

长江中游洲滩植被生长动态及其对水流阻力的影响

刘胜琪¹, 夏军强¹, 石 希¹, 周美蓉¹, 辛 沛²

(1. 武汉大学水资源工程与调度全国重点实验室, 湖北 武汉 430072;
2. 河海大学水灾害防御全国重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要:以长江中游洲滩典型水生植物芦苇为研究对象, 构建了考虑淹水胁迫影响的芦苇生长模型及其生物量分层模型, 提出了一种考虑芦苇生长动态的等效曼宁糙率计算方法, 分析了不同洪水淹没条件和不同芦苇生长过程对等效曼宁糙率的影响, 并建立了非淹没状态下等效曼宁糙率与芦苇地上生物量、相对淹没度的经验计算公式。结果表明: 考虑淹水胁迫影响的芦苇生长模型可以较好地模拟芦苇地上生物量和形态参数的变化过程, 模拟结果纳什效率系数为 0.85~0.94; 芦苇生物量和阻水面积有相似的垂向分布规律, 以相对高度 0.3 为界限, 芦苇茎阻水面积上小下大, 叶阻水面积下小上大, 在相对高度 0.7 以下芦苇总阻水面积和地上生物量近似呈均匀分布; 最大等效曼宁糙率计算值约为 0.300, 淹水胁迫影响下芦苇地上生物量减少, 导致同水深条件下等效曼宁糙率值减小 10.0%~29.1%。

关键词: 芦苇生长; 等效曼宁糙率; 生物量; 阻水面积; 相对淹没度; 长江中游

中图分类号: TV131; Q948 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004 - 6933(2025)02 - 0233 - 09

Growth dynamics of vegetation on floodplains in middle reaches of the Yangze River and its impact on flow resistance//LIU Shengqi¹, XIA Junqiang¹, SHI Xi¹, ZHOU Meirong¹, XIN Pei² (1. State Key Laboratory of Water Resources Engineering and Management, Wuhan University, Wuhan 430072, China; 2. The National Key Laboratory of Water Disaster Prevention, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Taking the typical beach equatic plant, *phragmites australis*, as the study object, a growth dynamic model of *Phragmites australis* considering flooding stress and a hierarchical model of biomass were established in this study. A calculation method was then proposed of equivalent Manning roughness which considered the growth dynamic of *Phragmites australis*. Based on this method, the differences in equivalent Manning roughness under different *Phragmites australis* growth processes and flooding conditions were analyzed. An empirical formula was established between the equivalent Manning roughness, aboveground biomass of *Phragmites australis*, relative submergence degree under the non-submerged condition. The results show that the growth dynamic model could effectively simulate the change processes of aboveground biomass and morphology parameters of *Phragmites australis*, with the Nash efficiency coefficient ranging between 0.85 and 0.94. Similar vertical distribution patterns existed in biomass and flow blocking area of *Phragmites australis*. With a critical relative height of 0.3, the flow blocking area of stems was characterized by more below and less above, and the flow blocking area of leaves was characterized by less below and more above. The total flow blocking area and aboveground biomass of *Phragmites australis* were approximately uniformly distributed below a relative height of 0.7. The calculated maximum equivalent Manning roughness was approximately 0.300. Under the effect of flooding stress, the aboveground biomass of *Phragmites australis* decreased, resulting in a 10.0%~29.1% reduction in equivalent Manning roughness under the same water depth.

Key words: growth of *Phragmites australis*; equivalent Manning roughness; biomass; flow blocking area; relative submergence degree; middle reaches of the Yangtze River

水生植物广泛生长于河流洲滩, 具有促进泥沙淤积并抑制泥沙再悬浮、增强河岸稳定性等作用^[1-3]。水生植物的存在也增加了水流阻力, 可能会导致汛期洪水位的抬升, 降低河道的行洪能力^[4-5]。随着季节的更替, 河流洲滩植物高度、直径等形态特征处于不断变化过程中, 水流阻力随之发生改变。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (U2040215, 52109098)
作者简介: 刘胜琪 (1996—), 男, 硕士研究生, 主要从事水力学及河流动力学研究。E-mail: liusqi@whu.edu.cn
通信作者: 夏军强 (1974—), 男, 教授, 博士, 主要从事水力学及河流动力学研究。E-mail: xiajq@whu.edu.cn

研究水生植物阻水特性的动态变化,构建考虑水生植物生长过程的阻力计算方法,对于提高水动力学模型的计算精度有着重要意义。

水生植被对流动的水体有作用力,这种作用力的存在往往造成流动水体能量的损失,因此又称为植被对水流的阻力^[6],通常采用等效曼宁糙率 n 、阻力系数 f 或拖曳力系数 C_d 等来表征和计算植被对水流的阻力。20 世纪以来,相关学者通过理论推导、原型河道观测和室内水槽试验等方法进行了含植物水流阻力特性的研究。例如:高学平等^[6]基于水流运动能量守恒理论,通过测量平均流速和沿程水面线,推求植物产生的 f 或 n ;Chow^[7]基于含淹没植物的试验数据,总结出 n 与流速 v 、水力半径 R 的经验关系(n - vR 关系曲线),表明 n 随 vR 的增大而减小。对于非淹没植物, n 可能随水深的增加而增大^[8],也可能随之减小^[9]。Xu 等^[10]基于阻力和重力平衡,通过测量植物对水流的阻力 F 和水流速度 u ,研究了特定水生植物的 C_d ;惠二青^[11]基于不同种类植物 C_d 的影响因素,发现 C_d 受植物直径、淹没水深、雷诺数以及植物叶片分布特点等因素的影响。植被对水流的阻力会抬升水位,对河道宣泄洪水有不利的影[4-5],故需定量研究植被阻力对洪水位变化的影响,该研究的关键在于提出适合天然河流洲滩植被阻力的计算方法。

在现有的水沙动力学模型中,通常依据经验将阻力系数设置为常数,根据植被种类选择相应的建议值,或将阻力表达为水深、流速等水力参数的关系式^[5,7]。这些方法忽略了植被高度、直径、生物量等相关参数变化带来的影响,可能导致植被阻力和河道水位计算存在误差。在植物形态特征方面,早期水槽试验多采用刚性圆柱体模拟植物,无法反映不同类型植物的形态特征差异^[12],因此也有学者采用按照一定比例尺缩小、用仿生材料制作的模型植物进行水槽试验。例如:Xu 等^[10]研究了宽叶香蒲、节节菜两种不同水生植物的阻水特性,发现不同的植物形态显著影响了流速以及紊动能在植物冠层内的垂向分布;Liu 等^[12-13]使用仿生形态的典型水生植物(芦苇、菖蒲和香蒲)开展水槽试验,结果显示植物形态差异会显著改变近底水流结构与紊动能强度,进而影响推移质输移。尽管上述研究均采用了仿生形态的模型植物,但这些模型植物的排列方式,植株密度,茎、叶分布特点等仍与自然条件有所不同,是否能够真实反映植物的阻水特性值得商榷^[14]。

在植物动态生长方面,与水槽试验中固定不变的模型植物不同,自然水生植物对水流的阻力会随着时间推移发生变化,变化程度取决于不同植物种

类的形态特征(生物量、高度、茎粗以及枝叶分布等)、植被密度和生命周期^[15]。例如:De Doncker 等^[16]对 Aa 河和 Biebrza 河进行了长期水力要素监测和植被调查,发现春夏季的曼宁糙率比冬季高 10 倍,将其归因于春夏季植被生长旺盛而冬季植被消失;Shucksmith 等^[17]选用正在生长的苔草进行水槽试验,结果表明随着苔草的生长成熟,叶片逐渐茂盛,苔草对水流的阻力也随之增大;易雨君等^[18]提出在考虑植被生长的过程中,不能忽视非适宜环境条件下植被生物量的损失;叶晨等^[19]的水槽试验结果表明,植被的茎、叶受水流淹没、冲刷的影响会逐渐枯萎、腐烂甚至脱落,相较于茎、叶完好的植被条件,其阻水效果显著降低。总之,现有植被阻水特性的计算方法多基于固定植物形态条件提出,只适用于植物生长的某一阶段而非整个生长周期,且现有研究对自然界水生植物真实形态特征的测量存在不足。因此在研究中应充分考虑植物生长动态变化对水流阻力的影响,并进行长期的采样观测,获取自然条件下的植物形态参数。

本文以长江中游洲滩典型水生植物芦苇为研究对象,基于长期观测的芦苇生物量和形态参数,构建考虑淹水胁迫影响的芦苇生长模型和芦苇生物量分层模型,提出一种可以考虑芦苇生长动态变化的等效曼宁糙率计算方法,并采用该方法研究了不同场次洪水下等效曼宁糙率的变化及其与水深的关系,以期为长江中游洲滩植被阻力计算提供参考。

1 研究方法

1.1 芦苇生长过程观测与模拟

1.1.1 芦苇采样观测

长江中游洲滩植物种类繁多,其中以多年生禾本科植物芦苇为典型代表。芦苇有较强的环境适应性和繁殖能力,是长江中游洲滩上的优势植物种类,故以芦苇为典型植物进行观测和模拟^[20]。以长江中游武汉段左岸汉口江滩芦苇湿地为采样区域(图 1),面积约 0.72 km²,高程为 19~23 m,芦苇为优势植物种类,另外伴生有菱蒿等其他植物。2023 年 4—8 月进行连续采样和观测,平均每月采样 1 次,累计采样植株 205 株(表 1)。汉口江滩芦苇通常于每年 6—7 月进入成熟期,其植株高度、直径趋于稳定,故 8 月后不再进行采样。每次采样时,使用 RTK (real-time kinematic) 进行定位,确定采样方的精确坐标,数出单位面积(1 m×1 m)植株的数量即植株密度;测量芦苇植株的形态参数,包括植株高度、茎基直径、叶片数量等;最后将芦苇样本的茎秆和叶片裁剪分离,在干燥箱 105 ℃ 温度下杀青

2 h, 80 ℃ 温度下烘干至恒重,即为茎、叶的生物量,二者之和为地上生物量。

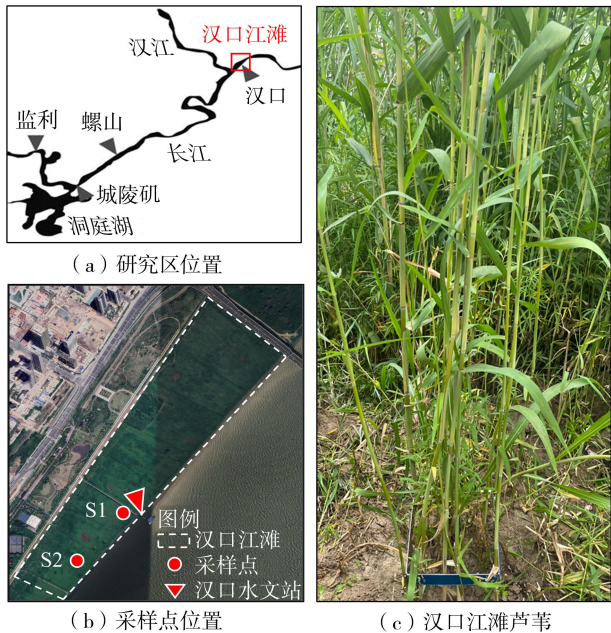


图 1 研究区概况
Fig. 1 Overview of study area

表 1 芦苇采样信息

Table 1 Sampling information of <i>Phragmites australis</i>				
采样日期	植株高度/m	茎基直径/mm	平均单株叶片数量/片	<i>n</i>
2023-04-17	0.76±0.29	11.4±4.0	7.2±1.3	34
2023-05-09	1.28±0.38	12.2±3.9	9.9±1.7	34
2023-05-24	2.33±0.51	11.6±2.8	17.6±2.3	29
2023-06-16	2.49±0.47	12.1±2.4	15.7±3.9	87
2023-08-02	2.39±0.49	12.8±2.8	14.3±4.9	21

1.1.2 芦苇生长模型

为计算芦苇的生长动态过程,采用考虑淹水胁迫影响的芦苇生长动态物候模型^[20],该模型可以计算光合作用、呼吸作用、淹水胁迫、同化物质转移和自然死亡等植物生理过程对芦苇生物量的影响。模型以研究区的日均温度、日总辐射量和日均水深作为输入条件,计算芦苇生物量、植株高度和茎基直径在一个生长周期的变化过程。该模型控制方程如下:

$$\frac{dB}{dt} = B_p - B_r - B_d + B_m + B_w \quad (1)$$

$$h_v = 0.2173B^{0.3427} \quad (2)$$

$$d_v = 2.3854B^{0.2043} \quad (3)$$

式中: B 为芦苇不同器官(根、茎和叶)单位面积生物量; B_p 、 B_r 、 B_d 、 B_m 、 B_w 分别为芦苇不同器官每天因光合作用、呼吸作用、自然死亡、同化物质转移及淹水胁迫等不同生理过程导致增加或减少的单位面积生物量,相应的计算方法及参数取值见文献[20-22]; Δt 为时间步长,取 1 d; h_v 、 d_v 分别为芦苇的植株高度和茎基直径,采用芦苇形态参数与地上生物量的幂函数关系计算,该关系由长江中下游多个洲滩湿地实测芦苇生长数据拟合得到^[20]。

1.1.3 芦苇生物量分层方法

当水深小于植物高度时,植物在垂向上的不同形态特征是造成阻水作用差异的关键因素^[10,12-13]。对于水槽试验中的芦苇模型,Gu 等^[8]将叶片模拟物等间距均匀分布于茎秆模拟物上;Liu 等^[12-13]制作了底部较粗、顶部较细的茎秆模拟物,呈包裹状的叶片模拟物以及花序模拟物,更加贴近真实的芦苇形态,但对于模型植物和原型植物的形态相似性并未进行定量对比;高学平等^[6]采用取自野外的芦苇植株实体,但仅测量了植株高度、植株密度等基本的形态参数,不足以描述芦苇在垂向上的形态特征。

本文基于实测汉口江滩芦苇茎、叶生物量分层特性,提出芦苇生物量分层方法。具体操作如下:①通过调查,确定汉口江滩芦苇植株密度为 20~100 株/m²;②选取植株密度为 23、63、93 株/m² 的 3 个样方,采集全部芦苇植株的地上部分;③在相对高度 $H_r = 1/3$ 和 $H_r = 2/3$ 的位置将芦苇植株裁剪分开(H_r 为植物样方中某一位置距地面的高度 h_v 与样方中最大植物高度 h_{vmax} 的比值);④分别测定不同植株密度下各层的茎、叶生物量,并计算各层茎、叶生物量占该样方总茎、叶生物量的比例,如图 2(a)(b)所示;⑤不同植株密度下茎、叶生物量各层占比取平均值,作为该层茎、叶生物量占比;⑥假定各层茎、叶生物量为均匀分布,根据各层生物量占比即可计算不同相对高度的茎、叶生物量,如图 2(c)所示。

1.2 等效曼宁糙率计算

水生植物生长区域的曼宁糙率由水流条件、床面粗糙度和植物长势共同决定^[23]。植物生长的茂密程度对水流的阻力有着直接的影响,通常情况下植物长势越茂盛,对水流的阻滞、拖曳作用越强烈^[6-7]。植物生长的茂密程度可以用垂直于水流方向单位面积植物的投影面积来表征。Petryk 等^[23]基于阻力和重力平衡,提出了含植物等效曼宁糙率 n 的计算公式,并将之广泛应用于评估植物对水流的阻力特性,其表达式为

$$n = n_b \sqrt{1 + \frac{C_d \sum A \left(\frac{1}{n_b}\right)^2}{2gAL} R^{\frac{4}{3}}} \quad (4)$$

式中: n_b 为滩面糙率,不包括植物的影响,形状规整、水流畅通的河流洲滩可取 0.022^[7]; g 为重力加速度; A 为水流的总过水面积; L 为对应的水流宽

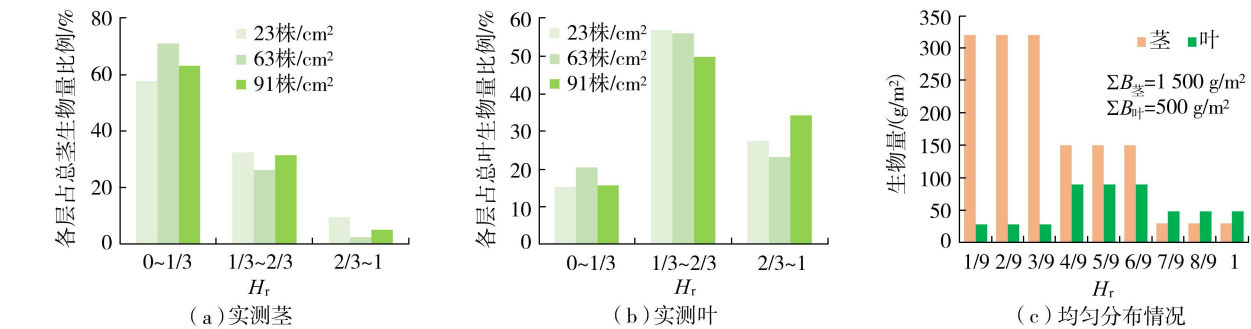


图2 芦苇分层生物量

Fig. 2 Hierarchical biomass of *Phragmites australis*

度; R 为水力半径,在水深较小的河漫滩上, R 可近似等于水深 h ; ΣA 为植物阻挡水流的正投影面积(阻水面积),为茎阻水面积 $\Sigma A_{\text{茎}}$ 和叶阻水面积 $\Sigma A_{\text{叶}}$ 之和,即

$$\Sigma A = \Sigma A_{\text{茎}} + \Sigma A_{\text{叶}} \quad (5)$$

参考 Liu 等^[12] 的水槽试验结果,取 C_d 为 1.0。模型计算阻水面积的关键是将生物量与茎、叶的实际阻水面积联系起来。通常情况下,植被茎、叶生长越茂盛,生物量越大,阻水面积也越大。但由于植株间的相互遮挡效应,生物量越大遮挡效应越显著,因此阻水面积与生物量之间并非线性关系。通过实测不同茎、叶生物量的实际阻水面积(采用平行摄影方法测量^[24-25]),拟合得到芦苇茎、叶阻水面积与生物量的幂函数关系式,如图 3 所示。

芦苇生长区域等效曼宁糙率计算流程为:①采

用芦苇生长模型计算 B 、 h_v 和 d_v 的变化过程;②将当日的淹没水深 h 与 h_v 进行对比,判断淹没层数;③通过芦苇生物量分层模型,得到水下部分的 $\Sigma B_{\text{茎}}$ 和 $\Sigma B_{\text{叶}}$;④根据阻水面积与生物量关系式,计算 $\Sigma A_{\text{茎}}$ 和 $\Sigma A_{\text{叶}}$ 以及 ΣA ;⑤代入式(4)进行计算。

2 结果与分析

2.1 芦苇形态参数和生物量

长江中游洲滩上的芦苇通常于 3—4 月开始萌发,芦苇幼苗破土而出;4—6 月芦苇快速生长,其高度、茎粗和生物量均增加迅速。成熟期后芦苇形态趋于稳定,高度和茎粗无明显变化,但地上生物量开始减小。采用芦苇生长模型(式(1)~(3))对 S1、S2 两个采样点芦苇的生长过程进行模拟,用连续实测的 B 、 h_v 和 d_v 验证模拟结果,如图 4 所示。其中

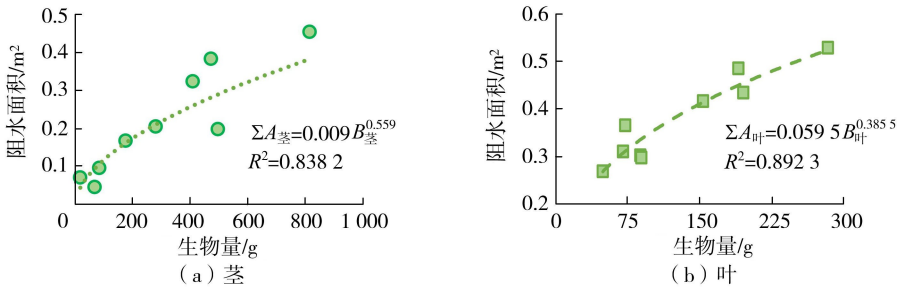


图3 芦苇茎、叶阻水面积与生物量的关系

Fig. 3 Relationships between flow blocking area and biomass of stems, leaves of *Phragmites australis*

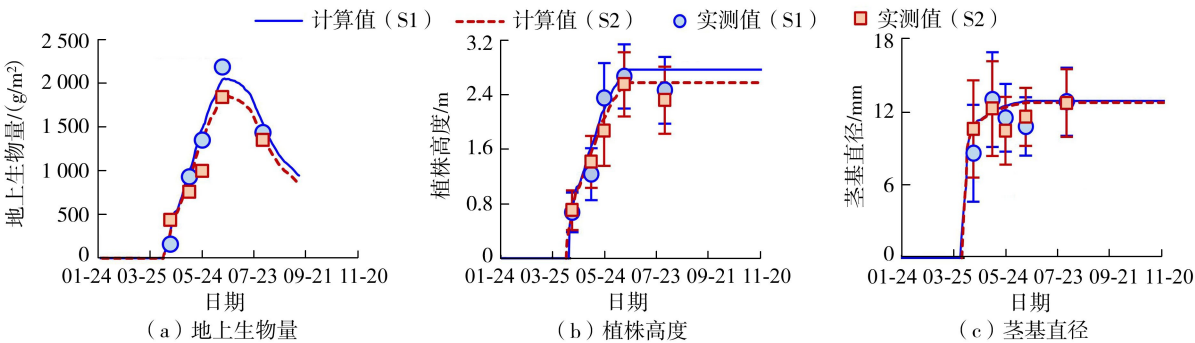


图4 芦苇采样点地上生物量、植株高度和茎基直径计算值与实测值对比

Fig. 4 Comparisons between calculated and measured aboveground biomass, plant height, and stem diameter in sampling quadrats of *Phragmites australis*

芦苇地上生物量和植株高度的变化过程、峰值计算结果与实际采样观测数据符合较好。S1、S2 两个采样点芦苇地上生物量峰值分别为 2 190、1 840 g/m², 相对误差为-6. 91% 和 0. 23%; 最大植株高度分别为 2. 66、2. 55 m, 相对误差为 3. 00% 和 0. 13%; 地上生物量变化过程模拟的纳什效率系数分别为 0. 92 和 0. 85, 植株高度变化过程模拟的纳什效率系数分别为 0. 90 和 0. 94, 表明芦苇生长模型具有良好的模拟精度。相对地, 芦苇茎基直径变化的模拟结果稍差, 相对误差为-7. 74%~23. 94%, 总体来说茎基直径变化过程的模拟结果在合理的范围内, 没有出现较大偏差。

芦苇生长过程中, 其高度和直径达到峰值可维持稳定, 而芦苇叶片生长和脱落更易受到环境因素的影响, 有较大的可变性^[19, 26]。定义叶生物量与茎生物量的比值为叶茎比, 单株芦苇平均叶片数量和叶茎比随时间变化过程如图 5 所示。4—6 月芦苇生长旺季, 随着植株高度的增加, 芦苇叶片数量也迅速增加, 由 4 月的 (7. 2±1. 3) 片/株增加至 6 月的 (17. 6±2. 3) 片/株, 如图 5(a) 所示。同期的叶茎比也维持在较大值, 平均值为 0. 43, 大于 Asaeda 等^[21] 给出的定值 0. 33。这一时期, 芦苇通过增加叶片数量来提高光合作用效率, 从而维持自身较快的生长速率^[26]。进入成熟期后, 芦苇叶片数量由 6 月的 (17. 6±2. 3) 片/株减少至 8 月的 (14. 3±4. 9) 片/株, 平均叶茎比也由 0. 43 减小至 0. 29。进入成熟期后芦苇生长速率减小, 一方面部分叶片自然脱落^[26]; 另一方面可能受到淹水等环境因素的影响, 部分叶片产生腐烂和脱落现象^[19]。

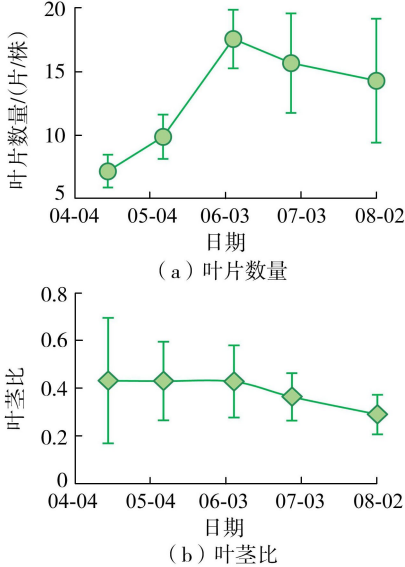


图 5 芦苇叶片数量和叶茎比随时间变化
Fig. 5 Changes in number of leaves and leaf-stem ratio of *Phragmites australis*

芦苇阻水面积由茎秆和叶片两部分组成, 但在不同的相对高度二者所占的比例不同, 总体规律是茎阻水面积下大上小, 叶阻水面积下小上大。采用平行摄影法^[24-25] 测量不同植株密度 (23、63、93 株/m²) 下的芦苇茎、叶阻水面积, 如图 6 所示。 ΣA 在相对高度 0. 7 以下近似呈均匀分布, 为 (0. 17±0. 04) m²。相对高度大于 0. 7 时, 总阻水面积迅速减小。 $\Sigma A_{\text{茎}}$ 和 $\Sigma A_{\text{叶}}$ 呈现不同的变化规律。 $\Sigma A_{\text{茎}}$ 随相对高度的增加而减小, 而 $\Sigma A_{\text{叶}}$ 随相对高度先增大后减小, 与茎、叶生物量沿垂向分布规律较为一致 (图 2), 二者在相对高度 0. 3 处存在交点。相对高度小于 0. 3 时, 茎、叶阻水面积占比均为 50% 左右, 茎阻水面积占比稍多; 相对高度大于 0. 3 时, 叶阻水面积占比迅速增加, 为 60%~90%, 茎阻水面积占比则迅速减小。

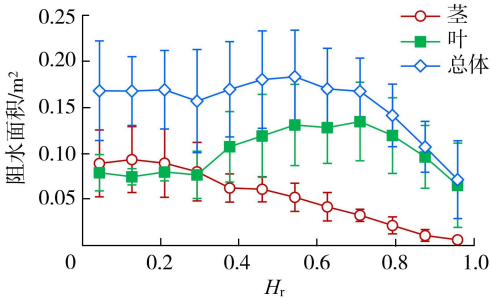


图 6 芦苇茎、叶阻水面积随相对高度的变化
Fig. 6 Changes in flow blocking areas of stems and leaves under different relative heights of *Phragmites australis*
2. 2 等效曼宁糙率

在汛期洪水上滩时, 洲滩上生长的芦苇对水流运动产生阻滞作用^[9, 12], 同时长期淹水环境也对芦苇的生长带来胁迫效应^[20], 造成其生物量减少及形态的改变, 又反馈到芦苇的阻水作用中。因此在计算洲滩植被对水流的阻力时, 有必要考虑植被动态生长的影响。为研究不同场次洪水和不同芦苇生长过程汉口江滩芦苇对水流的阻力特性及差异, 选取 2020 年和 2022 年汛期两个不同场次的洪水过程。其中, 2020 年洪水上滩时间从 6 月 24 日持续至 10 月 22 日, 淹没历时 121 d, 最大水深为 5. 64 m; 2022 年洪水上滩时间从 5 月 11 日持续至 7 月 24 日, 开始上滩时间早于 2020 年, 淹没历时为 75 d, 最大水深为 3. 89 m, 见图 7(a)。采用考虑淹水胁迫影响的芦苇生长模型^[20] 分别计算 2 a 中芦苇的地上生物量变化过程, 见图 7(b)。计算结果显示, 2020 年汉口江滩芦苇地上生物量峰值为 1 707 g/m², 淹水造成地上生物量减少值达 1 288 g/m², 生物量损失占峰值的 75%, 表明芦苇生长遭受了较为严重的淹水胁迫作用。2022 年汉口

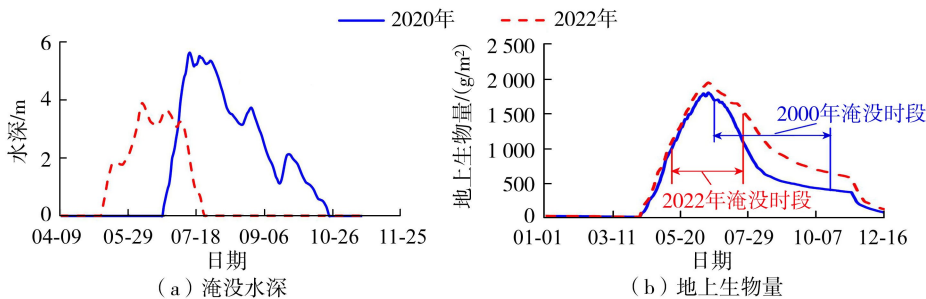


图 7 淹没水深和芦苇地上生物量变化过程

Fig. 7 Changes in water depth and aboveground biomass of *Phragmites australis*

江滩芦苇地上生物量峰值为 1953 g/m^2 , 淹水时段芦苇地上生物量先增加后减少, 芦苇生长受洪水影响相对较小。

由于水深和芦苇生物量随时间不断变化, 芦苇阻水面积和等效曼宁糙率也处于动态变化中, 如图 8 所示。2020 年和 2022 年芦苇最大阻水面积分别为 1.09 、 1.18 m^2 , 其中茎、叶阻水面积分别为 0.48 、 0.61 m^2 和 0.53 、 0.65 m^2 , 分别出现在洪水涨水末期和退水初期, 即芦苇地上生物量值较高且淹没水深较大的时间段。两年中最大等效曼宁糙率值约为 0.300 。在芦苇产生的阻水总面积中, 叶片占据主要部分, 比例为 $50\%\sim 70\%$, 计算结果与图 6 的实测结果相当。芦苇叶片生物量虽然仅为茎生物量的 $29\%\sim 43\%$ (图 5), 但其对阻水面积和水流阻力的贡献度要高于茎秆。Gu 等^[8]的水槽试验结果也表明植物叶片数量是影响等效曼宁糙率的重要因素之一。

分别统计 2020 年和 2022 年洪水涨、退水两个时段内等效曼宁糙率值与水深的关系, 结果如图 9 所示。由图 9 可知, 在水深相同的情况下, 2020 年洪水涨水时段的等效曼宁糙率显著大于退水时段; 而 2022 年洪水涨、退水两个时段的等效曼宁糙率无显著差异。

2022 年洪水对芦苇生长过程的影响较小, 同水深条件下退水时段芦苇地上生物量相较于涨水时段变化了 $-50\sim 502\text{ g/m}^2$, 而淹水初期生物量有所增加; 等效曼宁糙率变化范围为 $-0.008\sim 0.009$, 涨退水两个时段相差 $-4.0\%\sim 3.8\%$ 。

2020 年芦苇生长遭受了更强的淹水胁迫效应, 同水深条件下退水时段芦苇地上生物量比涨水时段减少 $523\sim 1287\text{ g/m}^2$, 等效曼宁糙率相应减小 $0.030\sim 0.067$, 减幅为 $10.0\%\sim 29.1\%$ 。因此在水动力学模型中, 若忽略了植物动态生长引起的水流阻力变化, 可能导致水位、流速的计算值存在一定的误差。

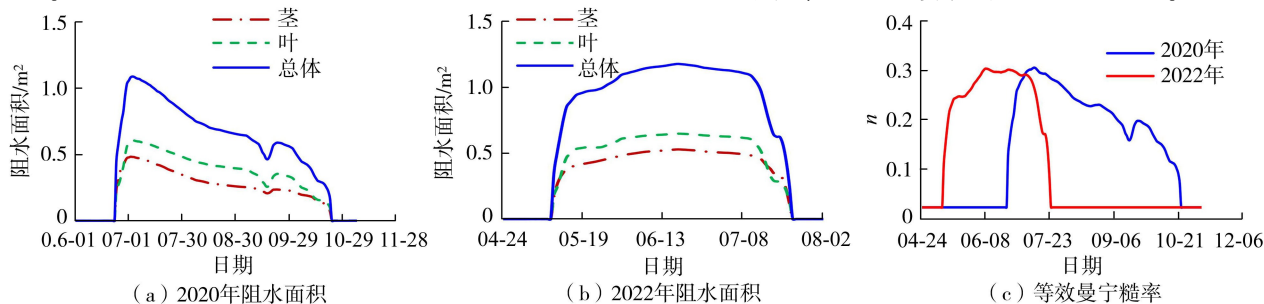


图 8 2020 年和 2022 年芦苇阻水面积和等效曼宁糙率变化

Fig. 8 Changes in flow blocking area of *Phragmites australis* and equivalent Manning roughness in 2020 and 2022

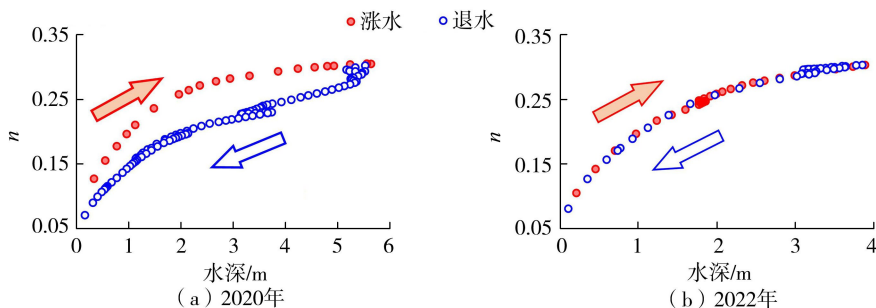


图 9 不同年份等效曼宁糙率与淹没水深的关系

Fig. 9 Relationships between equivalent Manning roughness and water depth in different years

本文等效曼宁糙率随水深变化规律与河道中绳套形的水位-流量关系曲线不同。在洪水涨落过程中,水流的非恒定性可能产生附加水面比降,使河段槽蓄量、流量、水位之间不再呈单值函数关系,从而形成绳套形的水位-流量关系曲线,并非河床阻力变化导致的。本文洪水在淹没过程中植被仍然处于动态生长状态,因此导致了同水深条件下植被对水流的阻力发生变化。

3 讨 论

3.1 等效曼宁糙率与芦苇地上生物量、相对淹没度之间的关系

水动力参数(水深、流速)和植被参数(株高,茎粗,植株密度,生物量以及茎、叶分布等)共同决定着植被对水流的阻力^[3,12,27-29],然而仅有少数研究给出了同时包含水动力参数和植被参数的等效曼宁糙率计算表达式^[27,29]。基于芦苇生长过程和等效曼宁糙率计算值,选取 B 和相对淹没度(某一时刻水深与植被高度的比值)作为自变量,建立等效曼宁糙率与二者的计算表达式。已有研究表明,处于非淹没状态下的植被对水流的阻力和植被生物量、相对淹没度均呈正相关关系^[27,29]。因此表达式表示为

$$n = a_1 B^{a_2} (h/h_v)^{a_3} \tag{6}$$

式中 a_1, a_2, a_3 分别为待定参数,可采用二元函数非线性拟合方法求得。最终拟合得到等效曼宁糙率与地上生物量、相对淹没度的经验公式:

$$n = 0.0518 B^{0.2190} (h/h_v)^{0.3251} \tag{7}$$

采用式(4)计算等效曼宁糙率值的决定系数为 0.96,均方根误差(RMSE)为 0.0107,表明选取的经验公式较为合理。式(7)可用于水动力学模型中近似计算长江中游洲滩植被生长区域的等效曼宁糙率值,从而提高模型计算精度。采用式(7)得到的水流阻力与相对淹没度、植被生物量之间的关系如图 10 所示。植被地上生物量较少(小于 500 g/m²)时,生物量增加促使植被对水流阻力迅速增大;植被地上生物量较大时,生物量变化对等效曼宁糙率的影响较小。这是因为低生物量水平下,植被阻水面积随生物量增加迅速增大,而较高生物量情况下植株间的相互遮挡效应更强,阻水面积增速趋缓,图 3 表明了这一规律。Barinas 等^[27,29]在含植被河道原型观测中也得出了相似的结论。植被处于非淹没状态下,其对水流的阻力随相对淹没度的增加而增大,但增势趋缓,这与 Gu 等^[8]水槽试验的结论相同。部分水槽试验结果表明,当水深继续增大至完全淹没植被时,等效曼宁糙率趋向于定值^[28]。因此当水

深远大于植被高度时,将等效曼宁糙率值设置为常数是合理的。但对于芦苇这种植株高大的水生植物种类,多数情况下处于非淹没状态,则必须考虑水深与植株高度之间的关系。

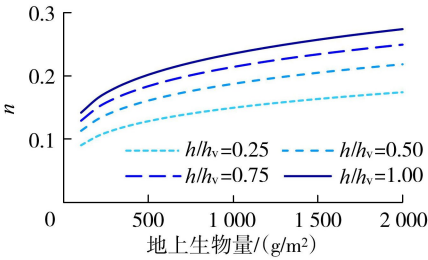


图 10 等效曼宁糙率与芦苇地上生物量、相对淹没度的关系

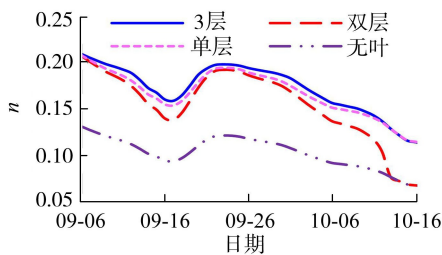
Fig. 10 Relationships between equivalent Manning roughness, aboveground biomass of *Phragmites australis* and relative submergence degrees

3.2 不同芦苇生物量分层方法对等效曼宁糙率的影响

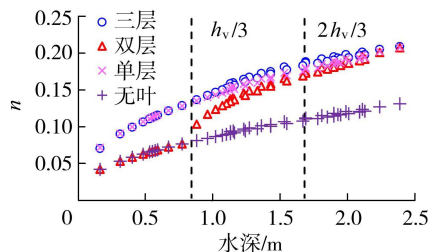
在研究芦苇阻水特性的水槽试验中,不同研究者采用的芦苇模拟物在形态特征上差异较大,如圆柱体无叶植物模型^[14]、叶片均匀分布植物模型^[8,30]、叶片集中分布植物模型^[13,31]等。针对不同植物模型的形态特征,本文概化了 4 种不同的芦苇生物量分层方法:①无叶芦苇。茎生物量沿垂向均匀分布,叶生物量为 0。②单层芦苇。茎、叶生物量沿垂向均匀分布。③双层芦苇。茎生物量沿垂向均匀分布。在相对高度 $h_v/3$ 以下,叶生物量为 0;相对高度 $h_v/3$ 以上,叶生物量沿垂向均匀分布。④3 层芦苇模型。以相对高度 $h_v/3$ 和 $2h_v/3$ 为界限,根据实测值确定不同高度区间茎、叶生物量分配比例(芦苇生物量分层方法(图 2))。图 11 为采用不同芦苇生物量分层方法对等效曼宁糙率的影响。采用无叶芦苇会显著低估植物对水流的阻力,相较于有叶芦苇,其等效曼宁糙率值偏小 0.020~0.080(图 11(a))。采用双层芦苇时,水深小于 $h_v/3$ 时等效曼宁糙率值较小,水深超过 $h_v/3$ 时等效曼宁糙率值迅速增大(图 11(b))。表明当水流淹没到植物的有叶层时,植物对水流的阻力显著增大,这与水槽试验结论一致^[13,31]。采用单层芦苇与 3 层芦苇的结果较为接近,但单层芦苇不能很好地区分茎、叶对水流阻力的贡献度,在计算茎、叶阻水面积时误差可达 30%。

3.3 与已有含植被等效曼宁糙率研究结果的比较

现有研究通常采用理论推导、原型河道观测和室内水槽试验等多种方法提出含植被等效曼宁糙率的取值范围或计算表达式^[6,29-32],认为植被密度是影响等效曼宁糙率取值的重要因素,较大植被密度



(a) 等效曼宁糙率随时间变化



(b) 等效曼宁糙率与水深关系

图 11 不同芦苇生物量分层方法下等效曼宁糙率的差异

Fig. 11 Differences in equivalent Manning roughness under different hierarchical methods of *Phragmites australis* biomass

产生较大的等效曼宁糙率。De Doncker 等^[29]基于实测植被和水动力参数拟合得到等效曼宁糙率与植被生物量的经验关系式,糙率取值范围为 0.040~0.350;Errico 等^[32]通过人工收割的方法控制河道中芦苇的长势,不同植被条件下糙率取值范围为 0.129~0.495,均表明植被的生长动态是影响等效曼宁糙率的关键因素之一。本文适用的芦苇植被密度范围是 20~100 株/ m^2 ,最大等效曼宁糙率计算值约 0.300,等效曼宁糙率计算值在合理的范围内^[6,31],与文献[29]和文献[32]中原型观测的取值范围相当。

4 结 论

a. 长江中游洲滩芦苇于 3—4 月萌发,4—6 月为快速生长阶段,其高度、茎粗、地上生物量、叶片数量和叶茎比均快速增加。进入成熟期后芦苇形态趋于稳定,地上生物量、叶片数量和叶茎比开始减小。采用考虑淹水胁迫影响的芦苇生长模型可以较好地模拟芦苇生长动态过程,模拟结果的纳什效率系数为 0.85~0.94。

b. 芦苇生物量和阻水面积沿垂向的分布规律相似。以相对高度 0.3 为界限,芦苇茎阻水面积下大上小,叶阻水面积下小上大,其中叶阻水面积占比为 50%~70%。建立了芦苇生物量分层模型,芦苇的总阻水面积和地上生物量在相对高度 0.7 以下近似呈均匀分布。

c. 最大等效曼宁糙率计算值约为 0.300,芦苇生长动态变化是影响等效曼宁糙率的重要因素之

一。洪水对芦苇生长的淹水胁迫作用越大,造成的芦苇生物量损失值越大,同水深条件下涨水时段等效曼宁糙率值比退水时段偏大 10.0%~29.1%。此外建立了非淹没状态下等效曼宁糙率与地上生物量、相对淹没度的经验计算公式。

参考文献:

- [1] XU Yan, LI Danxu, NEPF H. Sediment pickup rate in bare and vegetated channels[J]. Geophysical Research Letters, 2022, 49(21): e2022GL101279.
- [2] LIU Chao, NEPF H. Sediment deposition within and around a finite patch of model vegetation over a range of channel velocity[J]. Water Resources Research, 2016, 52(1): 600-612.
- [3] LIU Yang, HUAI Wenxin, GUO Yakun. Stochastic simulation of the suspended sediment deposition in the channel with vegetation and its relevance to turbulent kinetic energy[J]. Water Resources Research, 2021, 57(9): e2021WR030380.
- [4] ZHANG Peipei, GONG Yiqing, CHUA Ken Vui, et al. Numerical study of submerged bending vegetation under unidirectional flow[J]. Water Science and Engineering, 2024, 17(1): 92-100.
- [5] ZHOU Meirong, XIA Junqiang, SHI Xi, et al. Hydrologic and geomorphic effects on the reduction of channel discharge capacity in the Middle Yangtze River[J]. Science of the Total Environment, 2023, 886: 161279.
- [6] 高学平, 吕建璋, 孙博闻, 等. 含植物河道等效床面阻力试验研究[J]. 水利学报, 2021, 52(9): 1024-1035. (GAO Xueping, LYU Jianzhang, SUN Bowen, et al. Experimental study on the equivalent bed resistance of river channels with vegetation incorporation[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2021, 52(9): 1024-1035. (in Chinese))
- [7] CHOW V T. Open-channel hydraulics[M]. Trenton: The Blackburn Press, 2009.
- [8] GU Fengfeng, MU Lin, QI Dingman, et al. Study on roughness coefficient for unsubmerged reed in the Changjiang Estuary[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2011, 30(5): 108-113.
- [9] WU Fuchun, CHOU Yiju, SHEN H W. Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 1999, 125(9): 934-942.
- [10] XU Yuan, NEPF H. Measured and predicted turbulent kinetic energy in flow through emergent vegetation with real plant morphology[J]. Water Resources Research, 2020, 56(12): e2020WR027892.
- [11] 惠二青. 植被之间水流特性及污染物扩散试验研究[D]. 北京: 清华大学, 2009.
- [12] LIU Chao, SHAN Yuqi, HE Li, et al. Plant morphology

- impacts bedload sediment transport [J]. Geophysical Research Letters,2024,51(12):e2024GL108800.
- [13] LIU Chao, YAN Chunhao, SUN Sichen, et al. Velocity, turbulence, and sediment deposition in a channel partially filled with a *Phragmites australis* canopy [J]. Water Resources Research, 2022, 58(8): e2022WR032381.
- [14] 周峰, 娄厦, RADNAEVA Dorzhievna Larisa, 等. 柔性植物影响下水沙运动及物质输运研究进展[J]. 水利水电科技进展, 2023, 43(3): 107-116. (ZHOU Feng, LOU Sha, RADNAEVA Dorzhievna Larisa, et al. Research progress on sediment movement and substance transport in flows with flexible vegetation [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2023, 43(3): 107-116. (in Chinese))
- [15] CURRAN J C. HESSION W C. Vegetative impacts on hydraulics and sediment processes across the fluvial system[J]. Journal of Hydrology, 2014, 505: 364-376.
- [16] DE DONCKER L, TROCH P, VERHOEVEN R, et al. Determination of the Manning roughness coefficient influenced by vegetation in the river Aa and Biebrza river [J]. Environmental Fluid Mechanics, 2009, 9(5): 549-567.
- [17] SHUCKSMITH J D, BOXALL J B, GUYMER I. Bulk flow resistance in vegetated channels: analysis of momentum balance approaches based on data obtained in aging live vegetation[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2011, 137(12): 1624-1635.
- [18] 易雨君, 谢泓毅, 宋劫, 等. 黄河口盐沼湿地植被群落适宜生境模拟 I: 理论[J]. 水利学报, 2021, 52(3): 255-264. (YI Yujun, XIE Hongyi, SONG Jie, et al. Simulation of suitable habitat for vegetation communities in the Yellow River Estuary salt marsh wetland I: theory [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2021, 52(3): 255-264. (in Chinese))
- [19] 叶晨, 许泽星, 关见朝, 等. 山区河流植被洲滩河段水沙运动特性试验研究[J]. 工程科学与技术, 2020, 52(1): 75-81. (YE Chen, XU Zexing, GUAN Jianchao, et al. Experimental study on the characteristics of sediment and water movement in the vegetated floodplain of mountainous river sections [J]. Advanced Engineering Sciences, 2020, 52(1): 75-81. (in Chinese))
- [20] 刘胜琪, 夏军强, 周美蓉, 等. 考虑淹水胁迫条件下的汉口江滩芦苇生长动态模拟[J]. 水资源保护, 2023, 39(5): 178-185. (LIU Shengqi, XIA Junqiang, ZHOU Meirong, et al. Simulation of the growth dynamics of reeds in Hankou River Beach under the condition of flood inundation stress[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(5): 178-185. (in Chinese))
- [21] ASAEDA T, KARUNARATNE S. Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description[J]. Aquatic Botany, 2000, 67(4): 301-318.
- [22] SOETAERT K, HOFFMANN M, MEIRE P, et al. Modeling growth and carbon allocation in two reed beds (*Phragmites australis*) in the Scheldt estuary [J]. Aquatic Botany, 2004, 79(3): 211-234.
- [23] PETRYK S, BOSMAJIAN G. Analysis of flow through vegetation[J]. Journal of the Hydraulics Division, 1975, 101(7): 871-884.
- [24] KISS T, NAGY J, FEHÉRVÁRY I, et al. Management of floodplain vegetation: the effect of invasive species on vegetation roughness and flood levels[J]. Science of the Total Environment, 2019, 686: 931-945.
- [25] DELAI F, KISS T, NAGY J. Field-based estimates of floodplain roughness along the Tisza River (Hungary): the role of invasive *Amorpha fruticosa* [J]. Applied Geography, 2018, 90: 96-105.
- [26] 许秀丽, 张奇, 李云良, 等. 鄱阳湖洲滩芦苇种群特征及其与淹水深度和地下水埋深的关系[J]. 湿地科学, 2014, 12(6): 714-722. (XU Xiuli, ZHANG Qi, LI Yunliang, et al. Characteristics of *Phragmites australis* population in the shoals of Poyang Lake and relationships with water inundation depth and groundwater burial depth[J]. Wetland Science, 2014, 12(6): 714-722. (in Chinese))
- [27] BARINAS G, GOOD S P, TULLOS D. Continental scale assessment of variation in floodplain roughness with vegetation and flow characteristics [J]. Geophysical Research Letters, 2024, 51(1): e2023GL105588.
- [28] 郑爽, 吴一红, 白音包力皋, 等. 含水生植物河道曼宁糙率系数的试验研究[J]. 水利学报, 2017, 48(7): 874-881. (ZHENG Shuang, WU Yihong, BAIYIN Baoligao, et al. Experimental study on manning's roughness coefficient of rivers containing aquatic plants [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2017, 48(7): 874-881. (in Chinese))
- [29] DE DONCKER L, TROCH P, VERHOEVEN R, et al. Deriving the relationship among discharge, biomass and Manning's coefficient through a calibration approach[J]. Hydrological Processes, 2011, 25(12): 1979-1995.
- [30] 倪汉根, 顾峰峰. 湿地非淹没芦苇水流阻力的试验研究[J]. 水动力学研究与进展(A辑), 2005(2): 167-173. (NI Hangen, GU Fengfeng. Experimental study on flow resistance of non-submerged *Phragmites australis* in wetlands[J]. Chinese Journal of Hydrodynamics, 2005(2): 167-173. (in Chinese))
- [31] LI Yiping, DU Wei, YU Zhongbo, et al. Impact of flexible emergent vegetation on the flow turbulence and kinetic energy characteristics in a flume experiment[J]. Journal of Hydro-Environment Research, 2015, 9(3): 354-367.
- [32] ERRICO A, LAMA G F C, FRANCALANCI S, et al. Flow dynamics and turbulence patterns in a drainage channel colonized by common reed (*Phragmites australis*) under different scenarios of vegetation management [J]. Ecological Engineering, 2019, 133: 39-52.

(收稿日期: 2024-07-22 编辑: 胡新宇)