DOI: 10.20103/j.stxb.202503190624

杨俊毅,赵彩云,安峥旭,吴佳忆,李宁,盛岩,石磊,庞军,孟秀祥.长江上游宜宾区域紫茎泽兰入侵特征及多尺度防控策略.生态学报,2026,46(2):1094-1102.

Yang J Y, Zhao C Y, An Z X, Wu J Y, Li N, Sheng Y, Shi L, Pang J, Meng X X.Invasion characteristics and multi-scale management strategies of *Ageratina adenophora* in Yibin area, upper Yangtze River Basin.Acta Ecologica Sinica,2026,46(2):1094-1102.

长江上游宜宾区域紫茎泽兰入侵特征及多尺度防控策略

杨俊毅[1,2,3],赵彩云[4],安峥旭[1,2,3],吴佳忆[1,2,3],李 宁[1,2,3],盛 岩[1,2,3],石 磊[1,2,3],庞 军[1,2,3],孟秀祥[1,2,3,*]

1 中国人民大学长江经济带研究院,北京 100872

2 中国人民大学国家发展与战略研究院,北京 100872

3 中国人民大学生态环境学院,北京 100872

4 中国环境科学研究院,北京 100012

摘要:紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)作为全球最具侵略性的外来植物之一,在我国长江流域呈快速扩散趋势,已严重威胁区域的生态安全和社会经济发展。通过样方调查与主成分分析(PCA)解析长江上游宜宾区域紫茎泽兰的入侵生态学特征,并运用 MaxEnt 模型评估入侵风险,揭示扩散驱动机制。结果表明:1)紫茎泽兰在宜宾已普遍定殖,其在资源丰富型生境(如撂荒地及林缘次生林)与多重胁迫环境(如建筑缝隙及垃圾场周边)的异质性景观中均建立自然种群。2)宜宾的屏山县、叙州和翠屏等区域有较高的紫茎泽兰入侵风险。3)河流和道路是影响紫茎泽兰扩散的主导因子,在紫茎泽兰的扩散途径,河流(25.1%)和道路(15.6%)直接导致了紫茎泽兰的扩散,雨季降水量(18.7%)强化河流的媒介作用,平稳的温度变动(12.3%)提升繁殖体适应性。基于研究结果,提出“定殖区防除-高风险区监测-公众共治”的多尺度防控体系:1)在生长区实施机械-化学干预,并构建不同景观间的本土植被隔离带。2)在入侵高风险区建立遥感监测网络,尤其关注河道-道路缓冲区。3)通过新媒体等推动公众在全域参与紫茎泽兰等外来物种入侵防控。

关键词:紫茎泽兰;生物入侵;生态防治;生态安全

Invasion characteristics and multi-scale management strategies of *Ageratina adenophora* in Yibin area, upper Yangtze River Basin

YANG Junyi [1,2,3], ZHAO Caiyun [4], AN Zhengxu [1,2,3], WU Jiayi [1,2,3], LI Ning [1,2,3], SHENG Yan [1,2,3], SHI Lei [1,2,3], PANG Jun [1,2,3], MENG Xiuxiang [1,2,3,*]

1 *Changjiang River Economic Belt Institute, Renmin University of China, Beijing* 100872, *China*

2 *National Academy of Development and Strategy, Renmin University of China, Beijing* 100872, *China*

3 *School of Ecology & Environment, Renmin University of China, Beijing* 100872, *China*

4 *Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing* 100012, *China*

Abstract: *Ageratina adenophora*, globally recognized as one of the most aggressive invasive alien plants, had exhibited rapid and extensive expansion within China′s Yangtze River Basin, posing severe and escalating threats to regional ecological security, biodiversity conservation, and socio-economic development. This study presents a comprehensive

基金项目:长江经济带高质量发展生态版图研究; 国家自然科学基金项目(32470531, 32170489)

收稿日期:2025-03-19; **网络出版日期**:2025-10-15

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: meng2014@ ruc.edu.cn

investigation into the invasion ecology characteristics, spatiotemporal risk patterns, and underlying dispersal mechanisms of *Ageratina adenophora* within the ecologically critical Yibin region, located in the upper reaches of the Yangtze River. By employing systematic quadrat surveys and Principal Component Analysis (PCA), we meticulously quantified habitat preferences and invasion features across diverse landscapes. Concurrently, the MaxEnt species distribution model, which was rigorously calibrated and validated, was utilized to assess current invasion risks and identify the dominant environmental drivers facilitating its spread. The results revealed that: 1) *Ageratina adenophora* had established widespread populations across Yibin, successfully colonizing diverse heterogeneous landscapes, including resource-rich habitats (e.g., abandoned land and secondary forests at forest edges) and multi-stressor environments (e.g., building crevices and areas surrounding waste disposal sites). 2) MaxEnt modeling delineated pronounced spatial heterogeneity in invasion risk. High and very high-risk zones, aggregating to approximately 852 km^2 (6.42% of the study area), are primarily concentrated in the western districts of Yibin, notably in Pingshan County, Xuzhou District, and Cuiping District. These high-risk areas demonstrate a strong spatial correlation with major river corridors, including the Jinsha River, Min River, and Yangtze River, as well as transportation networks. 3) The quantification of environmental variable contributions identified rivers and roads as the primary facilitators of *Ageratina adenophora* spread. Distance to rivers emerged as the strongest predictor, accounting for 25.1% of the contribution, followed by precipitation during the wettest quarter (18.7%), distance to roads (15.6%), and temperature seasonality (Bio4, 12.3%). Based on these findings, we propose a novel, integrated multi-scale management framework termed "eradication in colonized areas—monitoring in high-risk zones—public co-governance" to enhance intervention efficacy, scale-matching, and ecological compatibility: 1) Implement integrated mechanical-chemical control within existing growth areas and establish native vegetation buffer strips between different landscape types to impede spread. 2) Establish remote sensing monitoring networks in high-risk invasion zones, with particular emphasis on buffer areas along rivers and roads. 3) Promote public participation in the prevention and control of invasive alien species such as *A. adenophora* across the region through new media and other means. This integrated approach aims to mitigate the current and future impacts of this pervasive invader. This study provides a theoretical foundation and practical guidance for the effective control of *Ageratina adenophora*.

Key Words: *Ageratina adenophora*; biological invasions; ecological control; ecological security

紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)作为全球最具侵略性的外来植物之一,其生态入侵已导致我国西南地区原生植被大面积退化[1—4],直接威胁长江上游生态屏障功能。该物种在《中国外来入侵物种名单》(第一批)中位列首位,且扩张速率在过去十年间保持增长趋势[2, 5—6],可见传统防控体系存在严重不足。尽管已有较多研究,但紫茎泽兰的生境选择策略与扩散机制的耦合关系仍未完全明晰[7—8],有效防控亟需深入理解其入侵过程的核心驱动机制。

紫茎泽兰的传播机制呈现多维特征。自然传播方面,空气动力模拟表明,当风速为 3m/s 时,瘦果扩散距离可达(1.23±0.3) m/s [9];水力传播中,种子漂流研究表明,河流是该物种快速传播的媒介之一,传播速率可达 270 km/a[10]。人为传播方面,道路实证采样研究显示,路网周边紫茎泽兰的入侵风险远高于路网外围[11—12]。紫茎泽兰多样和快速的传播,使得大江大河流域的人类活动密集区成为入侵热点。当前紫茎泽兰防治技术体系主要基于三类作用机制。一是物理阻断:通过机械移除(如人工拔除、机械清理)直接消除生物量[13],但成本效益比随清除面积呈指数增长,对遍布山野的紫茎泽兰来说,简单的机械防除收效甚微[14]。二是化学抑制:草甘膦等广谱除草剂可短期内降低 85%—90%的植株密度,但会引发抗药性进化及非靶标物种杀伤[8, 15]。三是生物调控:以泽兰实蝇(*Procecidochares utilis*)为代表的专性天敌在林下和林缘旷地可实现 41.2%和 55.4%的寄生率,但其生态适应性受气候和生境限制[5]。可见尽管现有方法在特定场景可有效防治紫茎泽兰,但存在两大共性局限:一是防控尺度不匹配,局地防治措施难以应对区域尺度的持续扩散;二是可

能造成生态负效应,部分单一方法可能破坏生态系统服务功能[8]。这凸显了探索综合治理框架,统筹空间防控优先级与多方法协同效应的迫切需求。厘清紫茎泽兰在复杂景观中的生境偏好、入侵格局及主导环境因子,是破解上述防控困境、构建区域尺度精准防控体系的关键前提。

宜宾位居金沙江和岷江交汇处,是长江上游交接区域城市圈的中心城市,地处全球生物多样性热点区域,具备良好的降水和温度等生态条件[16],因此,紫茎泽兰等恶性外来物种入侵一直是宜宾等长江上游区域极易衍发的生态安全问题[17—18]。该区域集成了河流廊道、密集路网、复杂地形地貌等因素,是研究紫茎泽兰入侵机制及其区域生态安全影响的天然理想场所。然而,此前研究尚未在此关键区域系统解析该机制以指导防控实践。基于此,本研究于 2024 年 7—8 月,通过对宜宾区域的紫茎泽兰入侵进行了实地调查、生境取样,并深入分析了紫茎泽兰的入侵程度和入侵途径。最终目标是为宜宾及类似长江上游关键生态屏障区,提出有效的综合治理框架,以提升防控措施的尺度匹配性,为区域生态安全管理提供科学依据。

1 研究区域和方法

1.1 研究区域

宜宾位于长江上游,地处四川,与滇、黔两省相邻。地跨北纬 27°50′—29°16′,东经 103°36′—105°20′,总面积 13283 km^2。地形整体呈西南高、东北低的态势,全市地貌以中低山地和丘陵为主体。该地区为中亚热带湿润季风气候,年平均气温 18℃左右,年平均降水量 850—1500 mm[19]。宜宾市行政区划包含 3 个市辖区,即翠屏区、南溪区、叙州区,和 7 个县,即江安县、长宁县、高县、珙县、筠连县、兴文县和屏山县。宜宾处于金沙江和岷江交汇处,是长江上游的重要城市,其生态安全对于整个长江流域的保护具有举足轻重的作用,因此,保证宜宾市的生态安全对于维持整个长江流域的生态平衡和可持续发展有着重要意义(图 1)。

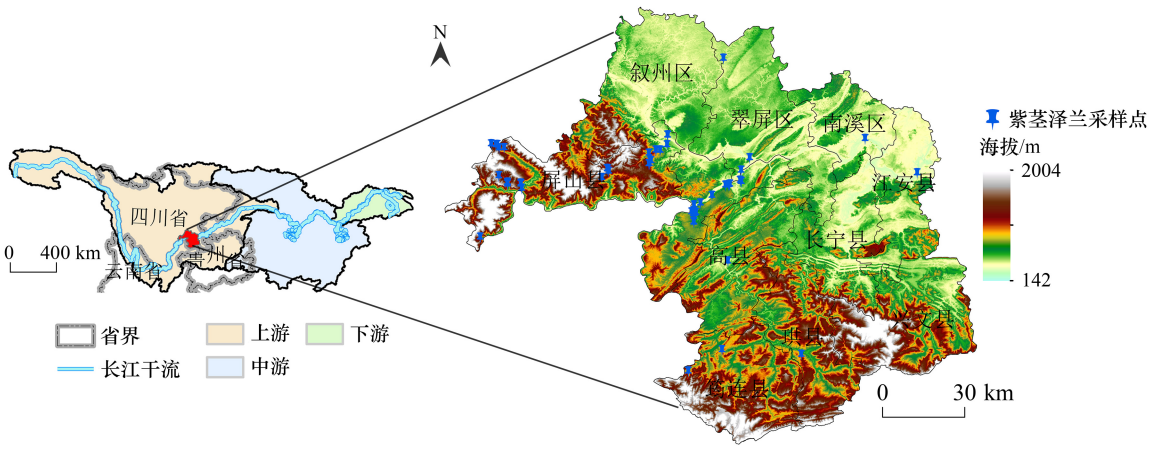

图 1 长江上游宜宾区位

Fig.1 Location of Yibin in the upper reaches of the Yangtze River

1.2 研究方法

1.2.1 生境特征取样

本研究的采样在 2024 年 7—8 月完成。调研路线和取样范围是基于当地主管部门提供的紫茎泽兰普查数据,结合《中国外来入侵植物志》及文献记载紫茎泽兰分布确定。本研究的调查区域覆盖疑似紫茎泽兰入侵的县区,确保了采样样点的科学性和代表性。生境特征的获取是以紫茎泽兰目击地为样地中心点,设置 10 m×10 m 的正方形样地,采用五点取样法测算生境特征。此前研究提出植被类型和植被结构可能影响入侵物种的光照竞争和生态位占据[20—21];土壤内水分直接关联植被的水分供应,是外来入侵物种的重要限制因素[22];地形因素影响微气候条件[23];道路是常见的人为促进入侵物种传播的路径之一[12],也有部分研究提

出河流是长江流域地区促进紫茎泽兰传播的重要因素之一[24]。而紫茎泽兰自身的植株高度可作为初步入侵时种群竞争能力的指标[25—26]。因此本研究选取的生境特征包括:植被类型,灌木均高,灌木盖度,草均高,草盖度,地表植被盖度,土壤湿润度,坡向,坡度,海拔,距道路距离,距河流距离,紫茎泽兰植株高度。其中,部分样点的距道路距离和距河流距离较远,无法实测,需记录点位后结合地理信息系统获得。土壤湿润度参照前人研究,划为三级,分别代表:湿润 (3)、较湿 (2)、干燥 (1)[18]。各数值标准化后,采用主成分分析法(PCA)计算样本相关矩阵及特征根和特征向量,据此确定各主成分及关键构成生境变量[18],解析宜宾市紫茎泽兰入侵的生态学特征。

1.2.2　入侵风险及扩散驱动机制分析

通过实地考察共获取紫茎泽兰分布点位 73 个,为避免样点的空间自相关性影响建模结果,将相邻 1km 以内的点进行去除,最终获取有效点位 36 个。

运用最大熵模型(MaxEnt),结合地形和生物气候因子等因素,对紫茎泽兰的潜在分布进行评估,进而量化宜宾市紫茎泽兰入侵风险。MaxEnt 模型是一种基于机器学习算法的物种分布模型,其核心思想是在已知物种出现点与环境变量的约束条件下,寻找物种熵值最大(即不确定性最小)的概率分布。MaxEnt 模型具有高维度数据处理能力和小样本稳健性的突出优势。初步选取 5 个地形因子和 19 个生物气候因子。地形因子由实测得到,包括坡向、坡度、海拔、距道路距离和距河流距离。19 个生物气候因子在全球气象数据库(https://worldclim.org/)中获取[27]。为减少因参数自相关性过高产生的误差,对各物种的环境变量进行 Pearson 相关性分析,仅将相关系数小于 0.8 的环境变量用于 MaxEnt 模型建模[28—29]。

最终选取 10 个环境因子,包括距河流距离,据道路距离,坡度,坡向,等温性 (Bio3),温度季节性变化(Bio4),最冷季度均温 (Bio11),年平均降水量 (Bio12),降水量变异系数(Bio15),最湿季度降水量 (Bio16)。采用自然间断法将建模结果分为 4 类,分别代表紫茎泽兰入侵的极高风险地区,高风险地区,中风险地区,低风险地区。而后,基于 MaxEnt 模型内的随机森林算法,量化各环境因子对紫茎泽兰入侵风险的贡献度,将贡献度较高的环境因子列为潜在的主导因子,并根据 MaxEnt 模型生成的响应曲线进一步分析各因子与入侵风险的非线性关系,结合各因子的生态学作用机制,探究紫茎泽兰扩散的主导因子。

2　研究结果

2.1　紫茎泽兰入侵样地生境特征

紫茎泽兰入侵样地的植被类型主要为次生林、灌草丛、草丛等。样地中紫茎泽兰平均株高为(110.42±10.803) cm。灌木均高((116.85±10.28) cm)与紫茎泽兰株高接近,而草均高((53.46±5.66) cm)低于紫茎泽兰株高。紫茎泽兰入侵样地的平均坡度为 23.33°±10.93°,反映紫茎泽兰对中高坡度生境的生态位偏好。土壤湿润度均值为 2.39±0.71,其中,52.31%为湿润生境,34.62%为较湿生境,两者合计占 86.93%的样方分布。入侵样地的地表植被盖度、距道路距离以及距河流距离方差较大,地表植被盖度均值为(64.6±24.94)%,距道路距离均值为(1107.46±1207.61) m,距河流距离均值为(629.64±730.84) m(表 1)。其中,紫茎泽兰入侵样地的高植被盖度生境主要为次生林的边缘、弃耕地的灌草丛、湿润崖壁的草丛等,低植被盖度生境主要为墙壁上的草丛,垃圾场周边草丛等;距道路距离较远的生境主要为次生林的边缘、弃耕地的灌草丛,较近的生境主要为道路周边草丛,垃圾场周边草丛;距河流距离较远的生境主要为弃耕地的灌草丛,较近的生境主要为湿润崖壁的草丛,河岸周边草丛。综上,紫茎泽兰可同时占据资源异质性生境,在资源丰富型生境(如撂荒地及林缘次生林)与多重胁迫环境(如建筑缝隙及垃圾场周边)的异质性景观中均建立自然种群。

2.2　紫茎泽兰入侵样地的生境构成主成分分析

对紫茎泽兰入侵样地的生境的构成变量进行主成分分析,前 2 个特征值的累计贡献率达 84.70%(图 2),能较好地反映生境的生态特征。根据各变量的载荷系数绝对值大小划分前 2 个主成分,计算出相应的特征向量和向量转置矩阵。如表 2 所示,第一主成分中,载荷系数绝对值前三的影响因子为:距道路距离(-0.384),

草均高(0.371),坡向(-0.352);第二主成分中,载荷系数绝对值前三的影响因子为:坡度(0.503),灌木均高(0.452),土壤湿润度(0.421)。可见,紫茎泽兰在具有如下特征的生境生长状况更好:距道路距离值小(近路),坡向值低(朝南),坡度大,草、灌木有良好长势,土壤湿润的区域。

表 1 紫茎泽兰生境特征

Table 1 Habitat characteristics of *Ageratina adenophora*

入侵样地生境特征 Habitat characteristics	均值 Mean value	入侵样地生境特征 Habitat characteristics	均值 Mean value
紫茎泽兰平均植株高/cm Average plant height of *Ageratina adenophora*	110.42±10.80	坡度/(°) Slope	23.33±10.93
灌木均高 Average shrub height/cm	116.85±10.28	海拔 Elevation/m	422.08±34.05
灌木盖度 Shrub coverage/%	50.58±4.46	土壤湿润度 Soil moisture content	2.39±0.71
草均高 Average grass height/cm	53.46±5.66	地表植被盖度 Vegetation coverage/%	64.60±24.94
草盖度 Grass coverage/%	51.92±4.51	距道路距离 Distance from the road/m	1107.46±1207.61
坡向 Aspect/(°)	228.50±57.82	距河流距离 Distance from the river/m	629.64±730.84

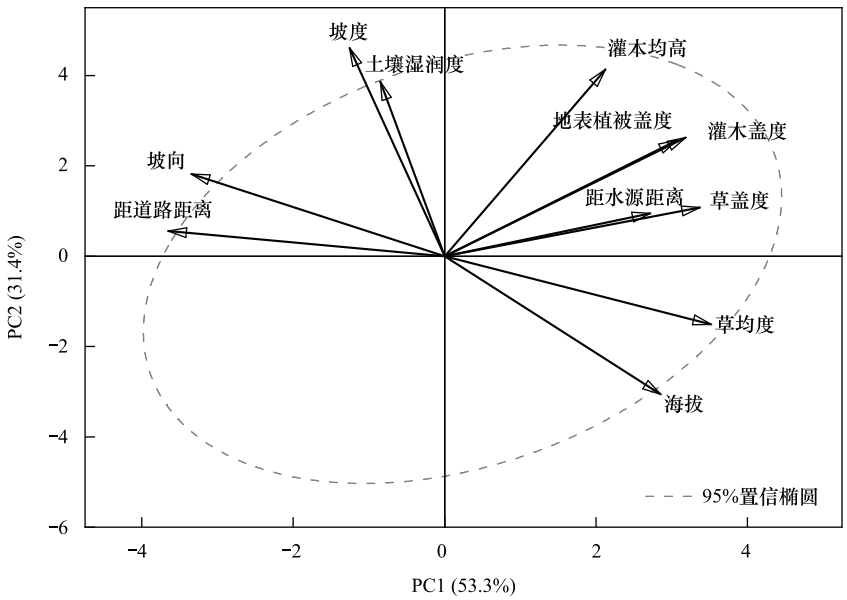

图 2 紫茎泽兰生境主成分分析

Fig.2 Principal component analysis of *Ageratina Adenophora* habitat

表 2 紫茎泽兰生境主成分特征值特征向量的转置矩阵

Table 2 Transpose matrix of eigenvectors of eigenvalues of the principal components of the habitat of the *Ageratina Adenophora* orchid

入侵样地生境特征 Habitat characteristics	第一主成分 First principal component	第二主成分 Second principal component
海拔 Elevation	0.300	-0.334
地表植被盖度 Vegetation coverage	0.335	0.286
灌木均高 Average shrub height	0.224	0.451
灌木盖度 Shrub coverage	0.323	0.280
草均高 Average grass height	0.371	-0.165
草盖度 Grass coverage	0.355	0.118
土壤湿润度 Soil moisture content	-0.089	0.421
距道路距离 Distance from the road	-0.384	0.061
距河流距离 Distance from the river	0.286	0.103
坡向 Aspect	-0.352	0.198
坡度 Slope	-0.132	0.503

2.3　紫茎泽兰入侵风险

生态位模型的曲线下面积(Area Under Curve, AUC)达 0.977,大于 0.9,建模结果可信度高。各环境因子对紫茎泽兰入侵风险的贡献度如图 3 所示,对紫茎泽兰分布贡献度大于 10%的因素有 4 个因子:距河流距离、最湿季度降水量、距道路距离和温度季节性变化。通过分析这 4 个因子与紫茎泽兰入侵风险的非线性关系,发现距河流和道路的距离越近,温度季节变动越小,紫茎泽兰的存在概率越高;紫茎泽兰在最湿季降水量在 600—680 mm 时存在概率较高(图 4)。可知,紫茎泽兰倾向于分布在距离河流和道路较近、温度变化小,降水量适中的环境。

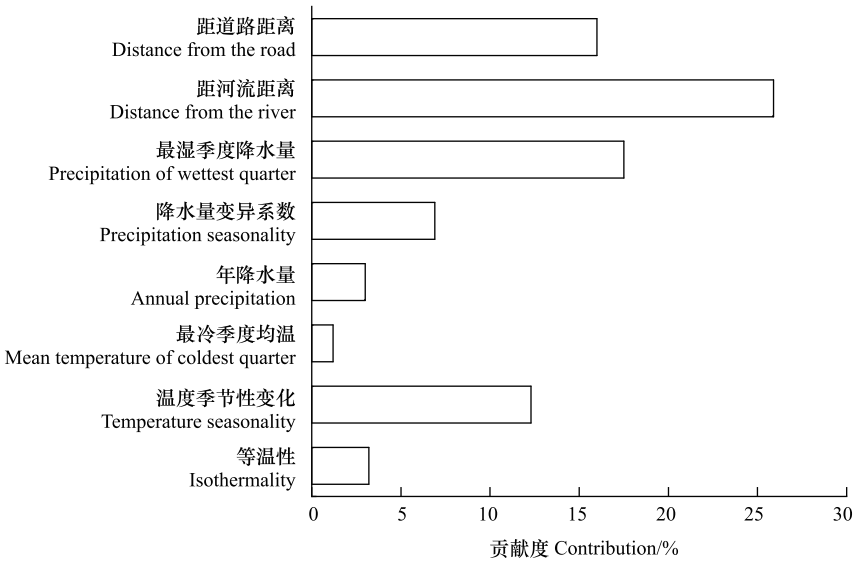

图 3　环境变量贡献率

Fig.3　Contribution of environmental variables

从空间格局看,紫茎泽兰低入侵风险区域面积为 10.45×10^3 km^2,占比为 78.66%,中风险区域面积为1.98×10^3 km^2,占比为 14.92%,高风险区域面积为 631.69 km^2,占比为 4.76%,极高风险区域面积为 220.58 km^2,占比为 1.66%。紫茎泽兰的高入侵风险区和极高入侵风险区主要在宜宾市西部。屏山县、叙州区和翠屏区的入侵风险相对较高。极高入侵风险区多沿河流和道路分布,金沙江、岷江和长江两岸入侵风险较高(图 5)。

3　讨论与结论

3.1　紫茎泽定殖的生境偏好及防控警示

本次调查发现紫茎泽兰在宜宾区域可同时在资源丰富型生境(如撂荒地及次生林边缘)和多重胁迫环境(如建筑缝隙及垃圾场周边)建立自然种群。这一结果表明该物种在此区域表现出较宽的生境适应性,与理想杂草假说描述的“单一化生境选择”存在差异[30],印证了入侵生态学研究中关于紫茎泽兰等成功入侵种可能表现出生态位扩张的观点[1, 3, 31—33]。例如,Xian 等人在中国的实证研究中证实了紫茎泽兰的生态位扩张[3],Datta 等人基于全球的研究,同样发现紫茎泽兰在进化限制下的生态位扩张[32]。

现有研究表明,在资源丰富型生境中,紫茎泽兰的生物量积累速率达到资源竞争最优状态,如在优质生境中通过最大化光捕获效率实现入侵前沿的快速扩张和生物量积累[1, 34],印证了 R 选择策略的快速扩张特征;而在胁迫生境中,种子萌发延迟,根系穿透力增强,化感物质泽兰素浓度上升等表型可塑性表现[31, 34],则显示 K 选择策略的持久生存优势。这种生境特异的调节策略,拓展了其现实生态位宽度,使其能够突破环境过滤(Environmental Filtering)的常规限制,形成“资源掠夺-胁迫耐受”协同的入侵模式[32, 35]。值得注意的是,紫茎泽兰在两类生境间存在种子雨的空间耦合现象,资源丰富型生境作为“源”种群持续向胁迫生境输出繁殖体

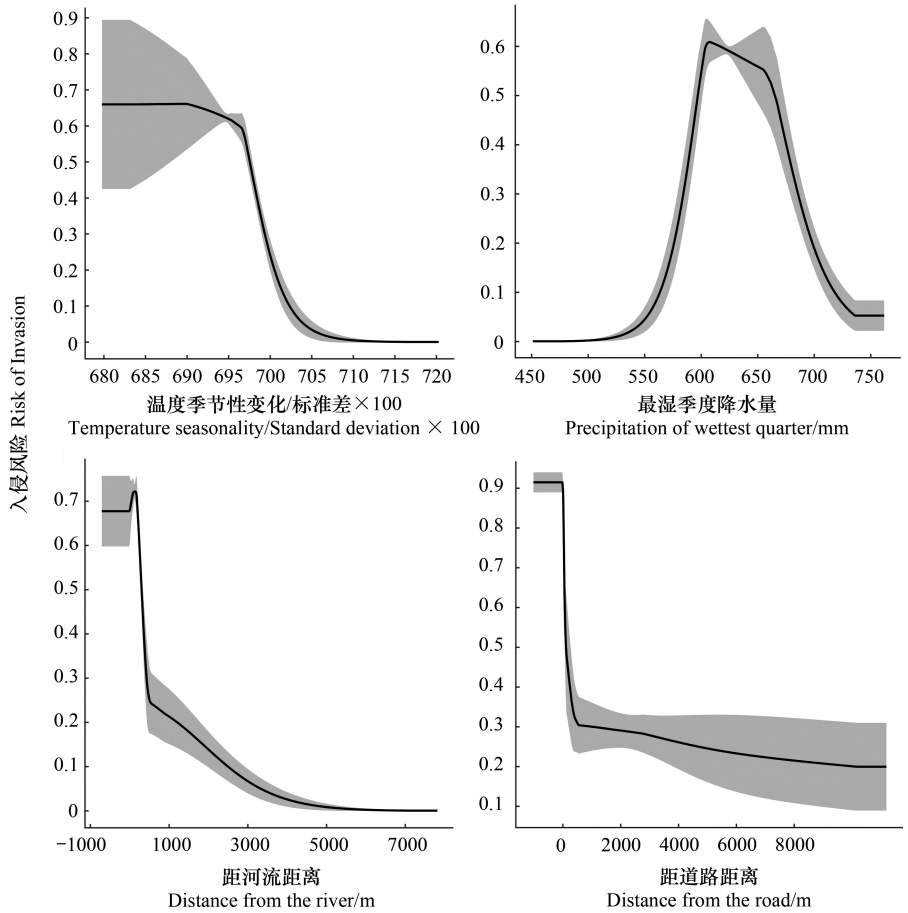

图 4 主导环境变量响应曲线

Fig.4 Response curve of the dominant environmental variable

灰色阴影部分:平均响应曲线±标准差

(每株植物每季 10000 颗种子)[8],形成入侵进程的正反馈循环,进一步加剧了其对本地生态系统的威胁[14, 36]。更重要的是,紫茎泽兰在不同生境中差异化的入侵机制,提示需要建立生境特异的防控技术体系,并阻隔不同生境间紫茎泽兰的繁殖体传播。

3.2 紫茎泽兰扩散主导因子探析

空间驱动因子分析显示:距河流距离(25.1%)、最湿季降水量(18.7%)、距道路距离(15.6%)和温度季节变动(12.3%)对紫茎泽兰入侵的贡献较大(图 3),结合各个因子的作用机制,探析主导因子。河流作为自然传播通道,为紫茎泽兰的种子提供了长距离漂流的机会,使其能够快速扩散到新的区域[37],雨季的降水会进一步加剧其漂流距离。Wang 等人在研究中证实是金沙江-长江特大洪水(1998 年)促进了紫茎泽兰沿金沙江-长江向东北方向扩散至重庆西南部的屏山县、宜宾市及中部的长寿区等地[24];而道路网络则在人为活动的推动下,成为紫茎泽兰扩散的重要途径,众多学者均发现了紫茎泽兰在交通干线附近的广泛定殖[11, 27]。温度变动范围小,更有利于紫茎泽兰繁殖体的生长。可知,在紫茎泽兰的扩散途径中,河流和道路直接导致了紫茎泽

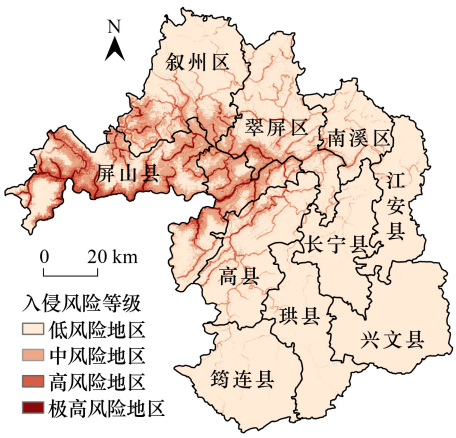

图 5 紫茎泽兰入侵风险评估结果

Fig.5 Results of the invasion risk assessment of Phragmites australis

兰的扩散,雨季降水量进一步放大了河流的扩散强度,平稳的温度变动提升了紫茎泽兰繁殖体在扩散过程中的生存率。

河流和道路作为主导扩散因子,与种子漂流实验和道路传播模型的结论形成空间互证,清晰地印证了沿水传播与人为干扰的协同效应[8, 10, 24]。这种自然传播与人为传播的相互叠加,使得紫茎泽兰的扩散速度和范围远远超出单一传播方式的预期,对长江上游生态屏障功能构成了更为严峻的挑战。需要注意的是,现实中河流周边与道路网络常存在空间叠加,预示着人类活动可能通过改变水文连通性(如船舶运输、堤岸工程)加速了水生传播进程[8, 14]。河—路耦合传播途径的形成,与长江流域特有的"水路—陆路复合交通廊道"结构直接相关[24, 38],可能使紫茎泽兰在长江航运密集区的扩散速率远超自然传播,形成外来物种入侵的交通网络放大器效应[12, 39—40]。

3.3　防控策略的优化方向及展望

基于本研究结果,本文提出"定殖区防除-高风险区监测-公众共治"的多尺度防控体系。1)在紫茎泽兰已定殖生长的区域实施季节特异的复合防控。在资源丰富型生境,采用"机械清除-靶向施药"技术组合,在春夏(生长)季节抑制其生物量快速积累过程;在多重胁迫环境,秋冬季节开展根系及种子库清除,破坏其在土壤中的根系和繁殖体。并在两类不同紫茎泽兰生长的景观中,构建由本土植被组成的隔离带,阻断二者间繁殖体的相互传播。2)在紫茎泽兰的入侵高风险区(包括宜宾市的屏山县、叙州区和翠屏区等)建立遥感监测网络,并结合人工智能手段,实时监测紫茎泽兰的扩散动态,提升防控管理的时效性。鉴于河流和道路在紫茎泽兰扩散中的交通网络放大器效应,监测网络的构建应尤其关注河道-道路缓冲区。3)通过新媒体平台推动公众参与防控,建立"线上举报—线下响应"的闭环管理机制,提高公众对紫茎泽兰危害的认识和防控意识,形成全社会共同参与的良好局面,为紫茎泽兰的长期有效管控提供坚实的社会基础。

本研究提出防控方案区分了紫茎泽兰不同生长环境的防控的侧重点,在定殖区尺度,入侵高风险区尺度,全市尺度均提出相应的防控措施,解决传统方法防控尺度不匹配的局限性,有助于防控资源的精度投放。此外,新媒体驱动的公众参与机制能突破传统社区宣传的时空限制。然而,紫茎泽兰对本地植物群落的影响(如生物多样性丧失)是其入侵成功的重要后果,也是生态功能评估的核心指标之一。本研究对这些生态影响评估不足,未系统量化入侵样方中本地植被的生物多样性变化,限制了不同入侵阶段或不同生境类型下紫茎泽兰的生态影响强度的有效评估。因此,未来研究可进一步将本地植物群落生物多样性动态变化纳入研究中。紫茎泽兰的防控是一个长期的过程,需要长期监测和动态评估,其防控策略的生态经济效应也需进行长期追踪评估[8, 39]。未来研究可通过加强多源遥感数据同化,并建立防控措施的生态系统服务价值核算模型,实现生态效益与治理成本的最优均衡。

参考文献(References):

[1] 魏博, 刘林山, 谷昌军, 于海彬, 张镱锂, 张炳华, 崔伯豪, 宫殿清, 土艳丽. 紫茎泽兰在中国的气候生态位稳定且其分布范围仍有进一步扩展的趋势. 生物多样性, 2022, 30(08): 88-99.

[2] Zhang X J, Wang Y R, Peng P H, Wang G Y, Zhao G Y, Zhou Y X, Tang Z H. Mapping the distribution and dispersal risks of the alien invasive plant *Ageratina adenophora* in China. Diversity, 2022, 14(11): 915.

[3] Xian X Q, Zhao H X, Wang R, Zhang H B, Chen B X, Liu W X, Wan F H. Evidence of the niche expansion of crofton weed following invasion in China. Ecology and Evolution, 2023, 13(1): e9708.

[4] 饶婷婷, 李政强, 杨晓燕, 佘容. 基于文献计量法的紫茎泽兰研究现状分析. 杂草学报, 2024, 42(2): 19-34.

[5] 万方浩, 刘万学, 郭建英, 强胜, 李保平, 王进军, 杨国庆, 牛红榜, 桂富荣, 黄文坤, 蒋智林, 王文琪. 外来植物紫茎泽兰的入侵机理与控制策略研究进展. 中国科学: 生命科学, 2011, 41(1): 13-21.

[6] 鲁萍, 桑卫国, 马克平. 外来入侵种紫茎泽兰研究进展与展望. 植物生态学报, 2005, 29(6): 1029-1037.

[7] 李俊生, 于飞海, 赵彩云. 生物入侵: 外来入侵物种与生物多样性保护. 生物多样性, 2024, 32(11): 7-10.

[8] Poudel A S, Jha P K, Shrestha B B, Muniappan R. Biology and management of the invasive weed *Ageratina adenophora* (Asteraceae): current state of knowledge and future research needs. Weed Research, 2019, 59(2): 79-92.

[9] 彭晓昶, 潘燕, 朱晓媛, 周新茂, 高杰, 王崇云. 云南 7 种常见菊科杂草植物具冠毛种子形态与风传播特征. 云南大学学报: 自然科学版, 2018, 40(5): 1024-1033.

[10] Horvitz N, Wang R, Zhu M, Wan F-H, Nathan R. A simple modeling approach to elucidate the main transport processes and predict invasive spread: River-mediated invasion of *Ageratina adenophora* in China. Water Resources Research, 2014, 50(12): 9738-9747.

[11] 付登高, 阎凯, 李博, 韩金保, 侯秀丽, 段昌群. 滇中地区公路沿线紫茎泽兰的分布格局及其生境因子. 生态学杂志, 2010, 29(3):

566-571.
[12] 谢映旭, 王崇云, 刘鹏举, 彭明春, 高杰, 戍国标, 袁婷. 云南路网特征及其与紫茎泽兰传播扩散的相关性分析. 生态科学, 2021, 40(3): 17-24.
[13] 张丽坤, 王朔, 冯玉龙. 紫茎泽兰种子形态特征和萌发特性与其入侵性的关系. 生态学报, 2014, 34(13): 3584-3591.
[14] 李霞霞, 张钦弟, 朱珣之. 近十年入侵植物紫茎泽兰研究进展. 草业科学, 2017, 34(2): 283-292.
[15] 江赢, 欧国腾, 韩勇, 李吉松, 蔡卫东, 赵宇翔. 紫茎泽兰化学防除试验. 杂草科学, 2011, 29(4): 54-57.
[16] Lyu J X, Shi Y, Liu T, Xu X M, Liu S J, Yang G, Peng D, Qu Y B, Zhang S, Chen C H, Zhang Y X, Gao J H. Extreme drought-heatwave events threaten the biodiversity and stability of aquatic plankton communities in the Yangtze River ecosystems. Communications Earth & Environment, 2025, 6: 171.
[17] 刘海, 杜如万, 王勇, 陈玉蓝, 吴叶宽, 袁玲. 紫茎泽兰对四川省凉山州共生植物种间联结性及稳定性的影响. 生态学报, 2017, 37(15): 5031-5038.
[18] 孟秀祥,冯金朝, 周宜君,王富明,曲木林古,赵昌杰,朱印酒,杨红. 四川西南紫茎泽兰(Eupatorium adenophorum)入侵生境因子分析. 中央民族大学学报(自然科学版), 2003, (4): 293-300.
[19] 郭宗锋, 邓卿艳, 伍自力, 黄飞. 长江流域紫茎泽兰入侵特征. 人民长江, 2008, 39(1): 31-32.
[20] Wang C J, Wan J Z. Functional trait perspective on suitable habitat distribution of invasive plant species at a global scale. Perspectives in Ecology and Conservation, 2021, 19(4): 475-486.
[21] Wu T T, Li Y Z, Cadotte M W, Godoy O, Chu C J. Can competitive effects and responses of alien and native species predict invasion outcomes Fundamental Research, 2024, https://doi.org/10.1016/j.fmre.2024.05.001
[22] Oduor A M O, Yu H, Liu Y J. Invasive plant species support each other's growth in low-nutrient conditions but compete when nutrients are abundant. Ecology, 2024, 105(10): e4401.
[23] Kemppinen J, Lembrechts J J, Van Meerbeek K, Carnicer J, Chardon N I, Kardol P, Lenoir J, Liu D J, MacLean I, Pergl J, Saccone P, Senior R A, Shen T, Słowińska S, Vandvik V, Oppen J, Aalto J, Ayalew B, Bates O, Bertelsmeier C, Bertrand R, Beugnon R, Borderieux J, Br\runa J, Buckley L, Bujan J, Casanova-Katny A, Christiansen D M, Collart F, De Lombaerde E, De Pauw K, Depauw L, Di Musciano M, Díaz Borrego R, Díaz-Calafat J, Ellis-Soto D, Esteban R, Jong G F, Gallois E, Garcia M B, Gillerot L, Greiser C, Gril E, Haesen S, Hampe A, Hedwall P O, Hes G, Hespanhol H, Hoffrén R, Hylander K, Jiménez-Alfaro B, Jucker T, Klinges D, Kolstela J, Kopecký M, Kovács B, Maeda E E, Máliš F, Man M, Mathiak C, Meineri E, Naujokaitis-Lewis I, Nijs I, Normand S, Nu\-nez M, Orczewska A, Pe\-na-Aguilera P, Pincebourde S, Plichta R, Quick S, Renault D, Ricci L, Rissanen T, Segura-Hernández L, Selvi F, Serra-Diaz J M, Soifer L, Spicher F, Svenning J C, Tamian A, Thomaes A, Thoonen M, Trew B, Van de Vondel S, Brink L, Vangansbeke P, Verdonck S, Vitkova M, Vives-Ingla M, Schmalensee L, Wang R X, Wild J, Williamson J, Zellweger F, Zhou X Q, Zuza E J, De Frenne P. Microclimate, an important part of ecology and biogeography. Global Ecology and Biogeography, 2024, 33(6): E3834.
[24] Wang R, Wang J F, Qiu Z J, Meng B, Wan F H, Wang Y Z. Multiple mechanisms underlie rapid expansion of an invasive alien plant. New Phytologist, 2011, 191(3): 828-839.
[25] Catford J A, Smith A L, Wragg P D, Clark A T, Kosmala M, Cavender-Bares J, Reich P B, Tilman D. Traits linked with species invasiveness and community invasibility vary with time, stage and indicator of invasion in a long-term grassland experiment. Ecology Letters, 2019, 22(4): 593-604.
[26] Wang C Y, Cheng H Y, Wei M, Wang S, Wu B D, Du D L. Plant height and leaf size: which one is more important in affecting the successful invasion of *Solidago canadensis* and *Conyza canadensis* in urban ecosystems Urban Forestry & Urban Greening, 2021, 59: 127033.
[27] Gu C J, Tu Y L, Liu L S, Wei B, Zhang Y L, Yu H B, Wang X L, Zhuoga Y J, Zhang B H, Cui B H. Predicting the potential global distribution of *Ageratina adenophora* under current and future climate change scenarios. Ecology and Evolution, 2021, 11(17): 12092-12113.
[28] 杨俊毅, 关潇, 李俊生, 刘晶晶, 郝颢晶, 王槐睿. 乌江流域生物多样性与生态系统服务的空间格局及相互关系. 生物多样性, 2023, 31(7): 132-141.
[29] Li C J, Fu B J, Wang S, Stringer L C, Wang Y P, Li Z D, Liu Y X, Zhou W X. Drivers and impacts of changes in China's drylands. Nature Reviews Earth and Environment, 2021, 2(12): 858-873.
[30] Lau J A, Funk J L. How ecological and evolutionary theory expanded the 'ideal weed' concept. Oecologia, 2023, 203(3): 251-266.
[31] 熊韫琦, 赵彩云. 表型可塑性与外来植物的成功入侵. 生态学杂志, 2020, 39(11): 3853-3864.
[32] Datta A, Schweiger O, Kühn I. Niche expansion of the invasive plant species *Ageratina adenophora* despite evolutionary constraints. Journal of Biogeography, 2019, 46(7): 1306-1315.
[33] Sun Y Y, Zhang Q X, Zhao Y P, Diao Y H, Gui F R, Yang G Q. Beneficial rhizobacterium provides positive plant-soil feedback effects to *Ageratina adenophora*. Journal of Integrative Agriculture, 2021, 20(5): 1327-1335.
[34] Khatri K, Bargali K, Negi B, Fartyal A, Bargali S S. Evidences of phenotypic plasticity, and lack of local adaptation and clinal differentiation in invasive *Ageratina adenophora* from Uttarakhand Himalaya. Environment, Development and Sustainability, 2024: https://doi.org/10.1007/s10668-024-05733-9
[35] Zhou Q L, Wu J, Cui X, Li X H, Liu Z M, Musa A L, Ma Q, Yu H B, Liang W, Jiang S Y, Wang Y C. Geographical distribution of the dispersal ability of alien plant species in China and its socio-climatic control factors. Scientific Reports, 2021, 11: 7187.
[36] Khattak W A, Sun J F, Hameed R, Zaman F, Abbas A, Khan K A, Elboughdiri N, Akbar R, He F, Ullah M W, Al-Andal A, Du D L. Unveiling the resistance of native weed communities: insights for managing invasive weed species in disturbed environments. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 2024, 99(3): 753-777.
[37] Thomaz S M. Propagule pressure and environmental filters related to non-native species success in river-floodplain ecosystems. Hydrobiologia, 2022, 849(17): 3679-3704.
[38] Wang Y C, Chen X B, Borthwick A G L, Li T H, Liu H H, Yang S F, Zheng C M, Xu J H, Ni J R. Sustainability of global golden inland waterways. Nature Communications, 2020, 11: 1553.
[39] Negi B, Khatri K, Bargali S S, Bargali K. Factors determining the invasion pattern of *Ageratina adenophora* Spreng. in Kumaun Himalaya India. Environmental and Experimental Botany, 2024, 228: 106027.
[40] Pathak R, Negi V S, Rawal R S, Bhatt I D. Alien plant invasion in the Indian Himalayan Region: state of knowledge and research priorities. Biodiversity and Conservation, 2019, 28(12): 3073-3102.