DOI: 10.20103/j.stxb.202503200638

田佳,李小红,黄金夏,马茂华,张松林,吴胜军.外来植物入侵能力与河岸带形态及其弯曲度的关联.生态学报,2025,45(22): - .
Tian J,Li X H,Huang J X,Ma M H,Zhang S L,Wu S J.Alien plant invasiveness in relation to riparian morphology and curvature.Acta Ecologica Sinica,2025,45(22): - .

外来植物入侵能力与河岸带形态及其弯曲度的关联

田 佳[1,2],李小红[3],黄金夏[1,2],马茂华[1,2,*],张松林[1,2],吴胜军[1,2]

1 中国科学院重庆绿色智能技术研究院,重庆 400714

2 中国科学院大学重庆学院,重庆 400714

3 中国地质调查局军民融合地质调查中心,成都 610036

摘要:河岸带作为生态过渡带,是外来植物入侵的重要生境。不同岸带形态可能通过调节生境条件,导致外来植物入侵的差异性响应。目前,关于植物入侵对岸带形态响应的研究尚显不足,深入探讨该问题将有助于制定有效的岸线管理措施。基于遥感影像和 2021—2022 年连续两年的野外样方调查,本研究在三峡库区消落带共选取 260 个样点,系统分析了不同岸带形态(凹型、凸型、波浪型和直线形)及其弯曲度对不同入侵等级(1 至 4 级)外来植物分布的影响。通过卡方检验($P<0.001$)和 Kruskal-Wallis 检验($P<0.05$),发现不同入侵等级外来植物分布对岸带形态和弯曲度存在差异性响应。结果表明:1)波浪形岸带因频繁水流冲刷和土壤结构稳定性较低,促进宽幅生态位的 1 级入侵植物占据主导;而凹形岸带因沉积物富集与水文稳定,为入侵能力中等的 2 级和 3 级入侵植物提供适宜生境;2)高弯曲度岸带通过静水区沉积和资源异质性,筛选中等入侵能力植物定居;低弯曲度岸带因强水文扰动与资源匮乏,仅适合强竞争力的 1 级入侵植物定殖;3)直线形岸带(如截弯取直河道)因人为干扰形成生态位空缺,在 2022 年成为各等级入侵植物的主要分布区。研究提出“有序入侵”概念,强调不同入侵能力外来植物在生态位需求差异及环境过滤机制下沿岸带形态梯度呈现出有序筛选分布格局,揭示了河岸带形态异质性在植物入侵动力学中的关键调控作用。研究结果理解生境结构对入侵植物分布的调控机制提供了理论支撑,并为消落带生态修复与入侵风险分级管控策略制定提供了科学依据。

关键词:外来植物;入侵能力;生态位;岸带形态;岸带弯曲度

Alien plant invasiveness in relation to riparian morphology and curvature

TIAN Jia[1,2],LI Xiaohong[3],HUANG Jinxia[1,2],MA Maohua[1,2,*],ZHANG Songlin[1,2],WU Shengjun[1,2]

1 *Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing*400714, *China*

2 *Chongqing School, University of Chinese Academy of Sciences, Chongqing*400714, *China*

3 *Research Center of Applied Geology of China Geological Survey, Sichuan* 610036, *China*

Abstract: Riparian zones, as critical ecotones in riverscape, serve as key transitional interfaces between aquatic and terrestrial ecosystems, and have increasingly been identified as focal points for biological invasions. The morphology of the riparian zones, particularly variations in shape and curvature of riparian habitats, strongly governs how alien plant species establish, spread, and persist. Yet, it is evident that the earlier studies have been deficient in addressing how invasiveness of alien plants are influenced by riparian morphology, leaving a conspicuous gap in our understanding and hampering the design of effective control measures. To address this shortfall, this study combined high-resolution remote sensing imagery with intensive ground field surveys carried out from 2021 to 2022 across about 660 km of the riparian zones in China′s Three

基金项目:国家自然科学基金项目(42371071);重庆市水利局三峡水库消落区河库水动力环境下地质灾害活动规律与减灾对策研究(5000002024CC20004);重庆市科技创新与应用发展重点专项(CSTB2023TIAD-KPX0077)

收稿日期:2025-03-20; **网络出版日期**:2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: mamaohua@ cigit.ac.cn

Gorges Reservoir. Within the riparian zones, 260 sampling plots were established and classified each riparian segment by both its overall morphology, including concave, convex, wavy, or straight, and its quantitative curvature. Then we tallied the presence and abundance of alien plants, assigning each taxon to one of four invasion grades (I—IV) based on a national guideline. The effects of riparian morphology and curvature on the distribution patterns of invasive plants across the four invasion grades were systematically tested. In general, Chi-square tests ($P<0.001$) and Kruskal-Wallis tests ($P<0.05$) revealed significant differences in the distribution patterns of alien plants across different invasion grades, depending on the morphology and curvature of riparian zones. Especially, the results indicated that: 1) wavy riparian shape, characterized by frequent hydrodynamic disturbance and unstable soil structure, promoted the dominance of Grade I invasive species which possess broad ecological niches, high dispersal ability, and strong competitive advantages. In contrast, concave shapes favored Grade II—III invaders with moderate invasiveness through sediment enrichment and hydrological stability; 2) high-curvature shapes selected for the colonization of plants with medium invasiveness through sediment deposition and resource heterogeneity, whereas low-curvature shapes were colonized primarily by highly competitive Grade I invaders under intense hydrological disturbance and limited resource availability; 3) straightened shapes (e.g., channelized riverbanks) became the primary distribution areas for invasive plants across all grades in 2022 due to niche vacancies caused by anthropogenic disturbances. From these results, we advance the notion of "orderly invasion" wherein riparian morphology acts as a sequential environmental filter that sorts alien plants along gradients of disturbance, substrate stability, and resource distribution. Species with differing niche demands and invasiveness thus occupy predictable positions within the riparian mosaic. Recognizing this orderly structure has practical value, it supplies a mechanistic framework for risk-based, tiered management. Managers can prioritize monitoring of wavy or straightened riparian zones for early detection of high-risk invaders while tailoring restoration efforts in concave riparian zones to intercept mid-grade invasive species before they ascend to dominance. Ultimately, integrating morphological metrics into invasive-species risk assessments will sharpen our capacity to safeguard riparian ecosystems amid continued hydrological alteration and escalating human pressure.

Key Words: alien plants; invasive capacity; ecological niche; riparian zone morphology; riparian zone curvature

外来植物是指通过多种途径超越自然迁移能力,扩散到原生境以外区域,并在新生境中正常完成生活周期并建立种群的植物[1]。这些植物具备较强的竞争性与适应性,能迅速扩张并通过资源竞争抑制本地植物,从而形成生物入侵[2—3]。在全球气候变化与人类活动持续增强的背景下,外来植物入侵已成为威胁全球生物多样性与生态系统功能的重要影响因素[4—8]。其中,生态交错带由于其环境异质性高、干扰频繁,是外来植物入侵最为集中的区域之一。

河岸带作为水陆交界的典型生态过渡带,其独特的环境异质性和频繁的干扰使其成为外来植物入侵的高风险区域。周期性洪水、土壤侵蚀和人为活动等干扰因素有助于外来植物在此定殖扩张[9—12]。已有研究指出,入侵植物通过改变本地植物群落的组成结构及生态功能,进而影响河岸带生态系统的功能特征与生物多样性[13—14]。此外,在河流生态系统中,外来植物入侵还受到环境因素、生物因素以及人类活动的叠加影响[15]。例如,地貌特征、海拔因子[16—17]、气候因子[18]、种子性状[19]以及土地利用[20]都显著影响外来植物的扩散路径和入侵程度。

近年来,河流地貌对外来植物扩散与定殖的影响逐渐受到关注。岸带形态是河流生态系统中的重要景观地貌要素,自然条件下的河岸带具有多样的形态特征,如凹岸、凸岸与弯曲河段等复杂形态。这些形态决定了局部水流动力[21]、沉积模式[22]和微环境异质性,进而通过环境过滤机制影响植物的定殖与分布。Chen 等[23]发现微地形对外来物种无瓣海桑的分布和种群建立具有显著影响,地貌特征在特定水文情境下可以改变该物种的入侵模式及入侵潜力。此外,喜旱莲子草在高养分环境中具有明显入侵优势,而在贫瘠砾石滩中则处于劣势地位[24];黄河下游不同河岸形态引起的沉积差异也会影响狗牙根、白茅等植物的分布与竞争关系[25]。

这些发现表明,岸带地貌异质性可能在外来植物入侵过程中发挥关键调控作用。然而,近年来水利工程建设显著改变了河岸带的形态结构[26—28],加剧了外来植物的入侵风险[29]。因此,厘清自然与人为河岸地貌特征对植物入侵的响应机制,对于理解入侵过程及其控制具有重要生态学意义。

尽管已有研究揭示了河岸带地貌对植物定殖的潜在影响,但目前对于其在不同岸带形态与弯曲度条件下如何筛选不同入侵能力植物的机制,尚缺乏系统探讨。基于此,本研究聚焦以下科学问题:(1)不同岸带形态是否对外来植物的入侵格局产生显著影响?(2)不同弯曲度如何通过环境过滤作用筛选不同入侵能力的外来植物?(3)河岸带形态与入侵格局之间是否存在可识别的响应规律?本研究基于 2021—2022 年连续两年的野外样方调查与遥感影像,重点分析不同入侵等级外来植物的组成特征及其分布格局,探讨河岸带形态与弯曲度对入侵植物筛选机制的影响,进而提出基于岸线形态的入侵植物分级管控策略。研究旨在揭示外来植物对岸带地貌异质性的响应模式,厘清“岸带形态—环境过滤—入侵分布”之间的生态耦合机制,为河岸带生态修复与外来入侵管理提供理论支撑与实践路径。

1　研究地区概况

三峡库区位于长江上游(东经 105°53′06″—111°39′36″,北纬 28°54′39″—30°37′05″),干流长度约为 660 km,属于亚热带季风区气候,气候温和,雨量充沛且日照充足,雨热季节重叠。本研究区域涵盖三峡水库的消落带,包括长江干流消落带及主要支流的消落带(图 1)。

三峡水库消落带是人为调控水库水位反季节变化所形成的水陆交错过渡区域,落差达 30m,面积约为 349km^2。作为关键的生态缓冲带,消落带对库区的水岸生态环境具有重要影响[30]。随着长江三峡水利工程的实施和人类活动的干扰,沿江原有自然河岸带植物群落组成结构发生了根本改变,形成了新的消落带生态系统,这为外来植物的入侵提供了契机。因此,位于水陆交错带的消落带生境已经成为外来植物入侵的热点区域[9]。

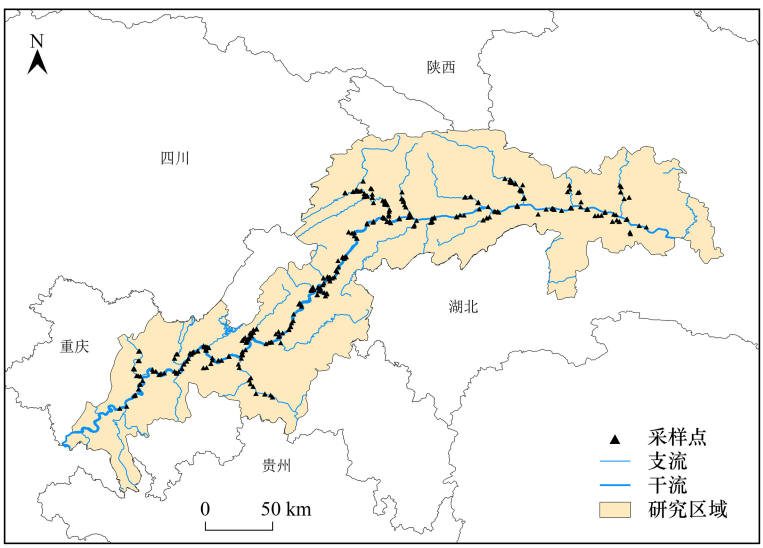

图 1　三峡库区消落带样方调查点分布图

Fig.1　Distribution of sample survey sites in the Three Gorges Reservoir Area in the ablation zone

2　研究方法

2.1　样方调查

本研究于 2021 至 2022 年对三峡水库消落带的外来植物进行了连续的野外样方调查,共进行了四次调

查,分别在 2021 年 4 月和 8 月,以及 2022 年 6 月和 8 月。调查范围自库首重庆市江津区沿长江而下,直至库尾湖北省恩施市和宜昌市,覆盖了库区 22 个区县。

实地调查采用系统随机抽样的方法选择样地,在每个样地分别设置了 3 条沿水位梯度的样带(145 至 155m、155 至 165m、165 至 175m),共设立了 260 个样点。每个样点中的 3 个高程样带中,分别设置了 2 至 3 个样方,最终根据实际情况共设置了 960 个样方(图 1)。

由于消落带植被主要以草本植物为主,样方大小设定为 1m×1m。在每个样方内,记录所有物种的名称、平均高度和盖度。植物的命名依据《中国植物志》[31],而入侵植物的鉴定依据为《中国入侵植物名录》[32]。同时,使用 RTK(Real-Time Kinematic)记录每个样地的经纬度及高程。

2.2 数据处理

2.2.1 河岸带形态分类及量化

根据所记录样地的地理位置信息,以 2021 至 2022 年期间的 Google Earth 高分辨率遥感影像为底图,将消落带分为四种岸线类型:凹型(cove)、凸型(lobe)、波浪型(wavy)和直线形(straight)。这一划分依据了 Forman[33]对边缘生境形态的分类标准。由于三峡库区在不同高程下的河岸带形态存在显著差异,且每个样地包含三个不同的高程段,因此结合不同月份的遥感影像,分别每个样地的岸带类型进行了识别。在数据处理过程中,同一采样地的不同高程段可能表现出不同的岸带形态,因此将每个高程段样方视为一个独立的统计样本。

河岸带形态主要受自然地貌、水文条件和人类活动等因素影响,其中,河流水动力条件变化是形成河岸带和河流形态的主要原因[34]。根据 Li 等[35]的研究,不同河岸带形态的生态环境特征存在显著差异。为明确不同岸线类型的生态特征及其对群落构建的影响,本研究从沉积物稳定性、水文动态、物种多样性及功能性状分化等维度,系统对比了四种河岸带形态的差异(表 1)。

表 1 不同形态河岸带生态环境特征差异

Table 1 Differences in ecological characteristics of riparian zones with different morphologies

	沉积物特征 Sediment characteristics	水文条件 Hydrological conditions	群落特征 Community characteristics
凹形 Cove	沉积物积累多,土壤结构稳定,利于种子库持久性	水流减缓,形成回水区,水力条件利于种子捕获	功能性状分化显著,群落构建以生态位分化为主导,物种多样性较高
凸形 Lobe	沉积物积累较少,易形成局部微生境	水流动态中等,伴随局部扰动	功能多样性较低,群落构建呈现随机性,物种多样性高
波浪形 Wavy	结合凹形与凸形特征,沉积物异质性高,土壤结构稳定性低	复杂水流模式(湍流、涡流),促进种子扩散与拦截	功能分散指数高,群落构建以环境过滤主为导,物种多样性较高
直线形 Straight	沉积物积累少,生境均质化,土壤结构单一	水流速度快,扰动频繁,种子滞留能力弱	功能性状趋同,群落构建以环境过滤主为导,物种多样性较低,但物种竞争激烈

研究采用河流弯曲度指数(Sinuosity Index,*SI*)来定量化描述河流形态[36]。河岸线弯曲度(*SI*)计算公式为:

$$SI = L/s \tag{1}$$

式中,L 为河岸实际长度,s 为河岸拐点连线的直线距离之和。在计算河岸线弯曲度时,由于同一采样点的不同高程段可能具有不同的弯曲度,因此需要分别计算不同高程段对应的弯曲度。

2.2.2 植物入侵等级划分

本研究基于《中国入侵植物名录》[32]的入侵等级划分标准,依据外来入侵物种的生物学与生态学特性、自然地理分布、入侵范围以及所产生的危害程度,将三峡水库消落带外来植物分为四个入侵等级:1 级入侵(恶性入侵类)、2 级入侵(严重入侵类)、3 级入侵(局部入侵类)和 4 级入侵(一般入侵类)(表 2)。不同入侵等级的外来植物在种子扩散与萌发、繁殖策略及生境适应性上存在显著生态位差异[37]。具体而言,1 级入侵植物表现出对多种萌发条件的高度宽容、能够产生高产量的种子及多样化的繁殖策略,使其能够在各种生境

中迅速繁衍扩散,并在干扰条件下迅速占据优势生态位。相比之下,4 级入侵植物则在种子萌发、繁殖及生态扩展方面存在明显限制,其扩散能力和生态影响均较低。该分级体系不仅揭示了不同入侵植物在侵袭过程中的量变与质变特征,以及入侵能力和生态位差异,也为生态风险评估及防控措施的制定提供了科学依据。

表 2　中国不同入侵等级外来植物适生特征差异

Table 2　Differences in habitat characteristics of exotic plants of different invasion grades in China

植物入侵等级 Plant invasion grade	种子特征 Seed characteristics	繁殖策略 Breeding strategy	生境特征 Habitat characteristics	入侵能力 Invasive capability
1 级 Grade I	种子产量极高,具有极强的耐逆性和长时休眠能力;种子萌发条件宽容,能够在多样化的环境条件下实现高效萌发,易于在各种环境中迅速扩散。	繁殖方式多样,包括有性繁殖(种子散布)和无性繁殖(如根茎、匍匐茎、扦插等);生长速度极快,生命周期短,能够在短期内形成爆发性扩散,群体更新能力极强。	适应性极强,可在自然或人为干扰区域迅速入侵。	入侵性强,分布广泛,危害严重,已对国家层面造成显著负面影响
2 级 Grade II	种子产量较高,具有一定的耐逆性和休眠能力;种子萌发条件较宽容,但依赖特定的环境条件(如温度、湿度)以实现高效萌发。	以有性繁殖为主,种子散布能力较强,部分物种具备无性繁殖能力;生长速度较快,能够在较短时间内形成局部优势种群。	适应性较强,主要分布在特定生境类型(如湿地、河岸带等)。	入侵性较强,分布较广,危害明显,但尚未达到 1 级植物的严重程度。
3 级 Grade III	种子产量中等,耐逆性和休眠能力较弱;种子萌发条件较苛刻,依赖特定的环境条件(如稳定的土壤湿度、光照等)。	以有性繁殖为主,种子散布能力有限。	适应性中等,主要分布在特定生境类型(如河岸带、林缘等)。	入侵性中等,分布范围有限,危害局部化,尚未形成全国性威胁。
4 级 Grade IV	种子产量较低,耐逆性和休眠能力弱;种子萌发条件苛刻,依赖高度特定的环境条件(如稳定的温度、湿度等)。	以有性繁殖为主,种子散布能力有限。	适应性较弱,主要分布在零星生境中(如特定微生境或人为干扰区域)。	入侵性较弱,危害较小,通常不会对生态系统或经济造成显著影响。

2.2.3　统计分析

本研究采用 Excel 2019 进行数据预处理,并使用 R 4.4.2 进行统计分析。首先,通过卡方检验分析岸带形态与外来植物入侵能力之间的相关性,并通过 rcompanion 包中的 Pairwise Nominal Independence 函数进行事后检验,以评估不同入侵能力外来植物在岸带形态分布上的差异显著性。为进一步量化变量间的关联强度,利用 vcd 包计算相关性系数。

其次,采用非参数检验方法 Kruskal-Wallis 检验分析河岸线弯曲度与外来植物入能力的关系,并通过 dunn.test 包进行多重比较,检验不同入侵能力植物在岸带弯曲度上的显著差异。两部分分析共同揭示了岸带形态与弯曲度对具有不同入侵能力外来分布的影响机制。

3　结果与分析

3.1　三峡库区消落带外来入侵植物组成与分布

在调查的 260 个样地中,共记录入侵植物科 15 科 43 属 51 种(表 3)。其中,1 级入侵植物 15 种,2 级入侵植物 13 种,3 级入侵植物 5 种,4 级入侵植物 18 种。1 级和 4 级入侵植物在岸带分布最广,分别出现 164 次和 162 次。其中,菊科植物的种类最多,共计 18 种,占总数的 35.3%;其次是苋科植物,共计 7 种,占总数的 13.2%。具体来说,1 级入侵植物主要以菊科和苋科植物构成,2 级入侵植物主要以菊科和伞形科为主,3 级入侵植物主要包含锦葵科和菊科植物,而 4 级入侵植物主要由菊科、豆科和十字花科植物组成。

从生活型来看,一年生植物有 30 种,占入侵植物总数的 57.7%;一年或二年生植物有 7 种,占入侵植物总数的 13.5%;二年生植物有 2 种;多年生植物有 11 种;一年生或多年生植物 1 种。其中,一年生草本植物的出现频次最高,共记录了 259 次;其次,是多年生植物,共出现了 135 次。

3.2　不同入侵等级外来植物与河岸带形态的关系

本研究通过卡方检验和多重比较,系统分析了三峡水库消落带岸带形态与入侵等级之间的空间关联性。

表 3 三峡库区消落带外来植物及其入侵等级

Table 3 Invasive plants and their invasion grades in the water-level fluctuating zone of the Three Gorges Reservoir

科名 Family	属名 Genus	物种名 Species name	植物入侵等级 Plant invasion grade
菊科 Asteraceae	藿香蓟属 *Ageratum*	藿香蓟 *Ageratum conyzoides*	1
	豚草属 *Ambrosia*	豚草 *Ambrosia artemisiifolia*	1
	鬼针草属 *Bidens*	白花鬼针草 *Bidens alba*	1
	鬼针草属 *Bidens*	鬼针草 *Bidens pilosa*	1
	野茼蒿属 *Crassocephalum*	野茼蒿 *Crassocephalum crepidioides*	2
	鳢肠属 *Eclipta*	鳢肠 *Eclipta prostrata*	4
	飞蓬属 *Erigeron*	一年蓬 *Erigeron annuus*	1
	飞蓬属 *Erigeron*	香丝草 *Erigeron bonariensis*	2
	飞蓬属 *Erigeron*	小蓬草 *Erigeron canadensis*	1
	飞蓬属 *Erigeron*	苏门白酒草 *Erigeron sumatrensis*	1
	牛膝菊属 *Galinsoga*	牛膝菊 *Galinsoga parviflora*	2
	假泽兰属 *Mikania*	微甘菊 *Mikania micrantha*	1
	银胶菊属 *Parthenium*	银胶菊 *Parthenium hysterophorus*	1
	千里光属 *Senecio*	欧洲千里光 *Senecio vulgaris*	4
	裸柱菊属 *Soliva*	裸柱菊 *Soliva anthemifolia*	3
	苦苣菜属 *Sonchus*	苦苣菜 *Sonchus oleraceus*	4
	联毛紫菀属 *Symphyotrichum*	钻叶紫菀 *Symphyotrichum subulatum*	2
	羽芒菊属 *Tridax*	羽芒菊 *Tridax procumbens*	1
苋科 Amaranthaceae	莲子草属 *Alternanthera*	空心莲子草 *Alternanthera philoxeroides*	1
	苋属 *Amaranthus*	凹头苋 *Amaranthus blitum*	2
	苋属 *Amaranthus*	老鸦谷 *Amaranthus cruentus*	3
	苋属 *Amaranthus*	刺苋 *Amaranthus spinosus*	1
	苋属 *Amaranthus*	苋 *Amaranthus tricolor*	4
	青葙属 *Celosia*	青葙 *Celosia argentea*	1
	腺毛藜属 *Dysphania*	土荆芥 *Dysphania ambrosioides*	1
禾本科 Poaceae	燕麦属 *Avena*	野燕麦 *Avena fatua*	2
	黑麦草属 *Lolium*	黑麦草 *Lolium perenne*	4
	雀稗属 *Paspalum*	双穗雀稗 *Paspalum distichum*	3
	狼尾草属 *Pennisetum*	象草 *Pennisetum purpureum*	3
十字花科 Brassicaceae	碎米荠属 *Cardamine*	弯曲碎米荠 *Cardamine flexuosa*	4
	独行菜属 *Lepidium*	臭荠 *Lepidium didymum*	4
	豆瓣菜属 *Nasturtium*	豆瓣菜 *Nasturtium officinale*	4
大戟科 Euphorbiaceae	大戟属 *Euphorbia*	飞扬草 *Euphorbia hirta*	2
	大戟属 *Euphorbia*	斑地锦 *Euphorbia maculata*	4
	蓖麻属 *Ricinus*	蓖麻 *Ricinus communis*	2
豆科 Fabaceae	苜蓿属 *Medicago*	苜蓿 *Medicago sativa*	4
	草木樨属 *Melilotus*	草木樨 *Melilotus suaveolens*	4
	车轴草属 *Trifolium*	白车轴草 *Trifolium repens*	2
茄科 Solanaceae	曼陀罗属 *Datura*	毛曼陀罗 *Datura innoxia*	2
	洋酸浆属 *Physalis*	苦蘵 *Physalis angulata*	4
	洋酸浆属 *Physalis*	小酸浆 *Physalis minima*	4
伞形科 Apiaceae	细叶旱芹属 *Cyclospermum*	细叶旱芹 *Cyclospermum leptophyllum*	4
	胡萝卜属 *Daucus*	野胡萝卜 *Daucus carota*	2
锦葵科 Malvaceae	苘麻属 *Abutilon*	苘麻 *Abutilon theophrasti*	3
	黄花稔属 *Sida*	拔毒散 *Sida szechuensis*	4
石竹科 Caryophyllaceae	卷耳属 *Cerastium*	球序卷耳 *Cerastium glomeratum*	4
旋花科 Convolvulaceae	番薯属 *Ipomoea*	牵牛 *Ipomoea nil*	2
牻牛儿苗科 Geraniaceae	老鹳草属 *Geranium*	野老鹳草 *Geranium carolinianum*	2
唇形科 Lamiaceae	荆芥属 *Nepeta*	荆芥 *Nepeta cataria*	1
车前科 Plantaginaceae	婆婆纳属 *Veronica*	婆婆纳 *Veronica polita*	4
荨麻科 Urticaceae	冷水花属 *Pilea*	小叶冷水花 *Pilea microphylla*	4

卡方检验结果显示,2021 年($\chi^2=48.29$, $P<0.001$)和 2022 年($\chi^2=54.12$, $P<0.001$)的卡方检验均达到极显著水平,表明不同岸带形态中的入侵植物等级分布存在显著差异(图 2)。通过 Bonferroni 校正的多重比较结果(表 4)发现,2021 年恶性入侵类(1 级)与严重入侵类(2 级)、局部入侵类(3 级)之间的分布差异显著(调整后 $P<0.05$);而 2 级与 3 级、4 级之间也存在显著差异。2022 年,仅 1 级入侵植物与其他所有等级入侵植物之间存在显著差异,而其他等级之间的分布差异则不再显著。

通过 Cramer′s V 系数评估关联强度分析发现,2021 年相关系数为 0.198,而 2022 年相关系数降至 0.126,两个年度的相关系数均处于 0.1 至 0.3 的弱相关区间。从 Cramer′s V 系数来看,说明河岸带形态与入侵等级的分布之间虽具有统计学上的显著关联,但其在入侵格局的形成过程中并不构成唯一的主导因子。

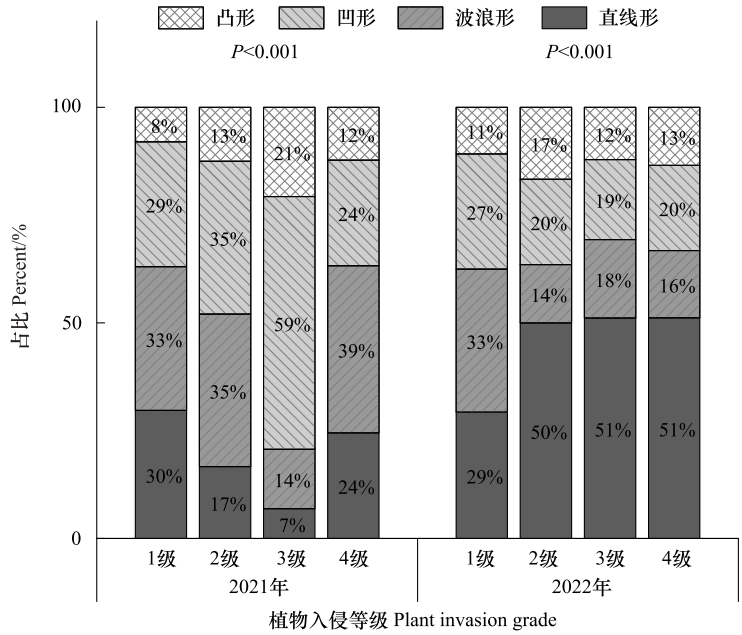

图 2　2021 年及 2022 年不同入侵等级植物在不同岸带形态中的分布

Fig.2　Distribution of plant riparian zones with different invasive grades in 2021 and 2022

表 4　不同入侵等级植物分布对岸带形态响应的差异显著性

Table 4　Differential tests of riparian zone morphology for different plant invasion grades

年份 Years	植物入侵等级 Plant invasion grade	1 级 Grade Ⅰ	2 级 Grade Ⅱ	3 级 Grade Ⅲ	4 级 Grade Ⅳ
2021	1 级	1			
	2 级	<0.001**	1		
	3 级	<0.001**	0.012*	1	
	4 级	0.59	0.078	0.007**	1
2022	1 级	1			
	2 级	<0.001**	1		
	3 级	<0.001**	0.83	1	
	4 级	<0.001**	0.83	0.83	1

** 表示 $P<0.01$, * 表示 $P<0.05$

总体而言,河岸带形态对植物入侵等级的分布具有显著影响,不同的岸带形态可促进特定入侵等级植物的分布(图 3)。在 2021 年,1 级入侵植物在波浪形岸带出现频次最高,共 92 次,占总频次的 33.3%;其次是直线形岸带,出现了 82 次,占总频次的 29.7%,以及凹形岸带,出现了 80 次,占 29.0%,而在凸形岸带的分布最少,仅有 22 次,占 7.97%。相比之下,3 级入侵植物在凹形岸带的分布最为集中,共 17 次,占 58.6%,而在凸形岸带的分布较少,仅有 6 次,占 20.7%。2 级入侵植物在波浪形和凹形岸带的出现频次最高均为 17 次,各占 35%。4 级

入侵植物则主要分布在波浪形岸带,有 19 次,占到 38.8%,在凸形岸带的分布最少,仅有 6 次,占 12.2%。

2022 年的结果显示,1 级入侵植物在波浪形河岸带的出现频次进一步增加至 77 次,占 33.2%,直线形岸带为 68 次,占 29.3%,凹形岸带为 62 次,占 26.7%,凸形岸带为 25 次,占 10.8%。值得注意的是,2 级和 3 级入侵植物在 2022 年主要集中在直线形岸带,2 级入侵植物在直线形岸带出现 48 次(50%),3 级入侵植物则更为集中,达 135 次(51.1%)。尽管两者在凹形岸带的分布频次低于直线形岸带,但 2 级植物出现 19 次(20%)、3 级植物出现 49 次(18.6%),分别位居第二,表明凹形岸带对其分布具有重要影响。4 级入侵植物则以直线形岸带为主,出现 282 次(51.2%)。

从 2021 年至 2022 年,2 级、3 级和 4 级入侵植物在直线形岸带的数量和比例显著增加,整体入侵频次显著上升,可能与人类活动导致的岸带渠化有关。1 级入侵植物在波浪形岸带始终保持最高占比(均为 33%),直线形岸带次之(2021 年 30%、2022 年 29%)。凹形岸带在 2 级和 3 级入侵植物分布中较为显著,均在 2021 年占比最高(2 级 35%、3 级 58.6%);在 2022 年虽低于直线形岸带,但仍位于第二(2 级 20%、3 级 18.6%)。凸形岸带中入侵植物分布较少,无论在 2021 年还是 2022 年,其数量和比例均较低。

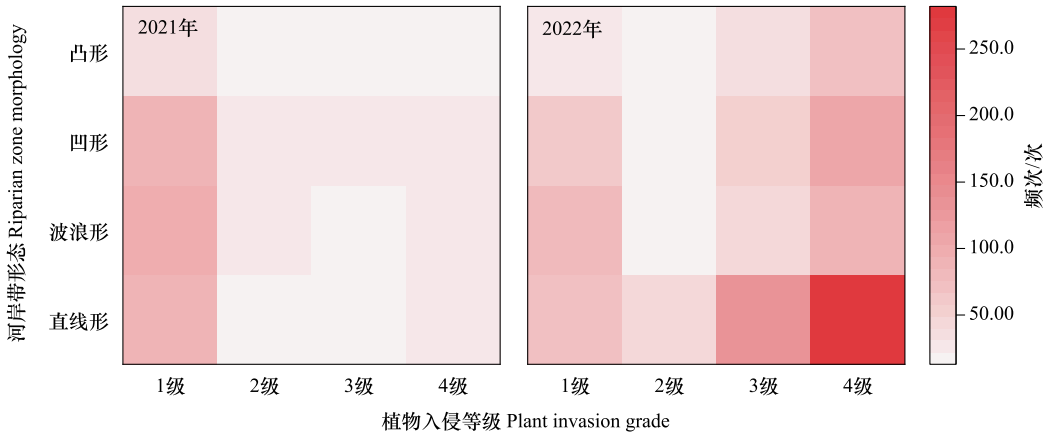

图 3 2021 年及 2022 年不同岸带形态与不同入侵等级植物分布之间的关联强度

Fig.3 Strength of association between different riparian zone morphologies and plant invasion grade distribution, 2021 and 2022

3.3 不同入侵等级外来植物分布与河岸带弯曲度的关联

本研究进一步采用非参数统计方法 Kruskal-Wallis 检验,系统探讨岸带弯曲度与不同入侵等级植物分布之间的关联性。与基于分类变量的卡方检验(用于分析岸带形态与入侵等级的关系)不同,本部分重点分析地貌形态的连续量化特征对不同入侵等级的影响机制。检验结果显示,岸带弯曲度与入侵植物等级在 2021 年(P<0.05)和 2022 年(P<0.05)均存在显著相关性。

Dunn 检验结果(表 5)表明,2021 年 1 级与 2 级入侵植物对岸带弯曲度的响应存在显著差异(P<0.05),其中 2 级植物分布的岸带弯曲度度数显著高于 1 级植物。然而,其他组间(如 1 级与 3 级、2 级与 3 级之间)的差异不显著(P>0.05)(图 4)。在 2022 年,1 级与 3 级入侵植物对岸带弯曲度的响应存在显著差异(P<0.05),3 级植物分布的岸带弯曲度显著高于 1 级植物;而其他组间的差异同样不显著(P > 0.05)(图 4)。

结合 Kruskal-Wallis 检验和 Dunn 检验的结果,揭示出岸带弯曲度对不同入侵等级植物具有显著影响。结果表明,高弯曲度的消落带可能为入侵能力中等的外来植物(如 2 级和 3 级)提供了更稳定的立地条件,而低弯曲度的岸带更适宜于入侵能力最强的 1 级入侵植物的快速扩散。

4 讨论

4.1 生态位分化驱动下不同入侵能力外来植物对河岸带形态的差异性响应

本研究发现,不同形态的岸带对外来植物入侵等级具有显著的筛选作用,不同入侵能力植物在生态位分

化驱动下对岸带环境表现出明显差异化响应。

表 5　不同入侵等级外来植物之间对岸带弯曲度响应的差异显著性

Table 5　Differential significance test for bank zone curvature for different plant invasion grades

年份 Years	植物入侵等级 Plant invasion grade	1 级 Grade Ⅰ	2 级 Grade Ⅱ	3 级 Grade Ⅲ	4 级 Grade Ⅳ
2021	1 级	1			
	2 级	0.01*	1		
	3 级	0.53	0.68	1	
	4 级	1	0.09	0.75	1
2022	1 级	1			
	2 级	0.99	1		
	3 级	0.02*	0.78	1	
	4 级	0.23	1	0.39	1

** 表示 $P<0.01$, * 表示 $P<0.05$

在波浪形岸带中,强水动力与频繁扰动构建出高干扰、低稳定性的生态位环境,筛选出以扩散速率快、抗逆性强为特征的 1 级入侵植物。强干扰环境降低了生态幅窄的本地物种的竞争优势,却增强了生态位宽幅入侵植物的定殖机会,并加速其扩散过程[15]。

相较之下,凹形岸带则因水动力较弱、沉积作用显著,营造出资源相对丰富、结构稳定的微生境,显著提升了 2 级与 3 级中等入侵能力物种的定殖概率。李小红[34]指出,凹型河岸带可视为局部回水区,水动力干扰较弱,有利于多年生生物种(如部分菊科和锦葵科植物)建立。

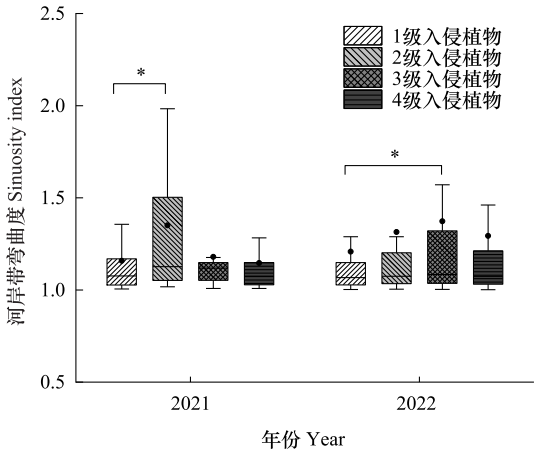

图 4　2021 年及 2022 年不同入侵等级外来植物在不同河岸带弯曲度下的分布

Fig.4　Distribution of plant riparian zones with different invasive grades in 2021 and 2022

直线形河岸带在 2022 年成为 2—4 级入侵植物的主要分布区,这反映了人类活动的干预(如截弯取直河道和护岸工程)对外来植物入侵的促进作用。国内外研究表明,人类活动是外来物种进入新生境的最重要影响因子之一[38—39],并且为其提供了适宜定殖的受干扰环境[40—42]。而坡度大、基质不稳的凸形岸带则构成生态屏障,限制了植物的扩展,入侵频率显著降低,表现出生态位特征对环境限制的高度敏感性。

基于以上差异性分布格局,本研究提出“有序入侵”(Sorting Invasion)的观点,即不同等级的入侵植物根据其入侵能力及其生态位需求,在岸带形态梯度上呈现有序筛选与分布。1 级入侵植物凭借强大的竞争力和快速扩散能力,优先占据高干扰、低稳定性的波浪形岸带;2 级和 3 级则多分布于较稳定、资源丰富的凹形岸带,适合其较慢的扩展策略与生长习性。而 4 级分布具有年度波动性,表现出一定的环境依赖性和分布波动,但其生态响应的多样性正体现了生态位分化背景下的植物可变适应策略。这种基于不同岸线形态的环境筛选和适应能力不仅影响入侵植物的分布格局,也进一步强调了生态位特征与入侵动力学之间的复杂关系[43]。

此外,本研究结果也与 Shea 和 Chesson[44]提出的“新生态位假说”(Novel niche hypothesis)相互验证。该假说指出,环境变化和人类活动创造了新的生态位,减少了本地物种对外来种的排他性竞争,从而促进外来物种的入侵。本研究显示,在波浪形岸带中,扰动导致本地群落稳定性下降,生态位空缺增加,利于强入侵种迅速扩展;而凹形岸带的环境稳定性则为生态位中等的外来植物提供了资源基础和生境保障。综上,河岸带不

同形态通过塑造环境异质性,驱动入侵植物按生态位分化路径形成特定分布格局,为理解生境结构对植物入侵动力学的影响提供了理论依据,也为生态恢复与风险管理提供科学支持。

4.2 岸带弯曲度对不同入侵能力外来植物的环境过滤作用

岸带弯曲度与外来植物的入侵能力之间存在显著关联,表明其在生态筛选中发挥了重要的过滤机制。弯曲度通过调控微生境结构、水文扰动强度与资源可获取性,影响不同入侵能力植物的定殖与扩散模式。

高弯曲度岸带通常具备更稳定的水动力条件和沉积环境,易形成静水区和资源富集带,为中等入侵能力植物(如 2 级与 3 级)提供多样化且稳定的生态位。此类植物虽然竞争力和生长速率较低,但在资源分布均衡、干扰较弱的条件下能通过生态位分化稳定定殖[45]。此外,较高的土壤养分和水分会进一步增强外来植物的竞争优势[44]。

相反,低弯曲度岸段因水流剧烈、扰动频繁且资源贫乏,构成高度过滤性环境,仅适宜高入侵能力物种(如 1 级入侵植物)凭借其强扩散与竞争力迅速占据空生态位。已有研究指出,在资源受限的生态系统中,部分入侵植物可通过提升资源利用效率和竞争优势而突破生境限制,从而在低养分的环境中获得定殖优势[46—48]。Lu 等[49]进一步指出,高干扰频率构建了生境不稳定性屏障,使中等入侵能力植物定殖受阻,高入侵能力物种则表现出更强的适应性与扩散性。本研究的结果与上述结论一致,进一步验证了干扰强度与入侵等级间存在密切的生态联系。

由此可见,岸带弯曲度通过调控微生境结构与干扰强度,构建出一套具有选择性的环境过滤机制,驱动外来植物形成“有序入侵”格局。即高弯曲度区域筛选中等入侵能力植物,而低弯曲度区域则偏向于筛选具备广泛生态幅、高扩散能力与强竞争力的高等级物种,这种过滤作用反映了环境条件如何通过筛选机制影响物种的定植与扩散[50]。

本研究所揭示的分化格局,为理解不同地貌特征下的入侵植物群落结构调控机制提供了理论基础,并有助于指导河岸带生态管理与入侵种防控策略的制定。未来研究可进一步探讨岸带弯曲度与土壤质地、水文变异等因子的协同效应,以完善外来植物入侵的机制模型与风险预测框架。

4.3 河岸带入侵植物物种的分级管控

本研究表明,不同岸带形态及弯曲度通过调控水动力过程、沉积物分布和干扰强度,构建了差异化的环境过滤机制,驱动了入侵植物的生态位分化与等级分布格局。为河岸带生态恢复与入侵物种管控提供了理论依据。在此,本研究提出基于生态位机制的分级管控策略,以应对入侵植物的差异性分布格局。

波浪形岸带因水流冲刷频繁和土壤结构不稳定,易形成适合一年生入侵植物快速定殖的环境。因此,应适度减少人工干预措施(如护岸工程),恢复和扩建自然植被缓冲带,以增强土壤稳定性[51]。同时,加强对植被恢复进程的监测,及时识别并清除潜在的侵入物种,防止其迅速扩散。

凹形岸带具有局部沉积物富集和稳定的水文条件,这为部分多年生入侵植物(如菊科或锦葵科植物)提供了有利的生境。在这类区域,应保持稳定的沉积环境[52],避免过度疏浚破坏其水文条件;同时减少河道渠化和截弯取直工程,恢复自然岸线结构,以增强生境的异质性,抑制单一优势种(如加拿大一枝黄花)的扩张[53]。针对多年生入侵植物的动态扩散过程,应开展长期监测,并结合机械清除和生物防治等手段实施有效控制。

高弯曲度区域由于形成静水区和局部回水区,有利于种子的滞留和萌发,尤其适合依赖湿润环境(如伞形科)的入侵植物。在管理措施上,可采用季节性水位调控,打破入侵种子库的连续性[54],并通过引入具有高功能多样性的本地植物群落,增加生态位竞争,压缩入侵植物生存空间[55]。此外,还应对高弯曲度区域的生态过程进行动态监测,以便及时了解生态位变动情况并调整管理策略。

而环境开放且均质的直线形岸带通常受到频繁水流冲刷及人为活动的强烈干扰,这种条件更有利于具备较强竞争力和快速扩散能力的 1 级入侵植物。在此类区域,应重点通过植被恢复工程,引进根系发达、竞争力强的本地植物,提升当地资源利用效率[56],遏制 1 级入侵植物的扩散。同时,合理规划防护带和缓冲区,降低

人为干预对自然生态的破坏。

总体而言,河岸带入侵植物管理应立足于生态过程调控,充分考虑环境过滤机制对物种建群与分布的影响,强化基于岸带形态特征的分类治理策略,促进本地群落的稳定构建与恢复,进而实现系统性、长期性的生态恢复成效。

5　结论

本研究探讨了不同入侵能力外来植物对岸带形态与弯曲度的响应特征,揭示其入侵过程中的生态适应机制。结果表明:(1) 不同入侵能力植物在岸带中呈现出基于生态位分化的分布偏好,构成由岸带形态与弯曲度梯度驱动的“有序入侵”格局。(2) 岸带弯曲度通过调节微生境异质性,影响植物的资源可利用性与竞争结构,环境过滤与生态位分化共同驱动了外来植物的空间入侵动态。(3) 本研究为构建“入侵能力—岸带特征”耦合机制提供实证支持,提出差异化管控策略,有助于提升河岸生态系统的稳定性与恢复力。综上所述,本研究从空间格局、生态过程与管理应用三个层面,构建了外来植物入侵与河岸环境耦合机制的综合框架,为深入理解入侵植物与环境互作关系提供了科学依据。

参考文献(References):

[1] 何家庆. 中国外来植物. 上海: 上海科学技术出版社, 2012.

[2] Richardson D M, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour M G, Panetta F D, West C J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions, 2000, 6(2): 93-107.

[3] Pyšek P, Richardson D M, Rejmánek M, Webster G L, Williamson M, Kirschner J. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon, 2004, 53(1): 131-143.

[4] 邢文琦, 陈睿山, 卢俊港, 郭晓娜. 生物入侵研究国际进展与中国现状——基于 CiteSpace 的文献计量分析. 生态学报, 2023, 43(16): 6912-6922.

[5] Wu H, Ding J Q. Global change sharpens the double-edged sword effect of aquatic alien plants in China and beyond. Frontiers in Plant Science, 2019, 10: 787.

[6] Catford J A, Bode M, Tilman D. Introduced species that overcome life history tradeoffs can cause native extinctions. Nature Communications, 2018, 9: 2131.

[7] Diagne C, Leroy B, Vaissière A C, Gozlan R E, Roiz D, Jarić I, Salles J M, Bradshaw C J A, Courchamp F. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. Nature, 2021, 592(7855): 571-576.

[8] Pyšek P, Richardson D M. Invasive species, environmental change and management, and health. Annual Review of Environment and Resources, 2010, 35: 25-55.

[9] Hood W G, Naiman R J. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. Plant Ecology, 2000, 148(1): 105-114.

[10] Marinsek A. Occurrence of invasive alien plant species in the floodplain forests along the *Mura* River in Slovenia. Periodicum Biologorum, 2017, 119(4): 251-260.

[11] Truscott A M, Palmer S C F, Soulsby C, Hulme P E. Assessing the vulnerability of riparian vegetation to invasion by *Mimulus guttatus*: relative importance of biotic and abiotic variables in determining species occurrence and abundance. Diversity and Distributions, 2008, 14(2): 412-421.

[12] Zelnik I, Haler M, Gaberščik A. Vulnerability of a riparian zone towards invasion by alien plants depends on its structure. Biologia, 2015, 70(7): 869-878.

[13] Wen Y, Su X L, Cai F, Qian R Y, Bejarano M D, Wu S, Yang Q, Liu X D, Zeng B. The differences in plant invasion in two types of shorelines under flow regulation of the Three Gorges Reservoir. Science of The Total Environment, 2024, 912: 168892.

[14] Peng Q T, Huo B B, Yang H, Xu Z Y, Mao H Z, Yang S W, Dai Y, Li Z Q, Deng X W. Increased invasion of submerged macrophytes makes native species more susceptible to eutrophication in freshwater ecosystems. Science of The Total Environment, 2024, 909: 168658.

[15] Richardson D M, Holmes P M, Esler K J, Galatowitsch S M, Stromberg J C, Kirkman S P, Pyšek P, Hobbs R J. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. Diversity and Distributions, 2007, 13(1): 126-139.

[16] 任颖, 何萍, 徐杰, 贾娇. 滦河流域河岸带入侵植物分布特征及其与环境的关系. 应用生态学报, 2017, 28(6): 1843-1850.

[17] 任颖, 侯利萍, 何萍. 大清河水系滨岸带入侵草本植物分布特征及影响因素. 环境工程技术学报, 2022, 12(4): 1134-1143.

[18] Géron C, Lembrechts J J, Nijs I, Monty A. Shielded environments reduce stress in alien Asteraceae species during hot and dry summers along urban-to-rural gradients. Ecology and Evolution, 2021, 11(15): 10613-10626.

[19] 刘建, 李钧敏, 余华, 何维明, 于飞海, 桑卫国, 刘国方, 董鸣. 植物功能性状与外来植物入侵. 生物多样性, 2010, 18(6): 569-576.

[20] 张昶, 王子研, 赵德先, 边琦, 张弛, 赵娇, 赵依琳, 王成. 渠堤化城镇河岸带的植被特征及其用地影响. 西北林学院学报, 2021, 36(6): 259-265.

[21] 夏继红, 窦传彬, 蔡旺炜, 曾灼, 余根听. 河岸带蜿蜒性与植被密度对潜流驻留时间的复合效应. 水科学进展, 2020, 31(3): 433-440.

[22] 杨涵苑, 李志威, 余国安. 塔里木河干流弯曲河段维持蜿蜒的必要条件. 泥沙研究, 2018(2): 47-54.

[23] Chen L Z, Feng H Y, Gu X X, Dong Y, Cheng P, Guo X D, Lin Q L, Tang T, Zhang Y H, Zhu X D, Yang S C. Linkages of flow regime and micro-topography: prediction for non-native mangrove invasion under sea-level rise. Ecosystem Health and Sustainability, 2020, 6(1): 47-54.
[24] 潘晓云, 耿宇鹏, 张文驹, 李博, 陈家宽. 喜旱莲子草沿河岸带不同生境的盖度变化及形态可塑性. 植物生态学报, 2006, 30(5): 835-843.
[25] 桑凯新, 胡淦林, 黄超, 杨喜田, 郭二辉. 黄河河岸带 5 种植物类型根系结构特征对土壤渗透性的影响. 中国水土保持科学, 2020, 18(5): 1-8.
[26] 张昶, 王成, 孙睿霖, 郄光发, 梁冰晶, 金佳莉, 李喆靓. 城市化地区河岸带植被特征及其与河岸硬度的关系——以晋江市为例. 生态学报, 2016, 36(12): 3703-3713.
[27] 史宇骁, 李阳, 孟翊, 赵志远, 张婷玉, 王栋, 袁琳. 1989—2020 年长江口九段沙湿地格局演变及影响因素. 应用生态学报, 2022, 33(8): 2229-2236.
[28] Brown R L, Charles D, Horwitz R J, Pizzuto J E, Skalak K, Velinsky D J, Hart D D. Size-dependent effects of dams on river ecosystems and implications for dam removal outcomes. Ecological Applications, 2024, 34(6): e3016.
[29] van Oorschot M, Kleinhans M G, Geerling G W, Egger G, Leuven R S E W, Middelkoop H. Modeling invasive alien plant species in river systems: Interaction with native ecosystem engineers and effects on hydro-morphodynamic processes. Water Resources Research, 2017, 53(8): 6945-6969.
[30] 鲍玉海, 贺秀斌, 钟荣华, 高进长, 唐强. 三峡水库消落带植被重建途径及其固土护岸效应. 水土保持研究, 2014, 21(6): 171-174, 180.
[31] 中国科学院中国植物志编辑委员会. 中国植物志-第一卷-总论. 北京: 科学出版社, 2004.
[32] 马金双. 中国入侵植物名录. 北京: 高等教育出版社, 2013.
[33] Forman R T. Land Mosaics .UK: Cambridge University Press, 1995.
[34] 李小红. 河岸带形态异质对演替初期植物群落的影响研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2022.
[35] Li X H, Huang J X, Bai Z C, Zou H, Wang W Y, Qi W Y, Ma M H. Riparian plant community structure and assembly processes differed by variations in riverbank curvatures: Implications for restoring habitats along the Three Gorges Reservoir. Journal of Plant Ecology, 2024, 17(5): rtae083.
[36] Horacio J. River sinuosity index: geomorphological characterisation. Technical Note 2. Ciref and Wetlands International, 2014.
[37] Pyšek P, Richardson D M. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand//Biological Invasions. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2007: 97-125.
[38] Xu Y, Xu X R, Tang Q. Human activity intensity of land surface: Concept, methods and application in China. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(9): 1349-1361.
[39] Elton C S. The ecology of invasions by animals and plants. Second edition. London: University of Chicago Press, 1958.
[40] Lonsdale W M, Lane A M. Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia. Biological Conservation, 1994, 69(3): 277-283.
[41] Hobbs R J, Huenneke J F. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. Conservation Biology, 1992, 6(3): 324-337.
[42] 修晨, 郑华, 欧阳志云. 不同类型人类活动干扰对河岸带外来植物群落的影响——以北京永定河为例. 生态学报, 2016, 36(15): 4689-4698.
[43] Hui C. The dos and don′ts for predicting invasion dynamics with species distribution models. Biological Invasions, 2023, 25(4): 947-953.
[44] Shea K, Chesson P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution, 2002, 17(4): 170-176.
[45] MacDougall A S, Gilbert B, Levine J M. Plant invasions and the niche. Journal of Ecology, 2009, 97(4): 609-615.
[46] 李晖, 刘龙英, 郭婉琪, 何韫, 赵梓秀, 朱子昕, 范存祥, 林志斌, 袁兴中. 广州城市中央湿地草本层生态位特征. 生态学报, 2025, 45(5): 2355-2363.
[47] Funk J L, Vitousek P M. Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. Nature, 2007, 446(7139): 1079-1081.
[48] Ning Z H, Xie T, Liu Z Z, Bai J H, Cui B S. Native herbivores enhance the resistance of an anthropogenically disturbed salt marsh to *Spartina alterniflora* invasion. Ecosphere, 2019, 10(1): e02565.
[49] Lu T, Ma K M, Ni H W, Fu B J, Zhang J Y, Lu Q. Variation in species composition and diversity of wetland communities under different disturbance intensity in the Sanjiang plain. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(5): 1893-1900.
[50] 许驭丹, 董世魁, 李帅, 沈豪. 植物群落构建的生态过滤机制研究进展. 生态学报, 2019, 39(7): 2267-2281.
[51] Tabacchi E, Lambs L, Guilloy H, Planty-Tabacchi A M, Muller E, Décamps H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. Hydrological Processes, 2000, 14(16/17): 2959-2976.
[52] Nilsson C, Reidy C A, Dynesius M, Revenga C. Fragmentation and flow regulation of the world′s large river systems. Science, 2005, 308(5720): 405-408.
[53] 左倬, 蒋跃, 薄芳芳, 沈蓓蕾, 由文辉. 平原河网地区滨岸带外来植物入侵现状及影响研究——以上海青浦区为例. 生态环境学报, 2010, 19(3): 665-671.
[54] Zhang M, Chen F Q, Chen S H, Wang Y J, Wang J Z. Effects of the seasonal flooding on riparian soil seed bank in the Three Gorges Reservoir Region: a case study in Shanmu River. SpringerPlus, 2016, 5(1): 492.
[55] Maron J, Marler M. Native plant diversity resists invasion at both low and high resource levels. Ecology, 2007, 88(10): 2651-2661.
[56] Garbowski M, Avera B, Bertram J H, Courkamp J S, Gray J, Hein K M, Lawrence R, McIntosh M, McClelland S, Post A K, Slette I J, Winkler D E, Brown C S. Getting to the root of restoration: considering root traits for improved restoration outcomes under drought and competition. Restoration Ecology, 2020, 28(6): 1384-1395.