政区的水资源供需情况, 由于张承地区位于我国东北部, 存在有典型的淡水资源无法自给自足的受益区, 供给区和受益区划分明显。从水量角度, 花山溪流域各乡镇都能实现供水自足, 因此笔者在定义服务流量时以区域间淡水资源的差值来划分相对供给区和受益区, 对于水资源总量充沛, 但存在水质型缺水问题地区的淡水供给服务空间流动研究有一定的参考价值。

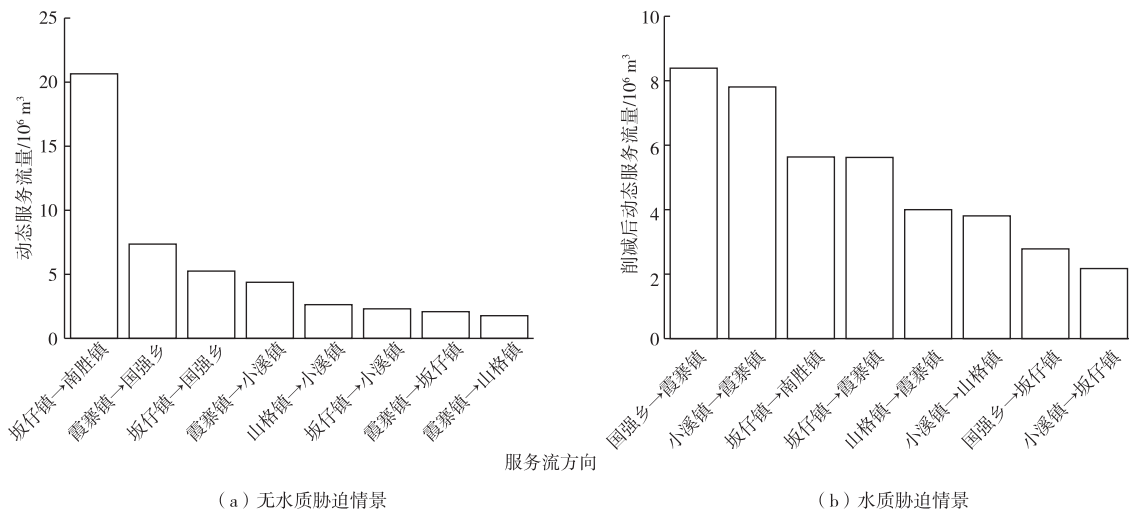


图 10 花山溪流域在有/无水质胁迫下的动态服务流量—服务流方向

Fig. 10 Dynamic service flow direction statistics with/without considering water quality in Huashan creek watershed

研究尺度方面, 采用子流域、乡镇行政区 2 种不同尺度, 子流域尺度下的累计盈余流量高于乡镇尺度下的动态服务流量, 同时氮污染对服务流的削减幅度也更大。其原因在于子流域尺度的自然状态服务流是水量从上游往下游的叠加, 水质的影响是对水量的直接削减, 流动方向不发生改变。而乡镇尺度的供需平衡状态服务流是基于乡镇间水资源供需的差异, 总流量和削减比可能较子流域尺度偏低。因此在区域水资源管理与调配中需要结合流域过程和社会供需情况综合考虑 2 种尺度。

4.2 水质调节服务对淡水供给服务的影响

衡量水质调节服务对于淡水供给服务的影响主要是利用氮输出对淡水资源可利用性的削减, 2017 年花山溪流域的氮输出对于产水量的平均削减率约为 59.14%。从基于地形的自然状态服务流角度, 水质胁迫对下游山格溪子流域累计盈余流量的削减率约为 78.43%。从基于各乡镇淡水供需情

况的平衡状态服务流角度, 水质胁迫对乡镇间动态服务流总量削减率约 13.17%, 同时水质胁迫情景下, 淡水供给服务的流动方向也发生了变化, 相对供给区和相对受益区有所改变。

已有研究表明, 土地利用等人类活动是驱动河流氮输出空间变异性的主要因子^[51-52], 城市化扩张和农业活动会加剧河流氮的污染程度^[53]。相似研究中关于水质对于产水量的影响通过不同尺度下的相关系数判定协同与权衡关系^[54-56]。潘翔^[39]在评估河湟地区生态系统服务交互关系时, 计算出淡水供给服务和水质调节服务有 37.04% 的县区呈正相关, 9.26% 的县区呈负相关, 然而结果无法以地图形式定量描绘水质对于水量的影响。该研究侧重定量描述水质对于淡水供给的削减, 创新使用水质赋权的方法, 将服务间交互关系以空间可视化的形式呈现。

4.3 流域淡水生态系统服务影响因素

为探究花山溪流域淡水生态系统服务空间分布格局的主要影响因素,以产水量和氮输出量为代

表,计算淡水供给服务、水质调节服务与降水、NDVI、坡度等自然因素以及土地利用类型占比等人类活动因素的相关性^[37,39](图11)。

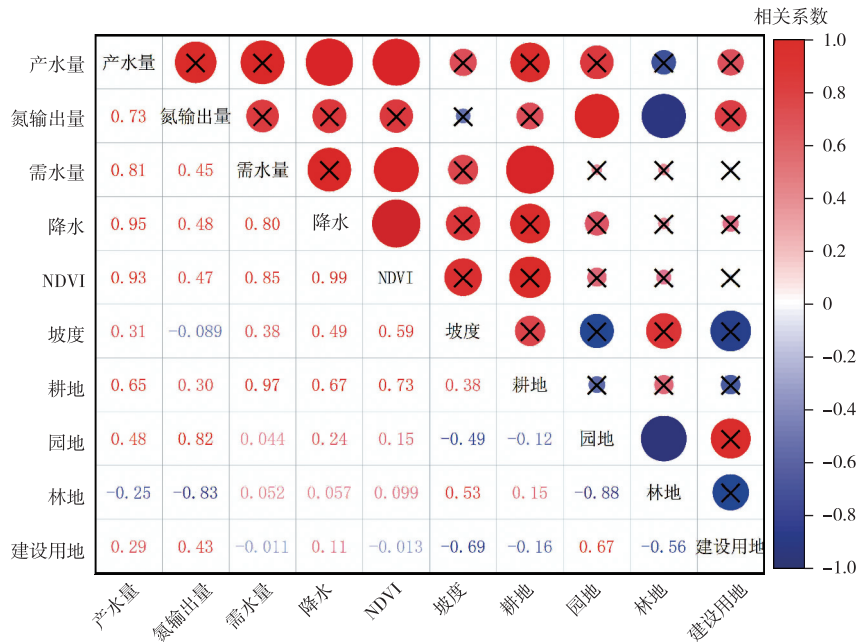


图 11 花山溪流域淡水生态系统服务影响因素的相关性分析

Fig. 11 Correlation analysis of influencing factors of freshwater ecosystem services in Huashan Creek Watershed

由相关性分析结果可得,产水量与降水显著正相关($r = 0.95, P < 0.05$),与 NDVI 极显著正相关($r = 0.93, P < 0.01$)。这与 YANG 等^[57]和 JIANG 等^[58]通过敏感性分析方法研究流域产水量影响因素的结果一致,说明降水量是流域淡水供给服务的主要驱动力,植被覆盖是通过改变下垫面特征和蒸散发调节来改变产水量^[59]。需水量与 NDVI 显著正相关($r = 0.85, P < 0.05$),与耕地面积显著正相关($r = 0.97, P < 0.01$)。花山溪用水需求量主要由耕地面积决定,符合当地以农业用水灌溉为主的特点^[60]。氮输出量与园地面积显著正相关($r = 0.82, P < 0.05$),与林地面积显著负相关($r = -0.83, P < 0.05$)。水质调节服务影响因素的分析结果验证了花山溪流域由于大规模蜜柚种植业引发水环境污染的现状^[60-61],也说明林地对于氮营养盐有一定的缓冲和吸附作用^[62-64],与韩蕊等^[65]在川东地区以及孟浩斌等^[66]在三峡库区水质调节服务影响因素的研究结果一致。

5 结论

基于 InVEST 模型,评估了花山溪流域 2017 年淡水供给量、用水需求量和氮输出量空间分布情

况,使用情景分析的方法,以氮为例讨论了有/无水胁迫情景下子流域尺度以及供需平衡状态下乡镇尺度的淡水供给服务的空间流动,主要定量研究结果如下:

(1)子流域尺度基于地形高程的自然状态服务流最终汇入位于下游的山格溪子流域,累计盈余流量 $4.59 \times 10^8 \text{ m}^3$,在水质胁迫的情景下削减为 $9.9 \times 10^7 \text{ m}^3$,削减率为 78.43%,流动方向由地形水系决定,不受水质的影响。对于流域上下游地区的水资源自然调配有一定参考价值。

(2)乡镇尺度基于各乡镇淡水供需情况的平衡状态服务流总量约 $4.63 \times 10^7 \text{ m}^3$,在水质胁迫情景下约 $4.02 \times 10^7 \text{ m}^3$,削减率为 13.17%,水质胁迫使得乡镇间动态服务流量增大,加剧区域供需差异,同时改变了淡水供给服务流方向,在水质影响下霞寨镇从相对供给区转变为相对受益区。区域间水资源管理和调配需要综合考虑水质和水量。

(3)花山溪流域的淡水供给服务与降水量和 NDVI 显著正相关,用水需求量主要受耕地面积影响,水质调节服务与园地面积显著负相关,与林地面积显著正相关,说明花山溪流域的综合整治需要重点管控果园面积和化肥施用,推广天然林地的种

植与保护。

参考文献:

- [1] COSTANZA R, D'ARCE R, DE GROOT R, *et al.* The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital[J]. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 3-15.
- [2] SERNA-CHAVEZ H M, SCHULP C J E, VAN BODEGOM P M, *et al.* A Quantitative Framework for Assessing Spatial Flows of Ecosystem Services[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 39: 24-33.
- [3] VILLAMAGNA A M, ANGERMEIER P L, BENNETT E M. Capacity, Pressure, Demand, and Flow: A Conceptual Framework for Analyzing Ecosystem Service Provision and Delivery[J]. *Ecological Complexity*, 2013, 15: 114-121.
- [4] 程宪波, 陶宇, 欧维新. 生态系统服务与人类福祉关系研究进展[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(7): 885-893. [CHENG Xian-bo, TAO Yu, OU Wei-xin. Research Progress on the Relationship between Ecosystem Service and Human Well-being [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(7): 885-893.]
- [5] APOSTOLAKI S, AKINSETE E, KOUNDOURI P, *et al.* Freshwater: The Importance of Freshwater for Providing Ecosystem Services[M] // *Encyclopedia of the World's Biomes*. Amsterdam, Dutch: Elsevier, 2020: 71-79.
- [6] ALLISON K. Book Review: Ecosystems and Human Well-Being: Health Synthesis[J]. *Journal of the Royal Society for the Promotion of Health*, 2006, 126(4): 192.
- [7] 宋旭, 孙士宇, 张伟, 等. “水污染防治行动计划”实施背景下我国水环境管理优化对策研究[J]. *环境保护科学*, 2017, 43(2): 51-57. [SONG Xu, SUN Shi-yu, ZHANG Wei, *et al.* Study of the Optimization of Water Environment Management in China under the Background of Water Pollution Prevention and Control Action Plan [J]. *Environmental Protection Science*, 2017, 43(2): 51-57.]
- [8] 王谦, 高红杰. 我国城市水环境管理策略建议: 对《水污染防治行动计划》的解读[J]. *环境保护科学*, 2015, 41(3): 4-7. [WANG Qian, GAO Hong-jie. Proposal of Urban Water Environment Management Strategy in China: An Interpretation of Water Pollution Control Action Plan [J]. *Environmental Protection Science*, 2015, 41(3): 4-7.]
- [9] 赵云皓, 逮元堂, 马春晖, 等. 实施《水污染防治行动计划》推动水环境产业发展: 对《水污染防治行动计划》的解读[J]. *环境保护科学*, 2015, 41(3): 42-46. [ZHAO Yun-hao, LU Yuan-tang, MA Chun-hui, *et al.* Implementation of Water Pollution Control Action Plan to Promote the Development of Water Environment Industry: An Interpretation of Water Pollution Control Action Plan [J]. *Environmental Protection Science*, 2015, 41(3): 42-46.]
- [10] 朱玫. 论河长制的发展实践与推进[J]. *环境保护*, 2017, 45(增刊1): 58-61. [ZHU Mei. On the Development and Promotion of River Governor System [J]. *Environmental Protection*, 2017, 45(Suppl.1): 58-61.]
- [11] 陈利顶, 李秀珍, 傅伯杰, 等. 中国景观生态学发展历程与未来研究重点[J]. *生态学报*, 2014, 34(12): 3129-3141. [CHEN Li-ding, LI Xiu-zhen, FU Bo-jie, *et al.* Development History and Future Research Priorities of Landscape Ecology in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(12): 3129-3141.]
- [12] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. *生态学报*, 1999, 19(1): 8-15. [YU Kong-jian. Landscape Ecological Security Patterns in Biological Conservation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(1): 8-15.]
- [13] 白杨, 王敏, 李晖, 等. 生态系统服务供给与需求的理论与管理方法[J]. *生态学报*, 2017, 37(17): 5846-5852. [BAI Yang, WANG Min, LI Hui, *et al.* Ecosystem Service Supply and Demand: Theory and Management Application [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(17): 5846-5852.]
- [14] 马琳, 刘浩, 彭建, 等. 生态系统服务供给和需求研究进展[J]. *地理学报*, 2017, 72(7): 1277-1289. [MA Lin, LIU Hao, PENG Jian, *et al.* A Review of Ecosystem Services Supply and Demand [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(7): 1277-1289.]
- [15] 严岩, 朱捷缘, 吴钢, 等. 生态系统服务需求、供给和消费研究进展[J]. *生态学报*, 2017, 37(8): 2489-2496. [YAN Yan, ZHU Jie-yuan, WU Gang, *et al.* Review and Prospective Applications of Demand, Supply, and Consumption of Ecosystem Services [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(8): 2489-2496.]
- [16] XU Z H, WEI H J, DONG X B, *et al.* Evaluating the Ecological Benefits of Plantations in Arid Areas from the Perspective of Ecosystem Service Supply and Demand-Based on Emergy Analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135853.
- [17] LIN J Y, HUANG J L, PRELL C, *et al.* Changes in Supply and Demand Mediate the Effects of Land-Use Change on Freshwater Ecosystem Services Flows [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 763: 143012.
- [18] 李萍. 淡水供给生态系统服务量化及变化环境响应[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2017. [LI Ping. Freshwater Provisioning Ecosystem Service Quantification and Responses to Environmental Changes [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2017.]
- [19] 董丽青. 基于SPANs模型碳固定服务和水产出服务供给、需求和服务流的量化评估与制图[D]. 临汾: 山西师范大学, 2018. [DONG Li-qing. Assessment and Map-making on Ecosystem Services Supply, Demand and Flow of Carbon Storage and Water Supply Based on SPANs Model [D]. Linfen: Shanxi Normal University, 2018.]
- [20] 陈登帅, 李晶, 张渝萌, 等. 延河流域水供给服务供需平衡与服务流研究[J]. *生态学报*, 2020, 40(1): 112-122. [CHEN Deng-shuai, LI Jing, ZHANG Yu-meng, *et al.* Quantification and Simulation of Supply, Demand and Flow of Water Provision Service in the Yanhe Watershed, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(1): 112-122.]
- [21] QIN K Y, LIU J Y, YAN L W, *et al.* Integrating Ecosystem Services Flows into Water Security Simulations in Water Scarce Areas: Present and Future [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 670: 1037-1048.
- [22] 张立伟, 傅伯杰. 生态系统服务制图研究进展[J]. *生态学报*, 2014, 34(2): 316-325. [ZHANG Li-wei, FU Bo-jie. The Progress in Ecosystem Services Mapping: A Review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 316-325.]

- [23] 肖玉, 谢高地, 鲁春霞, 等. 基于供需关系的生态系统服务空间流动研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(10): 3096-3102. [XIAO Yu, XIE Gao-di, LU Chun-xia, *et al.* Involvement of Ecosystem Service Flows in Human Wellbeing Based on the Relationship between Supply and Demand [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(10): 3096-3102.]
- [24] MOKONDOKO P, MANSON R H, PÉREZ-MAQUEO O. Assessing the Service of Water Quality Regulation by Quantifying the Effects of Land Use on Water Quality and Public Health in Central Veracruz, Mexico [J]. *Ecosystem Services*, 2016, 22: 161-173.
- [25] WANG J Q, CHEN S Q, WANG M. How Do Spatial Patterns Impact Regulation of Water-Related Ecosystem Services? Insights from a New Town Development in the Yangtze River Delta, China [J]. *Sustainability*, 2019, 11(7): 2010.
- [26] WU Y H, LIU J Z, SHEN R F, *et al.* Mitigation of Nonpoint Source Pollution in Rural Areas: From Control to Synergies of Multi Ecosystem Services [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 607/608: 1376-1380.
- [27] 黄新华. 九龙江花山溪平和县城区防洪对策研究[J]. 水利科技, 2012(1): 17-20.
- [28] ZHANG L, DAWES W R, WALKER G R. Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation Changes at Catchment Scale [J]. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701-708.
- [29] 傅抱璞. 山地蒸发的计算[J]. 气象科学, 1996, 16(4): 328-335. [FU Bao-pu. On the Calculation of Evaporation from Land Surface in Mountainous Areas [J]. *Scientia Meteorologica Sinica*, 1996, 16(4): 328-335.]
- [30] ZHANG L, HICKEL K, DAWES W R, *et al.* A Rational Function Approach for Estimating Mean Annual Evapotranspiration [J]. *Water Resources Research*, 2004, 40(2): 1-14.
- [31] LEH M D K, MATLOCK M D, CUMMINGS E C, *et al.* Quantifying and Mapping Multiple Ecosystem Services Change in West Africa [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 165: 6-18.
- [32] 吴娜, 宋晓谕, 康文慧, 等. 不同视角下基于 InVEST 模型的流域生态补偿标准核算: 以渭河甘肃段为例 [J]. 生态学报, 2018, 38(7): 2512-2522. [WU Na, SONG Xiao-yu, KANG Wen-hui, *et al.* Standard of Payment for Ecosystem Services in a Watershed Based on InVEST Model under Different Standpoints: A Case Study of the Weihe River in Gansu Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(7): 2512-2522.]
- [33] 潘竟虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析 [J]. 农业工程学报, 2017, 33(17): 280-289. [PAN Jing-hu, LI Zhen. Analysis on Trade-Offs and Synergies of Ecosystem Services in Arid Inland River Basin [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(17): 280-289.]
- [34] 应兰兰, 侯西勇, 路晓, 等. 我国非点源污染研究中输出系数问题 [J]. 水资源与水工程学报, 2010, 21(6): 90-95, 99. [YING Lan-lan, HOU Xi-yong, LU Xiao, *et al.* Discussion on the Export Coefficient Method in Non-Point Source Pollution Studies in China [J]. *Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2010, 21(6): 90-95, 99.]
- [35] 程一凡. 基于 InVEST 模型的三江源国家公园水源涵养量变化与草地生态补偿研究 [D]. 昆明: 云南财经大学, 2019. [CHENG Yi-fan. Study on the Change of Water Conservation Capacity and Grassland Ecological Compensation in Sanjiangyuan National Park Based on InVEST Model [D]. Kunming: Yunnan University of Finance and Economics, 2019.]
- [36] 王瑶. 基于 InVEST 的查干湖自然保护区生态系统服务评估及权衡与协同关系研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2020. [WANG Yao. The Evaluation of Ecosystem Services and its Trade-Offs and Synergies in Chagan Lake Nature Reserve Based on InVEST Model [D]. Changchun: Jilin University, 2020.]
- [37] 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]. 曲阜: 曲阜师范大学, 2017. [GUO Hong-wei. Study on the spatial pattern of ecosystem services in the South Four Lakes Basin based on the InVEST model [D]. Qufu: Qufu Normal University, 2017.]
- [38] 杨蕾. 基于 InVEST 模型的三江源主要生态系统服务权衡与协同研究 [D]. 上海: 上海师范大学, 2020. [YANG Lei. Trade-offs and collaborative research on major ecosystem services in sanjiangyuan based on InVEST model [D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2020.]
- [39] 潘翔. 基于 InVEST 模型的生态系统服务权衡协同关系研究: 以河湟地区为例 [D]. 兰州: 西北师范大学, 2018. [PANG Xiang. The Research of Trade-Offs and Synergies Among Ecosystem Services Based on InVEST Model: A Case Study of Hehuang Region [D]. Lanzhou: Northwest Normal University, 2018.]
- [40] 孙雪萍. 生态系统服务流动性分析: 以张承地区水资源供给服务为例 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2016. [SUN Xue-ping. Analysis of ecosystem service mobility: An example of water supply service in Zhangcheng region [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016.]
- [41] JIANG H, PENG J, DONG J Q, *et al.* Linking Ecological Background and Demand to Identify Ecological Security Patterns across the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in China [J]. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 2135-2150.
- [42] GOLDENBERG R, KALANTARI Z, CVETKOVIC V, *et al.* Distinction, Quantification and Mapping of Potential and Realized Supply-Demand of Flow-Dependent Ecosystem Services [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 593/594: 599-609.
- [43] LI D L, WU S Y, LIU L B, *et al.* Evaluating Regional Water Security through a Freshwater Ecosystem Service Flow Model: A Case Study in Beijing-Tianjian-Hebei Region, China [J]. *Ecological Indicators*, 2017, 81: 159-170.
- [44] JENSON S K, DOMINGUE J O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information-System Analysis [J]. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1988, 54(11): 1593-1600.
- [45] LIU K K, LI C H, YANG X L, *et al.* Water Resources Supply-Consumption (Demand) Balance Analyses in the Yellow River Basin in 2009 [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 13: 1956-1965.
- [46] LI T H, YANG S N, TAN M X. Simulation and Optimization of Water Supply and Demand Balance in Shenzhen: A System Dynamics Approach [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 207: 882-893.

- [47] HUANG Y L, HUANG J L, ERVINIA A, *et al.* Land Use and Climate Variability Amplifies Watershed Nitrogen Exports in Coastal China[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 207: 104428.
- [48] 陈花丹, 郭国英, 岳新建, 等. 福建省森林生态系统服务功能价值评估[J]. *林业勘察设计*, 2018, 38(1): 5-10. [CHEN Hua-dan, GUO Guo-ying, YUE Xin-jian, *et al.* The Evaluation of Ecological Service Function in Fujian Province[J]. *Forestry Prospect and Design*, 2018, 38(1): 5-10.]
- [49] 刘业轩, 石晓丽, 史文娇. 福建省森林生态系统水源涵养服务评估: InVEST 模型与 Meta 分析对比[J]. *生态学报*, 2021, 41(4): 1349-1361. [LIU Ye-xuan, SHI Xiao-li, SHI Wen-jiao. Evaluation of Water Retention Services of Forest Ecosystems in Fujian Province: Comparison between Results from the InVEST Model and Meta-Analysis [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(4): 1349-1361.]
- [50] 张欣蓉, 王晓峰, 程昌武, 等. 基于供需关系的西南喀斯特区生态系统服务空间流动研究[J]. *生态学报*, 2021, 41(9): 3368-3380. [ZHANG Xin-rong, WANG Xiao-feng, CHENG Chang-wu, *et al.* Ecosystem Service Flows in Karst Area of China Based on the Relationship between Supply and Demand[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(9): 3368-3380.]
- [51] ZHOU P, HUANG J L, HONG H S. Modeling Nutrient Sources, Transport and Management Strategies in a Coastal Watershed, Southeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610/611: 1298-1309.
- [52] ZHANG X X, YI Y J, YANG Z F. Nitrogen and Phosphorus Retention Budgets of a Semiarid Plain Basin under Different Human Activity Intensity [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134813.
- [53] YU C, HUANG X, CHEN H, *et al.* Managing Nitrogen to Restore Water Quality in China[J]. *Nature*, 2019, 567(7749): 516-520.
- [54] HOU Y Z, ZHAO W W, LIU Y X, *et al.* Relationships of Multiple Landscape Services and Their Influencing Factors on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 1987-2005.
- [55] WANG H, LIU LB, YIN L, *et al.* Exploring the Complex Relationships and Drivers of Ecosystem Services across Different Geomorphological Types in the Beijing-Tianjin-Hebei Region, China (2000-2018) [J]. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107116.
- [56] YANG M H, GAO X D, ZHAO X N, *et al.* Scale Effect and Spatially Explicit Drivers of Interactions between Ecosystem Services: A Case Study from the Loess Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 785: 147389.
- [57] YANG D, LIU W, TANG L Y, *et al.* Estimation of Water Provision Service for Monsoon Catchments of South China: Applicability of the InVEST Model[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 182: 133-143.
- [58] JIANG C, LI D Q, WANG D W, *et al.* Quantification and Assessment of Changes in Ecosystem Service in the Three-River Headwaters Region, China as a Result of Climate Variability and Land Cover Change[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 66: 199-211.
- [59] LANG Y Q, SONG W, ZHANG Y. Responses of the Water-Yield Ecosystem Service to Climate and Land Use Change in Sancha River Basin, China[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2017, 101: 102-111.
- [60] 蔡进福. 平和县花山溪水环境保护对策研究[J]. *皮革制作与环保科技*, 2021, 2(3): 18-20. [CAI Jin-fu. Study on Water Environment Protection Countermeasures of Huashan Stream in Pinghe County [J]. *Leather Manufacture and Environmental Technology*, 2021, 2(3): 18-20.]
- [61] 张钰靖. 平和县农业面源污染现状及防治对策[J]. *安徽农学通报*, 2020, 26(19): 135-137. [ZHANG Yu-jing. Research on Current Situation and Countermeasures of Agricultural Non-Point Source Pollution in Pinghe County[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2020, 26(19): 135-137.]
- [62] 段文标, 段文靖, 陈立新, 等. 哈尔滨市城市森林土壤对污水的净化能力[J]. *生态学杂志*, 2018, 37(7): 2130-2138. [DUAN Wen-biao, DUAN Wen-jing, CHEN Li-xin, *et al.* Purification Capacity for Treating Sewage of Urban Forest Soil in Harbin[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(7): 2130-2138.]
- [63] 汤家喜. 河岸缓冲带对农业非点源污染的阻控作用研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2014. [Tang Jia-xi. Study on Control of Agricultural Non-point Source Pollutants by Riparian Vegetated Filter Strips[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2014.]
- [64] 刘怡娜, 孔令桥, 肖懿, 等. 长江流域景观格局与生态系统水质净化服务的关系[J]. *生态学报*, 2019, 39(3): 844-852. [LIU Yi-na, KONG Ling-qiao, XIAO Yi, *et al.* Relationships between Landscape Pattern and Ecosystem Water Purification Service in the Yangtze River Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(3): 844-852.]
- [65] 韩蕊, 孙思琦, 郭砾, 等. 川东地区生态系统服务价值时空演变及其驱动力分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(9): 1136-1143. [HAN Rui, SUN Si-qi, GUO Luo, *et al.* Evolution of Ecosystem Service Value and Analysis of Driving Forces in the East Region of Sichuan Province, China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(9): 1136-1143.]
- [66] 孟浩斌, 周启刚, 李明慧, 等. 三峡库区生态系统服务时空变化及权衡与协同关系研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(5): 566-575. [MENG Hao-bin, ZHOU Qi-gang, LI Ming-hui, *et al.* Study of the Spatio-Temporal Changes in Ecosystem Services and Trade-offs/ Synergies Relationship in the Three Gorges Reservoir Area [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(5): 566-575.]

作者简介: 陈梓隆(1997—), 男, 福建福州人, 主要研究方向为流域景观格局与生态系统服务。E-mail: 409407131@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0814

白海锋,宋进喜,龙永清,等.红碱淖浮游动物群落结构特征及其与环境因子的关系[J].生态与农村环境学报,2022,38(8):1064-1075.

BAI Hai-feng, SONG Jin-xi, LONG Yong-qing, et al. Characteristics of Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Hongjiannao Lake[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1064-1075.

红碱淖浮游动物群落结构特征及其与环境因子的关系

白海锋^{1,2,3,4①}, 宋进喜³, 龙永清³, 刘刚⁵, 张星朗⁴, 袁永锋⁴, 李引娣⁴ [1. 陕西省地质环境监测总站(陕西省地质灾害中心), 陕西 西安 710054; 2. 自然资源部陕西西安地裂缝与地面沉降野外科学观测研究站, 陕西 西安 710054; 3. 西北大学城市与环境学院/陕西省地表系统与环境承载力重点实验室, 陕西 西安 710127; 4. 中国水产科学研究院黄河水产研究所(陕西省水产研究所), 陕西 西安 710086; 5. 大连海洋大学水产与生命学院/辽宁省水生生物学重点实验室, 辽宁 大连 116023]

摘要: 为了解红碱淖浮游动物群落结构特征及水质状况,科学保护沙漠湖泊生态健康,于2016—2017年调查了红碱淖浮游动物群落结构和主要水质理化指标,分析了该湖泊浮游动物现存量 and 多样性的季节变化规律及影响因素。结果表明,红碱淖全年共调查到浮游动物30属35种,种类组成以轮虫为主,占比为41.67%,优势种以小口钟虫(*Vorticella microstoma*)、唇形叶轮虫(*Notholca labis*)、虱形大眼蚤(*Polyphemus pediculus*)、蒙古裸腹蚤(*Moina mongolica*)、汤匙华哲水蚤(*Sinocalanus dorrii*)为主,种类数季节变化表现为冬季>春季>秋季>夏季。浮游动物年平均密度为61.9 L⁻¹,变化范围4.2~326.3 L⁻¹,年平均生物量为0.193 mg·L⁻¹,变化范围为0.001~1.138 mg·L⁻¹,浮游动物现存量存在季节差异,呈现出夏季>秋季>冬季>春季的特点。浮游动物 Shannon-Weiner 多样性指数和 Pielou 均匀度指数年平均值分别为2.040和0.712,多样性呈现出秋冬季高于春夏季。典范对应分析(CCA)显示,水温、电导率和溶解氧浓度是显著影响浮游动物群落分布的主要环境因子。根据生物多样性指数和综合营养状态指数(TLI)水质评价结果表明,红碱淖水质处于中污染状态,水体属轻度富营养类型,水量调控与水质管理对浮游动物群落结构具有较大影响。研究结果可为红碱淖的生态保护及水资源开发利用提供理论参考。

关键词: 红碱淖; 浮游动物; 群落结构; 水质评价; 环境因子

中图分类号: X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1064-12

Characteristics of Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Hongjiannao Lake. BAI Hai-feng^{1,2,3,4①}, SONG Jin-xi³, LONG Yong-qing³, LIU Gang⁵, ZHANG Xing-lan⁴, YUAN Yong-feng⁴, LI Yin-di⁴ (1. Shaanxi Institute of Geo-environment Monitoring, Xi'an 710054, China; 2. Shaanxi Xi'an Observation and Research Station of Ground Fissure and Land Subsidence, Ministry of Natural Resources, Xi'an 710054, China; 3. Shaanxi Key Laboratory of Earth Surface System and Environmental Carrying Capacity/ College of Urban and Environmental Sciences, Northwest University, Xi'an 710127, China; 4. Yellow River Fisheries Research Institute of Chinese Academy of Fishery Sciences, Xi'an 710086, China; 5. Liaoning Province Key Laboratory of Hydrobiology/ College of Fisheries and Life Science, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China)

Abstract: For understanding the zooplankton community structure characteristics and the state of the water quality of the Hongjiannao Lake, and to scientifically protect the desert lake ecological health, an investigation of zooplankton community and water environment in Hongjiannao Lake were conducted from 2016 to 2017, and the seasonal variation trend and influencing factors of zooplankton abundance and diversity were analyzed. A total of 35 zooplankton species belonging to 30 genera were identified. The rotifera were dominant in the species composition, with accounting for 41.6%. The main dominant species were *Vorticella microstoma*, *Notholca labis*, *Polyphemus pediculus*, *Moina mongolica* and *Sinocalanus dorrii*. The seasonal variation of number of species showed a trend of winter > spring > autumn > summer. The annual density of zooplankton ranged from 4.2 to 326.3 L⁻¹ with an average of 61.9 L⁻¹, and the annual biomass ranged from 0.001 to 1.138 mg·L⁻¹ with an average of 0.193 mg·L⁻¹. There was a seasonal difference in zooplankton abundance, showing the char-

收稿日期: 2021-12-28

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(12&ZD216-02); 农业部黄河中上游渔业资源环境科学观测实验站开放课题(2015SYKF-02)

① 通信作者 E-mail: baihaifeng2002@126.com

acteristics of summer > autumn > winter > spring. The mean value of Shannon-Weiner diversity index and Pielou evenness index were 2.040 and 0.712, respectively, indicating that the diversity in autumn and winter was higher than that in spring and summer. Canonical correspondence analysis show that water temperature, electrical conductivity and dissolved oxygen were the main environmental factors that significantly affected zooplankton community distribution. According to the biodiversity index and the comprehensive trophic level index, the results show that the water quality was moderately polluted and slightly eutrophicated in Hongjiannao Lake. The control of water quantity and the management of water quality had great influence on the zooplankton community structure. The results of this study can provide a reference for ecological protection and water resources development in Hongjiannao Lake.

Key words: Hongjiannao Lake; zooplankton; community structure; water quality assessment; environmental factor

水域生态系统中,浮游动物作为初级消费者在食物网中占据重要角色,在生物地球化学循环、能量流动以及信息传递等生态过程中起着至关重要的作用^[1]。浮游动物通过捕食者对浮游植物的群落结构产生下行效应,同时作为食物对鱼类和其他水生生物产生下行效应,影响着水生生态系统的生物资源消耗补充量和容纳量^[2-3]。浮游动物在其周围环境因子影响下有着极其敏感的变化,其群落结构与生态环境变化密切相关,其中水文、水化学、水生生物以及人类活动等对浮游动物群落结构和多样性有重要的影响^[4-6]。此外,由于不同类群的浮游动物对外界环境变化的敏感性和适应能力存在差异,利用其种群结构、现存量以及优势种和污染指示种等的变化可间接反映水质状况和健康程度,以弥补水体理化指标在水质评价上的不足^[7]。近年来相关研究显示,浮游动物的群落结构和多样性可准确反映水质特征及其变化趋势^[8-9]。因此,了解和掌握浮游动物群落结构的变化及其与水环境因子的关系有利于制定或调整水生生态系统修复和保护计划^[10-11]。

湖泊是陆地水圈的重要组成部分,对全球气候变化及人类影响非常敏感,尤其对于降水量较少的内陆沙漠湖泊,由于其特殊的地理位置和较为极端的环境条件(如辐射强、蒸发量大、缓冲能力弱、营养水平低等),水生生态系统相对简单,对环境的响应表现更迅速、更敏感,环境的细微变化能显著影响沙漠湖泊的理化性质,从而引起水生生物群落结构的变化,对湖泊生态安全造成影响^[12-13]。因此,对沙漠湖泊水环境质量进行评价,探讨湖泊水生生物群落的特征、演变规律并提出保护措施是维护湖泊的生态服务功能、制定湖泊生态环境保护和修复政策的基础^[14],对揭示湖泊生态系统功能的变化、预测生态系统对当前以及未来环境变化的响应具有重要意义。

红碱淖地处中国西北沙漠与黄土边界带,在水文地质上属于黄河中游鄂尔多斯高原内流区,历史

上是我国最大的沙漠淡水湖。红碱淖是陕西与内蒙古的边界湖泊,也是陕西省重要的中型淡水湖泊,具有蓄水、泄洪、运输、养殖、旅游、科研等多种功能与价值,为此有许多学者就其资源增值和湿地保护进行了大量研究和探讨^[15-16]。该湖现为世界濒危动物——遗鸥的重要栖息地,当地政府也日渐重视鸟类保护工作,相继建立了鸟类保护站并划定了鸟类保护区,对维系区域生态平衡具有重要意义。但是,近年来由于全球气候变暖的影响,红碱淖入湖径流减少,湖泊水位急剧下降,湖水 pH 值呈升高趋势,淡水湖成为了微咸水湖,水生生物多样性遭受巨大影响,水环境的强烈变化严重威胁着湖泊生态平衡,许多生态功能相继丧失^[17]。针对红碱淖湖区的生态保护问题,陕西与内蒙古经过协商,制定了 3 a 补水 300 万 m³ 的生态修复计划,并于 2016 年 10 月中旬开始补水 100 万 m³,湖区水位上升,pH 值呈下降趋势,水生生物多样性逐渐提高。历史资料显示,红碱淖水生生物的调查研究仅见 20 世纪八九十年代至 21 世纪初^[18-19],对于经历了几十年的生产养殖和自然生态修复,尤其是近些年通过内蒙古扎萨克水库补水后,该湖的水质以及水生生物群落变化鲜见详细的调查研究。基于此,笔者于 2016—2017 年对红碱淖的浮游动物群落结构进行了全面调查和分析,以期全面了解红碱淖浮游动物的群落结构特征及季节变化趋势提供数据参考,同时也为该湖区水质调控和流域生态保护提供理论依据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区与调查点位

红碱淖(39°04'~39°08' N, 109°50'~109°56' E)海拔 980~1 200 m,湖区东西最宽处 10 km,南北最长处 12 km,湖水最深为 12 m。20 世纪 70 年代,湖泊面积基本稳定在 60 km²,水量约为 4.9×10⁸ m³,20 世纪 90 年代后,湖区面积呈逐年萎缩趋势,由 1999 年的 50.27 km² 减少到 2015 年的 31.05

km², 减少了 37.79%^[20]。根据红碱淖的地理形态、水文条件以及浮游动物的采样要求, 在湖区明水区自西向东设置 10 个采样点(H1~H10, 图 1)。其中, H1 和 H2 位于鳞盖兔河和孙道沟河入湖区, H4 位于尔林兔河和七卜素河入湖区, H5 位于扎萨克河和壕赖河入湖区, H3 和 H10 位于人类活动区(水上乐园、游艇码头), H8 位于遗鸥保护区, H6、H7、H9 位于湖中心区。于 2016 年 5 月(春)、8 月(夏)、11 月(秋)和 2017 年 1 月(冬)采集调查上上层水样, 并进行水质检测与生物鉴定分析。

1.2 样品采集与处理

小型浮游动物: 轮虫和原生动物定性样品用 25# 浮游生物网在水面下以“∞”字形拖拽采集, 并用 φ 为 4%~5% 甲醛溶液固定。定量样品用 5 L 有机玻璃采水器取中上层混合水样 1 L, 现场加入 φ 为 1.0%~1.5% 鲁哥氏液固定; 大型浮游动物: 枝角类和桡足类定性样品用 13# 浮游生物网在水面下以“∞”字形拖拽采集, 并用 φ 为 4%~5% 甲醛溶液固定。定量样品用有机玻璃采水器取 50 L 中上层混合水样, 用 25# 浮游生物网过滤收集于 50 mL 样品瓶中, 现场加入 φ 为 4%~5% 甲醛溶液固定^[21]。采集固定好的样本在实验室静置 24 h 后虹吸浓缩至约 30 mL, 参照文献[22-23], 在 100~400 倍 Olympus-CX21 生物显微镜下进行浮游动物种类的鉴定和定量。

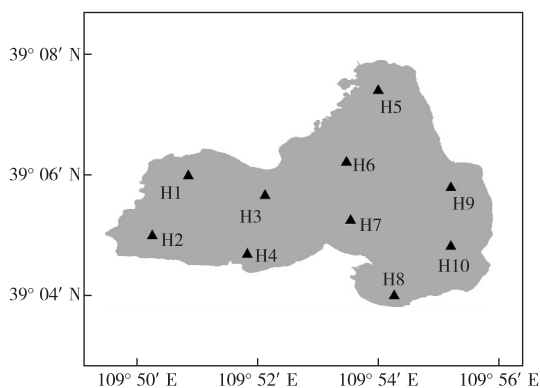


图 1 红碱淖位置及采样点位示意

Fig. 1 Location and sampling sites of Hongjiannao Lake

1.3 水质监测

现场采用 YSI-85 型便携式水质分析仪测定水温(WT)、pH 值、溶解氧(DO)浓度、盐度(SAL)、电导率(EC), 使用塞氏盘测定透明度(SD)、水深(WD); 在各采样点取中上层混合水样 2 L, 低温保

存于 48 h 内送往实验室测定总氮(TN)浓度、总磷(TP)浓度、氨氮(NH₄⁺-N)浓度、亚硝酸盐(NO₂⁻-N)浓度、硝酸盐(NO₃⁻-N)浓度、磷酸盐(PO₄³⁻-P)浓度、化学需氧量(COD_{Mn})、硬度(HARD)。水质分析参照文献[24]。叶绿素(Chl-a)浓度分析方法参照 HJ 897—2017《水质叶绿素 a 的测定 分光光度法》。

1.4 数据分析

1.4.1 多样性指数

浮游动物 Shannon-Weiner 多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)计算公式分别为

$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i, \quad (1)$$

$$P_i = n_i / N, \quad (2)$$

$$J = H' / H'_{\max}, \quad (3)$$

$$H'_{\max} = \log_2 S. \quad (4)$$

式(1)~(4)中, P_i 为第 i 种的个体数与总个体数的比值; n_i 为第 i 种个体数; N 为所有物种个体数; H'_{\max} 为 Shannon-Weiner 多样性指数最大值; S 为样品中总种类数。

1.4.2 优势种

优势种的确定采用优势度(Y)计算公式为

$$Y = f_i \times P_i. \quad (5)$$

式(5)中, f_i 为第 i 个物种的出现频率。 $Y \geq 0.02$ 确定为优势种。

1.4.3 综合营养状态评价

选取 Chl-a 浓度作为基准指数, TN 浓度、TP 浓度、SD 和 COD_{Mn} 作为附加指数参数, 运用综合营养状态指数法对红碱淖水体营养状况(TLI, I_{TL})进行初步评价。

$$I_{TL} = \sum W_j \times I_{TL,j}. \quad (6)$$

式(6)中, I_{TL} 为综合营养状态指数; W_j 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重; $I_{TL,j}$ 为第 j 种参数的营养状态指数。

采用 0~100 的连续数字水体营养状态分级, 同一营养状态下, 指数值越高, 其营养程度越严重: $I_{TL} < 30$ 为贫营养, $30 \leq I_{TL} \leq 50$ 为中营养, $50 < I_{TL} \leq 60$ 为轻度富营养, $60 < I_{TL} \leq 70$ 为中度富营养, $I_{TL} > 70$ 为重度富营养^[25]。

所有数据统计分析采用统计软件 SPSS 17.0 进行处理, 利用 CANOCO 4.5 软件包分别对环境因子进行主成分分析(PCA), 对浮游动物进行去趋势对应分析(DCA), 如果 4 个轴中梯度最大值超过 4, 属于单峰型模型, 使用典范对应分析(CCA), 如果小于 3, 属于线性模型, 使用冗余分析(RDA), 通过前

向选择和膨胀因子分析对主要环境因子进行筛选,去除自相关变量,判断显著影响浮游动物群落结构时空格局的驱动因子,每一步都采用蒙特卡洛置换检验。

2 结果与分析

2.1 水体理化特征和季节变化规律

调查期间,红碱淖年平均水深变化幅度不大,季节性不明显,采样点最深处为 5.6 m,最浅处为 0.8 m,年均水深为 3.0 m。水温随气温的变化而变化,存在显著性季节性差异 ($P < 0.05$),全年水温最高为 22.4 °C (夏季),最低为 0.8 °C (冬季),年均水温为 11.0 °C。湖水透明度总体变化较大,最大值出现在春季,为 160 cm,年均透明度为 79.6 cm,春冬两季变化明显。湖水碱性较大,pH 值平均为 9.67,年际变化范围在 9.26~9.91。 $\rho(\text{DO})$ 夏冬两季差异较大,冬季最低,平均为 0.83 mg · L⁻¹,夏季较高,均

值达 7.74 mg · L⁻¹。电导率和盐度季节性差异均不显著 ($P > 0.05$),最高值均出现在夏季(表 1)。

红碱淖 $\rho(\text{TN})$ 为 1.14~2.31 mg · L⁻¹,年均值为 1.59 mg · L⁻¹,秋冬两季差异不大。 $\rho(\text{TP})$ 为 0.10~0.26 mg · L⁻¹,年均值为 0.16 mg · L⁻¹,最高值出现在夏季。N/P 比为 5.5~18.5,最高值出现在春季。氨氮、亚硝酸盐和硝酸盐含量平均值分别为 0.16、0.01 和 1.18 mg · L⁻¹,最大值均出现在春季。 $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 年平均值为 0.30 mg · L⁻¹,最低值出现在秋季 H1 采样点(0.15 mg · L⁻¹)。COD_{Mn} 平均值为 13.83 mg · L⁻¹,4 个季节差异显著 ($P < 0.05$)。硬度平均值为 292.86 mg · L⁻¹,春夏季与秋冬季存在显著差异。 $\rho(\text{Chl-a})$ 为 0.76~1.72 μg · L⁻¹,年均值为 1.11 μg · L⁻¹,最高值出现在秋季(表 1)。

红碱淖富营养指数 TLI 值变化范围在 52.30~54.14 之间,TLI 值的季节变化趋势为春季 > 冬季 > 夏季 > 秋季,全年处于轻度富营养水平。

表 1 红碱淖水体理化指标季节变化

Table 1 Seasonal variation of water body physical and chemical parameters in Hongjiannao Lake

季节	水温/ °C	水深/ m	$\rho(\text{DO})$ / (mg · L ⁻¹)	pH 值	EC / ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	盐度/ ‰	透明度/ cm	$\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ / (mg · L ⁻¹)
春季	11.43±1.09 ^b	2.90±0.85 ^a	4.87±0.41 ^b	9.79±0.08 ^a	10 618.00±1 112.53 ^a	4.94±0.95 ^a	97.50±26.05 ^a	0.21±0.05 ^a
夏季	21.66±0.43 ^a	2.93±1.20 ^a	7.74±0.34 ^a	9.78±0.04 ^a	10 802.00±1 161.25 ^a	5.13±0.87 ^a	83.80±30.30 ^{ab}	0.20±0.07 ^a
秋季	9.18±0.99 ^c	3.48±1.13 ^a	7.52±0.81 ^a	9.54±0.11 ^b	10 187.00±1 153.86 ^a	4.55±0.71 ^a	71.60±21.41 ^{ab}	0.11±0.04 ^b
冬季	1.80±0.56 ^d	2.60±0.87 ^a	0.83±0.38 ^c	9.57±0.20 ^b	10 094.00±565.88 ^a	4.97±0.58 ^a	65.60±17.55 ^b	0.14±0.04 ^b
季节	$\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ / (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ / (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{TN})$ / (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{TP})$ / (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ / (mg · L ⁻¹)	COD _{Mn} / (mg · L ⁻¹)	硬度/ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{Chl-a})$ / (μg · L ⁻¹)
春季	0.02±0.01 ^a	1.35±0.15 ^a	2.04±0.20 ^a	0.15±0.02 ^b	0.29±0.06 ^{ab}	18.73±2.78 ^a	372.21±9.49 ^a	0.89±0.12 ^c
夏季	0.01±0.00 ^b	1.24±0.09 ^{ab}	1.55±0.12 ^b	0.18±0.03 ^a	0.33±0.06 ^a	12.75±0.42 ^b	368.55±11.11 ^a	1.03±0.15 ^{bc}
秋季	0.01±0.00 ^b	1.13±0.05 ^{bc}	1.36±0.06 ^c	0.14±0.03 ^b	0.25±0.06 ^b	10.51±0.47 ^c	215.83±12.93 ^b	1.40±0.19 ^a
冬季	0.01±0.00 ^b	1.01±0.30 ^c	1.39±0.11 ^c	0.16±0.04 ^{ab}	0.33±0.06 ^a	13.31±0.77 ^b	214.85±27.61 ^b	1.12±0.13 ^b

同一列数据上方英文小写字母不同表示不同季节间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

2.2 浮游动物特征

2.2.1 浮游动物种类组成及优势种

此次季节性调查共发现浮游动物 4 大类 30 属 35 种,其中轮虫 12 属 15 种,占总种类数的 42.86%;原生动物 10 属 11 种,占总种类数的 31.43%;枝角类 4 属 5 种,占总种类数的 14.29%;桡足类 4 属 4 种,占总种类数的 11.42%。浮游动物种类组成空间变化如图 2 所示,H1 和 H10 年均种类数较多,H6 年均种类数较少,其中 H1 秋季种类数最多,有 14 种,H6 夏季种类数最少,有 1 种。从季节分布来看,秋季浮游动物种类最多,有 24 种,原生动物占 33.33%,轮虫占 33.33%;春季浮游动物种类数最少,有 10 种,原生动物占 30.00%,轮虫占 50.00%(图 2)。浮游动物种类组成时空差异不大,

种类数时空变化明显(表 2、图 2)。

红碱淖浮游动物优势种以轮虫和原生动物为主,轮虫优势种有 8 种,分别为唇形叶轮虫(*Notholca labis*)、钩状狭甲轮虫(*Colurella uncinata*)、角突臂尾轮虫(*Brachionus angularis*)、长足疣毛轮虫(*Synchaeta longipes*)、厚实椎轮虫(*Notommata pachyura*)、螺形龟甲轮虫(*Keratella cochlearis*)、刺簇多肢轮虫(*Polyarthra trigla*)、西藏叶轮虫(*Notholca tibetica*),原生动物优势种有 7 种,分别为阔口游仆虫(*Euplotes eurytomus*)、螺旋形扁壳虫(*Lesquereusia spiralis*)、绿急游虫(*Strobilidium viride*)、中华似铃壳虫(*Tintinnopsis sinensis*)、纵长膜袋虫(*Cyclidinium elongatum*)、小口钟虫(*Vorticella microstoma*)和针刺刺胞虫(*Acanthocystis aculeata*)(表 3)。全年优势种

有 9 种,优势度在 0.023~1.038 之间,其中冬季优势种最多,达 9 种,优势度在 0.022~0.221 之间;春季优势种次之,为 6 种,优势度介于 0.024~0.094 之间;夏季优势种最少,有 4 种,分别为角突臂尾轮虫、刺簇多肢轮虫、虱形大眼蚤 (*Polyphemus pediculus*) 和汤匙华哲水蚤 (*Sinocalanus dorrii*)。浮游动物优势度最高的种类出现在秋季,为小口钟虫,优势度高达 0.221。

表 2 红碱淖浮游动物种类组成及分布

Table 2 Species composition and distribution of zooplankton in the Hongjiannao Lake

种类	编号	春季	夏季	秋季	冬季
原生动物 (Protozoa)					
小口钟虫 (<i>Vorticella microstoma</i>)	S1		+	+	+
绿急游虫 (<i>Strobilidium viride</i>)	S2		+	+	+
针棘刺胞虫 (<i>Acanthocystis aculeata</i>)	S3	+		+	
膜状急纤虫 (<i>Tachysoma pellionella</i>)	S4			+	+
盘状匣壳虫 (<i>Centropyxis discoides</i>)	S5			+	+
纵长膜袋虫 (<i>Cyclidium elongatum</i>)	S6	+	+	+	
辐射异胞虫 (<i>Heterophrys radiata</i>)	S7			+	
阔口游仆虫 (<i>Euplotes eurystomus</i>)	S8	+			
侧扁盘状游仆虫 (<i>Euplotes patella</i>)	S9		+		
螺旋形扁壳虫 (<i>Lesquereusia spiralis</i>)	S10				+
中华似铃壳虫 (<i>Tintinnopsis sinensis</i>)	S11			+	
轮虫 (Rotifera)					
角突臂尾轮虫 (<i>Brachionus angularis</i>)	S12		+	+	+
裂痕龟纹轮虫 (<i>Anuraeopsis fissa</i>)	S13	+			
刺簇多肢轮虫 (<i>Polyarthra trigla</i>)	S14	+	+	+	+
囊形单趾轮虫 (<i>Monstyla bulla</i>)	S15			+	
长足疣毛轮虫 (<i>Synchaeta longipes</i>)	S16			+	
纵长异尾轮虫 (<i>Trichocerca elongata</i>)	S17			+	
月形腔轮虫 (<i>Lecane luna</i>)	S18			+	
钩状狭甲轮虫 (<i>Colurella uncinata</i>)	S19				+
厚实椎轮虫 (<i>Notommata pachyura</i>)	S20				+
西藏叶轮虫 (<i>Notholca tibetica</i>)	S21			+	
鳞状叶轮虫 (<i>Notholca squamula</i>)	S22	+			
唇形叶轮虫 (<i>Notholca labis</i>)	S23	+			
截头鬼轮虫 (<i>Trichotria truncata</i>)	S24				+
曲腿龟甲轮虫 (<i>Keratella valga</i>)	S25	+	+		+
螺形龟甲轮虫 (<i>Keratella cochlearis</i>)	S26		+	+	+
枝角类 (Cladocera)					
虱形大眼蚤 (<i>Polyphemus pediculus</i>)	S27		+	+	
筒弧象鼻蚤 (<i>Bosmina coregoni</i>)	S28			+	+
蒙古裸腹蚤 (<i>Moina mongolica</i>)	S29	+	+	+	+
多刺裸腹蚤 (<i>Moina macrocopa</i>)	S30			+	
老年低额蚤 (<i>Simocephalus vetulus</i>)	S31				+
桡足类 (Copepoda)					
毛饰拟剑水蚤 (<i>Paracyclops fimbriatus</i>)	S32	+		+	+
汤匙华哲水蚤 (<i>Sinocalanus dorrii</i>)	S33		+	+	
咸水北镖水蚤 (<i>Arctodiaptomus salinus</i>)	S34		+	+	+
英勇剑水蚤 (<i>Cyclops strenuus</i>)	S35		+	+	

“+”表示存在该物种。

2.2.2 浮游动物密度和生物量

红碱淖各调查点浮游动物密度变化范围为 4.2~326.3 L⁻¹, 年均值为 61.9 L⁻¹, 其中桡足类密度占比最高, 占浮游动物总密度的 41.48%, 轮虫占比较小, 为 18.44%。夏季浮游动物密度均值最大, 为 126.8 L⁻¹, 其中桡足类占 48.82%, 春季最小, 为 15.1 L⁻¹, 其中桡足类占 42.22%。浮游动物密度变化趋势呈现夏季>秋季>冬季>春季, 浮游动物密度季节差异显著 ($P<0.05$) (图 3)。空间分布上, H7 浮游动物年均密度最大, 为 119.6 L⁻¹, H8 最小, 为 26.0 L⁻¹, 各调查点浮游动物密度存在明显差异。

浮游动物生物量变化范围为 0.001~1.138 mg·L⁻¹, 年均值为 0.193 mg·L⁻¹。桡足类、枝角类、轮虫及原生动物生物量占总生物量的 79.27%、13.47%、7.25% 和 0.518%。夏季浮游动物生物量均值最高, 为 0.528 mg·L⁻¹, 其中桡足类占 80.68%; 春季最低, 为 0.036 mg·L⁻¹, 其中桡足类占 75.00%。生物量季节变化趋势与密度相同 (图 3), 季节差异显著 ($P<0.05$)。空间分布上, H7 浮游动物年均生物量最大, 为 0.352 mg·L⁻¹; H8 最小, 为 0.029 mg·L⁻¹, 各调查点浮游动物生物量存在差异 (图 4)。

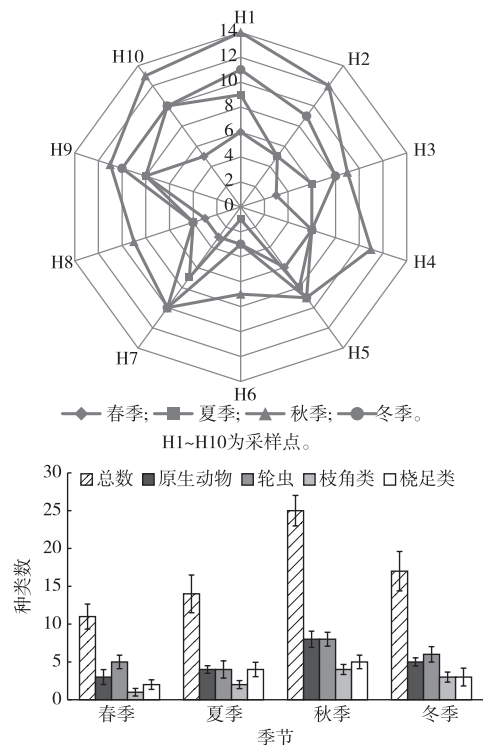


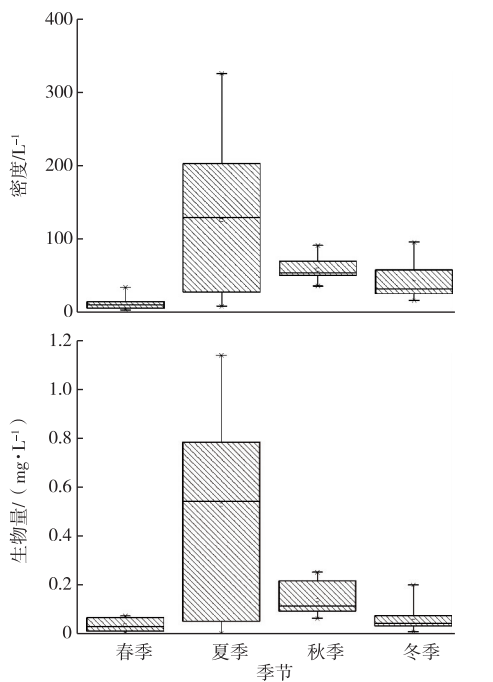
图 2 浮游动物种类空间分布和的季节变化

Fig. 2 Spatial and seasonal distribution of species number of zooplankton

表 3 红碱淖浮游动物优势种季节变化

Table 3 Seasonal variations of dominant species of zooplankton in Hongjiannao Lake

优势种	优势度				
	全年	春季	夏季	秋季	冬季
阔口游仆虫 (<i>Euplotes eurytomus</i>)		0.027			
针刺刺胞虫 (<i>Acanthocystis aculeata</i>)		0.024			
小口钟虫 (<i>Vorticella microstoma</i>)	0.048				0.221
纵长膜袋虫 (<i>Cyclidium elongatum</i>)		0.025			
中华似铃壳虫 (<i>Tintinnopsis sinensis</i>)				0.042	
绿急游虫 (<i>Strobilidium viride</i>)	0.033			0.054	
螺旋形扁壳虫 (<i>Lesquereusia spiralis</i>)					0.026
唇形叶轮虫 (<i>Notholca labis</i>)		0.092			
角突臂尾轮虫 (<i>Brachionus angularis</i>)	0.043		0.052		0.022
长足疣毛轮虫 (<i>Synchaeta longipes</i>)				0.028	
西藏叶轮虫 (<i>Notholca tibetica</i>)				0.030	
刺簇多肢轮虫 (<i>Polyarthra trigla</i>)	0.029		0.020		
螺形龟甲轮虫 (<i>Keratella cochlearis</i>)	0.023				0.056
厚实椎轮虫 (<i>Notommata pachyura</i>)					0.045
钩状狭甲轮虫 (<i>Colurella uncinata</i>)					0.023
虱形大眼蚤 (<i>Polyphemus pediculus</i>)	0.098		0.185		
蒙古裸腹蚤 (<i>Moina mongolica</i>)	0.030	0.094			0.034
毛饰拟剑水蚤 (<i>Paracyclops fimbriatus</i>)	0.026	0.068		0.027	0.029
汤匙华哲水蚤 (<i>Sinocalanus dorrii</i>)	0.138		0.183		
咸水北镖水蚤 (<i>Arctodiaptomus salinus</i>)					0.033



箱图上下横线分别表示最大值和最小值,方框表示 50% 变异区间,方框中横线表示对应指标的中位数。

图 3 红碱淖浮游动物密度和生物量的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations of zooplankton density and biomass in Hongjiannao Lake

2.2.3 浮游动物多样性

浮游动物 Shannon-Weiner 多样性指数 (H')、均匀度指数 (J) 的季节变化见图 5。 H' 年均值为

2.040, 变化范围为 0.043 ~ 3.465, 季节变化呈现秋季 > 冬季 > 夏季 > 春季, 秋季与春夏两季差异显著 ($P < 0.05$)。 J 变化范围为 0.043 ~ 0.910, 年均值为 0.712, 季节变化呈现冬季 > 秋季 > 春季 > 夏季, 四季无显著性差异。在空间分布上, H' 最大值出现在秋季的 H1, 最小值出现在夏季的 H6。 J 最大值出现在夏季的 H1, H6 均匀度指数最小。

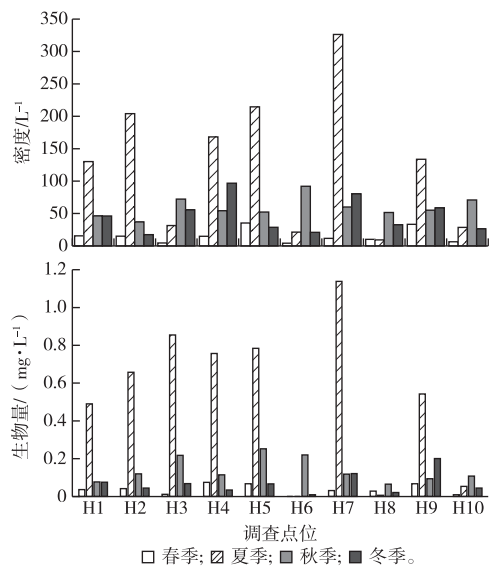
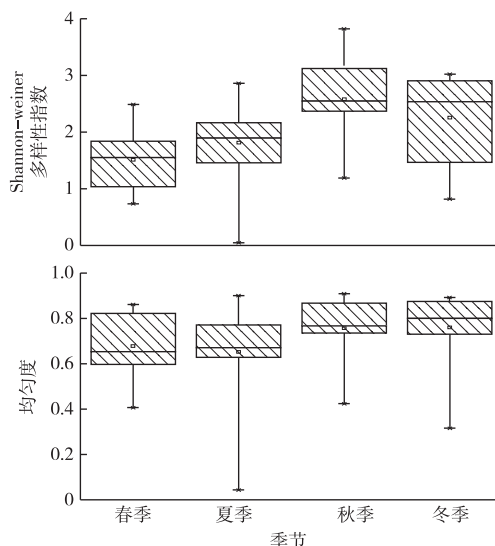


图 4 红碱淖浮游动物密度和生物量的空间变化

Fig. 4 Spatial variations of zooplankton density and biomass in Hongjiannao Lake



箱图上下横线分别表示最大值和最小值,方框表示 50% 变异区间,方框中横线表示对应指标的中位数。

图 5 红碱淖浮游动物多样性季节变化

Fig. 5 Seasonal variations of zooplankton biodiversity index in Hongjiannao Lake

2.3 浮游动物与环境因子的关系

DCA 分析表明,春季和冬季的 4 个排序轴中梯度最大值分别为 2.70 和 2.97;RDA 分析表明,夏季、秋季和全年的 4 个排序轴中梯度最大值分别为 4.07、3.70 和 10.19;采用 CCA 进行生物群落与环境之间的相关性分析。环境因子通过 PCA 分析后获取主要的 9 个因子进行 RDA 和 CCA 分析。分析结果显示,第 1 排序轴和第 2 排序轴浮游动物物种与环境因子之间的相关系数均为 1,相关性都很高(表 4),2 个物种排序轴间的相关系数和 2 个环境排序轴间的相关系数均为 0,相关性都很小,表明排序结果可靠,能够很好地反映出物种与环境因子之间的相互关系。RDA 和 CCA 经膨胀因子分析和蒙特卡洛置换检验显示,SD 和 EC 对春季浮游动物群落空间分布影响显著 ($P < 0.05$),分别解释了 12.1% 和 9.6% 的信息量;pH 值和 SD 对冬季浮游动物群落空间分布影响显著 ($P < 0.05$),分别解释了 9.2% 和 8.5% 的信息量;TP 和 DO 浓度对夏季浮游动物群落空间分布影响显著 ($P < 0.05$),分别解释了 21.4% 和 19.7% 的信息量; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和 COD_{Mn} 对秋季浮游动物群落空间分布影响显著 ($P < 0.05$),分别解释了 22.0% 和 19.8% 的信息量;WT、EC 和 DO 浓度对全年浮游动物群落时空分布影响显著 ($P < 0.05$),分别解释了 41.8%、18.2% 和 17.6% 的信息量。

春季 SD 与第 1 排序轴物种之间的相关性较

强,第 2 排序轴物种与 EC 之间的相关系数较大,冬季 pH 值和 SD 与第 2 排序轴物种之间具有较强的相关性(图 6)。夏季第 1 排序轴物种与 DO 和 TP 浓度之间相关性最强,秋季第 1 排序轴与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度之间存在较强的负相关性,EC 与第 2 排序轴物种之间存在较强的正相关性(图 7)。全年排序显示,WT、EC 与第 1 排序轴物种之间存在较强的相关性,第 2 排序轴与 DO 浓度正相关性最大(图 8)。裂痕龟纹轮虫、刺簇多肢轮虫、角突臂尾轮虫和虱形大眼蚤与 DO 浓度和 WT 呈正相关,说明 WT 和 DO 浓度对其生长影响较大;针棘刺胞虫、纵长膜袋虫、盘状匣壳虫和唇形叶轮虫与 EC 呈负相关,表明离子含量升高对其有较高的抑制作用;蒙古裸腹蚤与 WT 呈负相关,说明其是喜低温种;小口钟虫、厚实椎轮虫、曲腿龟甲轮虫、螺形龟甲轮虫、钩状狭甲轮虫和咸水北镖水蚤与 DO 浓度呈负相关,说明其喜欢在低氧环境下生活。

表 4 前两个排序轴特征值及浮游动物种类与环境因子排序轴间的相关性

Table 4 Eigen values and correlation of zooplankton species-environmental factors on the first two axis

季节	排序轴	特征值	种类-环境 相关系数	种类与环境因子 相关累计比
春季	第 1 轴	0.340	1.000	34.0
	第 2 轴	0.241	1.000	58.2
夏季	第 1 轴	0.448	1.000	32.4
	第 2 轴	0.376	1.000	59.7
秋季	第 1 轴	0.458	1.000	27.7
	第 2 轴	0.325	1.000	47.3
冬季	第 1 轴	0.414	1.000	41.4
	第 2 轴	0.202	1.000	61.6
全年	第 1 轴	0.964	1.000	38.1
	第 2 轴	0.862	1.000	72.2

3 讨论

3.1 浮游动物群落结构特征

浮游动物群落结构不仅受水环境、水动力及水文动态的影响,而且还受到季节与地理空间变动的的影响^[26]。本次调查发现小型浮游动物在总种类数中占比较高,这与姜忠峰等^[27]对内蒙古呼伦湖和刘钢等^[28]对青海可鲁克湖的浮游动物群落结构研究结果一致,表明红碱淖浮游动物种群组成具有北方咸水湖泊的普遍性特征。红碱淖浮游动物群落结构存在明显的季节差异,这与湖泊水温的季节性变化有关。水温越高,生物生存环境和食物资源越有

利于浮游动物的大量繁殖和快速生长,所以夏季浮游动物的密度较其他季节大、生物量较其他季节高,这与陈昕等^[29]在黑龙江的连环湖调查的结果基本一致。此外,秋季红碱淖的补水将上游水库与河流中的浮游生物带入了湖泊,导致补水后秋冬季浮游动物种类的增多,同时由于湖泊水位升高,水量增加,对浮游动物的数量进行了稀释,降低了秋冬季浮游动物的密度和生物量。在空间分布上,红碱淖浮游动物群落呈现出陕西段湖区优于内蒙古段湖区,其中,H7 和 H10 分别位于遗鸥保护区和码头区,大量的遗鸥粪便和码头人类频繁活动增加了水体中营养盐和有机质含量,进而对浮游生物的群落结构造成影响^[5]。调查发现浮游动物优势种以轮虫类最多,其中刺簇多肢轮虫为典型的咸水种,广

泛分布于内陆盐碱水体中^[30],枝角类和桡足类的优势种以蒙古裸腹溞、咸水北镖水溞和毛饰拟剑水蚤为主,这些种类对高氯度碱性水体具有耐受性^[31],这表明红碱淖水体的盐碱性与浮游动物群落结构特征存在一定的相关性^[32]。桡足类无节幼体是红碱淖浮游动物中出现频率最多的一类,无节幼体主要以水体中悬浮的细菌为食,细菌资源量的多寡直接影响无节幼体的生物量^[33]。研究显示,无节幼体生物量在冬春季低于夏秋季,主要是因为夏秋季适宜的温度促进了细菌的生长,大量繁殖的细菌为无节幼体提供了丰富食物。红碱淖水生生物资源历年调查研究显示,浮游动物的种类数呈现下降趋势,1994 年种类数为 31 种,2008 年减少到 11 种,2013 年降低至 8 种^[34-36]。

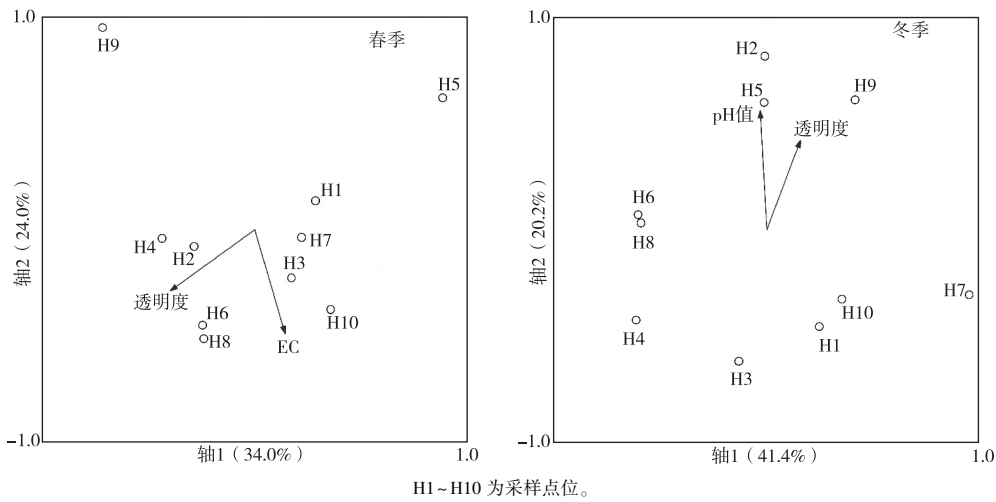


图 6 春季和冬季浮游动物群落与环境因子的 RDA 排序图

Fig. 6 RDA ordination diagram of zooplankton community and environmental factors in spring and winter

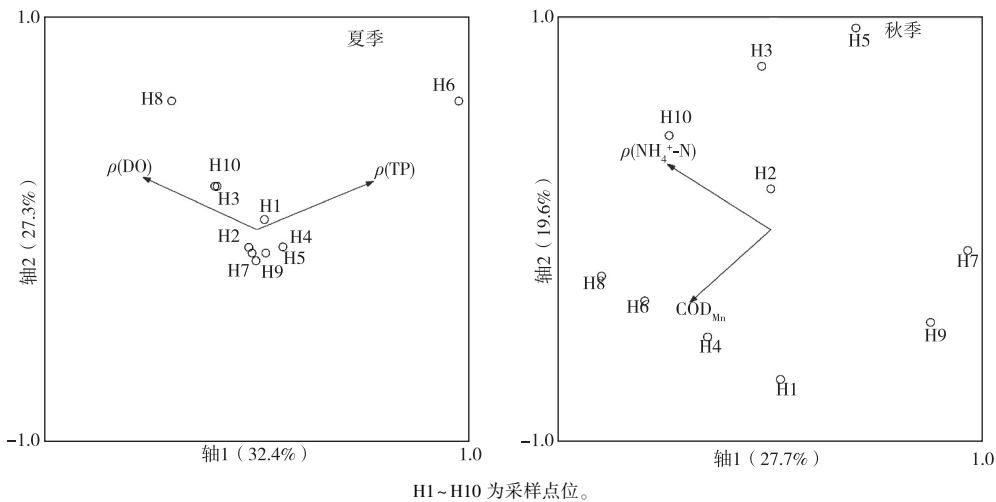


图 7 夏季和秋季浮游动物群落与环境因子的 CCA 排序图

Fig. 7 CCA ordination diagram of zooplankton community and environmental factors in spring and winter

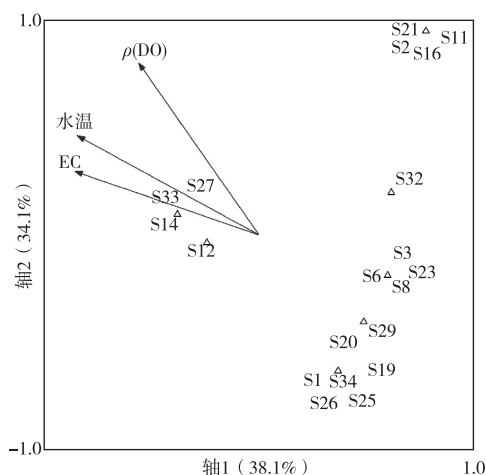


图 8 全年浮游动物群落与环境因子的 CCA 排序图

Fig. 8 CCA ordination diagram of zooplankton community and environmental factors in all year

笔者研究期间浮游动物种类数上升至 36 种,但密度和生物量低于 20 世纪 90 年代。说明红碱淖湿地的生态环境破坏和渔业增殖放流对浮游动物群落的演替和结构的变动具有一定的影响^[37]。

3.2 浮游动物群落结构与环境因子的关系

湖泊生态系统中,浮游动物的群落结构是多种环境因子在时间和空间序列上综合作用的结果,对生态环境的变化能够通过改变生存策略做出积极响应,在众多环境因子中,存在起主导作用的因子^[38-39]。在环境因子中,WT 是影响浮游动物群落结构变化的决定性因子^[40],在湖泊生态系统中,WT 一般通过 2 种方式影响浮游动物的种群演替,一种是直接通过影响浮游动物的生命周期来作用于浮游动物的繁殖与生长^[41],另一种是通过影响浮游植物丰度来间接影响浮游动物的密度和生物量^[42]。红碱淖水温的四季变化对浮游动物的群落演替影响较大,这可能与红碱淖地处北方沙漠,属寒冷性湖泊,存在明显的季节及昼夜温差有关。DO 是水环境因子中重要的指标,对生物群落结构的变化影响显著,是浮游动物生长繁殖的另一个决定性因素。DO 是影响轮虫密度的主要非生物因素之一,在 DO 不足的情况下,轮虫的生长繁殖受到限制^[43]。枝角类绝大多数属于好氧型,氧气的饱和程度对其新陈代谢和繁殖发育都有直接影响。红碱淖夏秋季的高浓度 DO 对小型枝角类(虱形大眼蚤等)的生长影响显著,导致其丰度升高、优势度增加,这与董旭峰等^[44]研究结果一致,说明 DO 充足的水体浮游动物群落结构复杂,生物量和多样性相对较高。有报道,EC 是衡量水环境总溶解离子

含量的重要参数,与流域土地利用类型有极高的相关性,能够较好地反映出通过径流进入水体的离子总量,在人类活动频繁地区特别显著^[45]。在红碱淖流域,历史上由于湖区周边土地利用类型单一,地表径流带入湖水中的离子含量相对较小,但是随着近年来湖区旅游活动的加强、湖区周边放牧量的增多,以及支流水库开闸补水量的增加,对湖水中溶解离子总量影响显著,从而对浮游动物的群落结构造成影响,呈现出原生动动物群落演替(针棘刺胞虫、纵长膜袋虫和盘状匣壳虫的丰度)受湖水离子含量季节性变化影响。

3.3 浮游动物多样性指数与水质总体评价

湖泊富营养化导致湖泊生态系统受到破坏,湖泊生态保育功能降低,从而产生一系列环境问题^[46]。因此对湖泊富营养化程度进行评价,探讨湖泊富营养化的特征、成因,并提出控制措施是维护湖泊的生态服务功能,制定湖泊生态环境保护政策的基础^[47]。红碱淖调查发现,富营养化程度比 2011 年^[48]有所减轻,与 2013 年^[14]基本一致,可能是由于湖区有机物含量的减少和藻类数量的下降,年际生态补水也是很重要原因。基于浮游动物生物量-营养类型评价标准^[49],红碱淖属贫营养水平,这与营养状态指数评价结果不一致,存在差异的原因可能为湖区鱼类放养结构不合理及过度捕捞,导致浮游动物丰度变化,支流上游水库的生态补水也对评价结果有一定的影响。依据浮游生物多样性指数水质评价标准^[21],红碱淖水体状态存在季节差异,这与白禄军等^[50]对内蒙古草原响水水库的调查结果基本一致,但与杨鸿雁等^[51]对云贵高原杞麓湖的研究结果不一致,这可能由于不同区域湖库所处的地理环境和气候条件存在差异。此外,在红碱淖浮游动物优势种群中,出现了多种富营养水体的耐污种,如臂尾轮虫、龟甲轮虫和多肢轮虫等,这说明红碱淖水体受到了一定污染,存在富营养化问题。综合水体理化指标和浮游动物多样性指数的评价结果显示,红碱淖水体营养型从 2011 年的富营养水平转变为轻度富营养水平,污染程度从重污染降为中污染,水质状况较历史水平有所改善。

3.4 水生态环境保护

红碱淖是世界濒危动物——遗鸥的重要栖息地和保护区,对维系区域生态平衡具有重要意义。近年来由于全球气候变暖、降水量减少,导致年蒸发量增加、入湖径流量减少,湖泊水位急剧下降,湖水的 pH 值居高不下,独特的生态环境维系着仅有的少量耐盐碱的水生生物种群,水环境质量降低,

水生态系统脆弱。目前红碱淖的水体轻度富营养化主要由于外源污染物的汇入和湖水换水能力减弱导致的盐碱化造成。自20世纪90年代以来,红碱淖受到周边农业灌溉、生态用水以及地下水开采等人为因素影响,水位急剧下降,尤其是地表水源补给河流的拦截直接导致湖水浓缩,加剧了水质盐碱化^[52]。同时随着流域内人口、农牧业、工业增加以及旅游业的快速发展,大量的营养盐和有机物通过地表径流进入湖水,加剧了红碱淖的污染^[48]。因此,应积极加强流域水资源保护,采取阶段性生态补水来降低水体pH值,同时严厉控制外源营养盐进入湖泊,逐渐恢复湖泊水生态系统平衡。红碱淖自2016年开始生态补水以来,水环境质量显著提高,水生生物生物量增加,多样性提高,研究证明继续进行生态补水是保护和恢复红碱淖生态环境的主要措施。控制外源性营养盐进入湖泊,主要在于对流域内农牧业生产排水及旅游活动进行有效处理和监管。同时根据湖内浅水区大型藻类及水草资源,科学合理引进和放养耐盐碱的草食性鱼类和舔食性贝类,逐渐恢复湖泊生态系统生物链,建立起良性多样的空间生态位,为保持和恢复高原沙漠湖泊生态环境创造条件。

4 结论

(1)对红碱淖浮游动物进行调查研究,共鉴定出4大类30属35种浮游动物,种类组成以轮虫占优势,其中唇形叶轮虫、西藏叶轮虫、钩状狭甲轮虫、角突臂尾轮虫、长足疣毛轮虫、厚实椎轮虫、螺形龟甲轮虫、刺簇多肢轮虫为该湖泊现阶段轮虫优势种。浮游动物密度和生物量的季节变化呈现夏季>秋季>冬季>春季。

(2)依据浮游动物对水环境因子的响应关系,RDA和CCA排序分析表明,WT、EC和DO浓度是驱动红碱淖浮游动物群落结构时空变化的主要环境因子。

(3)选用浮游动物生态学指标对该湖泊水质进行总体评价,评价结果显示该湖泊水质处于中污染状态,水体属轻度富营养类型。建议在区域气候变化和流域持续开发的背景下,控制流域营养盐的输入、积极应对水量减少及盐度升高等生态问题对维持红碱淖浮游动物群落结构和生态系统安全意义重大。

参考文献:

[1] ZHAO C S, LIU C M, ZHAO J H, *et al.* Zooplankton in Highly Reg-

ulated Rivers; Changing with Water Environment [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 58: 323-334.

- [2] 戴丹超, 马旭洲, 张文博, 等. 河蟹生态养殖池塘后生浮游动物群落结构及水质生态学评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(2): 208-216. [DAI Dan-chao, MA Xu-zhou, ZHANG Wen-bo, *et al.* Metazooplankton Community Structure and Ecological Evaluation of Water Quality of *Eriocheir sinensis* Ecological Culture Ponds [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(2): 208-216.]
- [3] 邱小琼, 赵红雪, 孙晓雪. 沙湖浮游动物与水环境因子关系的多元分析[J]. *生态学杂志*, 2012, 31(4): 896-901. [QIU Xiao-qiong, ZHAO Hong-xue, SUN Xiao-xue. Relationships between Zooplankton and Water Environmental Factors in Shahu Lake, Ningxia of Northwest China: A Multivariate Analysis [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(4): 896-901.]
- [4] DICKERSON K D, MEDLEY K A, HAVEL J E. Spatial Variation in Zooplankton Community Structure is Related to Hydrologic Flow Units in the Missouri River, USA [J]. *River Research and Applications*, 2010, 26(5): 605-618.
- [5] 赵睿智, 赵红雪, 邱小琼. 黑河干流浮游动物与水环境因子关系的多元分析[J]. *水生态学杂志*, 2020, 41(6): 81-88. [ZHAO Rui-zhi, ZHAO Hong-xue, QIU Xiao-qiong. Relationship of Zooplankton and Water Environmental Factors in the Main Stem of Heihe River [J]. *Journal of Hydroecology*, 2020, 41(6): 81-88.]
- [6] VAN EGEREN S J, DODSON S I, TORKE B, *et al.* The Relative Significance of Environmental and Anthropogenic Factors Affecting Zooplankton Community Structure in Southeast Wisconsin till Plain Lakes [J]. *Hydrobiologia*, 2011, 668(1): 137-146.
- [7] 林青, 由文辉, 徐凤洁, 等. 滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系[J]. *生态学报*, 2014, 34(23): 6918-6929. [LIN Qing, YOU Wen-hui, XU Feng-jie, *et al.* Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Dishui Lake [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(23): 6918-6929.]
- [8] HESSEN D O, FAAFENG B A, SMITH V H, *et al.* Extrinsic and Intrinsic Controls of Zooplankton Diversity in Lakes [J]. *Ecology*, 2006, 87(2): 433-443.
- [9] 冯世敏, 吴明珠, 熊莲, 等. 太平湖浮游动物动态演替与环境因子的相关性研究[J]. *水生生物学报*, 2017, 41(3): 700-711. [FENG Shi-min, WU Ming-shu, XIONG Lian, *et al.* The Research of Dynamic Succession of Zooplankton and Its Correlation with Environmental Factors in Taiping Lake [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2017, 41(3): 700-711.]
- [10] PARK T J, LEE J H, LEE M S, *et al.* Development of Water Quality Criteria of Ammonia for Protecting Aquatic Life in Freshwater Using Species Sensitivity Distribution Method [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 634: 934-940.
- [11] GAO H L, QIAN X, WU H F, *et al.* Combined Effects of Submerged Macrophytes and Aquatic Animals on the Restoration of a Eutrophic Water Body: A Case Study of Gonghu Bay, Lake Taihu [J]. *Ecological Engineering*, 2017, 102: 15-23.
- [12] 邢冰伟, 徐季雄, 曹玥, 等. 九寨沟国家级自然保护区长海夏季浮游植物群落结构及生态评价[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(4):

- 1088-1099.[XING Bing-wei, XU Ji-xiong, CAO Yue, *et al.* Phytoplankton Community Structure and Ecological Evaluation in Summer, Lake Changhai of Jiuzhaigou National Nature Reserve [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(4): 1088-1099.]
- [13] 柴丽娜, 张磊, 孙兆海, 等. 平原河网区浅水湖泊生态安全评估与时空差异性分析: 以江苏省白马湖为例 [J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(12): 1559-1567. [CHAI Li-na, ZHANG Lei, SUN Zhao-hai, *et al.* Ecological Security Evaluation and Spatio-Temporal Difference Analysis of Shallow Lakes in Plain River Network Area: A Case Study of Baima Lake [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(12): 1559-1567.]
- [14] 刘晓清, 王亚萍. 陕西红碱淖湖泊水体富营养化评价 [J]. *人民黄河*, 2014, 36(12): 76-78. [LIU Xiao-qing, WANG Ya-ping. Evaluation of the Eutrophication in Hongjiannao Lake [J]. *Yellow River*, 2014, 36(12): 76-78.]
- [15] 侯光才, 赵振宏, 王晓勇, 等. 黄河中游鄂尔多斯高原内流区与闭流区的形成机理: 基于水循环的分析 [J]. *地质通报*, 2008, 27(8): 1107-1114. [HOU Guang-cai, ZHAO Zhen-hong, WANG Xiao-yong, *et al.* Formation Mechanism of Interior Drainage Areas and Closed Drainage Areas of the Ordos Plateau in the Middle Reaches of the Yellow River, China Based on an Analysis of the Water Cycle [J]. *Geological Bulletin of China*, 2008, 27(8): 1107-1114.]
- [16] 刘英, 岳辉, 王腾龙. 1990—2015 年红碱淖地区土地利用/土地覆盖与景观格局的时空演变 [J]. *水土保持通报*, 2017, 37(5): 224-230. [LIU Ying, YUE Hui, WANG Teng-long. Dynamic Change of Land Use/Cover and Spatio-Temporal Evolution of Landscape Pattern in Hongjiannao Region during 1990-2015 [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, 37(5): 224-230.]
- [17] 谭良玺, 张会英, 张瑞芳, 等. 陕北红碱淖流域景观格局变化研究 [J]. *西安交通大学学报*, 2010, 44(3): 126-132. [TAN Liang-xi, ZHANG Hui-yin, ZHANG Rui-fang, *et al.* Study on the Landscape Pattern Change of Hongjiannao Watershed in Northern Shaanxi Province [J]. *Journal of Xi'an Jiaotong University*, 2010, 44(3): 126-132.]
- [18] 黄河水系渔业资源调查协作组. 黄河水系渔业资源 [M]. 沈阳: 辽宁科学技术出版社, 1986: 161-166.
- [19] 娄广艳, 王文君, 葛雷, 等. 红碱淖流域水生生态现状及保护对策 [J]. *水生态学杂志*, 2012, 33(2): 147-152. [LOU Guang-yan, WANG Wen-jun, GE Lei, *et al.* Water Ecology Status and Protection Measures for Hongjiannao Basin [J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(2): 147-152.]
- [20] 王莺, 闫正龙, 高凡. 1957—2015 年红碱淖湖水域面积时空变化监测及驱动力分析 [J]. *农业工程学报*, 2018, 34(2): 265-271. [WANG Ying, YAN Zheng-long, GAO Fan. Monitoring Spatio-Temporal Changes of Water Area in Hongjiannao Lake from 1957 to 2015 and Its Driving Forces Analysis [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(2): 265-271.]
- [21] 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: 385-370.
- [22] 韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱 [M]. 北京: 海洋出版社, 1995: 156-295.
- [23] 王家楫. 中国淡水轮虫志 [M]. 北京: 科学出版社, 1961: 21-282.
- [24] 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: 88-438.
- [25] 金相灿. 中国湖泊环境 [M]. 北京: 海洋出版社, 1995: 218-386.
- [26] 白海锋, 赵乃锡, 殷旭旺, 等. 渭河流域浮游动物的群落结构及其与环境因子的关系 [J]. *大连海洋大学学报*, 2014, 29(3): 260-266. [BAI Hai-feng, ZHAO Nai-xi, YIN Xu-wang, *et al.* Community Structure and Relationship with Environmental Factors in Zooplankton in Weihe River Basin, Northwest China [J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2014, 29(3): 260-266.]
- [27] 姜忠峰, 李畅游, 张生. 呼伦湖浮游动物调查与水体富营养化评价 [J]. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(1): 158-162. [JIANG Zhong-feng, LI Chang-you, ZHANG Sheng. Zooplankton in Hulun Lake and the Eutrophication Evaluation [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2014, 28(1): 158-162.]
- [28] 刘钢, 孟云飞, 吴丹, 等. 青藏高原可鲁克湖浮游动物群落结构特征及水质评价 [J]. *大连海洋大学学报*, 2018, 33(3): 379-386. [LIU Gang, MENG Yun-fei, WU Dan, *et al.* Characteristics of Zooplankton Community Structure and Water Quality Assessment in Keluke Lake in the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2018, 33(3): 379-386.]
- [29] 陈昕, 李喆, 唐富江, 等. 连环湖两水体浮游动物群落结构特征及水质评价 [J]. *水生态学杂志*, 2020, 41(6): 89-97. [CHEN Xin, LI Zhe, TANG Fu-jiang, *et al.* Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Lianhuan Lake [J]. *Journal of Hydroecology*, 2020, 41(6): 89-97.]
- [30] 李宽意, 刘正文, 高光, 等. 低洼盐碱地鱼虾混养塘中的浮游生物 [J]. *湖泊科学*, 2002, 14(4): 369-373. [LI Kuan-yi, LIU Zheng-wen, GAO Guang, *et al.* Plankton of Fish and Shrimp Culture Ponds in Saline-Alkaline Wetland [J]. *Journal of Lake Science*, 2002, 14(4): 369-373.]
- [31] 赵文. 水生生物学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2005: 150-189.
- [32] ANTON-PARDO M, ARMENGOL X. Effects of Salinity and Water Temporality on Zooplankton Community in Coastal Mediterranean Ponds [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2012, 114: 93-99.
- [33] 李共国, 史红伟, 徐智焕. 象山港电厂温排水影响夏季河口桡足类群落结构的通径分析 [J]. *海洋环境科学*, 2017, 36(5): 706-711. [LI Gong-guo, SHI Hong-wei, XU Zhi-huan. Path Analysis of Thermal Discharge near Power Plant on Estuarine Copepods Community Structure in Xiangshan Bay in Summer [J]. *Marine Environmental Science*, 2017, 36(5): 706-711.]
- [34] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志 [M]. 北京: 科学出版社, 1998: 66-580.
- [35] 刘文盈, 高润宏, 张秋良, 等. 鄂尔多斯高原盐沼湿地的水生生物监测 [J]. *林业科学研究*, 2008, 21(增刊 1): 69-73. [LIU Wen-ying, GAO Run-hong, ZHANG Qiu-liang, *et al.* The Survey on Hydrophily Biology of Salina Wetland in Erdos [J]. *Forest Research*, 2008, 21(Suppl. 1): 69-73.]
- [36] 乔鹏海. 红碱淖水生生物物种多样性及生物量调查研究 [D]. 西安: 陕西师范大学, 2014. [QIAO Peng-hai. Investigation on Species Diversity and Biomass of Aquatic Organisms in Hongnao

- Lake[D].Xi'an:Shaanxi Normal University,2014.]
- [37] 王建华,王丰,兀洁.红碱淖海子大银鱼数量变动情况调查[J].水利渔业,2003,24(3):33-34.[WANG Jian-hua,WANG Feng,WU Jie.Investigation on the Change of the Number of Big Silver Carp in Hongnao Haizi[J].Reservoir Fisheries,2003,24(3):33-34.]
- [38] LEWANDOWSKA A M,HILLEBRAND H,LENGFELLNER K,*et al.* Temperature Effects on Phytoplankton Diversity: The Zooplankton Link[J].Journal of Sea Research,2014,85:359-364.
- [39] 蔡阳,陆欣鑫,巴秋爽,等.镜泊湖春、夏两季浮游生物群落结构及其与环境因子的关系[J].海洋与湖沼,2019,50(1):116-128.[CAI Yang,LU Xin-xin,BA Qiu-shuang,*et al.*Plankton Community Structure in Jingpo Lake and the Relationship with Environmental Factors[J].Oceanologia et Limnologia Sinica,2019,50(1):116-128.]
- [40] 吴利,周明辉,沈章军,等.巢湖及其支流浮游动物群落结构特征及水质评价[J].动物学杂志,2017,52(5):792-811.[WU Li,ZHOU Ming-hui,SHEN Zhang-jun,*et al.*Characteristics of Zooplankton Community and Water Quality Assessment in Chaohu Lake and Its Tributaries[J].Chinese Journal of Zoology,2017,52(5):792-811.]
- [41] 吴利,冯伟松,张堂林,等.湖北省西凉湖浮游动物群落周年动态变化及其与环境因子的关系[J].湖泊科学,2011,23(4):619-625.[WU Li,FENG Wei-song,ZHANG Tang-lin,*et al.*The Annual Fluctuation of Zooplankton Community and Its Relation with Environmental Factors in Lake Xiliang,Hubei Province[J].Journal of Lake Sciences,2011,23(4):619-625.]
- [42] 覃宝利,唐金玉,王宣朋,等.骆马湖夏季浮游植物群落结构变化及其驱动因子分析[J].生态与农村环境学报,2019,35(9):1172-1181.[QIN Bao-li,TANG Jin-yu,WANG Xuan-peng,*et al.*Analysis of Phytoplankton Community Structure Changes and the Driving Factors in Summer of Luoma Lake[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2019,35(9):1172-1181.]
- [43] HOFMANN W.The Influence of Abiotic Environmental Factors on Population Dynamics in Planktonic Rotifers[J].Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnol,1977,8:77-83.
- [44] 董旭峰,宋祥甫,刘娅琴,等.猪场废水资源化处理系统中枝角类群落结构的周年动态[J].生态学杂志,2015,34(2):477-482.[DONG Xu-feng,SONG Xiang-fu,LIU Ya-qin,*et al.*Annual Dynamics of Cladocera Community Structure in Swine Wastewater Recycling System[J].Chinese Journal of Ecology,2015,34(2):477-482.]
- [45] WALKERC E,PAN Y D.Using Diatom Assemblages to Assess Urban Stream Conditions[J].Hydrobiologia,2006,561(1):179-189.
- [46] PAERL H W.Assessing and Managing Nutrient-Enhanced Eutrophication in Estuarine and Coastal Waters:Interactive Effects of Human and Climatic Perturbations[J].Ecological Engineering,2006,26(1):40-54.
- [47] 吴锋,战金艳,邓祥征,等.中国湖泊富营养化影响因素研究:基于中国22个湖泊实证分析[J].生态环境学报,2012,21(1):94-100.[WU Feng,ZHAN Jin-yan,DENG Xiang-zheng,*et al.*Influencing Factors of Lake Eutrophication in China:A Case Study in 22 Lakes in China[J].Ecology and Environmental Sciences,2012,21(1):94-100.]
- [48] 任惠丽,刘爱华,田强兵,等.红碱淖渔业环境质量评价[J].水生生态学杂志,2012,33(4):96-99.[REN Hui-li,LIU Ai-hua,TIAN Qiang-bing,*et al.*Assessment of Fishery Environment Quality of Hongjiannao Lake[J].Journal of Hydroecology,2012,33(4):96-99.]
- [49] 郑丙辉,田自强,张雷,等.太湖西岸湖滨带水生生物分布特征及水质营养状况[J].生态学报,2007,27(10):4214-4223.[ZHENG Bing-hui,TIAN Zi-qiang,ZHANG Lei,*et al.*The Characteristics of the Hydrobios' Distribution and the Analysis of Water Quality along the West Shore of Taihu Lake[J].Acta Ecologica Sinica,2007,27(10):4214-4223.]
- [50] 白禄军,张子媛,王利,等.响水水库浮游生物渔业资源分析[J].大连海洋大学学报,2020,35(2):280-287.[BAI Lu-jun,ZHANG Zi-yuan,WANG Li,*et al.*Analysis of Plankton Community and Fishery Resources in Xiangshui Reservoir[J].Journal of Dalian Ocean University,2020,35(2):280-287.]
- [51] 杨鸿雁,杨劭,刘毅,等.云贵高原富营养化湖泊杞麓湖浮游生物群落季节性演替及其驱动因子分析[J].环境科学研究,2020,33(4):876-884.[YANG Hong-yan,YANG Shao,LIU Yi,*et al.*Seasonal Succession of Plankton Community and Driving Factors in Hypereutrophic Qilu Lake(Yunnan-Guizhou Plateau)[J].Research of Environmental Sciences,2020,33(4):876-884.]
- [52] 李登科,卓静,王钊.人类活动和气候变化对红碱淖水面面积的影响[J].冰川冻土,2009,31(6):1110-1115.[LI Deng-ke,ZHUO Jing,WANG Zhao.Effect of Human Activities and Climate Change on the Water Surface Area of Hongjiannao Lake[J].Journal of Glaciology and Geocryology,2009,31(6):1110-1115.]

作者简介:白海锋(1977—),男,陕西宝鸡人,工程师,博士,主要从事水生生物研究及水域生态评价。E-mail: baihaifeng2002@126.com

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0460

郑淑君, 王铁运, 刘云根, 等. 水流扰动强度对高原山地农村沟渠底泥氮释放的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 1076-1083.

ZHENG Shu-jun, WANG Tie-yun, LIU Yun-gen, et al. Effect of Flow Disturbance Intensity on Nitrogen Release from Bottom Muddy of Plateau Rural Ditches[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1076-1083.

水流扰动强度对高原山地农村沟渠底泥氮释放的影响

郑淑君¹, 王铁运¹, 刘云根^{1,2①}, 杜鹏睿¹, 王妍^{1,2}, 贾玉洁¹, 文明发³ (1. 西南林业大学生态与环境学院, 云南昆明 650224; 2. 云南省山地农村生态环境演变与污染治理重点实验室, 云南昆明 650224; 3. 云南省德源绿创环保科技有限公司, 云南昆明 650041)

摘要: 为揭示水动力扰动对高原山地农村沟渠内源氮营养盐释放的影响, 通过室内模拟试验研究不同水流扰动强度(0、5、15、30、60 L·h⁻¹)对底泥氮释放的影响。结果表明:(1)水动力扰动初期可引起底泥氮元素向上覆水释放, 5 L·h⁻¹扰动下水体中 NH₄⁺-N 浓度达到最高值, 60 L·h⁻¹扰动下水体 TN 浓度达到最高值, 在连续扰动 30 d 后, 静置水体氮浓度高于扰动水体;(2)随扰动强度的增加, 底泥 TN 含量也增加, 但总体低于背景值, 呈现出 0<5<30<15<60 L·h⁻¹的规律;(3)底泥各形态可转化态氮(TTN)含量由大到小依次表现为强氧化剂可提取态氮(SOEF-N)、强碱可提取态氮(WAEF-N)、离子交换态氮(IEF-N)和弱酸可提取态氮(SAEF-N); 释放程度从易到难依次为 IEF-N、WAEF-N、SAEF-N、SOEF-N; 各形态氮的最小值均出现在静置时, 说明扰动更有利于底泥对水体氮营养盐的吸收, 减轻其沿途对周围环境造成潜在的危害。

关键词: 农村沟渠; 底泥; 氮释放; 扰动

中图分类号: X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1076-08

Effect of Flow Disturbance Intensity on Nitrogen Release from Bottom Muddy of Plateau Rural Ditches. ZHENG Shu-jun¹, WANG Tie-yun¹, LIU Yun-gen^{1,2①}, DU Peng-rui¹, WANG Yan^{1,2}, JIA Yu-jie¹, WEN Ming-fa³ (1. College of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 2. Yunnan Key Laboratory of Ecological Environment Evolution and Pollution Control in Mountainous Rural Areas, Kunming 650224, China; 3. Yunnan Deyuan Lichuang Environmental Protection Technology Co. Ltd., Kunming 650041, China)

Abstract: To investigate the effect of hydrodynamic disturbance on endogenous nitrogen (N) release in plateau mountainous rural ditches, N concentrations in overlying water under various flow disturbance intensities (0, 5, 15, 30, 60 L·h⁻¹) were analyzed by a simulation experiment. The results show that: (1) Sediment N can be released into overlying water by the initial hydrodynamic disturbance and reaches the highest values of NH₄⁺-N and TN at 5 and 60 L·h⁻¹ flow disturbance intensity, respectively. After 30 days, N concentration in the undisturbed water was higher than that in the disturbed water; (2) Sediment TN contents increased with the increasing of disturbance intensity, which however were lower than the background values, showing 0 < 5 < 30 < 15 < 60 L·h⁻¹; (3) The contents of different forms of transformable nitrogen (TTN) were in the order of strong oxidant extractable-N (SOEF-N) > strong alkali extractable-N (WAEF-N) > ion exchange-N (IEF-N) > weak acid extractable-N (SAEF-N), with releasing tendentiousness of IEF-N > WAEF-N > SAEF-N > SOEF-N. All N fractions of the sediment were at the lowest values under undisturbed treatment, indicating that the disturbance of flow benefits the N settlement in sediments, thus decreasing the risk of N to the surrounding environment.

Key words: rural ditch; sediment; nitrogen release; disturbance

氮是农作物的重要营养元素, 同时也是重要的农业非点源污染物^[1-2]。据统计, 2016 年农村污水排放量达 202 亿 t, 处理率不足 22%。截至 2018 年底, 乡村生活污水处理率不足 31%, 农村污水俨然成为影响农村居民良好生活环境的重要限制因素^[3-4]。目前我国大部分农村还没有完善的污水管

网收集系统, 农户产生的生活污水基本处于散排状态, 大多通过房屋旁的自然沟渠排入附近水体^[5-6]。

收稿日期: 2021-07-24

基金项目: 国家自然科学基金(41761098, 31760245)

① 通信作者 E-mail: henryliu1008@163.com

沟渠是连接农村生活污水与农田、河流及湖泊等接纳水体的纽带,不仅具有排水功能,还是截留和转化污染物的关键场所^[7]。沟渠底泥以其较大的表面积吸附水体中较多的氮,以沉积物间隙水为载体与上覆水进行物理、化学及生物作用,进行物质交换。作为氮的重要蓄积库,底泥既可以作为收集上覆水体氮的“汇”,又可以作为将氮释放回上覆水体的“源”,进而导致水体的二次污染^[8-10]。

高原山地农村因其独特的地形条件和封闭性特点,造成农村污水对下游湖泊、河流存在极大的潜在性污染风险^[11]。水-沉积物界面污染物的释放是控制内源性污染的基础科学问题,水动力条件是造成沉积物起悬、污染物释放的关键因素之一^[12],而扰动对于高原山地农村沟渠底泥氮释放特征的研究却鲜有报道。因此,探析扰动对高原山地农村沟渠底泥氮释放特征,揭示水体扰动对农村沟渠底泥氮产生的具体影响,对高原湖泊流域保护具有重要意义。缪静等^[13]研究发现,农村水质水量变化范围较大,具体表现为早中晚3个高峰时段污水量大,其余时段污水量小。而水量的大小影响着水体对底泥的扰动强度。孙小静等^[14]对湖泊底泥胶体氮释放与水动力的关系进行了相关研究,但该试验是以搅拌子模拟扰动,与真实的水体流动存在差异。笔者以云南省典型高原山地农村沟渠底泥为研究

对象,通过模拟沟渠系统,设置5组不同的水量,对水流扰动影响下农村沟渠氮赋存形态的分布特征展开研究,结果可为农村环境污染综合治理及污染风险评价提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试底泥取自云南省昆明市官渡区某村(25°11' N, 102°89' E)出村汇流沟渠,沟渠中普遍无植物生长,侧面与底部均为混凝土铸成,沟渠宽40 cm,深60 cm,底泥垂直深度约为12 cm。取表层(0~3 cm)底泥样品共112.5 kg(以湿重计)。将底泥样品采回后经过水泥混凝土搅拌机搅拌均匀备用。

1.2 试验装置

试验采用自制的模拟沟渠,通过室内模拟的方式开展,装置结构如图1所示,由160 mm聚氯乙烯(PVC)管、小型水泵(RS-468B)、蓄水池、调节阀、浮子流量计、可调节鸭嘴喷头及网纱构成。水泵可使水体持续循环流动,浮子流量计可显示水体流量水平,调节阀可调节水流大小,鸭嘴喷头可调节水流使得布水均匀,网纱可拦截水体流动冲刷的表层底泥。

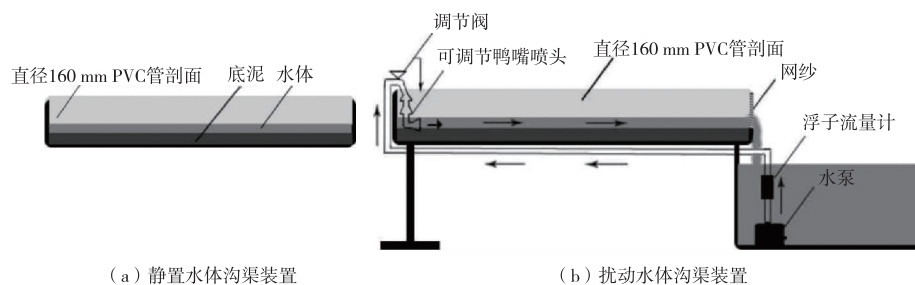


图1 沟渠装置

Fig. 1 Schematic of the ditch device

1.3 试验设计

将搅拌均匀的湿润沟渠底泥平铺入模拟装置,厚度为3 cm,质量约为7.5 kg,将模拟沟渠中铺设的底泥静置24 h,可以很大程度上使表层底泥沉降,有效抑制水体对底泥的冲刷和扰动引起的悬浮。置15 L去离子水于蓄水池中,淹没水泵使水泵正常持续运作。

设置静置(0 L·h⁻¹)及扰动试验(5、15、30、60 L·h⁻¹),5种沟渠水体流量水平,水体流量水平与扰动强度成正比,每种水流扰动影响下的模拟沟渠

装置均连续30 d不断循环流动。每5 d采1次样,每次采水样30 mL,24 h内测定3组平行样水体理化指标,每次取样结束后,补充去离子水以确保上覆水体积保持不变。采集第1天(背景值)及第30天的表层1 cm处底泥样品1.5 g,置于阴凉处晾干,去除杂质与沙粒,研磨后过0.15 mm孔径筛,测定3组平行样的底泥理化指标。

1.4 测定指标及方法

上覆水及底泥中pH值(水土质量比为2.5:1)、氧化还原电位(Eh)及电导率(EC)采用HACH

便携式仪器 (HQ40d) 测定, 水体 TN 浓度采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法测定, 底泥 TN 含量采用凯氏定氮法测定; 水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度采用纳氏试剂紫外分光光度法测定, 水体总有机碳 (TOC) 浓度采用燃烧氧化红外吸收法测定, 底泥 TOC 含量采用重铬酸钾油浴法测定; 底泥氮形态采用沉积物可转化态氮分级连续浸提法测定, 该方法将沉积物中的形态氮分为可转换态氮 (TTN), 离子交换态氮 (IEF-N)、弱酸可提取态氮 (WAEF-N)、强碱可提取态氮 (SAEF-N)、强氧化剂可提取态氮 (SOEF-N)。

1.5 数据分析

利用 Excel 2010 对数据进行初步处理, 并采用 Origin 2018 进行绘图, 统计软件 SPSS 22.0 进行单因素方差分析, 用 Pearson 法进行相关性分析。以 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》V 类水标准值为背景值, 分析农村上覆水体氮污染特征。

2 结果与讨论

2.1 不同水流扰动强度下农村沟渠上覆水氮污染特征

不同水流扰动强度下上覆水 pH 值、Eh 差异不显著, pH 值均在 8~9 之间, 属于弱碱性水体, Eh 均为正值, 属于氧化性水体。由图 2 可知, 在试验初期的 0~10 d, 扰动可加快 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从底泥向上覆水的释放速率, 表现为 $5 > 15 > 30 > 60 > 0 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 。在第 5 天, $5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动条件下上覆水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度显著高于静置条件下的浓度, 平均值为 $14.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为后者的 1.3 倍。各组上覆水中 TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均在第 5 天急速升高, 主要是由于上覆水和底泥间隙水之间的氮浓度差较大, 表现出沉积物中具有较高的氮释放潜力, 这与朱元荣等^[15]的研究一致。

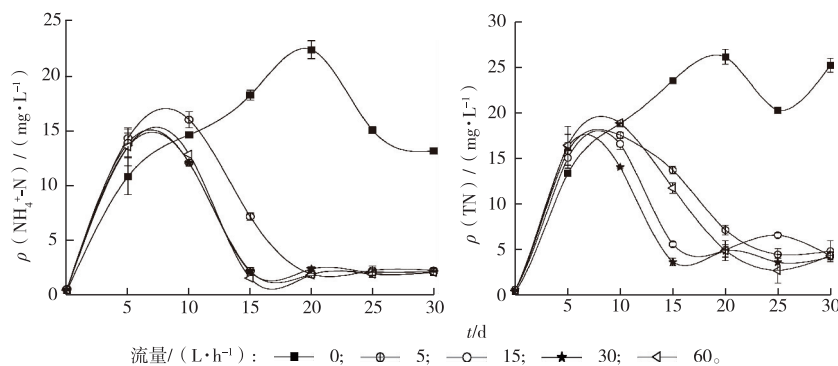


图 2 不同水流扰动强度下上覆水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度

Fig. 2 The concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN in overlying water under different water flow disturbance intensities

在释放 10 d 后, 静置组上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均显著高于扰动组, 平均值为 $18.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。随着时间变化, 在 15~30 d 内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放速率趋于稳定。总体来说, TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 迁移转化遵循着相似的规律, 都是先升高后下降的变化趋势, 这与陈红等^[16]、韩宁等^[17]、刘福兴等^[18]研究结论一致。在此阶段, 底泥 TN 的释放规律可近似地看作是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放规律, 这与杜旭等^[19]的研究结果一致。分析原因, 水中的氮以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 NH_3 形式存在, 各占一定的比例, 氮浓度的降低可能是因为 NH_3 脱离泥水系统而导致; 也有可能是扰动使得上覆水体中氧化还原电位处于较高水平, 促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向硝态氮的生物化学转化, 降低了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度。相关研究表明, 在做底泥氮释放特性研究时总氮和氨氮会出现上覆水中的氮向底泥沉积的现象^[20]。《城镇污水

处理厂污染物排放标准》对水体 TN 质量浓度的一级标准为 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的一级标准为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 因此试验中静置水体氮浓度高于城镇污水排放标准, 污染风险最高; 扰动水体 TN 浓度总体低于这一标准, 而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均高于 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 超出水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 排放标准。总体上水体扰动充氧有利于抑制底泥氮的“二次释放”对水体的污染, 可有效降低下游水体富营养化风险。

2.2 不同水流扰动强度下农村沟渠底泥总氮变化特征

沉积物中 TN 含量是判断水域污染程度的重要指标, 但并不能完全标志氮在循环中的作用。如图 3 所示, 第 30 天 $0 \sim 60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动影响下的沟渠底泥 TN 含量排序为 $0 < 5 < 30 < 15 < 60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, 表现为随扰动强度的增大, 底泥 TN 含量增加^[21]。在模

拟扰动条件下,底泥沉积物有明显的吸附作用,这种吸附作用对水体氮具有显著的缓冲能力。当点源污染的输入造成局部沟渠水体的氮浓度突然增大时,底泥沉积物的吸附缓冲作用将迅速减轻氮对沟渠水体的环境压力,此时底泥表现为氮汇。

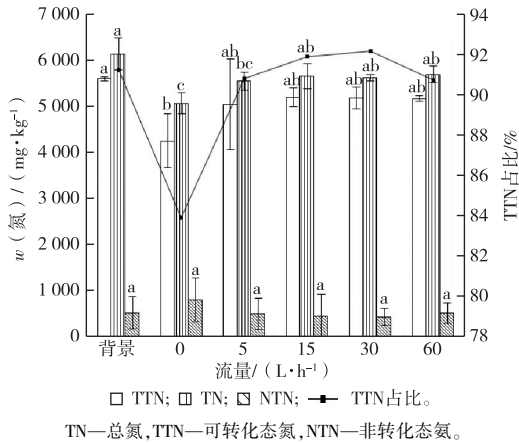
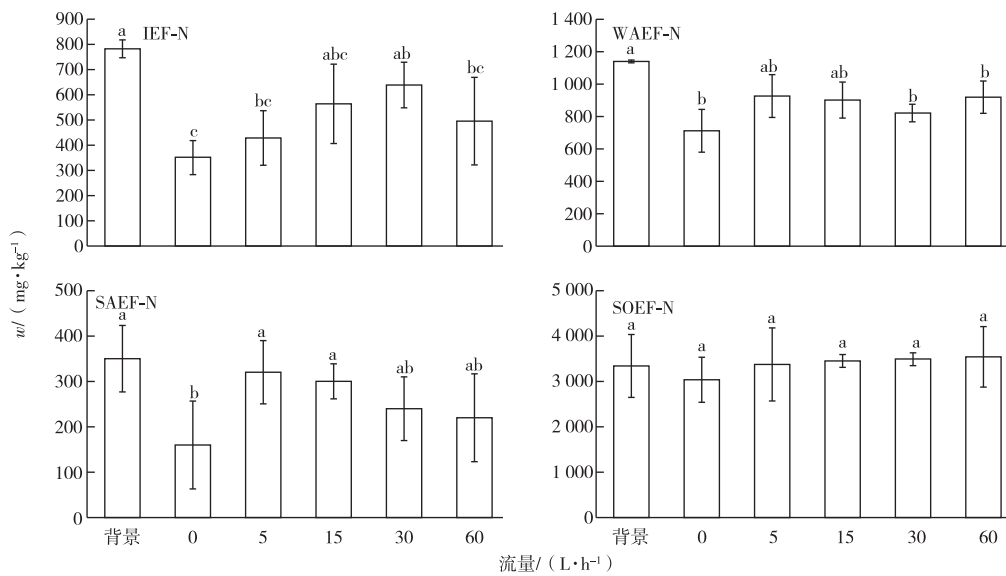


图 3 不同水流扰动强度下沟渠底泥 TN、TTN 及 NTN 含量

Fig. 3 The concentration of TN, TTN and NTN in ditch sediments under different water flow disturbance intensities

通过相关性分析可知,上覆水体中氨氮浓度与



同一幅图中直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间 N 含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 4 不同水流扰动强度下沟渠底泥 N 含量

Fig. 4 The concentration of N in ditch sediments under different water flow disturbance intensities

2.3.2 农村沟渠底泥 WAEF-N 的分布特征

WAEF-N 为可转化的有机物和碳酸盐相结合的氮形态,释放能力仅次于 IEF-N,其分布主要与沉积

IEF-N 和 TN 含量呈显著负相关关系 ($P < 0.05$),静置水体的氨氮浓度高于扰动组,而水体较高的氨氮浓度会促进沉积物中 IEF-N 和 TN 的释放,这与王梅等^[22]的研究结果一致。

总氮(TN)由非转化态氮(NTN)与可转化态氮(TTN)相加得到,对于生物来说,除了 NTN 之外,IEF-N、WAEF-N、SAEF-N 以及 SOEF-N 均为生物有效性氮,即 TTN。由图 3 可知,TN 组分以 TTN 为主,且其变化趋势也基本一致。

2.3 不同水流扰动强度下农村沟渠底泥氮释放特征

2.3.1 农村沟渠底泥 IEF-N 的分布特征

IEF-N 作为沉积物-上覆水交换的主要氮形态,相对于其他 3 种形态的氮,更容易释放到上覆水中参与氮循环,是最不稳定的吸附态氮,在氮循环中具有重要地位^[23]。由图 4 可知,水流扰动下的农村沟渠底泥 w (IEF-N) 明显高于静置时,随着水流扰动强度的增大,底泥 IEF-N 含量呈现先增大后降低的趋势;静置时最低,平均值为 $351.38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在 $30 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动下,沟渠底泥 IEF-N 含量达到最高,平均值为 $639.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在静置或处于较强的扰动强度下,更有利于沟渠底泥中 IEF-N 向水体中释放,从而增加上覆水体中 IEF-N 含量。

物有机质矿化过程中 pH 值的变化有关,在酸性条件下易从沉积物中转移到间隙水,其变化使 CaCO_3 沉淀或溶解,与 NH_4^+ 或 NO_3^- 结合。沟渠底泥中

WAEF-N 含量在扰动时均高于静置,在 $5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 扰动下最高值达到 $926.38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。相关研究表明,洱海表层沉积物中 $w(\text{WAEF-N})$ 达 $91 \sim 210 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,且具有较高的氮释放风险。而该沟渠底泥中 WAEF-N 含量远高于洱海,这表明该农村沟渠底泥中氮的潜在释放风险高^[24]。

2.3.3 农村沟渠底泥 SAEF-N 的分布特征

SAEF-N 是可由强碱提取的铁锰氧化物吸附的氮,其形成与分布主要由沉积物的氧化还原环境控制。静置时沟渠底泥的 SAEF-N 含量与扰动时存在显著性差异,总体呈 $5 > 15 > 30 > 60 > 0 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 。 $5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动下沟渠底泥 SAEF-N 含量最高,平均值为 $320.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;静置时最低,平均值为 $160.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。一般认为,沉积物中氧化环境下 SAEF-N 可以较稳定存在,在还原环境下,利于 SAEF-N 释放并被生物重新利用^[25]。该研究结果表明,不同水流扰动下农村沟渠均处于还原环境,说明各村沟渠底泥均利于 SAEF-N 的释放,静置时作用最强。静置水体沟渠底泥 DO、Eh 相对底泥背景值下降,试验初期注水阶段水体的扰动使得水体复氧,当静置沟渠底泥有机污染物降解和还原性无机物氧化大量消耗氧时易导致静置沟渠底泥 DO 含量和 Eh 降低^[26]。因此,SAEF-N 是农村沟渠底泥氮含量过高的一个重要影响因子, $w(\text{SAEF-N})$ 过高会加剧农村生态环境的恶化。

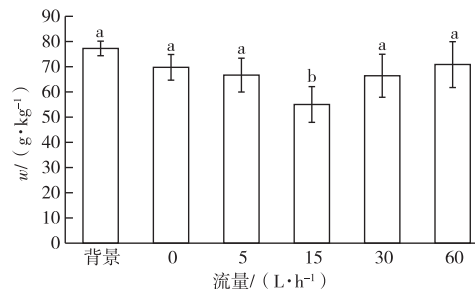
2.3.4 农村沟渠底泥 SOEF-N 的分布特征

强氧化剂可浸取态氮(SOEF-N)是可转化态氮中含量最大的一种形态,主要是与不易降解的大分子有机物或硫化物结合的氮形态,不易释放,是最稳定的氮形态^[27]。王梅等^[22]指出,SOEF-N 的分布与有机质在底泥中的含量相关性密切。在 $60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动下农村沟渠底泥的有机质含量略高于其余扰动强度,扰动强度过大,使得沟渠底泥有机碳和有机氮的蓄积量增加,这可能是造成其沟渠底泥中 $w(\text{SOEF-N})$ 较高的原因。由图 4 可见,在各种扰动强度下底泥 SOEF-N 含量差异不大,这可能是由于 SOEF-N 本身就是一种较为稳定且不易释放的氮形态。静置时底泥 DO 含量最低,处于缺氧条件,SOEF-N 释放量却最高;而扰动条件下,更有利于 SOEF-N 向底泥中吸附沉淀,这与 WANG 等^[28]研究结论相反。这可能是由于底泥在受到扰动后发生再悬浮,上覆水体中悬浮颗粒物的含量和中值粒径增大,扰动作用增加了水体颗粒物的含量,沟渠部分表层底泥颗粒态氮和胶体氮及底泥微生物附着于这些颗粒物上,减少了微生物的腐败分解反应。

所以当沟渠处于静置时,会导致 SOEF-N 被释放出来,对环境造成严重的氮污染,而扰动则会降低这一风险。

2.4 不同水流扰动强度下农村沟渠底泥碳含量及变化规律

底泥有机碳含量可以反映沟渠底泥有机污染程度且有机质的分解影响底泥营养盐释放。 $0 \sim 60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动影响下底泥 TOC 释放、变化规律如图 5 所示,总体呈先减小后增大的趋势,其中 $15 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动影响下沟渠底泥 TOC 含量最低^[29]。



直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间 TOC 含量差异显著 ($P < 0.05$)。

图 5 不同水流扰动强度下沟渠底泥 TOC 含量

Fig. 5 The concentration of TOC in ditch sediments under different water flow disturbance intensities

扰动水体沟渠底泥 TOC 释放量高于静置水体。沟渠底泥中的 TOC 通过矿化、分解向沟渠水体扩散,测定沟渠物理指标发现其 pH 值皆在 $8 \sim 9$ 之间,而在碱性条件下大量可溶解性有机碳被释放到水中,被 Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 等吸附,试验结果表明静置时 pH 值最高且呈碱性,所以此时上覆水体中有机碳浓度最低而底泥中含量较高^[30]。 $5 \sim 60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 水流扰动影响下水体流动冲刷导致沟渠底泥 TOC 汇入水体,同时沟渠水体流动导致底泥复氧可能产生兼氧或好氧细菌,使得有机质被降解,生成氨氮释放^[31]。

2.5 沟渠底泥氮形态影响因素分析

2.5.1 上覆水体水质对底泥氮形态的影响

通过对上覆水体 $w(\text{TN})$ 和 $w(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 与沟渠底泥各形态氮含量的相关性分析(表 1)可知,上覆水体氮浓度与底泥氮形态的相关性显著,均呈显著负相关,说明沟渠底泥氮含量与上覆水体水质之间存在相互影响。当水流扰动底泥表面时,沉积物中含氮颗粒物悬浮,降低上覆水体与间隙水间的传质限制,减少了释放阻力,加快底泥氮向上覆水体的释放^[32],同时也可能导致铁锰氧化物等胶体悬浮,进而吸附水中的氮化合物^[33]。农村沟渠底泥上覆水体较高的氨浓度可能是由于沟渠底泥氮释放

造成的。

表 1 上覆水体氮与沟渠底泥氮的相关系数

Table 1 Correlation of nitrogen concentration between overlying water and ditch sediments

上覆水	底泥				
	TN	IEF-N	WAEF-N	SAEF-N	SOEF-N
TN	-0.98**	-0.733	-0.878	-0.755	-0.956*
NH ₄ ⁺ -N	-0.979**	-0.723	-0.848*	-0.759	-0.954*

*表示 $P < 0.05$; **表示 $P < 0.01$ 。

2.5.2 底泥理化指标对氮形态的影响

如表 2 所示,底泥 DO 浓度与底泥形态氮中的 IEF-N、WAEF-N、SAEF-N 含量呈正相关,相关系数分别为 0.603、0.827、0.534,其中 WAEF-N 含量与底泥 DO 浓度呈极显著正相关,这说明底泥 DO 浓度对底泥 TTN 含量及释放具有显著影响,当水流扰动强度增大,底泥 DO 浓度增强,一定程度会抑制底泥氮的释放,导致底泥氮含量较高^[34-35]。底泥氧化

还原电位(Eh)与底泥 TTN 含量呈极显著正相关。底泥 pH 值与底泥 WAEF-N、SAEF-N、SOEF-N、TOC 含量呈显著负相关,底泥形态氮受 pH 值影响较大,底泥 pH 值呈碱性,促进沟渠底泥中吸附态 NH₄⁺ 的释放,使得氨化细菌的矿化作用活跃, NH₄⁺ 的释放量明显增大^[36]。沟渠底泥电导率 EC 与底泥 TN 含量呈显著正相关(0.562),底泥电导率也是反映底泥营养盐含量的重要指标,底泥中的营养物质大多来自底泥有机质的分解。底泥电导率较高,说明底泥氮磷等营养盐含量较高^[37]。沟渠底泥 TN 含量与 SAEF-N、SOEF-N 含量均呈正相关,且与 TTN 含量之间互为极显著正相关。

沟渠底泥 TOC 含量与 WAEF-N、SAEF-N、SOEF-N 含量之间呈正相关,这一结论与冯峰等^[38]的研究结论相同,丰富的有机质有利于微生物的繁殖分解,使得底泥氮释放。

表 2 底泥微环境因子与沟渠底泥氮的相关性

Table 2 Correlation between sediment microenvironment factors and of nitrogen concentration in ditch sediments

指标	DO	Eh 值	EC 值	pH 值	w(TN)	w(IEF-N)	w(WAEF-N)	w(SAEF-N)	w(SOEF-N)
Eh 值	-0.522*								
EC 值	-0.593*	0.202							
pH 值	-0.236	0.703*	0.122						
w(TN)	0.157	-0.223	0.562*	-0.465					
w(IEF-N)	0.603*	-0.754*	0.049	-0.159	0.282				
w(WAEF-N)	0.827**	-0.851**	-0.211	-0.513*	0.435	0.865**			
w(SAEF-N)	0.534*	-0.884**	0.128	-0.643*	0.617*	0.834**	0.914**		
w(SOEF-N)	0.483	-0.777*	0.286	-0.510*	0.698*	0.856**	0.872**	0.977**	
w(TOC)	0.486	-0.256	0.138	-0.547*	0.889**	0.227	0.557*	0.574*	0.599*

*表示 $P < 0.05$; **表示 $P < 0.01$ 。

3 结论与展望

(1) 水体静置条件下 NH₄⁺-N 浓度高于扰动时,底泥为氮源,逐步向水体释放氮;扰动下水体 NH₄⁺-N 浓度随扰动强度表现为上升趋势,扰动可加快其从底泥向上覆水的释放速率,但均低于静置时;水体 TN 浓度随水流扰动强度增大表现为下降至 30 L·h⁻¹后上升,其中扰动水体 NH₄⁺-N 浓度高于城镇污水排放标准(5 mg·L⁻¹),静置水体 TN 浓度高于城镇污水排放标准(15 mg·L⁻¹)。

(2) 沟渠底泥 DO 对底泥 TTN 作用显著。扰动条件下底泥为氮汇,在一定程度上吸附水体中的氮;当扰动强度增大时,底泥 DO 含量增加,同时会促进底泥对水体氮的吸附。

(3) 不同水流扰动强度影响下底泥 TN、TOC 含

量随扰动强度的增加而增多;底泥 IEF-N、WAEF-N、SAEF-N 受水体扰动呈不同程度释放,而 SOEF-N 含量累积,底泥可转化态氮的迁移转化对底泥营养盐释放产生影响。

(4) 以往对底泥的研究较集中于平原地区的湖泊、河流及水库等,但对高原山地农村沟渠底泥氮形态释放特征与扰动的关系探究较少。通过室内模拟水流扰动对农村沟渠底泥氮释放影响研究,在一定程度上对于保护下流湖泊具有重要意义,但是由于高原山地农村独特的地形条件和封闭性特点,且农村居住密度较大,污染源比较复杂,如何探析氮在农村环境中的迁移转化以及后续可持续利用,同时开展农村污染实时在线监测,厘清污水流动对底泥污染物的释放影响及两者之间产生的交互效应是今后的探究方向。

参考文献:

- [1] 马啸宙,周雯,马宏林,等.南方典型山塘区农村散排污水处理新工艺研究[J].环境污染与防治,2015,37(10):26-30.[MA Xiao-zhou,ZHOU Wen,MA Hong-lin,*et al.* Study on a New Technology in Typical Southern Mountainous Area for Rural Decentralized Sewage Treatment [J]. Environmental Pollution & Control, 2015,37(10):26-30.]
- [2] LIU W F, YANG H, LIU Y, *et al.* Water Resources Conservation and Nitrogen Pollution Reduction under Global Food Trade and Agricultural Intensification [J]. Science of the Total Environment, 2018,633:1591-1601.
- [3] 谢林花,吴德礼,张亚雷.中国农村生活污水处理技术现状分析及评价[J].生态与农村环境学报,2018,34(10):865-870. [XIE Lin-hua,WU De-li,ZHANG Ya-lei. Analysis and Evaluation of China's Rural Domestic Sewage Treatment Technology [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34 (10): 865-870.]
- [4] 张奇誉,刘来胜.农村分散式生活污水源分离技术现状与发展趋势分析[J].中国农村水利水电,2020(8):20-24. [ZHANG Qi-yu,LIU Lai-sheng. An Analysis of the Current Situation and Development Trend of Rural Decentralized Domestic Sewage Based on Source Separation Technology [J]. China Rural Water and Hydropower, 2020(8):20-24.]
- [5] 范理,李坤,王亚娟,等.农村生活污水收集与处理模式的探讨[J].环境工程,2014,32(增刊1):169-171,209. [FAN Li, LI Kun, WANG Ya-juan, *et al.* Study on Domestic Wastewater Collection and Treatment Modes in Rural Areas [J]. Environmental Engineering, 2014,32(Suppl. 1):169-171,209.]
- [6] 柳俊,陈永华,李科林,等.农村混合污水人工湿地处理模式与效果分析[J].环境污染与防治,2019,41(2):231-235,256. [LIU Jun, CHEN Yong-hua, LI Ke-lin, *et al.* Mode of Constructed Wetland in Treatment of Rural Mixed Sewage and Its Effect Analysis [J]. Environmental Pollution & Control, 2019, 41 (2): 231-235,256.]
- [7] 陈安强,雷宝坤,刘宏斌,等.洱海近岸不同种植类型农田沟渠径流氮磷流失特征[J].生态与农村环境学报,2017,33(8):697-705. [CHEN An-qiang, LEI Bao-kun, LIU Hong-bin, *et al.* Characteristics of N and P Losses from Ditch Runoff in Farmlands Different in Planting Patterns Offshore of Lake Erhai [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017,33(8):697-705.]
- [8] 郭建宁,卢少勇,金相灿,等.低溶解氧状态下河网区不同类型沉积物的氮释放规律[J].环境科学学报,2010,30(3):614-620. [GUO Jian-ning, LU Shao-yong, JIN Xiang-can, *et al.* Regularity of Nitrogen Release under Low Oxygen Conditions from Various Sediments in a River Network [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010,30(3):614-620.]
- [9] WANG S R, JIN X C, ZHAO H C, *et al.* Phosphorus Release Characteristics of Different Trophic Lake Sediments under Simulative Disturbing Conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 161(2/3):1551-1559.
- [10] KADOKAMI K, LI X H, PAN S Y, *et al.* Screening Analysis of Hundreds of Sediment Pollutants and Evaluation of Their Effects on Benthic Organisms in Dokai Bay, Japan [J]. Chemosphere, 2013, 90(2):721-728.
- [11] 龚云辉,刘云根,王妍,等.pH对高原山地农村沟渠底泥氮形态及氨氮释放通量影响模拟研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(3):378-386. [GONG Yun-hui, LIU Yun-gen, WANG Yan, *et al.* Effect of pH on Nitrogen Forms and Ammonia Nitrogen Release Flux in the Bottom Muddy of Plateau Rural Ditches [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37 (3): 378-386.]
- [12] 华祖林,王苑.水动力作用下河湖沉积物污染物释放研究进展[J].河海大学学报(自然科学版),2018,46(2):95-105. [HUA Zu-lin, WANG Yuan. Advance on the Release of Pollutants in River and Lake Sediments under Hydrodynamic Conditions [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2018,46(2):95-105.]
- [13] 缪静,姬超,高琳琳,等.我国农村居民生活污水量总变化系数的估算及其意义[J].环境工程学报,2020,14(9):2326-2330. [MIAO Jing, JI Chao, GAO Lin-lin, *et al.* Estimation and Significance of the Peak Variation Factor of Rural Domestic Sewage Quantity in China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020,14(9):2326-2330.]
- [14] 孙小静,秦伯强,朱广伟,等.持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放[J].环境科学,2007,28(6):1223-1229. [SUN Xiao-jing, QIN Bo-qiang, ZHU Guang-wei, *et al.* Release of Colloidal N and P from Sediment of Lake Caused by Continuing Hydrodynamic Disturbance [J]. Environmental Science, 2007, 28 (6): 1223-1229.]
- [15] 朱元荣,张润宇,吴丰昌.滇池沉积物中氮的地球化学特征及其对水环境的影响[J].中国环境科学,2011,31(6):978-983. [ZHU Yuan-rong, ZHANG Run-yu, WU Feng-chang. Geochemical Characteristics and Influence to Overlying Water of Nitrogen in the Sediments from Dianchi Lake [J]. China Environmental Science, 2011,31(6):978-983.]
- [16] 陈红,卓琼芳,许振成,等.排水管道沉淀物氮释放特性的研究[J].环境科学,2015,36(8):2918-2925. [CHEN Hong, ZHUO Qiong-fang, XU Zhen-cheng, *et al.* Nitrogen Release Performance of Sediments in Drainage Pipeline [J]. Environmental Science, 2015, 36 (8): 2918-2925.]
- [17] 韩宁,郝卓,徐亚娟,等.江西香溪流域干湿季交替下底泥氮释放机制及其对流域氮输出的贡献[J].环境科学,2016,37(2):534-541. [HAN Ning, HAO Zhuo, XU Ya-juan, *et al.* Nitrogen Release from Sediment under Dry and Rainy Season Alternation and Its Contribution to N Export from Xiangxi Watershed in Jiangxi Province [J]. Environmental Science, 2016,37(2):534-541.]
- [18] 刘福兴,陈桂发,付子斌,等.不同构造生态沟渠的农田面源污染物处理能力与实际应用效果[J].生态与农村环境学报,2019,35(6):787-794. [LIU Fu-xing, CHEN Gui-fa, FU Zi-shi, *et al.* Comparison on Effects of Practical Application of Ecological Ditches with Different Construction in Treating Agricultural Non-Point Pollutants [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019,35(6):787-794.]
- [19] 杜旭,王国祥,刘波,等.曝气深度对城市河道沉积物氮释放及形态的影响[J].中国给水排水,2013,29(15):115-120. [DU Xu, WANG Guo-xiang, LIU Bo, *et al.* Effect of Aeration Depth on

- Nitrogen Release from Urban River Sediments and Nitrogen Forms in Overlying Water [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29 (15): 115-120.]
- [20] 黄勇, 严过房, 董运常, 等. 底泥氮磷释放的影响因素及控制策略[J]. *江西农业学报*, 2020, 32(10): 116-120, 130. [HUANG Yong, YAN Guo-fang, DONG Yun-chang, *et al.* Influencing Factors and Control Strategies of Nitrogen and Phosphorus Release from Sediment [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2020, 32(10): 116-120, 130.]
- [21] 郭红兵, 陈荣, 王晓昌. 不同补水方式下翠湖沉积物氮磷释放特性研究[J]. *环境科学与技术*, 2016, 39(2): 18-23, 30. [GUO Hong-bing, CHEN Rong, WANG Xiao-chang. Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Release from Urban Water Sediment of Cuihu Lake Regarding Different Water Replenishment Approaches [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 39(2): 18-23, 30.]
- [22] 王梅, 刘琰, 郑丙辉, 等. 城市内河表层沉积物氮形态及影响因素: 以许昌清潞河为例[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(3): 720-726. [WANG Mei, LIU Yan, ZHENG Bing-hui, *et al.* Nitrogen Forms in Surface Sediments of Urban River and Their Influence Factors: A Case Study of Qingyi River in Xuchang City [J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(3): 720-726.]
- [23] 赵海超, 王圣瑞, 焦立新, 等. 洱海沉积物中不同形态氮的时空分布特征[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(3): 235-242. [ZHAO Hai-chao, WANG Sheng-rui, JIAO Li-xin, *et al.* Characteristics of Temporal and Spatial Distribution of the Nitrogen Forms in the Sediments of Erhai Lake [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(3): 235-242.]
- [24] 赵宝刚, 张夏彬, 管逢宇, 等. 洪泽湖表层沉积物氮形态分布及影响因素[J]. *环境科学与技术*, 2020, 43(6): 30-38. [ZHAO Bao-gang, ZHANG Xia-bin, ZAN Feng-yu, *et al.* Distribution and Influence Factors of Nitrogen Form in Surface Sediment of Lake Hongze [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 43(6): 30-38.]
- [25] MORTIMER C H. Chemical Exchanges between Sediments and Water in the Great lakes-Speculations on Probable Regulatory Mechanisms [J]. *Limnology and Oceanography*, 1971, 16(2): 387-404.
- [26] 王紫泉. 土壤酶对 As 污染毒性响应及作用机理研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2017. [WANG Zi-quan. Toxicity Response of Soil Enzyme to Arsenic Pollution and the Inhibition Mechanism [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2017.]
- [27] 叶宏萌, 杨浩, 袁旭音, 等. 基于流域沉积物氮磷形态的生态风险评价: 以沙溪流域为例[J]. *环境化学*, 2020, 39(12): 3471-3479. [YE Hong-meng, YANG Hao, YUAN Xu-yin, *et al.* Ecological Risk Assessment Based on Nitrogen and Phosphorus Forms in Watershed Sediments: A Case Study of the Shaxi Watershed, Fujian [J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(12): 3471-3479.]
- [28] WANG P F, ZHAO L, WANG C, *et al.* Nitrogen Distribution and Potential Mobility in Sediments of Three Typical Shallow Urban Lakes in China [J]. *Environmental Engineering Science*, 2009, 26(10): 1511-1521.
- [29] LEI J S, CHEN J Z, YIN W. Retention Efficiency of Vegetative Filter Strips for Nitrogen in Danjiangkou Reservoir Area, Central China [J]. *Ecological Chemistry and Engineering*, 2019, 26(2): 279-297.
- [30] 黄传灵, 魏翔. 湖泊富营养化过程中内源性营养盐释放规律的分析[J]. *安徽工程科技学院学报(自然科学版)*, 2010, 25(2): 7-9. [HUANG Chuan-ling, WEI Xiang. Analysis of the Endogenous Nutrient Salts Release in the Process of Eutrophic Lake [J]. *Journal of Anhui University of Technology and Science (Natural Science)*, 2010, 25(2): 7-9.]
- [31] 刘延恺, 陆苏, 孟振全. 河道曝气法: 适合我国国情的环境污水处理工艺[J]. *环境污染与防治*, 1994, 16(1): 22-25.
- [32] 于军亭, 张帅, 张志斌, 等. 环境因子对浅水湖泊沉积物中氮释放的影响[J]. *山东建筑大学学报*, 2010, 25(1): 58-61. [YU Jun-ting, ZHANG Shuai, ZHANG Zhi-bin, *et al.* Effects of Environmental Factors on Release of Sediment Nitrogen in Shallow Lake [J]. *Journal of Shandong Jianzhu University*, 2010, 25(1): 58-61.]
- [33] 李鑫. 浅水湖泊沉积物中氮的迁移转化机制研究[D]. 天津: 天津大学, 2012. [LI Xin. The Mechanism of Nitrogen Migration and Transformation in Shallow Lake Sediments [D]. Tianjin: Tianjin University, 2012.]
- [34] GRAMMA V, KONTBAY K, WAHL V. Crops for the Future: On the Way to Reduce Nitrogen Pollution [J]. *American Journal of Botany*, 2020, 107(9): 1211-1213.
- [35] CHEN X J, STOKAL M, KROEZE C, *et al.* Modeling the Contribution of Crops to Nitrogen Pollution in the Yangtze River [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(19): 11929-11939.
- [36] 李磊, 王慧, 张锡辉, 等. 不同底泥系统的湖泊内源释磷规律研究[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(17): 76-79, 83. [LI Lei, WANG Hui, ZHANG Xi-hui, *et al.* Research on Internal Phosphorus Release of Lakes with Different Sediment System [J]. *China Water & Wastewater*, 2007, 23(17): 76-79, 83.]
- [37] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化: 1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量[J]. *湖泊科学*, 2004, 16(1): 10-20. [FAN Cheng-xin, ZHANG Lu, QIN Bo-qiang, *et al.* Migration Mechanism of Biogenic Elements and Their Quantification on the Sediment-Water Interface of Lake Taihu: I. Spatial Variation of the Ammonium Release Rates and Its Source and Sink Fluxes [J]. *Journal of Lake Science*, 2004, 16(1): 10-20.]
- [38] 冯峰, 王辉, 方涛, 等. 东湖沉积物中微生物量与碳、氮、磷的相关性[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(3): 342-345. [FENG Feng, WANG Hui, FANG Tao, *et al.* The Correlation between Microbial Biomass and Carbon, Nitrogen, Phosphorus in the Sediments of Lake Donghu [J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(3): 342-345.]

作者简介: 郑淑君(1997—), 女, 贵州遵义人, 主要研究方向为农村污水治理。E-mail: 451493080@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0397

林海芝,李映雪,任静雯,等.3种晶种对鸟粪石沉淀法去除污泥上清液氮磷的影响[J].生态与农村环境学报,2022,38(8):1084-1092.

LIN Hai-zhi, LI Ying-xue, REN Jing-wen, et al. Effect of Three Crystal Species on the Removal of Nitrogen and Phosphorus from Sludge Supernatant by Struvite Precipitation[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1084-1092.

3种晶种对鸟粪石沉淀法去除污泥上清液氮磷的影响

林海芝¹, 李映雪², 任静雯¹, 徐德福¹ (1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院, 江苏 南京 210044)

摘要: 将剩余污泥中的固态氮和磷转变为可溶性氮和磷,是剩余污泥中氮磷处理或资源化利用的关键。该文研究了 pH 值对剩余污泥中氮磷的释放效果及不同晶种(蛭石、椰壳炭和石英砂)对鸟粪石沉淀法去除氮磷的影响,另外考察了单独使用晶种以及晶种与镁盐协同处理对污泥上清液氮磷的去除效果的影响。结果表明,当剩余污泥上清液的 pH 值由 7.45 上升至 12 时,上清液中 $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 从 15.83 上升至 188.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 由 48.97 上升至 166.46 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在镁磷摩尔比为 1.2、pH 值为 10、搅拌时间 30 min、静置 30 min 条件下,蛭石、椰壳炭和石英砂的投加量分别为 2、2 和 0.5 $\text{g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时,3 种晶种对上清液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果均较好。3 种晶种中,椰壳炭诱导鸟粪石沉淀法去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的效果比蛭石和石英砂好。当椰壳炭投加量为 2 $\text{g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时,上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分别为 82.48% 和 74.98%,相比未投加晶种分别提高 9.14% 和 13.38%。采用 X 射线衍射和扫描电子显微镜对沉淀产物进行分析,发现生成的沉淀主要为鸟粪石,具有较高的回收价值。

关键词: 鸟粪石; 晶种; 污泥上清液; 氮磷

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)08-1084-09

Effect of Three Crystal Species on the Removal of Nitrogen and Phosphorus from Sludge Supernatant by Struvite Precipitation. LIN Hai-zhi¹, LI Ying-xue², REN Jing-wen¹, XU De-fu¹ (1. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: Transforming nitrogen and phosphorus in sewage sludge from solid to dissolution is the key for the treatment or resource utilization of nitrogen and phosphorus. In this paper, the effects of pH value on the release of nitrogen and phosphorus from sewage sludge, and the effects of different crystal seeds (vermiculite, coconut-shell biochar and quartz sand) on the removal of nitrogen and phosphorus by struvite precipitation were studied. In addition, the effects of only crystal seeds and the co-treatment of crystal seeds and magnesium salts on removal efficiency of nitrogen and phosphorus in the supernatant of sewage sludge were also investigated. Results show that when the pH of the supernatant increased from 7.45 to 12, the concentration of phosphate ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) in the supernatant increased from 15.83 to 188.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) increased from 48.97 to 166.46 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. There is better removal efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ when $n(\text{Mg}) : n(\text{P}) = 1.2$, $\text{pH} = 10$, followed by stirring and standing both for 30 min, then adding vermiculite, coconut shell biochar and quartz sand with 2, 2 and 0.5 $\text{g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$, respectively. Among the three crystal seeds, the removal efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ was higher by coconut shell biochar than those by vermiculite and quartz sand based on struvite precipitation induction. Compared to non-addition of crystal seed, when adding coconut shell biochar with 2 $\text{g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$, the removal rates of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ reached to 82.48% and 74.98% and increased by 9.14% and 13.38%, respectively. The results of X-ray diffraction and scanning electron microscopy (SEM) analysis show that the precipitates are mainly struvite which has high recovery value.

收稿日期: 2021-06-23

基金项目: 江苏高校“青蓝工程”项目(20161507); 江苏省“六大人才高峰”项目(R2016L06); 南京市六合区科技成果推广项目(2020SX00000002)

① 通信作者 E-mail: defuxu1@163.com

Key words: struvite; seed; sludge supernatant; nitrogen and phosphorus

2018年底,我国有4332座城镇污水处理厂,污水处理能力为1.95亿 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,年产剩余污泥已超过4000万t(含水率按80%计)^[1]。剩余污泥含水率高,产量大,处理难度高,一直是污泥处理的重点和难点^[2]。目前,污水处理厂剩余污泥大多通过填埋、焚烧等方式进行处理^[3],这些方法具有一定的局限性,还可能会造成二次污染^[4]。剩余污泥中含有大量的磷^[5],若采取适宜的方法对污泥中的磷资源加以回收,既可削减进入受纳水体的污染负荷,又可以对污泥进行减量化、资源化处理。

鸟粪石结晶法具有同时回收氮磷和反应速度快等特点,已成为国内外的研究热点^[6-9]。该方法通过投加镁盐,与废水中氨氮和磷酸盐发生结晶反应,生成磷酸铵镁(MAP)沉淀,从而去除氮磷^[10],且所得产物MAP还可作为高效的缓释肥应用于农业、园林和林业中^[11]。但由于生成的结晶颗粒较小,不易收集,有学者采用钢丝网^[12]、牛骨^[13]、粉煤灰^[14]等作为晶种,诱导MAP结晶沉淀回收磷。引入晶种可以降低MAP结晶时的饱和度,缩短晶体的成核时间,加快成核速度^[15]。另外,加入晶种还可以提高氮磷的去除效果,SONG等^[16]对鸟粪石结晶强化技术进行了研究,结果表明以预先形成的鸟粪石为晶种显著提高了氨氮去除效率;ADDAGADA^[17]考察了从化肥废水中回收鸟粪石的方法,发现采用钢渣作为晶种时提高了磷的回收率。然而上述研究多集中于单一晶种对鸟粪石回收氮磷的影响,有关不同类型晶种(生物炭、蛭石和石英砂)对剩余污泥中氨氮和磷的去除鲜见报道。为此,笔者开展了pH值对剩余污泥氮磷释放和晶种诱导鸟粪石沉淀去除剩余污泥氮磷的研究,以期对晶种诱导回收剩余污泥氮磷提供理论指导。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

蛭石购于灵寿县顺石矿产品加工厂,椰壳炭购于广州市增城区某公司,石英砂购于东海远洋石英砂厂。污泥上清液取自南京某生活污水处理厂,该污水处理厂主要采用氧化沟工艺。污泥上清液pH值为7.45, $\rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 和 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 分别为28.15、86.62、15.83和48.97 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.2 试验方法

1.2.1 pH值对污泥释放氮磷的影响

取6组100 mL剩余污泥于500 mL的烧杯中,

用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl和NaOH溶液将剩余污泥的pH值分别调至7、8、9、10、11和12。然后将剩余污泥置于搅拌强度为 $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 、温度为 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 的六联搅拌器上搅拌2 h。将搅拌后的剩余污泥离心(离心半径为16 cm,离心时间为20 min,转速为 $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$),最后取离心后的上清液测定TP、TN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,每个处理重复3次。

1.2.2 晶种对剩余污泥中氮磷去除的影响

分别取100 mL污泥上清液于烧杯中,用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl和NaOH溶液将其pH值调至10,分别加入0、0.1、0.5、1、2、4、6、8、10和12 g过1.4 mm孔径筛的蛭石、椰壳炭和石英砂。于六联搅拌器上搅拌30 min,搅拌强度为 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$,温度设为 $25 \text{ }^\circ\text{C}$,静置30 min后过滤,取上清液测定 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度。

1.2.3 晶种和镁盐对剩余污泥中氮磷去除的影响

分别取100 mL污泥上清液加入烧杯中,用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH调节溶液pH值至10,加入 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$,使Mg/P摩尔比为1.2,分别加入0、0.1、0.5、1、2、4、6、8、10和12 g过1.4 mm孔径筛的蛭石、椰壳炭和石英砂。于六联搅拌器上搅拌30 min,搅拌强度为 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$,温度设为 $25 \text{ }^\circ\text{C}$,然后静置30 min,过滤,取上清液测定 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度。由于晶体粒径与鸟粪石的粒径均较小,难以分离,因此将过滤所得沉淀物在稀盐酸中溶解(晶种难溶于酸,通过过滤去除晶种),然后将滤液pH值调至10,形成沉淀,并将沉淀在 $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 的烘箱内烘干,获得未含晶种的沉淀物,另外将未加入污水的原始晶种洗涤, $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 烘干备用。

1.3 分析方法

上清液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN浓度分别采用纳氏试剂分光光度法和碱性过硫酸钾消解-分光光度法测定,TP和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度采用钼锑抗分光光度法测定^[18]。采用X射线衍射(XRD X/Pert PRO MPD,荷兰)对沉淀产物进行表征;采用扫描电子显微镜(SEM SU-8020,日本)观察原始晶种和沉淀物的形貌特征;将烘干后的原始晶种研磨过0.075 mm孔径筛后,用傅里叶红外光谱仪(FT-IR VERTEX 70,德国)测定表面官能团;采用全自动气体分析仪(Autosorb-iQ-AG-MP,美国)测定比表面积和孔容。

1.4 数据分析与处理

采用SPSS 22.0软件分析不同处理间 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$

和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的差异, 并采用单因素方差分析中的 LSD 多重比较进行显著性分析, 采用 Origin 2017 软件制图。

2 结果与讨论

2.1 pH 值对剩余污泥释放氮磷的影响

当 pH 值为 7~10 时, 剩余污泥中 TP、TN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放率增加较为缓慢(图 1), 然而当 pH 值超过 10 时, 剩余污泥中 TP、TN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放率开始迅速升高, 且在 pH 值为 11~12 时增幅较为明显。在 pH 值为 12 时, 上清液中 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 和

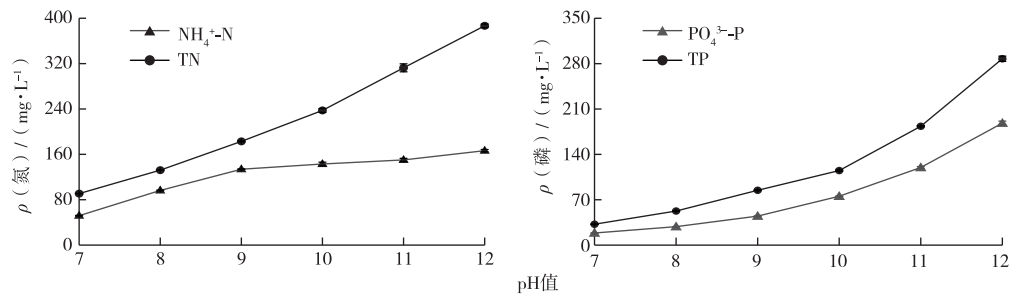


图 1 pH 值对污泥释放氮磷的影响

Fig. 1 Effect of pH on the release of nitrogen and phosphorus from sludge

2.2 不同晶种对污泥上清液中氮磷去除的影响

随着蛭石投加量增加, 上清液中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率显著上升(图 2), 这与前人的研究结果一致^[21-22], 其去除机理主要包括蛭石表面的物理吸附以及配位交换形式的化学吸附。当蛭石投加量超过 $8 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率增幅趋于平缓, 此时去除率为 79.35%~84.30%, 上清液中剩余氨氮浓度(残氮量)为 26.14~34.40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

随着椰壳炭投加量的增加, 上清液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果明显优于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, 焦赞仪等^[23] 在研究椰壳炭去除尿液中氮磷时也发现了类似的规律。此外, 唐想^[24] 以蔗渣为原材料制备生物炭, 其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率随着投加量的增加而增加(由 18.89% 上升到 51.46%), 该研究结果与其相似。当椰壳炭的投加量为 $0.5 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时, 对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率为 8.30%, 上清液中剩余磷酸盐浓度(残磷量)为 172.57 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。继续增加投加量, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率变化不大, 去除率在 8.42%~12.58% 之间, 残磷量在 164.51~172.34 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 这是因为生物炭表面普遍带负电, 限制了其对磷酸盐的吸附能力^[25]。

当石英砂投加量为 $0.1 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时, 上清

$\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 分别为 386.68、287.55 和 188.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。有研究认为, 碱法破解污泥的临界 pH 值为 11 时, 污泥细胞集中性破碎, 胞内有机物包括核酸、蛋白质和多糖等富含碳、氮和磷的物质随即大量释放出来^[19], 这与笔者研究结果一致。在 pH 值为 9~12 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化却不明显, 这是因为在强碱环境下, 溶液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会转变为 NH_3 逸出^[20]。由此可见, 较高的碱解 pH 值有利于氮磷的释放。因此将剩余污泥 pH 值调至 12 时, 氮磷的释放量最高。

液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 6.73%, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率为 3.01%。继续增加石英砂的投加量, 对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果影响不大, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率在 2.25%~16.11% 之间, 残磷量在 157.87~183.96 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在 6.28%~15.30% 之间, 残氮量在 140.98~155.99 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 可能是因为石英砂的主要成分是 SiO_2 , 而 SiO_2 本身的吸附能力较弱。

2.3 晶种和镁盐对污泥上清液中氮磷的去除效果

当加入镁盐时, 随着蛭石投加量的增加, 上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率呈上升趋势(图 3), 这可能是由于蛭石投加量的增加, 为鸟粪石结晶反应提供的晶核数量也增加, 从而增加了 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率。未添加蛭石时, 仅是依靠 MAP 沉淀法去除上清液中氮磷, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 61.60%, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率为 73.34%。当蛭石投加量为 $2 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 70.88%, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率为 83.75%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率比未投加蛭石时分别提高 9.28 和 10.41 个百分点。当蛭石投加量为 $4 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时, 此时氮磷去除率比投加量为 $2 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时均有所下降, 可能是由于蛭石质量较小, 大量蛭石的投加阻碍了

MAP 反应的进行;然而当继续增加投加量时,氮磷去除率又升高,这可能与反应体系中蛭石对氮磷的

去除起主要作用有关。因此,适量的蛭石添加有利于上清液 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除。

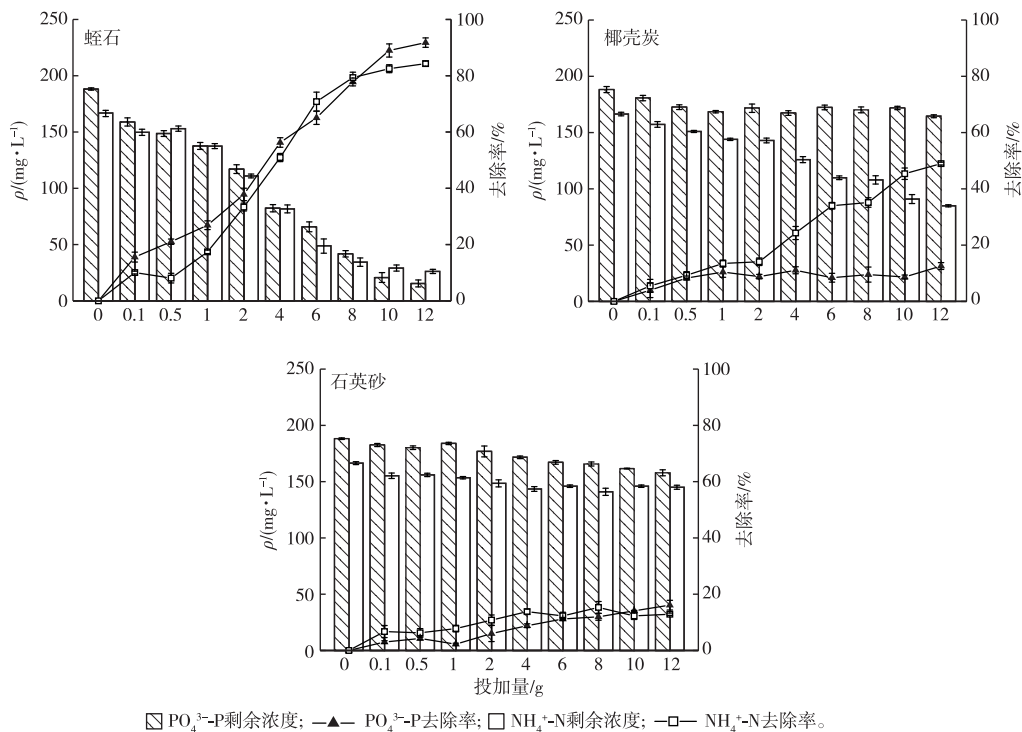


图 2 蛭石、椰壳炭和石英砂投加量对去除污泥上清液氮和磷的影响

Fig. 2 Effect of addition of vermiculite, coconut shell biochar and quartz sand on the removal of nitrogen and phosphorus from supernatant liquid of sludge

当椰壳炭投加量为 $2 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时,上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率达到最大值 (82.48%), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 74.98% (图 3), $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率比未投加椰壳炭时分别提高 9.14 和 13.38 百分点。这可能是因为引入的椰壳炭为 MAP 结晶反应提供了结晶核,能促进结晶反应的发生,同时加入的椰壳炭对氮磷存在一定的吸附作用,使氮磷的去除率进一步提高^[26]。当继续增加椰壳炭的投加量,磷去除率反而下降,这可能是由于投加量过大,晶核数量过多,使得晶体间碰撞机率增大,阻碍了 MAP 的成长,从而使磷去除率降低^[27];另外,由于椰壳炭本身还有一定的磷,部分磷溶出也会导致磷去除率下降。而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率随椰壳炭投加量的增加而增加,这可能与椰壳炭对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的直接吸附有关。

当石英砂投加量为 $0.5 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时,上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率比未投加晶种时分别提高 4.23 和 2.55 百分点,这可能是因为加入石英砂后,更多的微晶能够附着于石英砂表面,促进了 MAP 反应的进行。当继续增加石英砂的投加量

时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率反而有所降低,其原因是过多的石英砂阻碍了鸟粪石沉淀反应。

2.4 晶种诱导对 MAP 沉淀法去除氮磷的影响

当蛭石、椰壳炭和石英砂投加量分别为 2、2 和 $0.5 \text{ g} \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$ 时,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率优于其他投加量条件下,且在该投加量下,晶种诱导 MAP 沉淀法对氮磷的去除率均显著高于未投加晶种时 ($P < 0.05$) (图 4),因此,该投加量为最佳投加量。另外,椰壳炭和蛭石作为晶种诱导 MAP 沉淀法对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率显著高于石英砂 ($P < 0.05$),椰壳炭诱导 MAP 沉淀法对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率高于蛭石,但两者之间无显著差异。此外,蛭石和椰壳炭作为晶种诱导 MAP 沉淀法对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除率显著高于石英砂 ($P < 0.05$),且蛭石诱导 MAP 沉淀法对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效果优于椰壳炭,但两者之间无显著差异。

晶种-镁盐联用对氮磷的去除率与加镁盐(未加晶种)对氮磷的去除率之差为晶种诱导对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除的贡献率。在最佳投加量条件下,蛭石、椰壳炭和石英砂对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的贡献率分别

为 9.28%、13.38% 和 2.55%；对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的贡献率分别为 10.41%、9.14% 和 4.22%。MUHMOOD 等^[28]发现在 pH 值为 10 时,生物炭(麦草生物炭和稻壳生物炭)作为诱导 MAP 沉淀的晶种,使 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 回收率提高了约 10%。GUAN 等^[29]对比了鸟粪石、石英砂、磷灰石和白云石作为 MAP 沉淀的晶种对磷的去除效果,发现鸟粪石效果最优,且其添加

量为 $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,磷去除率提高了近 11%。刘晨等^[30]发现,在 pH 值为 9.5、晶种粒径为 0.125 ~ 0.15 mm、晶种投加量为 $1.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下,投加活化石英砂、活化沸石、石英砂和沸石后,磷去除率分别提高了 11.16%、5.9%、3.27% 和 1.48%。该研究中晶种诱导对磷去除的提高率与上述研究一致,最高在 10% 左右。

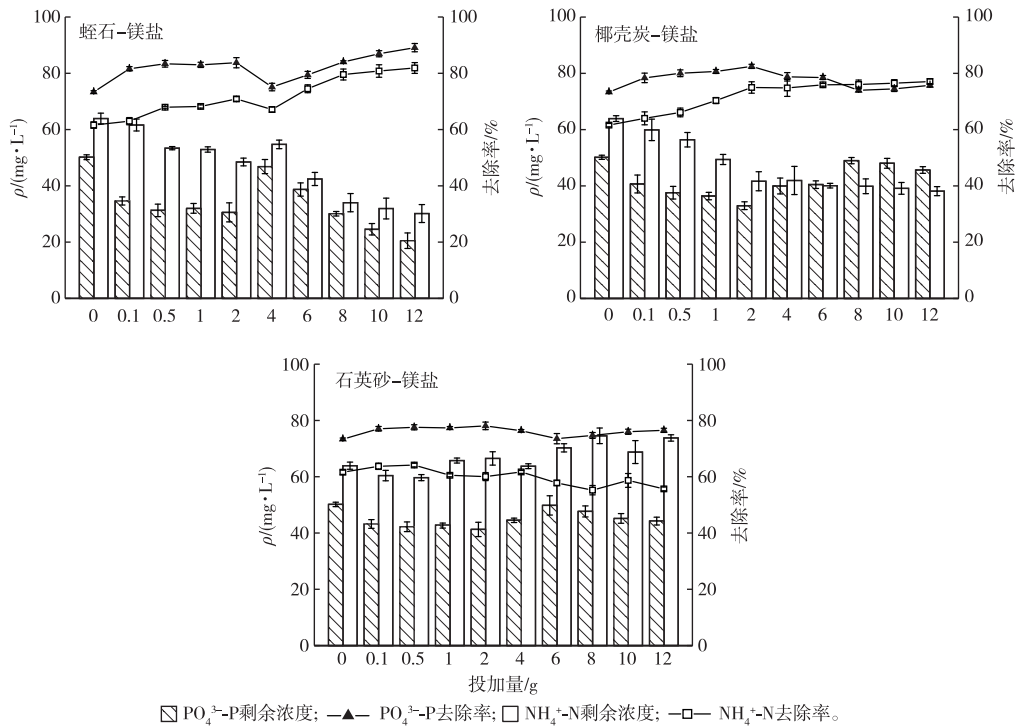


图 3 镁盐、蛭石、椰壳炭和石英砂投加量对去除污泥上清液氮和磷的影响

Fig. 3 Effect of addition of magnesium salt combination of vermiculite, coconut shell biochar and quartz sand on removal of nitrogen and phosphorus from supernatant liquid of sludge

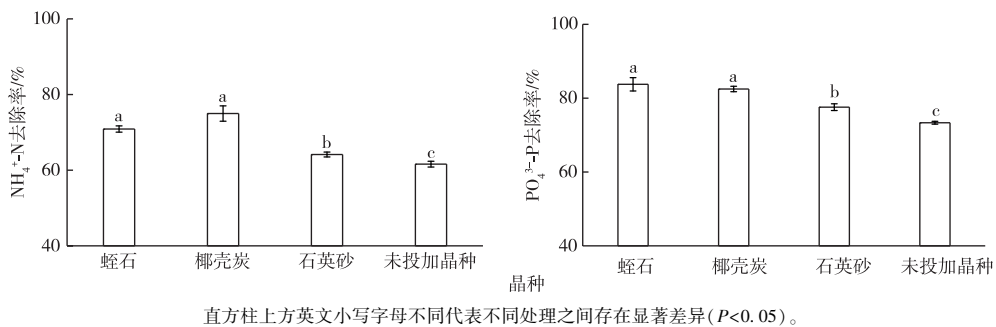


图 4 不同晶种对 MAP 沉淀法去除氮和磷的影响

Fig. 4 Effect of different crystal seed on removal rates of nitrogen and phosphorus by by MAP precipitation

晶种投加后,其对氮磷的去除途径包括晶种诱导 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 形成鸟粪石和晶种本身对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附或离子交换。通过计算晶种与镁盐联合投加和仅加晶种时氮磷去除率之

差,可得到通过鸟粪石沉淀法对氮磷去除的贡献率(表 1)。蛭石-镁盐混合投加后,上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分别为 83.75% 和 70.88%,而仅投加蛭石时,上清液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除

率分别为 37.82% 和 33.34%, 说明蛭石作为晶种时, 通过鸟粪石沉淀法去除 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的贡献率为 45.93% 和 37.54%。椰壳炭作为晶种, 通过鸟粪石沉淀法去除 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的贡献率为 73.67% 和 60.88%。仅有晶种时, 氮磷的去除率顺序为蛭石>椰壳炭>石英砂; 晶种与镁盐联合投加后鸟粪石沉淀法对氮磷的去除率顺序为椰壳炭>石英砂>蛭石, 这是因为蛭石-镁盐混合投加时, 蛭石通过吸附或离子交换等对污泥上清液中氮磷去除有较大的贡献率, 导致 MAP 沉淀对氮磷去除贡献率大大降低; 相反, 石英砂对氮磷的吸附效果差, 其作为晶核有利于 MAP 的生成, 导致其通过鸟粪石沉淀法对氮磷的去除率贡献率高于蛭石; 椰壳炭的比表面积大, 亲水官能团多, 吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 较多, 能生成更多的 MAP。在投加的 3 种晶种中, 椰壳炭诱导鸟粪石沉淀法对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率贡献最高。

表 1 不同晶种诱导鸟粪石沉淀法对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的贡献

Table 1 Contributions of struvite precipitation induced by different crystal seeds to the removal rates of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$

晶种	仅有晶种		晶种-镁盐混合/%		鸟粪石沉淀法/%	
	磷	氮	磷	氮	磷	氮
蛭石	37.82	33.34	83.75	70.88	45.93	37.54
椰壳炭	8.81	14.10	82.48	74.98	3.67	60.88
石英砂	4.27	6.29	77.57	64.15	73.30	57.86

2.5 晶种的形貌特征

蛭石、椰壳炭和石英砂的 SEM 如图 5 所示。从图 5 可以看出, 蛭石表面呈鳞片状, 有少量凹洞, 整体呈松散多孔结构, 丰富的内部孔隙可使离子扩散到其中。椰壳炭表面较粗糙, 呈蜂窝状, 其层状结构上布满了孔隙, 发达的孔隙结构有利于氮磷的物理吸附。石英砂表面结构整体较平滑, 局部有少许凹槽。

不同晶种的比表面积与孔容结果见表 2。晶种的总比表面积的大小排序为椰壳炭>蛭石>石英砂, 总孔容的大小排序为椰壳炭>蛭石>石英砂。与其他 2 种晶种相比, 椰壳炭具有巨大的比表面积和孔容(分别为 $692.7 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $0.4 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$), 有利于对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附和 MAP 微晶的生成, 另外较高的比表面积和孔容能吸附更多的 MAP 微晶, 从而提高 MAP 的生成, 以达到提高 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除的目的。该结果与商平等^[31]的研究一致, 即椰壳炭可以为 MAP 沉淀提供载体, 便于 MAP

沉淀的回收利用。

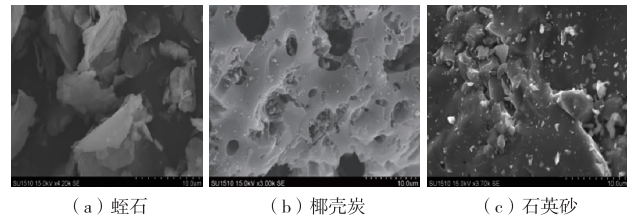


图 5 蛭石、椰壳炭和石英砂的 SEM 图

Fig. 5 SEM images of vermiculite, coconut shell biochar and quartz sand

表 2 不同晶种的比表面积及孔容

Table 2 The specific surface area and pore volume of different crystal seeds

晶种	比表面积/ $(\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1})$	孔容/ $(\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1})$
蛭石	10.2	0.019
椰壳炭	692.7	0.400
石英砂	1.3	0.005

蛭石、椰壳炭和石英砂的红外光谱见图 6。由图可知, 蛭石中 447 、 679 和 1010 cm^{-1} 处的强吸收峰分别代表蛭石晶体片层中 Si-O 的伸缩振动、 R-O-Si ($\text{R} = \text{Fe}, \text{Al}, \text{Mg}$) 振动和 S-O-Si 弯曲振动^[32]。蛭石中存在丰富的阳离子、镁和铝等氧化物, 可以推断蛭石对水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除主要受阳离子交换机制的影响, 对磷的去除主要是通过化学沉淀作用^[33]。椰壳炭在 3425 cm^{-1} 附近的吸收峰为 O-H 的伸缩振动吸收峰^[34], 2900 cm^{-1} 附近的吸收峰为脂肪性 $-\text{CH}_2-$ 不对称^[35], 1632 cm^{-1} 附近的吸收峰为芳香烃中羧基中的 C=O 的伸缩振动^[36], 1065 cm^{-1} 附近的吸收峰为 C-O 伸缩振动吸收峰^[37], 椰壳炭表面具有大量羟基、羧基、羰基等含氧官能团, 有助于增强亲水性能, 进而有利于对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的吸附。石英砂中 3425 cm^{-1} 附近的吸收峰为 O-H 伸缩振动峰, 1078 cm^{-1} 处为 Si-O-Si 的横向和纵向对称收缩振动峰, 780 cm^{-1} 处的吸收峰分别为 Al-O-Si 的振动, 456 cm^{-1} 处的吸收是 Si-O 或 Al-O 四面体的弯曲振动引起的^[38], 因此, 对比蛭石和椰壳炭, 石英砂中没有丰富的阳离子和亲水官能团, 导致其对氮磷的去除效果低于蛭石和椰壳炭。

综上, 蛭石是通过离子交换机制和化学沉淀作用实现对氮磷的去除; 椰壳炭由于其自身的多孔结构、巨大的比表面积以及表面富含多种官能团, 不仅可以分子间引力(即范德华力), 对 NH_4^+ 和

PO₄³⁻等离子产生交换吸附作用,而且还能通过稳定的化学键对其产生不可逆的吸附^[39]。石英砂主要成分是二氧化硅,对氮磷的去除能力较差(表 1)。

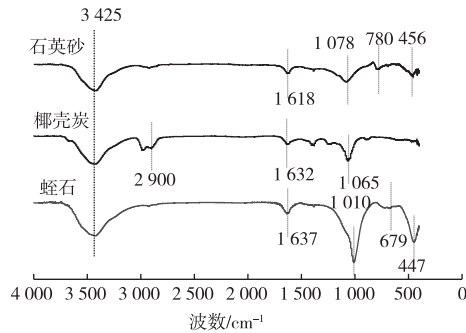


图 6 晶种的红外表征图

Fig. 6 Infrared characterization of seed crystal

2.6 沉淀产物分析

在最佳晶种及其投加量,即椰壳炭投加量为 2 g · (100 mL)⁻¹时,收获的沉淀产物 XRD 谱图和 SEM 图如图 7 所示。

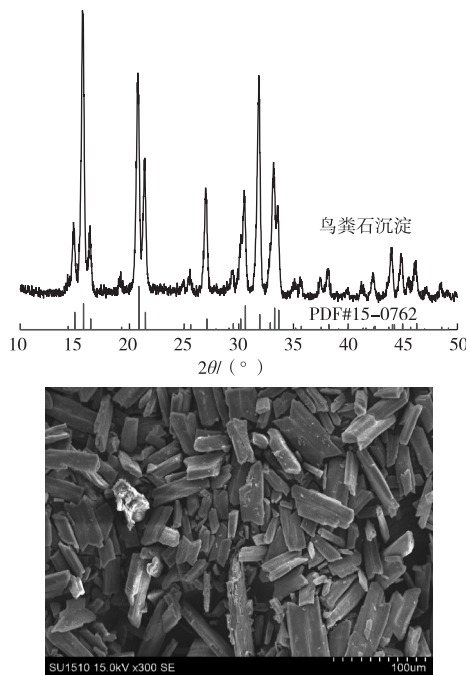


图 7 沉淀产物的 XRD 和 SEM 图

Fig. 7 XRD diagram and SEM image of precipitated product

通过比较可知,回收产物特征峰的衍射角度、数目以及相对强度均与鸟粪石标准卡片(PDF#15-0762)吻合,说明回收沉淀主要为鸟粪石。构成鸟粪石的晶型为斜方晶结构,且棒状晶体形状较规

则,该结果与文献[40]所报道的一致,由此进一步说明了回收的沉淀产物以鸟粪石为主。

3 结论

(1)采用碱法破解污泥时,对氮磷的释放效果较好,当污泥 pH 值为 12 时, $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 和 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 可分别达 188.20 和 166.46 mg · L⁻¹。

(2)晶种诱导 MAP 反应的最佳条件研究表明:在初始 $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 为 188.20 mg · L⁻¹, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 为 166.46 mg · L⁻¹,镁磷摩尔比为 1.2,pH 值为 10,椰壳炭粒径为 1.4 mm,投加量为 2 g · (100 mL)⁻¹,搅拌反应 30 min、静置 30 min 的条件下,PO₄³⁻-P 和 NH₄⁺-N 的去除率分别为 82.48% 和 74.98%,比未投加椰壳炭时分别提高 9.14 和 13.38 百分点。

(3)通过 XRD 和 SEM 结果分析得出,最佳晶种及其投加量条件下所得沉淀产物主要为鸟粪石,且纯度较高,形貌较好,具有较高回收价值。

参考文献:

[1] 陈思思,杨殿海,庞维海,等.我国剩余污泥厌氧转化的主要影响因素及影响机制研究进展[J].化工进展,2020,39(4):1511-1520.[CHEN Si-si, YANG Dian-hai, PANG Wei-hai, et al. Main Influencing Factors and Mechanisms of Anaerobic Transformation of Excess Sludge in China[J].Chemical Industry and Engineering Progress,2020,39(4):1511-1520.]

[2] 徐慧敏,秦卫华,李中林,等.双频超声改善剩余污泥的脱水性能研究[J].生态与农村环境学报,2018,34(4):380-384.[XU Hui-min, QIN Wei-hua, LI Zhong-lin, et al. Effects of Double Frequency Ultrasound Improving Dehydration Property of Waste Activated Sludge in Pretreatment[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2018,34(4):380-384.]

[3] 宿翠霞,王龙波,李凌霄,等.城镇污水处理厂污泥处置与资源化利用[J].中国资源综合利用,2010,28(5):50-52.[SU Cui-xia, WANG Long-bo, LI Ling-xiao, et al. Sludge Handling and Reuse into Resources in Sewage Treatment Plant[J].China Resources Comprehensive Utilization,2010,28(5):50-52.]

[4] 周书征,郝丽君,兰轩花,等.污泥堆肥后处理系统初探[J].机电产品开发与创新,2013,26(1):56-58.[ZHOU Shu-zheng, HAO Li-jun, LAN Xuan-hua, et al. The Primary Study on Post-Treatment Process of Sludge Composting[J].Development & Innovation of Machinery & Electrical Products,2013,26(1):56-58.]

[5] 接伟光,彭轶,彭永臻,等.pH 值对剩余污泥中氮、磷溶出及菌群组成的影响[J].中国给水排水,2014,30(17):22-25,31.[JIE Wei-guang, PENG Yi, PENG Yong-zhen, et al. Impact of pH on Dissolution of Nitrogen and Phosphorus and Community Composition of Excess Sludge[J].China Water & Wastewater,2014,30(17):22-25,31.]

[6] DE-BASHAN L E, BASHAN Y. Recent Advances in Removing Phosphorus from Wastewater and Its Future Use as Fertilizer (1997-2003)[J].Water Research,2004,38(19):4222-4246.

- [7] 吴健,平倩,李咏梅.鸟粪石结晶成粒技术回收污泥液中磷的中试研究[J].中国环境科学,2017,37(3):941-947.[WU Jian, PING Qian, LI Yong-mei. A Pilot-Scale Study on Struvite Pellet Crystallization for Phosphorus Recovery from Sludge Liquor[J].China Environmental Science,2017,37(3):941-947.]
- [8] RONTELTAP M, MAURER M, HAUSHER R R, *et al.* Struvite Precipitation from Urine-Influencing Factors on Particle Size [J]. Water Research, 2010, 44(6): 2038-2046.
- [9] 畅萧,曾薇,王保贵,等.从剩余污泥厌氧发酵上清液中以鸟粪石形式回收磷[J].环境科学,2019,40(9):4169-4176.[CHANG Xiao, ZENG Wei, WANG Bao-gui, *et al.* Recovery of Phosphorus in the Form of Struvite from the Anaerobic Fermentation Supernatant of Excess Sludge[J].Environmental Science,2019,40(9):4169-4176.]
- [10] HUANG H M, YANG J, LI D. Recovery and Removal of Ammonia-Nitrogen and Phosphate from Swine Wastewater by Internal Recycling of Struvite Chlorination Product[J]. Bioresource Technology, 2014, 172: 253-259.
- [11] 姚涛,蔡伟民,李龙海.磷酸铵镁法处理含氮磷废水研究进展[J].中国给水排水,2005,21(2):31-33.[YAO Tao, CAI Weimin, LI Long-hai. Progress in the Study of Magnesium Ammonium Phosphate Process for Nitrogen- and Phosphorus-Containing Wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2005, 21(2): 31-33.]
- [12] LE CORRE K S, VALSAMI-JONES E, HOBBS P, *et al.* Struvite Crystallisation and Recovery Using a Stainless Steel Structure as a Seed Material[J].Water Research,2007,41(11):2449-2456.
- [13] JANG H, KANG S H. Phosphorus Removal Using Cow Bone in Hydroxyapatite Crystallization[J].Water Research,2002,36(5):1324-1330.
- [14] 商平,扈靖之,刘彦博,等.利用粉煤灰作晶种预处理垃圾渗滤液[J].天津科技大学学报,2014,29(4):67-71.[SHANG Ping, HU Jing-zhi, LIU Yan-bo, *et al.* Pretreatment of Landfill Leachate Using Fly Ash as Seed Crystal[J].Journal of Tianjin University of Science & Technology,2014,29(4):67-71.]
- [15] ELSER J, BENNETT E. A Broken Biogeochemical Cycle [J]. Nature, 2011, 478(7367): 29-31.
- [16] SONG W L, LI Z P, LIU F, *et al.* Effective Removal of Ammonia Nitrogen from Waste Seawater Using Crystal Seed Enhanced Struvite Precipitation Technology with Response Surface Methodology for Process Optimization[J].Environmental Science and Pollution Research International,2018,25(1):628-638.
- [17] ADDAGADA L. Enhanced Phosphate Recovery Using Crystal-Seed-Enhanced Struvite Precipitation; Process Optimization with Response Surface Methodology [J]. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste, 2020, 24(4): 246-279.
- [18] 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,2002:246-279.[State Environmental Protection Administration. Methods for Monitoring and Analysis of Water and Wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 246-279.]
- [19] 肖本益,刘俊新.污水处理系统剩余污泥碱处理胞效果研究[J].环境科学,2006,27(2):319-323.[XIAO Ben-yi, LIU Jun-xin. Study on Treatment of Excess Sludge under Alkaline Condition [J]. Environmental Science, 2006, 27(2): 319-323.]
- [20] ZHUK R, FU H, ZHANG J H, *et al.* Studies on Removal of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ from Aqueous Solution by Using the Activated Carbons Derived from Rice Husk [J]. Biomass and Bioenergy, 2012, 43: 18-25.
- [21] 王金丽,孙永利,郑华清,等.基于径流污染控制的生物滞留设施填料优化研究[J].中国给水排水,2020,36(1):110-116.[WANG Jin-li, SUN Yong-li, ZHENG Hua-qing, *et al.* Optimization of Bioretention Facility Filler Based on Runoff Pollution Control [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(1): 110-116.]
- [22] 曹玉成,单胜道,张妙仙,等.膨胀蛭石同步脱铵除磷的影响因素研究[J].环境科学与技术,2009(11):32-36.[CAO Yu-cheng, SHAN Sheng-dao, ZHANG Miao-xian, *et al.* Influence Factors for Simultaneous Removal of Ammonium and Phosphate by Expanded Vermiculite [J]. Environmental Science & Technology, 2009(11): 32-36.]
- [23] 焦赞仪,郑利兵,魏源送,等.铁氧化物对活性炭处理尿液的影响[J].环境工程学报,2020(12):3381-3390.[JIAO Yun-yi, ZHENG Li-bing, WEI Yuan-song, *et al.* Effect of Iron Oxides on Urine Treatment by Activated Carbon [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020(12): 3381-3390.]
- [24] 唐想.改性蔗渣生物质炭的制备及其吸附水中氨氮的研究[D].南宁:广西大学,2018.[TANG Xiang. The Modified Biochar Preparation and Adsorption of Ammonia-Nitrogen [D]. Nanning: Guangxi University, 2018.]
- [25] 刘凌言,陈双荣,宋雪燕,等.生物炭吸附水中磷酸盐的研究进展[J].环境工程,2020,38(11):91-97.[LIU Ling-yan, CHEN Shuang-rong, SONG Xue-yan, *et al.* Research Progress in Removal of Phosphate from Water by Biochar [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(11): 91-97.]
- [26] 陶飞飞,田晴,李方,等.共存杂质对磷酸铵镁结晶法回收磷的影响研究[J].环境工程学报,2011,5(11):2437-2441.[TAO Fei-fei, TIAN Qing, LI Fang, *et al.* Effects of Coexisting Impurities on Phosphorus Recovery in Magnesium Ammonium Phosphate Crystallization [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(11): 2437-2441.]
- [27] 胡怡,宋永会,钱锋.赤泥晶种法诱导磷酸铵镁结晶回收模拟废水中磷的可行性研究[J].环境工程学报,2013,7(1):19-25.[HU Yi, SONG Yong-hui, QIAN Feng. Feasibility Study on Phosphate Recovery as Struvite from Synthetic Wastewater by Red Mud-Seeded Crystallization [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(1): 19-25.]
- [28] MUHMOOD A, LU J X, KADAM R, *et al.* Biochar Seeding Promotes Struvite Formation, but Accelerates Heavy Metal Accumulation [J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 623-632.
- [29] GUAN Q, ZENG G S, SONG J T, *et al.* Ultrasonic Power Combined with Seed Materials for Recovery of Phosphorus from Swine Wastewater via Struvite Crystallization Process [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 293: 112961.
- [30] 刘晨,聂锦霞,郭琳,等.晶种对磷酸铵镁法去除水中磷的影响[J].应用化工,2018,47(7):1391-1394.[LIU Chen, NIE Jin-xia, GUO Lin, *et al.* Effects of Seed Crystals on Phosphorus

- Removal by Magnesium Ammonium Phosphate Crystallization[J]. *Applied Chemical Industry*, 2018, 47(7): 1391-1394.]
- [31] 商平, 郝永俊, 刘涛利, 等. 改性蛭石结合鸟粪石沉淀法回收垃圾渗滤液中氨氮的实验研究[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(2): 523-528. [SHANG Ping, HAO Yong-jun, LIU Tao-li, *et al.* Research on the Process of Nitrogen of Landfill Leachate with Modified Vermiculite and Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(2): 523-528.]
- [32] 陈理想, 吴平霄, 杨林, 等. 巯基乙胺改性蛭石对水体中 Ag(1) 的吸附性能研究[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(4): 1109-1115. [CHEN Li-xiang, WU Ping-xiao, YANG Lin, *et al.* Efficient Removal of Silver from Aqueous Solution with Vermiculite Modification by 2-Aminoethanethiol[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(4): 1109-1115.]
- [33] 罗仙平, 张艳, 邓扬悟. 几种常见离子交换材料在氨氮废水处理中的应用[J]. *有色金属科学与工程*, 2012, 3(6): 51-54, 74. [LUO Xian-ping, ZHANG Yan, DENG Yang-wu. Several Common Ion Exchange Materials and Their Application in Treatment of Ammonia-Nitrogen Wastewater[J]. *Nonferrous Metals Science and Engineering*, 2012, 3(6): 51-54, 74.]
- [34] VINH N, ZAFAR M, BEHERA S K, *et al.* Arsenic(III) Removal from Aqueous Solution by Raw and Zinc-Loaded Pine Cone Biochar: Equilibrium, Kinetics, and Thermodynamics Studies[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2015, 12(4): 1283-1294.
- [35] WANG Y, HU Y T, ZHAO X, *et al.* Comparisons of Biochar Properties from Wood Material and Crop Residues at Different Temperatures and Residence Times[J]. *Energy & Fuels*, 2013, 27(10): 5890-5899.
- [36] 于维钊, 郑经堂, 何小超, 等. 改性活性炭对噻吩的吸附性能研究[J]. *离子交换与吸附*, 2009, 25(1): 52-61. [YU Wei-zhao, ZHENG Jing-tang, HE Xiao-chao, *et al.* Adsorption Performance of Thiophene Onto Modified Activated Carbons[J]. *Ion Exchange and Adsorption*, 2009, 25(1): 52-61.]
- [37] 谭珍珍, 张学杨, 王昌松, 等. 椰壳炭对水中阿莫西林的吸附特性[J]. *江苏农业科学*, 2019, 47(4): 252-256. [TAN Zhen-zhen, ZHANG Xue-yang, WANG Chang-song, *et al.* Adsorption Properties of Amoxicillin in Aqueous Solution by Coconut Shell Char[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019, 47(4): 252-256.]
- [38] 豆婵婵. 石英砂负载壳聚糖及 CTAB 改性麦秸秆对甲基橙和刚果红的吸附研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2011. [DOU Chan-chan. A Study on the Adsorption Property of Methyl Orange and Congo Red by Chitosan Immobilized on Quartz Sand and CTAB Modified Wheat Staw[D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2011.]
- [39] 褚军, 薛建辉, 金梅娟, 等. 生物炭对农业面源污染氮、磷流失的影响研究进展[J]. *生态与农村环境学报*, 2014, 30(4): 409-415. [CHU Jun, XUE Jian-hui, JIN Mei-juan, *et al.* Review of Researches on Effects of Biochar in Reducing Nitrogen and Phosphorus Losses with Agricultural NonPoint Source Pollution[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, 30(4): 409-415.]
- [40] 王健, 王长秋, 鲁安怀, 等. 鸟粪石结晶法预处理垃圾渗滤液中高浓度氨氮的研究[J]. *矿物学报*, 2010, 30(1): 26-32. [WANG Jian, WANG Chang-qi, LU An-huai, *et al.* Removal of Ammonium-nitrogen as Struvite Crystallization from Landfill Leachate[J]. *Acta Mineralogica Sinica*, 2010, 30(1): 26-32.]

作者简介: 林海芝(1997—), 女, 江苏盐城人, 主要研究方向为水污染控制技术与工程。E-mail: 1284883942@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

Contents

Observation Indicators of Eco-city Construction Under the Perspective of Harmonious Co-existence Between Human and Nature ZHAO Li-jun, LI Hai-dong, MA Wei-bo, WANG Nan, QIU Kuan-biao, ZHANG Long-jiang, LIU Chen-wei (953)

Target and Modes of Ecological Restoration in Mining Areas LI Hai-dong, HU Guo-chang, YAN Shou-guang (963)

Urban Land-carbon Framework Construction Based on Ecological Network Analysis and Its Space-time Evolution Research ZOU Kang, SHU Yu-qing, LI Gui-e, YAN Qing-wu, BO Yan-su, ZHANG Si-yu, ZHANG Ding-xiang (972)

Prediction of Peaking Carbon Dioxide Emissions in Main City Areas Based on LEAP Model and KAYA Model and Analyses on Its Uncertainty DU Han-bei, ZHAO Li-jun, LIU Chen-wei, QIU Kuan-biao, LI Hai-dong (983)

Public Participation Willingness of "Internet + Tree Planting" and Dominant Mode Selection in Government and Enterprise under the Background of Carbon Neutrality ZHANG Wen-rui, ZHANG Zhi-guang (992)

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 JI Rong-ting, HUANG Yan-qiu, CHENG Hu, CHEN Su-juan, ZHAO Zhi-qiang, CAI Jin-bang, LIU Chen-wei, LI Hai-dong, LI Rong-rong, ZHANG Long-jiang, ZENG Yuan (1002)

Study on Reduction of Reactive Gaseous Nitrogen of Compost Product by Microorganism and Chemical Additive in Composting Process of Livestock and Poultry Manure GU Shen-yi, DAI Hai-yang, GUO Fan-jing, SHEN Wei-shou, LIN Xian-gui (1010)

Research on the Impact of Environmental Regulation and Risk Perception on Farmers' Environmental Friendly Behavior: Analysis Based on Intermediary Effect ZHAO Jia-jia, LIU Ling-zhi, QI Jian-ling (1019)

Evaluation of Rural Human Settlement Quality and its Key Driving Factors in Gansu Province WANG Xiao-peng, HE Qi-ming (1030)

Influence of Fractal Landform on the Distribution of Rural Residential Areas in the Upper Reaches of Minjiang River XIANG Qing, HUANG Hong, YU Huan, KAN Ai-ke, HE Jie (1041)

Study on Freshwater Ecosystem Service Flow in Watersheds of Southeastern Fujian under Water Pollution Stress CHEN Zi-long, LIN Jing-yu, HUANG Jin-liang (1051)

Characteristics of Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Hongjiannao Lake BAI Hai-feng, SONG Jin-xi, LONG Yong-qing, LIU Gang, ZHANG Xing-lan, YUAN Yong-feng, LI Yin-di (1064)

Effect of Flow Disturbance Intensity on Nitrogen Release from Bottom Muddy of Plateau Rural Ditches ZHENG Shu-jun, WANG Tie-yun, LIU Yun-gen, DU Peng-rui, WANG Yan, JIA Yu-jie, WEN Ming-fa (1076)

Effect of Three Crystal Species on the Removal of Nitrogen and Phosphorus from Sludge Supernatant by Struvite Precipitation LIN Hai-zhi, LI Ying-xue, REN Jing-wen, XU De-fu (1084)

编辑委员会

主任委员

赵克强

副主任委员

刘鸿亮 李文华 蒋有绪 刘国才 徐海根

主 编

蔡道基

副主编

吴孔明 吴丰昌 张福锁 高吉喜

执行副主编

唐晓燕

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 朱永官 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38卷 第8期 (总第212期) 2022年8月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 38 No. 8 Aug. 25, 2022

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: 025-85287052, 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: +86-25-85287052, 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 483223

08>