

长江流域微塑料生态风险综合评估

王 华^{1,2}, 李思琼^{1,2}, 曾一川^{1,2}, 闫雨婷^{1,2}, 何新辰³

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098; 3. 马萨诸塞大学阿默斯特分校土木与环境工程系, 马萨诸塞 阿默斯特 01003)

摘要:建立了涵盖长江流域43个城市、366个采样点的微塑料数据集来探究微塑料空间分布变化,并基于二维风险评估矩阵和蒙特卡洛模拟分别评估流域内部各采样点微塑料的绝对生态风险和流域整体微塑料的相对生态风险,进而确定了长江流域微塑料的优先控制地区和优先控制因子。结果表明:长江流域微塑料丰度平均值为 (2.52 ± 11.60) 万个/ m^3 ,生产生活消费和船舶运输等人为因素、地形地势等自然因素可能是造成其分布不均的原因;长江流域各采样点所在城市微塑料的绝对生态风险指数范围为1~20,应重点关注鄱阳湖流域和太湖流域的微塑料生态风险;在相对生态风险评估中,流域内90.8%的微塑料污染负荷风险处于低风险等级,63.4%的聚合物危害风险处于高风险等级,65.5%的潜在生态风险处于低风险等级,微塑料丰度、聚氯乙烯和聚氨酯对生态风险的贡献较高。

关键词:微塑料;二维风险评估矩阵;蒙特卡罗模拟;生态风险;长江流域

中图分类号:X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2024)02-0107-10

Comprehensive assessment of microplastics ecological risk in the Yangtze River Basin/WANG Hua^{1,2}, LI Siqiong^{1,2}, ZENG Yichuan^{1,2}, YAN Yuting^{1,2}, HE Xincheng³ (1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Massachusetts Amherst Amherst 01003, USA)

Abstract: A microplastics dataset containing 366 sampling sites in 43 cities in the Yangtze River Basin was established to explore the changes in the spatial distribution of microplastics. Based on the two-dimensional risk assessment matrix and Monte Carlo simulation, the absolute ecological risk of microplastics at each sampling point within the river basin and the relative ecological risk of microplastics of the whole river basin were evaluated, respectively, and the priority control areas and priority control factors of microplastics in the Yangtze River Basin were identified. The results showed that the mean microplastics abundance in the Yangtze River Basin was $(2.52 \pm 11.60) \times 10^4$ items/ m^3 , and that human activities, such as production, consumption, and ship transport, as well as natural factors, such as topography may be the reasons for the uneven distribution of microplastics. The absolute ecological risk indexes of different cities in the Yangtze River Basin with sampling points ranged from 1 to 20, and the microplastics ecological risk of the Poyang Lake Basin and Taihu Lake Basin should be paid more attention. The relative ecological risk assessment based on Monte Carlo simulation showed that 90.8% of the microplastics pollution load risk was at low level, 63.4% of the polymer hazardous risk was at high level, and 65.5% of the potential ecological risk was at low level in the river basin, with microplastics abundance, polyvinylchloride, and polyurethane having high ecological risk contributions.

Key words: microplastics; two-dimensional risk assessment matrix; Monte Carlo simulation; ecological risk; Yangtze River Basin

20世纪50年代以来,人类的需求使得全球塑料年产量几乎呈指数级增长^[1],2021年增加到3.9亿t。但其中仅有9%被回收^[2],绝大部分因管理不善被排入环境中,造成不可逆的全球性污

染^[3-4]。这些塑料废弃物可以在自然环境中长期稳定存在,被各种外力分解成粒径小于5mm的次生微塑料,与生产生活过程中外泄的原生微塑料共同构成了环境中的微塑料^[5-6]。它们形态各异且边缘尖

基金项目:国家自然科学基金项目(52179064);国家重点研发计划项目(2023YFC320900001);河海大学优秀研究生学位论文培育项目(1061-422003513)

作者简介:王华(1983—),男,教授,博士,主要从事流域水环境综合治理研究。E-mail:wanghua543543@163.com

锐锋利,被生物摄食后会造成机械损伤等物理毒害作用^[7]。此外,微塑料自身会释放增塑剂等有毒成分,并因较强的疏水性和较大的比表面积富集多种污染物质,对生物产生化学毒害作用^[8]。作为一种具有良好流动性的悬浮颗粒物,微塑料表面还易附着有害藻种和病原体,随水流迁移的过程中产生生物毒害作用^[9]。这些毒性效应体现在种群水平上导致物种多样性和生物量的降低^[10],个体水平上产生消化、呼吸、免疫、神经和生殖系统的损伤^[11],细胞水平上出现氧化应激、炎症反应和凋亡^[12]。因此,了解水体微塑料污染水平并开展生态风险评估对落实长江大保护,推进流域绿色高质量发展至关重要。

微塑料区别于天然颗粒,是一类多维度连续分布的混合体^[13],其生态风险受到多种因素的影响,现有研究相应地采用多种方法进行风险评估。例如,分别以丰度、聚合物毒性和物种敏感性作为单一维度评价因子的污染负荷指数^[14]、聚合物危害指数^[15]和风险熵^[16]生态风险评估方法。随着研究的深入,提出了考虑微塑料丰度和形状的环境状况指数^[17]以及考虑丰度和聚合物毒性的潜在生态风险指数^[18]。但由于微塑料样本数据的局限性和组成特征的多样性,利用固定参数无法准确评估微塑料生态风险水平。而蒙特卡罗概率评估模型可以在定义固定参数的先验分布下生成随机数进行迭代计算^[19],分析污染负荷指数、聚合物危害指数和潜在生态风险指数的不同风险等级出现概率以及不同微塑料聚合物类型对风险指数的贡献,在准确评估生态风险的同时,筛选应当优先控制的影响微塑料生态风险的主要聚合物。目前,Parveen 等^[20-21]已运用该方法对瓶装水中微塑料的健康风险、海洋环境中

微塑料生态风险开展了概率风险分析,但针对长江流域水环境中的微塑料生态概率风险评估鲜有报道。长江是世界第三大河,被认为是对海洋微塑料贡献最大的河流^[22-23]。自 2014 年 Zhao 等^[24]对长江微塑料开展研究以来,长江流域微塑料污染受到广泛关注,研究区域从青藏高原的源区到陆海交汇的河口^[25-26]。但碎片化研究信息不足以揭示流域整体的微塑料赋存情况和生态风险。为此,本文整合长江流域 43 个城市、366 个采样点的微塑料数据进行分析,利用二维风险评估矩阵综合考虑微塑料丰度、形状、聚合物等多元特征,以定性评估流域内部各采样点的微塑料绝对生态风险,并结合蒙特卡罗模拟定量评估流域整体的微塑料相对生态风险,以期为长江流域针对性地开展微塑料减排行动提供重要的科学参考。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

长江全长 6 300 km,流域面积 180 万 km²,处于东经 90°33'~122°25',北纬 24°30'~35°45',自西向东流经青藏高原、横断山脉、四川盆地、长江中下游平原等 4 种地形,于崇明岛汇入东海。为便于研究,本文利用 ArcGIS 10.8.1 将自然地理区域转换为市级行政区域,并将其作为基本分析单元^[27]。确定市级行政区划入长江流域的原则如下:①超过 50% 的市级行政区面积在长江流域内;②面积占比不足 50%,但市中心位于长江流域内;③不符合前两个条件,但城市位于长江与淮河的交汇处,考虑到复杂的水量交换关系,将其纳入研究范围。由此界定研究范围为长江流域 101 个市级行政区域,其中上游 45 个、中游 31 个、下游 25 个(图 1)。

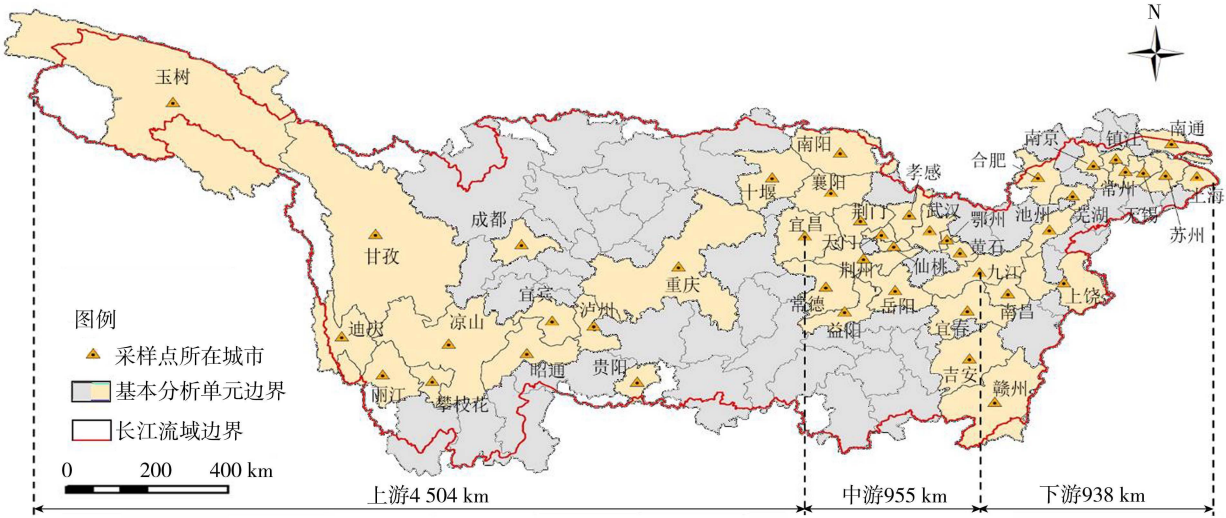


图 1 长江流域基本分析单元划分

Fig. 1 Division of basic analysis units in the Yangtze River Basin

1.2 数据来源

在 Web of Science 和 CNKI 中搜索主题词分别为“长江”“长江流域”“淡水系统”或“表层水”与“微塑料”的同行评议文献,并将文献类型限于研究论文,研究方法限于采样研究,微塑料单位限于“个/L”或“个/m³”,总共检索到 88 篇文献。为使所选微塑料数据更具稳定性、代表性和可比性,覆盖面更广,根据以下标准对文献进行过滤:①采样时间处于枯水期;②使用孔径在 20 ~ 50 μm 的不锈钢筛进行采样;③数据集不重复,进一步筛选出 20 篇文献。根据 Bonyadi 等^[28]的信息框架,从中提取了以下微塑料信息:①微塑料采样信息,包括经纬度、时间、筛网孔径、体积和深度;②微塑料转移流程和储存条件;③微塑料预处理方法;④微塑料分离提取方法;⑤微塑料鉴定方法;⑥微塑料丰度和组成数据(尺寸、形状、颜色、聚合物)。最终,从 20 项符合条件的研究中,整理获得长江流域 43 个城市、366 个采样点的微塑料数据集^[29-48]。

2 研究方法

2.1 二维风险评估矩阵

污染负荷指数(pollution load index,PLI)被广泛用于评估微塑料的污染负荷风险,其风险等级可划分为低风险、高风险和极高风险,对应的 PLI 取值范围分别为0 ~ <10、10 ~ <20、≥20。Lithner 等^[49]对塑料聚合物的危害进行了评分,并将微塑料聚合物的化学毒性作为评价其生态危害的重要指标,随之提出了聚合物危害指数(polymer hazardous index, PHI),其风险等级可划分为低风险、中风险、高风险和极高风险,对应的 PHI 取值范围分别为 0 ~ <10、10 ~ <100、100 ~ <1 000、≥1 000。随着对微塑料多元形态认识的加深,Xu 等^[18]将考虑丰度和聚合物危害的潜在生态风险指数(potential ecological risk index,PERI)应用于长江口微塑料的生态风险评估,使微塑料生态风险相关研究的广度更进一步,其风险等级可划分为低风险、中风险、较高风险、高风险和极高风险,对应的 PERI 取值范围分别为 0 ~ <150、150 ~ < 300、300 ~ < 600、600 ~ < 1 200、≥1 200。此外,为了描述不同微塑料形状造成的风险差异,Rangel-Buitrago 等^[50]提出了环境状况指数(environmental status index,ESI),并制定分类系统将 ESI 划分为 1 ~ 4 级,分别代表良好、一般、不理想和差。PLI、PHI、ESI 和 PERI 的计算公式分别为

$$I_{PL} = \sqrt{C_i/C_0}$$
 (1)

$$I_{PH} = \sum_k P_k S_k F_k$$
 (2)

$$I_{ES} = \sum_j w_j x_j / \sum w_j$$
 (3)

$$I_{PER} = \sum_k P_k S_k (C_i/C_s)$$
 (4)

式中: I_{PL} 、 I_{PH} 、 I_{ES} 、 I_{PER} 分别为 PLI、PHI、ESI 和 PERI 值; C_i 为各采样城市微塑料丰度; C_0 为微塑料丰度背景值; C_s 为微塑料在环境中的安全丰度^[51]; P_k 为第 k 种聚合物在微塑料中所占比例; S_k 为第 k 种聚合物的危害分数,服从单点分布,根据 Lithner 等^[49]研究结果,聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚酰胺(PA)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)、聚氨酯(PU)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚碳酸酯(PC)危害分数的最高水平分别为 11、1、47、30、10 551、7 384、4、1 177; F_k 为第 k 种聚合物的暴露频率,服从 0 ~ 1 分布,基于采样数据,本研究中各聚合物的暴露频率依次为 1、1、0.77、0.74、0.86、0.79、0.51、0.14; w_j 为微塑料形状的统一权重,本研究中微塑料形状类型会造成间接损害,但没有直接风险潜力,因此确定 $w_j = 1$ ^[50]; x_j 为不同微塑料形状类型的丰度。

本文考虑微塑料的丰度、形状和聚合物等特征,定义了二维风险评估矩阵以定性衡量流域内部各采样点的微塑料绝对生态风险^[52]。该矩阵包含两个维度的微塑料生态风险指数,即微塑料的 PERI 和 ESI,具体的矩阵取值见表 1。

表 1 二维风险评估矩阵

Table 1 Two-dimensional risk assessment matrix				
PERI 等级	ESI 等级			
	良好	一般	不理想	差
低风险	1	3	7	13
中风险	2	5	9	16
较高风险	4	6	11	18
高风险	8	10	14	19
极高风险	12	15	17	20

2.2 蒙特卡罗模拟

与传统的生态风险评估相比,基于蒙特卡罗模拟的生态风险评估首先定义不确定参数的分布函数,然后从不确定参数分布中随机抽样,输出仿真结果的概率分布。本文利用 IBM SPSS Statistics 27 探索 PLI、PHI 和 PERI 中参数分布类型和取值。其中, C_i 为对数正态分布,其平均值、标准差、 p 值分别为 1 621.81 个/m³、4.26、0.19; C_0 为三角分布,其最小值、可能值、最大值分别为 20.00、160.00、200.00 个/m³; C_s 为单点分布,其值为 6 650 个/m³。不同聚合物在微塑料中所占比例分布类型和取值见表 2。采用 Oracle Crystal Ball 11.1.2.4 软件对微塑料生态风险进行迭代计算,每次运行的随机模拟迭代次数为 10 000 次,置信水平为 95%,由此求出风

险评估的近似解。

表 2 微塑料中不同聚合物所占比例的分布类型及参数取值

Table 2 Distribution types and parameter values for proportion of different polymers in microplastics				
聚合物	分布类型	占比平均值/%	标准差	<i>p</i> 值
PP	正态	27.8	0.126	0.054
PE	正态	24.3	0.088	0.200
PS	对数正态	7.9	1.919	0.200
PVC	正态	4.9	0.031	0.200
PET	对数正态	15.0	1.941	0.200
PA	正态	9.4	0.077	0.200
PC	对数正态	2.1	2.897	0.200
PU	正态	5.1	0.023	0.200

2.3 敏感性分析

敏感性分析是在蒙特卡罗模拟的多个不确定参数中逐一找出对风险结果有重要影响的敏感性因素,并计算其影响程度。敏感度数值越大表示参数变化对风险结果的影响越大,敏感度数值越小表示参数变化对风险结果的影响越小。此外,敏感度数值为正表示风险结果与参数之间成正比例变化关系,为负则成反比例变化关系。

3 结果与分析

3.1 微塑料污染现状分析

长江流域所有采样点均检测到了微塑料的存在,且分布存在明显的不均匀性。如表 3 所示,流域微塑料丰度平均值为(2.52±11.60)万个/m³,各城市微塑料丰度极值之间最大可差 3 个量级。丰度分布的复杂性和不均匀性导致流域微塑料“热点”的出现,微塑料丰度最大值出现在长江上游的成都市、中游的宜昌市和下游的常州市,丰度分别为 32.6 万、2.30 万和 1.06 万个/m³。造成这些城市严重微塑料污染的原因不尽相同,包括生活消费、工业生产、船舶运输等人为因素,以及地形地势等自然因素^[53-54]。成都市作为国家中心城市和成渝地区双

城经济圈核心城市,以仅占全省 3% 的土地面积,聚集了 25% 的人口,创造了 46% 的经济生产总值,开办了 33% 的规模以上橡胶和塑料制品企业。高频度的塑料消费向水环境中排入了大量的微塑料^[55],加之盆地区域冬季大气微塑料垂直和水平扩散条件变差,进一步加剧了微塑料的积累与滞留^[56]。宜昌市成为长江流域微塑料的热点聚集区之一,可能与其处于高原山区与丘陵平原区的过渡地带有关^[57]。宜昌以上长江上游落差超过 6 000 m,宜昌以下长江中下游落差不到 200 m,地形坡度的转变导致上游冲刷迁移的微塑料容易在此处滞留沉积^[58],同样处于中游和下游分界区的九江市也有高于周围其他城市的微塑料丰度。另一个微塑料“热点”位于长江三角洲地区,对埃布罗河三角洲和黄河三角洲的研究验证了三角洲地区对微塑料在内的多种污染物的聚集作用^[59-60],而常州市内沟通南北的“黄金水道”——京杭运河上来往的密集船只和沿岸设立的众多码头又加剧了该区域的微塑料污染^[61]。

从图 2 可以看出,长江流域微塑料粒径主要集中在小于 0.5 mm 的范围内,形状以纤维状为主,颜色以彩色为主,分布曲线的峰值分别处于 58%,57% 和 43%。微塑料聚合物组成复杂,主要由 PP、PE 和 PET 构成,分布曲线的峰值分别处于 27%,26% 和 20%。Sun 等^[62]研究表明微塑料对土壤生物组的影响与聚合物类型、形状和丰度有关。形态各异的特征造成长江流域区别于其他地区微塑料的生态风险。Ziajahromi 等^[63]将水蚤作为测试物种进行毒性研究,结果显示纤维状微塑料的毒性高于球形微塑料的毒性。杨柳等^[64]研究不同微塑料聚合物类型对生菜种子发育的影响,发现相比于 PU,PE 产生的毒性效应更大。因此,急需构建一个考虑微塑料聚合物、丰度和形状的综合风险评估模型以衡量长江流域微塑料的生态风险。

表 3 长江流域各采样点城市微塑料丰度分布 单位:万个/m³

Table 3 Microplastics abundance distributions in cities with sampling points in the Yangtze River Basin											
unit:10 ⁴ items/m ³											
城市	丰度	参考文献	城市	丰度	参考文献	城市	丰度	参考文献	城市	丰度	参考文献
玉树	0.02	[29-30]	重庆	0.13	[30,34]	武汉	0.41	[30,35,37]	池州	0.19	[30]
甘孜	0.04	[29-30]	十堰	0.32	[35-36]	黄石	0.20	[30]	芜湖	0.21	[30]
迪庆	0.04	[29-30]	宜昌	2.30	[30,34]	常德	0.10	[38]	合肥	0.52	[44-46]
丽江	0.02	[29-30]	南阳	0.14	[36]	益阳	0.14	[38]	南京	0.19	[30]
攀枝花	0.04	[30]	襄阳	0.03	[35]	岳阳	0.40	[38-39]	镇江	0.83	[30,47]
凉山	0.05	[29-30]	荆门	0.04	[35]	九江	1.00	[30,40-42]	常州	1.06	[30,47]
昭通	0.03	[30]	荆州	0.13	[30]	宜春	0.08	[40-41]	无锡	0.74	[47]
成都	32.60	[31]	天门	0.03	[35]	吉安	0.11	[41]	苏州	0.50	[47-48]
宜宾	0.06	[30]	鄂州	0.22	[30]	南昌	0.19	[40-42]	南通	0.21	[30]
泸州	0.06	[30]	孝感	0.05	[35]	上饶	0.45	[41]	上海	0.21	[30,48]
贵阳	0.07	[32-33]	仙桃	0.06	[35]	赣州	0.56	[40-41,43]			

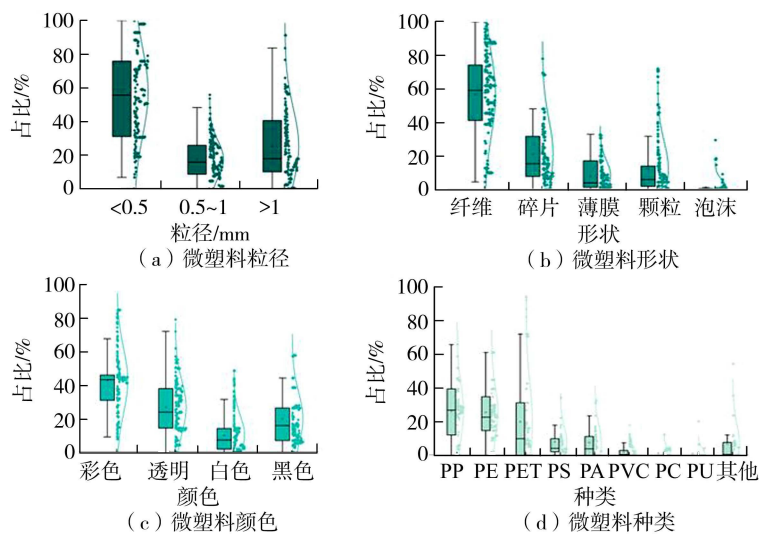


图2 长江流域微塑料组成特征

Fig.2 Characteristics of microplastics composition in the Yangtze River Basin

3.2 基于二维风险评估矩阵的绝对生态风险分析

ESI 作为二维风险评估矩阵中的一个维度,流域 79.1% 的城市处于差等级,20.9% 的城市处于良好、一般、不理想等级。整体而言,用于衡量长江流域微塑料形状风险差异的 ESI 处于中等水平,其导致的风险高于哥伦比亚加勒比中部海岸^[50] (70% 海滩 ESI 处于一般等级,9% 海滩 ESI 处于差等级),但优于 Pervez 等^[65] 报道的中国莱州湾 13 个海滩 (ESI 均处于差等级) 的研究结果。二维风险评估矩阵的另一个维度为固定参数计算的 PERI,将长江流域潜在生态风险划分为低、中、较高、高和极高等级,占比分别为 65.1%、11.6%、11.6%、9.3% 和 2.4%,后续将与蒙特卡罗模拟计算的非固定参数的 PERI 进行对比。基于二维风险评估矩阵得到长江流域各采样点所在城市的微塑料绝对生态风险指数如表 4 所示,绝对生态风险指数范围为 1~20,并通过 K-S 检验,其分布在 0.01 水平下呈显著正态分布。从表 4 可以看出,指数值为 13 的城市处于主导地位,占比超过 44.2%,表明长江流域微塑料的绝对生态风险

处于中高等级;23.3% 的城市指数值大于 18,属高风险城市,这些城市中除了四川、宜昌和常州等微塑料丰度高的城市,还包括池州、芜湖等微塑料丰度中等的城市,表明丰度作为单一指标不能全面衡量微塑料在环境中的风险水平,需要结合微塑料特征组成进行风险评估。

对流域各区段而言,长江流域中下游的微塑料绝对生态风险高于上游,特别是中下游的两大淡水湖泊均处于高风险中。鄱阳湖是中国最大的淡水湖,也是世界上最大的鸟类保护区,已有研究表明被误食的微塑料会以多种方式危及鸟类生命^[66],而九江作为鄱阳湖的管辖城市,其微塑料绝对生态风险指数为 18,较高的风险水平可能会对保护区候鸟产生新的威胁。此外,微塑料会促进微藻合成和释放藻毒素,并作为载体随水流长距离迁移,扩大毒素的传播范围^[67],这导致处于较高微塑料绝对生态风险的无锡在太湖水环境综合治理中面临新的挑战^[68]。因此,今后要结合两个风险区域的治理重点因地制宜地开展微塑料风险管控。

表4 长江流域各城市微塑料绝对生态风险指数

Table 4 Absolute ecological risk index of microplastics in cities of the Yangtze River Basin

城市	绝对生态风险指数	城市	绝对生态风险指数	城市	绝对生态风险指数	城市	绝对生态风险指数
玉树	7	重庆	13	武汉	13	池州	18
甘孜	13	十堰	7	黄石	16	芜湖	18
迪庆	13	宜昌	19	常德	13	合肥	13
丽江	7	南阳	3	益阳	13	南京	16
攀枝花	13	襄阳	1	岳阳	13	镇江	19
凉山	13	荆门	1	九江	18	常州	20
昭通	13	荆州	13	宜春	13	无锡	19
成都	18	天门	1	吉安	13	苏州	18
宜宾	13	鄂州	16	南昌	16	南通	16
泸州	13	孝感	7	上饶	18	上海	13
贵阳	13	仙桃	7	赣州	13		

3.3 基于蒙特卡罗模拟的相对生态风险分析

基于蒙特卡罗模拟的长江流域表层水体微塑料 PLI 和 PHI 的概率分布如图 3 所示。PLI 的平均值为 4.88, 标准差为 18.72, 流域微塑料污染负荷风险处于低、较高、极高等级的占比分别为 90.8%、7.0% 和 2.2%。与 PLI 大部分集中于低污染负荷风险不同, 流域 PHI 主要集中于高聚合物危害风险, 占比为 63.4%, 其次是中、低、极高聚合物危害风险, 占比分别为 16.5%、10.6% 和 9.5%。PLI 取决于微塑料丰度, 而 PHI 则取决于高危害分数的聚合物, 因此, PLI 和 PHI 没有直接的相关性^[21]。此外, PHI 只是单纯地对微塑料的毒性进行叠加计算, 并没有考虑到表层水体中微塑料的安全丰度^[51], 导致 PHI 评价的风险等级整体远高于 PLI 评价的风险等级。

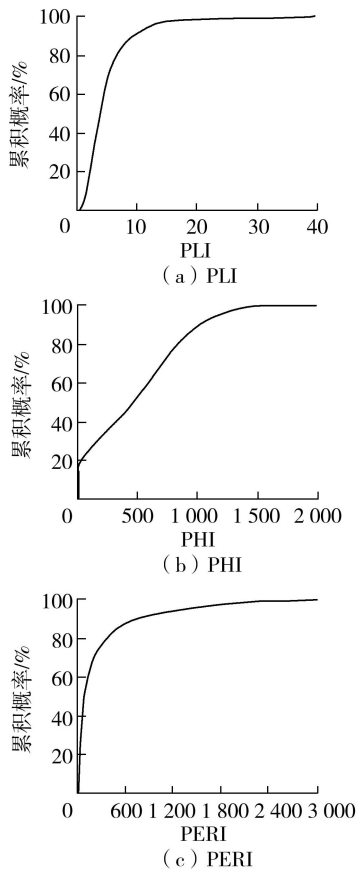


图 3 长江流域微塑料生态风险的蒙特卡罗模拟概率分布
Fig. 3 Probability distribution of microplastics ecological risks in the Yangtze River Basin based on Monte Carlo simulation

基于此, 本文对综合考虑微塑料实测丰度、安全丰度和聚合物危害分数 3 个重要指标的 PERI 进行蒙特卡罗模拟 (图 3(c))。模拟结果表明, 非固定参数估算的 PERI 平均值为 311.53, 标准差为 963.14, 长江流域微塑料潜在生态风险处于低、中、较高、高、极高等级的占比分别为 65.5%、12.1%、

9.8%、6.8% 和 5.8%, 风险等级整体处于 PLI 和 PHI 的中间状态。与固定参数估算的 PERI 相比, 二者的风险构成类似, 但通过蒙特卡罗模拟计算的 PERI 对于较高、高和极高风险等级的评估更加精细化, 结果更具有区分度。与 Tang 等^[21] 利用蒙特卡罗模拟对全球海洋微塑料污染进行潜在生态风险评估结果相比, 长江流域微塑料生态风险偏高, 主要体现在流域处于极高生态风险等级的占比高出全球海洋平均水平约 6 个百分点。由此可见, 作为海洋微塑料的重要来源, 内陆流域地区的微塑料污染具有更高的潜在生态风险, 且容易受到极端风险的影响。

3.4 敏感性分析

在长江流域检测到的 8 种微塑料聚合物中, PVC 的危害分数最高, 为 10551, 并在 74.4% 的城市中检测到了 PVC 的存在。这导致 PHI 对毒性强且分布广的 PVC 敏感度最高, PVC 暴露频率和危害分数的贡献率分别为 6.1% 和 41.4%, 总贡献率为 87.5%。其次是 PU 和 PC, 总贡献率分别为 11.2% 和 1.2%。这种巨大差异与聚合物的危害分数与暴露频率有关^[69-70], 其中, PC 的危害分数是 PVC 危害分数的 11.1%, PU 的暴露频率是 PVC 暴露频率的 18.8%。

就 PERI 而言, 微塑料丰度对其贡献率最大, 为 51.6%; PVC 的贡献率略低, 为 43.0%; 其次是 PU 和 PC, 贡献率分别为 4.4% 和 1.0%; PP、PE、PS、PET 和 PA 贡献率小于 0.1%, 在本研究中忽略不计。总体来说, 蒙特卡罗模拟不仅可以得到不同风险的概率分布, 还可以筛选不同类型微塑料对生态风险的贡献率, 从而采取相应措施降低微塑料对生态风险的影响。建议在未来微塑料风险防控中从三方面入手, 通过源头减少和过程控制整体降低微塑料丰度, 将 PVC、PU 等高危害分数聚合物列为优先污染物, 并寻找低毒性的塑料替代品。

4 结 论

a. 微塑料在长江流域内普遍存在, 其分布存在明显的异质性, 最大丰度出现在成都、宜昌和常州, 分别为 32.6 万、2.30 万和 1.06 万个/ m^3 , 生产生活消费和船舶运输等人为因素、地形地势等自然因素可能是造成这些城市微塑料高丰度的原因。

b. 长江流域微塑料绝对生态风险指数为 1 ~ 20, 整体呈正态分布, 流域 79% 的城市绝对风险指数不低于 13。因物种保护和蓝藻治理的需求, 应重点关注鄱阳湖流域九江、太湖流域无锡的微塑料生态风险。

c. 在微塑料的相对生态风险中, 流域 90.8% 的

微塑料污染负荷风险处于低风险等级,63.4%的微塑料聚合物危害风险处于高风险等级,65.5%的微塑料潜在生态风险处于低风险等级。微塑料丰度的加入导致 PHI 和 PERI 的首要敏感因素存在差异,但综合来说 PVC 和 PU 是影响微塑料生态风险的主要聚合物,应当优先控制。

参考文献:

[1] OKOFFOE D,DONNERE,MCGRATH S P,et al. Plastics in biosolids from 1950 to 2016;a function of global plastic production and consumption[J]. Water Research,2021,201:117367.

[2] LANDRIGAN P J, RAPS H, CROPPER M, et al. The Minderoo-Monaco commission on plastics and human health[J]. Annals of Global Health,2023,89(1):23.

[3] STEFFEN W,RICHARDSON K,ROCKSTRÖ M J,et al. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet[J]. Science,2015,347(6223):1259855.

[4] VILLARRUBIA-GÓMEZ P,CORNELL S E,FABRES J. Marine plastic pollution as a planetary boundary threat;the drifting piece in the sustainability puzzle [J]. Marine Policy,2018,96:213-220.

[5] COLE M, LINDEQUE P, HALSBAND C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment;a review [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62 (12): 2588-2597.

[6] THOMPSON R C,OLSEN Y,MITCHELL R P,et al. Lost at sea;where is all the plastic? [J]. Science,2004,304(5672):838.

[7] PITTURA L, AVIO C G, GIULIANI M E, et al. Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms;combined chemical and physical hazards to the mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis* [J]. Frontiers in Marine Science,2018,5:103.

[8] 侯俊,许晓雅,程芳,等. 微塑料与有机污染物的相互作用及环境行为研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版),2020,48(1):22-28. (HOU Jun, XU Xiaoya, CHENG Fang,et al. Research progress on interaction and environment behavior between microplastics and organic pollutants [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2020,48(1):22-28. (in Chinese))

[9] BOWLEY J, BAKER-AUSTIN C, PORTER A, et al. Oceanic hitchhikers-assessing pathogen risks from marine microplastic[J]. Trends in Microbiology, 2021, 29 (2): 107-116.

[10] 包旭辉,闫振华,陆光华. 我国淡水中微塑料的污染现状及生物效应研究[J]. 水资源保护,2019,35(6):115-123. (BAO Xuhui, YAN Zhenhua, LU Guanghua. Study on pollution status and biological effect of microplastics in fresh water of China [J]. Water Resources Protection,

2019,35(6):115-123. (in Chinese))

[11] YANG X,MAN Y,WONG M,et al. Environmental health impacts of microplastics exposure on structural organization levels in the human body[J]. Science of the Total Environment,2022,825:154025.

[12] DONG Chengdi, CHEN C W, CHEN Yichun, et al. Polystyrene microplastic particles: in vitro pulmonary toxicity assessment [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020,385:121575.

[13] KOELMANS A A, REDONDO-HASSELERHARM P E, NOR N H M, et al. Risk assessment of microplastic particles[J]. Nature Reviews Materials,2022,7(2):138-152.

[14] PAN Zhong, LIU Qianlong, JIANG Ronggen, et al. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment; the Dongshan Bay of China [J]. Chemosphere,2021,262:127876.

[15] LI Ruili, YU Lingyun, CHAI Minwei, et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China [J]. Science of the Total Environment,2020,708:135025.

[16] ZAINUDDINA H, ARIS A Z, ZAKI M R M, et al. Occurrence, potential sources and ecological risk estimation of microplastic towards coastal and estuarine zones in Malaysia [J]. Marine Pollution Bulletin, 2022, 174:113282.

[17] HUANG Qian’ en, LIU Mengge, CAO Xuewen, et al. Occurrence of microplastics pollution in the Yangtze River; distinct characteristics of spatial distribution and basin-wide ecological risk assessment [J]. Water Research,2023,229:119431.

[18] XU Pei, PENG Guyu, SU Lei, et al. Microplastic risk assessment in surface waters; a case study in the Changjiang Estuary, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018,133:647-654.

[19] 王晶晶,樊尊荣. 含水层非均质性对地下水蒙特卡罗模拟结果的影响[J]. 水资源保护,2017,33(1):46-51. (WANG Jingjing, FAN Zunrong. Impacts of aquifer heterogeneity on Monte Carlo simulation of groundwater [J]. Water Resources Protection,2017,33(1):46-51. (in Chinese))

[20] PARVEEN N, RANJAN V P, CHOWDHURY S, et al. Occurrence and potential health risks due to trihalomethanes and microplastics in bottled water [J]. Environmental Engineering Science, 2022, 39 (6): 523-534.

[21] TANG Li, FENG Jingchun, LI Canrong, et al. Global occurrence, drivers, and environmental risks of microplastics in marine environments [J]. Journal of Environmental Management,2023,329:116961.

[22] LEBRETON L C M, VAN DER ZWET J, DAMSTEEG J

- W, et al. River plastic emissions to the world's oceans [J]. *Nature Communications*, 2017, 8:15611.
- [23] SCHMIDT C, KRAUTH T, WAGNER S. Export of plastic debris by rivers into the sea [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51 (21):12246-12253.
- [24] ZHAO Shiye, ZHU Lixin, WANG Teng, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86 (1/2):562-568.
- [25] ZHANG Feng, PENG Guyu, XU Pei, et al. Ecological risk assessment of marine microplastics using the analytic hierarchy process: a case study in the Yangtze River Estuary and adjacent marine areas [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 425:127960.
- [26] ZHOU Amei, ZHAO Yuhong, LIU Minxia, et al. Occurrence and risk assessment of microplastics in the Lhasa River: a remote plateau river on the Qinghai-Tibet Plateau, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2023, 195(3):433.
- [27] 唐常春, 孙威. 长江流域国土空间开发适宜性综合评价 [J]. *地理学报*, 2012, 67 (12): 1587-1598. (TANG Changchun, SUN Wei. Comprehensive evaluation of land spatial development suitability of the Yangtze River Basin [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(12):1587-1598. (in Chinese))
- [28] BONYADI Z, MAGHSODIAN Z, ZAHMATKESH M, et al. Investigation of microplastic pollution in Torghabeh River sediments, northeast of Iran [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2022, 250:104064.
- [29] FENG Sansan, LU Hongwei, YAO Tianci, et al. Microplastic footprints in the Qinghai-Tibet Plateau and their implications to the Yangtze River Basin [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 407:124776.
- [30] YUAN W K, CHRISTIE-OLEZA J A, XU E G, et al. Environmental fate of microplastics in the world's third-largest river: basin-wide investigation and microplastic community analysis [J]. *Water Research*, 2022, 210:118002.
- [31] ZHANG Yanting, PENG Yuting, XU Suzhou, et al. Distribution characteristics of microplastics in urban rivers in Chengdu City: the influence of land-use type and population and related suggestions [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 846:157411.
- [32] 刘咏雪. 贵阳市南明河流域微塑料分布特征及风险评估研究 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2022.
- [33] 蒋婷婷. 受不同人为活动影响湖泊中微塑料的分布规律: 以贵阳市阿哈湖为例 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2022.
- [34] HAN Naipeng, AO Hongyi, MAI Zhan, et al. Characteristics of (micro) plastic transport in the upper reaches of the Yangtze River [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 855:158887.
- [35] CHEN C, DENG J, ZHANG Q, et al. Microplastic pollution and characteristics in the surface waters of the middle and lower reaches of the Han River along Hubei Province, China [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2023, 20(9):10205-10216.
- [36] DI Mingxiao, LIU Xiaoning, WANG Wenfeng, et al. Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2019, 65:82-89.
- [37] WANG Wenfeng, NDUNGU A W, LI Zhen, et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575:1369-1374.
- [38] JIANG Changbo, YIN Lingshi, WEN Xiaofeng, et al. Microplastics in sediment and surface water of west Dongting Lake and south Dongting Lake: abundance, source and composition [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15 (10):2164.
- [39] 文晓凤, 尹令实, 蒋昌波, 等. 典型城市湖泊岳阳南湖表层水体中的微塑料污染特征 [J]. *环境化学*, 2022, 41 (11): 3579-3588. (WEN Xiaofeng, YIN Lingshi, JIANG Changbo, et al. Microplastics in surface water of a typical urban lake: a case study from Nanhu Lake, Yueyang City [J]. *Environmental Chemistry*, 2022, 41 (11): 3579-3588. (in Chinese))
- [40] HU Hua, JIN Danfeng, YANG Yuyi, et al. Distinct profile of bacterial community and antibiotic resistance genes on microplastics in Ganjiang River at the watershed level [J]. *Environmental Research*, 2021, 200:111363.
- [41] 吕雅宁. 赣江水和沉积物体系中微塑料的污染研究 [D]. 曲阜: 曲阜师范大学, 2020.
- [42] YUAN Wenke, LIU Xiaoning, WANG Wenfeng, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 170:180-187.
- [43] 孙楠. 赣江流域赣州城区段水体微塑料的分布特征研究 [D]. 赣州: 江西理工大学, 2022.
- [44] 汪新亮, 李珊珊, 王宁, 等. 南淝河中微塑料的分布特征及来源 [J]. *水土保持通报*, 2020, 40 (5): 201-208. (WANG Xinliang, LI Shanshan, WANG Ning, et al. Distribution characteristics and sources of microplastics in Nanfei River [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2020, 40(5):201-208. (in Chinese))
- [45] 陈馨, 张仲伟, 刘运钊, 等. 巢湖水体中微塑料组成及分布特征 [J]. *环境科学研究*, 2022, 35 (12): 2716-2721. (CHEN Xin, ZHANG Zhongwei, LIU Yunzhao, et al.

- Compositional and distributional characteristics of microplastics in water samples of Chaohu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2022, 35(12): 2716-2721. (in Chinese))
- [46] CHEN Bingyu, CHEN Ziwei, LIU Yuan, et al. Effects of garbage salvaging and suspended crossbar on microplastic pollution along a typical urban river [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2022, 44(10): 3239-3248.
- [47] JIN Xi, FU Xindi, LU Wenjing, et al. The effects of riverside cities on microplastics in river water: a case study on the Southern Jiangsu Canal, China [J]. Science of the Total Environment, 2023, 858: 159783.
- [48] 周刚. 微塑料在淀山湖及太浦河流域的污染负荷、赋存特征和生态风险评价[D]. 上海: 东华大学, 2022.
- [49] LITHNER D, LARSSON Å, DAVE G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition [J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(18): 3309-3324.
- [50] RANGEL-BUITRAGO N, ARROYO-OLARTE H, TRILLERAS J, et al. Microplastics pollution on Colombian Central Caribbean beaches [J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 170: 112685.
- [51] EVERAERT G, VAN CAUWENBERGHE L, DE RIJCKE M, et al. Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions [J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 1930-1938.
- [52] WANG Hua, YUAN Weihao, ZENG Yichuan, et al. How does Three Gorges Dam regulate heavy metal footprints in the largest freshwater lake of China [J]. Environmental Pollution, 2022, 292: 118313.
- [53] BRAHNEY J, MAHOWALD N, PRANK M, et al. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2021, 118(16): e2020719118.
- [54] JIA Qilong, DUAN Yusen, HAN Xiaolin, et al. Atmospheric deposition of microplastics in the megalopolis (Shanghai) during rainy season: characteristics, influence factors, and source [J]. Science of the Total Environment, 2022, 847: 157609.
- [55] LI Xintong, LIANG Ruifeng, LI Yong, et al. Microplastics in inland freshwater environments with different regional functions: a case study on the Chengdu Plain [J]. Science of the Total Environment, 2021, 789: 147938.
- [56] 王碧菡, 廖婷婷, 蒋婉婷, 等. 成都市郊冬季一次大气重污染过程化学组分粒径分布特征 [J]. 环境化学, 2022, 41(10): 3323-3334. (WANG Bihan, LIAO Tingting, JIANG Wanting, et al. The particle size distribution of chemical components during a heavy air pollution period in suburban Chengdu in winter [J]. Environmental Chemistry, 2022, 41(10): 3323-3334. (in Chinese))
- [57] 毛成忠, 肖湛臻, 杨志彪, 等. 地理经纬双向过渡带和复杂地形下气候的过渡性和特异性: 以宜昌市为例 [J]. 中低纬山地气象, 2023, 47(1): 31-37. (MAO Chengzhong, XIAO Zhazhen, YANG Zhibiao, et al. The transition and specificity of climate in the geographical longitude latitude two-way transition zone and complex terrain: take Yichang City as an example [J]. Mid-Low Latitude Mountain Meteorology, 2023, 47(1): 31-37. (in Chinese))
- [58] FENG Sansan, LU Hongwei, XUE Yuxuan, et al. Fate, transport, and source of microplastics in the headwaters of the Yangtze River on the Tibetan Plateau [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 455: 131526.
- [59] SIMON-SÁNCHEZ L, GRELAUD M, GARCIA-ORELLANA J, et al. River deltas as hotspots of microplastic accumulation: the case study of the Ebro River (NW Mediterranean) [J]. Science of the Total Environment, 2019, 687: 1186-1196.
- [60] SUN Zhongliang, SUN Liqin, WANG Bo. Microplastic pollution in the Yellow River Basin: current status and control strategy [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2023, 234(1): 30.
- [61] 罗文雅. 长三角地区不同水域环境中微塑料污染特征研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2019.
- [62] SUN Yuanze, DUAN Chongxue, CAO Na, et al. Effects of microplastics on soil microbiome: the impacts of polymer type, shape, and concentration [J]. Science of the Total Environment, 2022, 806: 150516.
- [63] ZIAJAHROMI S, KUMAR A, NEALE P A, et al. Impact of microplastic beads and fibers on Waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: implications of single and mixture exposures [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(22): 13397-13406.
- [64] 杨柳, 张琳, 邓敏, 等. 不同聚合物类型微塑料浸出液的表征及其对生菜种子萌发的影响 [J]. 环境科学, 2023, 44(10): 5779-5787. (YANG Liu, ZHANG Lin, DENG Min, et al. Characterization of microplastic leachate from different polymers and its effect on seed germination of lettuce [J]. Environmental Science, 2023, 44(10): 5779-5787. (in Chinese))
- [65] PERVEZ R, LAI Yuansen, SONG Yingjin, et al. Impact of microplastic pollution on coastal ecosystems using comprehensive beach quality indices [J]. Marine Pollution Bulletin, 2023, 194: 115304.
- [66] 刘淑丽, 简敏菲, 周隆胤, 等. 鄱阳湖湿地候鸟栖息地微塑料污染特征 [J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2639-2646. (LIU Shuli, JIAN Minfei, ZHOU Longyin, et al. Pollution characteristics of microplastics in migratory bird habitats located within Poyang Lake wetlands [J]. Environmental Science, 2019, 40(6): 2639-2646. (in Chinese))
- [67] FENG Lijuan, SUN Xiaodong, ZHU Fanping, et al. Nanoplastics promote microcystin synthesis and release

孙昊,陈求稳,丁珏,等. 基于 EFDC 模型的太湖微塑料迁移规律及污染概率分布模拟[J]. 水资源保护, 2023, 39(6): 169-177. (SUN Hao, CHEN Qiuwen, DING Jue, et al. Simulation of microplastic migration regularity and pollution probability distribution in Taihu Lake based on

[69] 王旭. 大辽河入海微塑料分布特征、来源及通量研究[D]. 大连:大连海事大学, 2020.

[70] 李常军. 中国南海和东印度洋水体微塑料赋存、源汇和生态风险的研究[D]. 上海:华东师范大学, 2022.

(收稿日期:2023-07-11 编辑:施业)

(上接第 34 页)

[19] 胡彩虹,冉广,荐圣淇. 佳芦河流域林草覆被变化对产流机制的影响[J]. 水土保持学报,2020,34(2):36-42. (HU Caihong, RAN Guang, JIAN Shenqi. Effect of forest and grass cover change on runoff mechanism in Jialu river basin[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34 (2):36-42. (in Chinese))

[21] 胡彩虹,刘成帅,李想,等.郑州市雨岛效应多方法集成评估及量化研究[J]. 水资源保护,2023,39(2):152-159. (HU Caihong, LIU Chengshuai, LI Xiang, et al. Multi-method integrated evaluation and quantitative study of rain island effect in Zhengzhou City [J]. Water Resources Protection, 2023, 39 (2): 152-159. (in Chinese))

[23] 芮孝芳. 基于径流形成原理的若干洪水预报理论述评 [J]. 水科学进展, 1992, 3(3): 233-240. (RUI Xiaofang. Reviews of flood forecasting theory based on runoff formation principle[J]. Advances in Water Science, 1992, 3(3): 233-240. (in Chinese))

temporal dynamic combination of saturation-excess and infiltration-excess runoff[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2022, 50(6): 25-32. (in Chinese))

[26] LI Guo, LIU Chengshuai, ZHAO Hudong, et al. Runoff and sediment simulation of terraces and check dams based on underlying surface conditions[J]. Applied Water Science, 2023, 13(1):18.

[28] 杜纤. 基于 SWMM 模型的城市暴雨洪涝精细化模拟研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2020.

[29] GUPTA H V, KLING H, YILMAZ K K, et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: implications for improving hydrological modelling [J]. Journal of Hydrology, 2009, 377 (1/2) :80-91.

[30] GUPTA H V, SOROOSHIAN S, YAPO P O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration [J]. Journal of Hydrologic Engineering, 1999, 4(2) : 135.

[31] JACKSON E K, RPBERTS W, NELSEN B, et al. Introductory overview: error metrics for hydrologic modelling; a review of common practices and an open source library to facilitate use and adoption [J]. Environmental Modelling & Software, 2019, 119: 32-48.

[32] 付潇然,王东,栾清华,等. 大尺度无管流数据城区SWMM构建及模拟: II. 模型参数校验及暴雨径流模拟分析[J]. 水科学进展, 2020, 31(1): 51-60. (FU Xiaoran, WANG Dong, LUAN Qinghua, et al. SWMM-based rainfall-runoff simulations in large-scale urban area with no pipeline-flow observations: II. model calibration and analysis of rainfall-runoff simulations[J]. Advances in Water Science, 2020, 31(1): 51-60. (in Chinese))

• 116 •