中国滨海湿地互花米草生物量时空差异的综述

王寿兵, 魏思洁

（复旦大学 环境科学与工程系，上海 200433）

摘　要：互花米草作为 C_4 植物，具有较强的固碳作用，其生物量大小数据可为评估互花米草的碳汇功能提供重要参数。本文通过收集分析我国互花米草地上和地下生物量研究数据，得到中国滨海湿地互花米草生物量时、空分异特征及相关分析结果：①互花米草的地上生物量 7 月至 10 月较高，4、5 月最低；地下生物量 6 月至 10 月较高，2 月至 4 月最低，即互花米草的地上和地下生物量均在夏秋季较高，春季最低。互花米草生物量的这种季节变化格局可能是由互花米草本身的生命活动规律决定的。②在不同省份、同一省份不同区域和同一区域不同生境，互花米草的生物量均存在差异。互花米草生物量的空间差异可能与潮汐作用、纬度差异、根际土壤微生物作用、种群入侵年限和互花米草种类有关。③江苏的地上生物量低于上海、浙江和福建（上海＞浙江＞福建＞江苏），而地下生物量却最高，此外江苏的地下生物量高于本省的地上生物量。这种生物量分配格局可能是由江苏的生长条件不利造成的，互花米草需要将更多的资源投入到繁殖来适应逆境环境，并且在相同环境条件下，植物可利用的资源是一定的，分配到生殖构件的生物量多，就必然导致分配到营养构件的生物量少。

关键词：中国；滨海湿地；互花米草；生物量；时空差异

中图分类号：P735　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1671-6647（2023）03-0373-11

doi: 10.12362/j.issn.1671-6647.20220512002

引用格式： 王寿兵, 魏思洁. 中国滨海湿地互花米草生物量时空差异的综述[J]. 海洋科学进展, 2023, 41(3): 373-383. WANG S B, WEI S J. A review of spatial-temporal variation of *Spartina alterniflora* biomass in coastal wetlands of China[J]. Advances in Marine Science, 2023, 41(3): 373-383.

互花米草（*Spartina alterniflora*）是原产于北美的根茎性多年生落叶 C_4 植物，1979 年被引入中国，用于控制海岸侵蚀和稳定泥沙，虽然互花米草的快速生长极大地稳定了潮滩，但也在本地生态系统的变化方面表现出负面影响[1-4]。互花米草通过种子、根状茎或营养片段进行繁殖[5]，同时通过取代本地物种（如碱蓬）在我国沿海地区迅速蔓延，到 2015 年互花米草的入侵面积已达到 545.80 km^2 左右[6-7]。互花米草在 2003 年被原国家环境保护总局列为 16 种外来入侵植物之一，但现有技术无法彻底清除互花米草，因此如何有效利用数量极其庞大的互花米草就成为当前的研究热点。在全球气候变暖与温室气体排放日益严峻的背景下，世界各国的碳中和愿景愈发强烈，而生物固碳就是一种提高生态系统碳吸收和储存能力的方法，可以有效降低 CO_2 在大气中的浓度[8-11]。互花米草的植株茎秆坚韧直立、根系发达[12]，且具有较高的净光合作用速率[13]，其固碳作用非常明显，但需要通过工业加工将其转化为如生物碳、纸张以及新型材料等生物基产品才能最终固碳。要了解互花米草的固碳量，就必须知道其生物量，因为互花米草通过光合作用吸收 CO_2 用于自身生长和繁殖的部分才是自然生长状态下固定的碳。因此本文全面收集和整理了关于我国滨海湿地互花米草生物量研究的文献（图 1），开展了相关文献数据统计分析工作，旨在了解我国互花米草地上和地下生物量的时空分异特点，为估算互花米草在固碳方面的潜能提供参考。

收稿日期：2022-05-12

资助项目：国家自然科学基金项目（72061147003）

作者简介：王寿兵（1970—），男，教授，博士，主要从事生命周期评价（LCA）方法与应用、清洁生产与碳减排方面研究. E-mail: bswang@fudan.edu.cn

（胡筱敏　编辑）

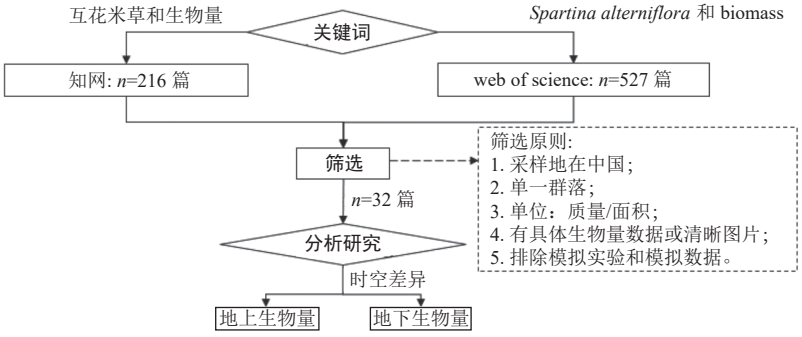


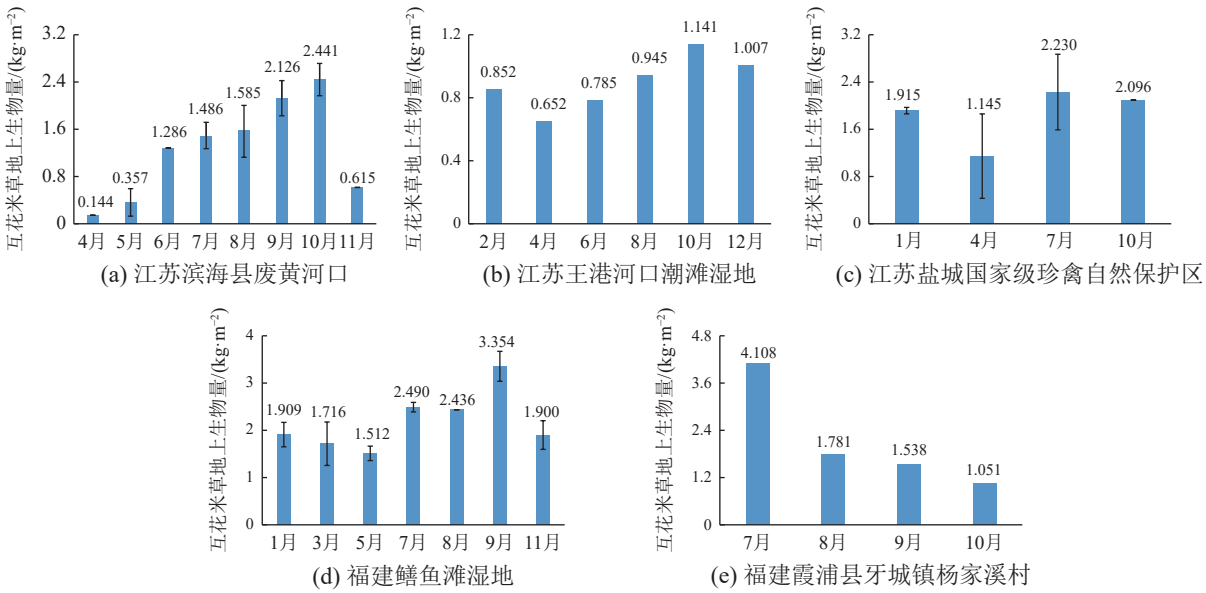
图 1 文献筛选与研究流程

Fig. 1 Flow chart of literature selection and research

1 互花米草生物量的月份差异

1.1 地上生物量的月份差异

筛选出同一区域有 2 个月以上地上生物量数据的文献，以比较互花米草地上生物量的月份差异，结果如图 2 所示。可以看到，生物量较高的月份是 7 月至 10 月，其中江苏滨海县废黄河口[14-18]和江苏王港河口潮滩湿地最高生物量[19-22]出现在 10 月，江苏盐城国家级珍禽自然保护区[23-26]和福建霞浦县牙城镇杨家溪村湿地[27]最高生物量出现在 7 月，福建鳝鱼滩湿地的最高生物量出现在 9 月[28-30]。各地区生物量较低的月份是 4、5 月，其中江苏滨海县废黄河口[14-18]、江苏盐城国家级珍禽自然保护区[23-26]和江苏王港河口潮滩湿地[19-22]最低生物量均出现在 4 月，而在福建鳝鱼滩湿地出现在 5 月[28-30]。



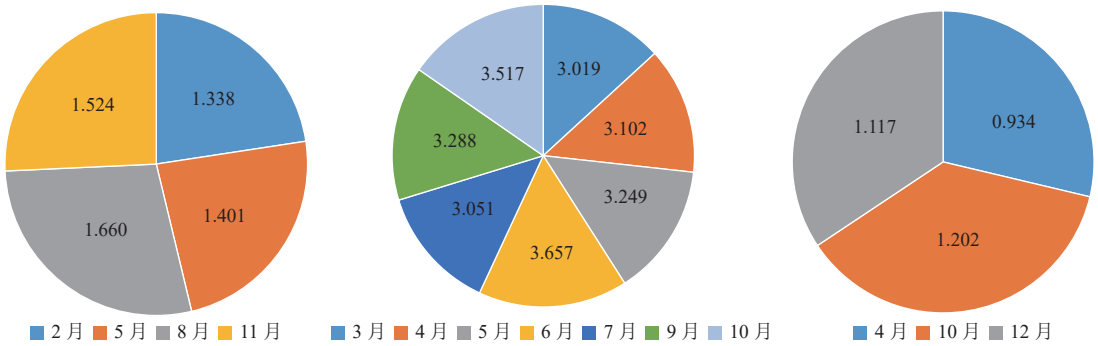
注：图 2a 数据来源于文献 [14-18]，图 2b 数据来源于文献 [19-22]，图 2c 数据来源于文献 [23-26]，图 2d 数据来源于文献 [28-30]，图 2e 数据来源于文献 [27]；黑色线表示数据的标准偏差。

图 2 同一区域在不同月份的地上生物量

Fig. 2 Aboveground biomass of the same region in different months

1.2　地下生物量的月份差异

同样筛选出同一区域超过 2 个月的地下生物量数据，比较不同月份互花米草地下生物量差异，结果如图 3 所示。福建鳝鱼滩湿地生物量的最高值出现在 8 月（1.660 kg/m^2）[29]，江苏滨海县废黄河口生物量的最高值出现在 6 月（3.657 kg/m^2）[16-18]，而江苏王港河口潮滩湿地生物量的最高值出现在 10 月（1.202 kg/m^2）[19-20,22]。就生物量最低的月份而言，福建鳝鱼滩湿地出现在 2 月（1.338 kg/m^2）[29]，江苏滨海县废黄河口出现在 3 月（3.019 kg/m^2）[16-18]，江苏王港河口潮滩湿地出现在 4 月（0.934 kg/m^2）[19-20,22]。



(a) 福建鳝鱼滩湿地　　(b) 江苏滨海县废黄河口　　(c) 江苏王港河口潮滩湿地

注：图 3a 数据来源于文献 [29]，图 3b 数据来源于文献 [16-18]，图 3c 数据来源于文献 [19-20, 22]。

图 3　同一区域在不同月份的地下生物量（kg·m^{-2}）

Fig. 3　Underground biomass of the same region in different months (kg·m^{-2})

1.3　讨　论

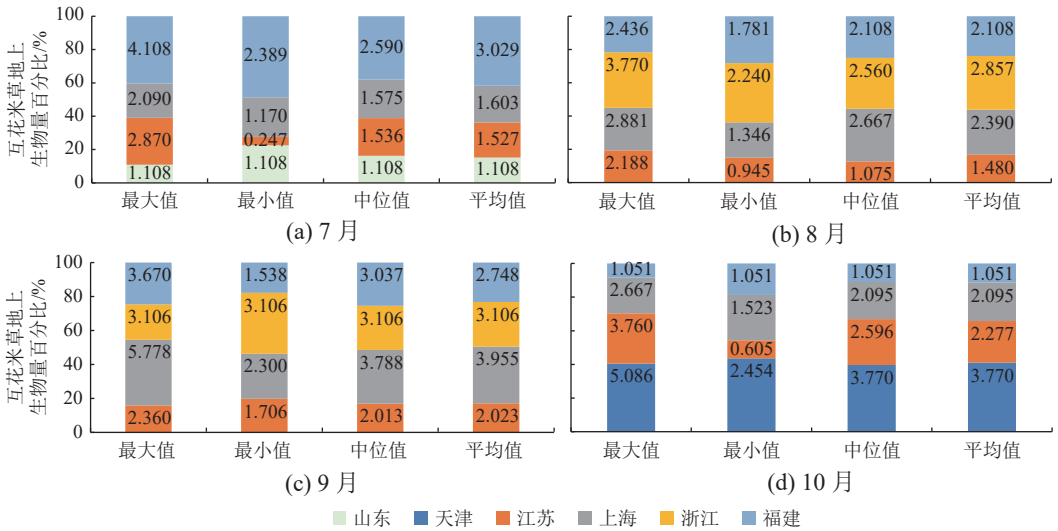
综上所述，互花米草的地上生物量在 7 月至 10 月较高，4、5 月最低，而地下生物量在 6 月至 10 月较高，2 月至 4 月最低，即互花米草的地上和地下生物量均在夏秋季较高、春季最低。互花米草的繁殖方式分为有性繁殖和无性繁殖，有性繁殖主要通过种子进行远距离传播与扩散[12]；无性繁殖的器官主要是分蘖和根茎，分蘖在地上增加植株数，根茎在地下延伸出土形成新的株系[31]。互花米草生物量是通过叶片的光合作用和根的吸收作用两个生理过程形成的，因此互花米草本身的生命活动规律可能决定了其生物量的季节变化格局。互花米草在生长初期因个体小、生长资源充足和种间竞争小等特点，出现了生物量的早期积累；但由于光合器官小，不论是有性繁殖还是无性繁殖，互花米草对环境均有一个适应的过程，因此生物量处于较低水平并且增长缓慢。4 月末至 7 月互花米草进入快速生长期，植株个体大，对资源需求量大，种群通过自疏以适应环境，从而导致种群密度降低[32]；但同时互花米草的光合器官发达，生物量增长的效应大于种群密度降低的效应，因此生物量积累效率较高。8 月和 9 月是互花米草种群特征变化最大的时期，8 月进入花期，9 月进入开花盛期，在此时期老植株长势趋于稳定，新分蘖株也因种内资源竞争而生长缓慢，因此生物量小幅稳定增加。10 月种子成熟，互花米草开始干枯，部分叶片脱落或末端枯萎，10 月中下旬伴随气温不断下降，新分蘖株缓慢生长，老植株因进入生长末期而逐渐枯萎，至 12 月老植株大面积倒伏，植株明显干枯，生物量因老植株密度降低的效应大于新植株密度及新、老植株地上部分增加的效应而明显降低。互花米草地上部分在冬季仍生长并且生物量高于春季，是因为互花米草能不断产生无性分株，且在生长季晚期产生的幼苗（冬性苗）能够安全越冬进入下一个生长季，从而保持全年增长；

同时，到了冬季，几乎所有新生植株均变成枯立物，但从初春到夏季枯立物逐渐被分解，而春天属于互花米草的生长初期，新生生物量增长速率低于枯落物分解速率，因此生物量较低。

2 互花米草生物量的地区差异

2.1 地上生物量的地区差异

筛选出同一月份含有 2 个以上不同省份互花米草地上生物量数据的文献[5,14-17,19-25,27-30,33-44]，以比较互花米草地上生物量的地区差异，结果如图 4 所示。发现在 7 月，互花米草的地上生物量按照平均值和中位值大小排序均为福建＞上海＞江苏＞山东；8 月，平均值排序为浙江＞上海＞福建＞江苏，中位值排序为上海＞浙江＞福建＞江苏；9 月，平均值和中位值大小排序均为上海＞浙江＞福建＞江苏；10 月，平均值和中位值大小排序则均为天津＞江苏＞上海＞福建。从总体来看，江苏的生物量最低（排在末位 4 次，次末位 2 次），福建次之（排在末位 2 次，次末位 4 次）；生物量最高的省份是上海（排在首位 3 次，次位 3 次），其次是浙江（排在首位 1 次，次位 3 次）。

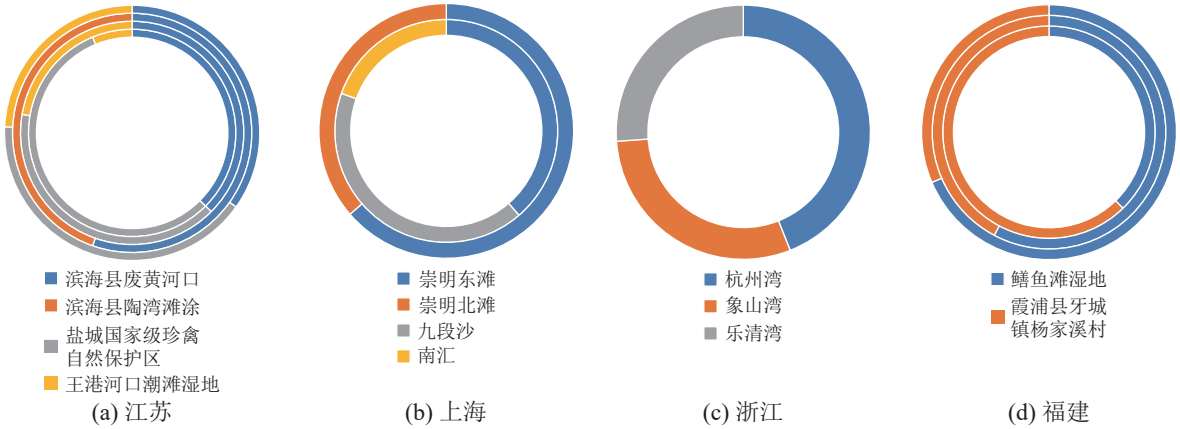


注：图 4a 数据来源于文献 [5, 15, 17, 22-24, 27-28, 30, 33]，图 4b 数据来源于文献 [14-15, 19, 25, 27, 29, 35, 40, 42]，图 4c 数据来源于文献 [15, 17, 27-28, 30, 34, 36-37, 39, 41]，图 4d 数据来源于文献 [15-17, 19-24, 27, 38, 43]；色柱上的数字为互花米草地上生物量具体数据。

图 4 不同省份在同一月份的地上生物量（kg·m^{-2}）

Fig. 4 Aboveground biomass of different provinces in the same month (kg·m^{-2})

同一省份不同区域（n≥2）在相同月份的互花米草地上生物量如图 5 所示。江苏省各区域生物量[14-17,19-25,34]在 7 月、8 月和 10 月的排序均为盐城国家级珍禽自然保护区＞滨海县废黄河口＞王港河口潮滩湿地，在 9 月排序为滨海县废黄河口＞滨海县陶湾滩涂；上海市各区域生物量[38,40,42-43]排序在 8 月为九段沙＞崇明东滩＞南汇，在 10 月崇明东滩＞崇明北滩；浙江省各区域生物量[35]排序为杭州湾＞象山湾＞乐清湾；福建省各区域生物量[27-30]排序在 7 月为霞浦县牙城镇杨家溪村＞鳝鱼滩湿地，在 8 月和 9 月均为鳝鱼滩湿地＞霞浦县牙城镇杨家溪村。还有研究测量同一区域不同生境下的生物量，发现在广西合浦山口红树林保护区的淤泥质、泥沙质和沙质三种生境中，互花米草的生物量分别为 0.411、0.301 和 0.120 kg/m^2，即在同一区域不同的生境中互花米草生物量也会存在一定的差异[45]。



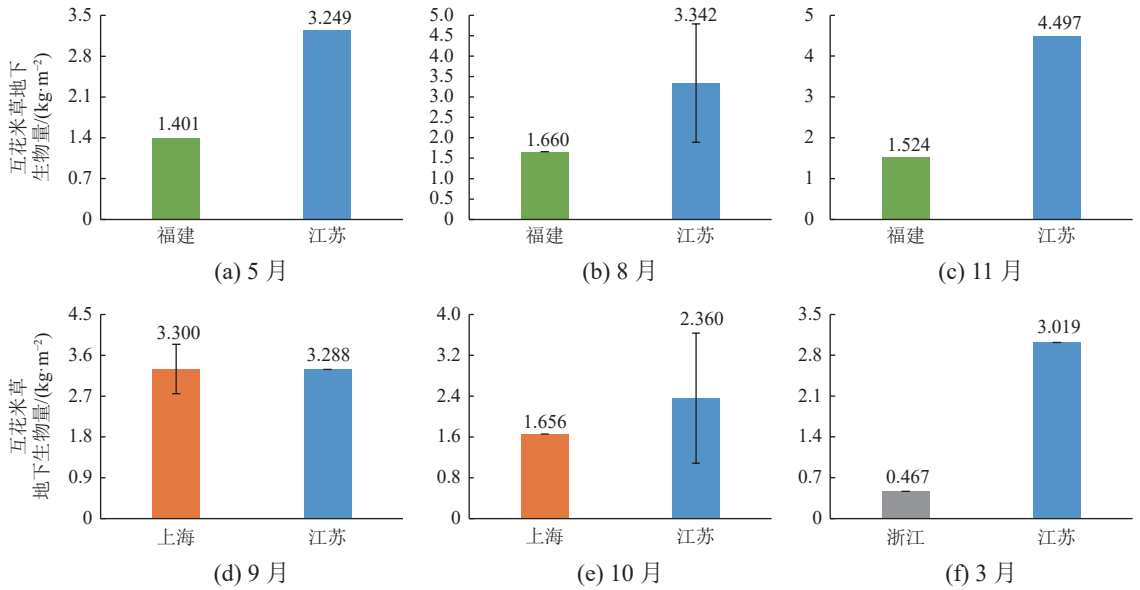
注：图 5a 数据来源于文献 [14-17, 19-25, 34]，图 5b 数据来源于文献 [38, 40, 42-43]，图 5c 数据来源于文献 [35]，图 5d 数据来源于文献 [27-30]；圆环由内至外依次代表不同月份，江苏为 7 月至 10 月，上海为 8、10 月，浙江为 8 月，福建为 7 月至 9 月。

图 5　同一省份不同区域在同一月份的地上生物量（kg·m^{-2}）

Fig. 5　Aboveground biomass in different regions of the same province in the same month (kg·m^{-2})

2.2　地下生物量的地区差异

同样选择在同一月份有 2 个及以上不同省份的文献数据进行比较[16-20,22,26,29,37,41,43,46]，由于筛选出的地下生物量数据较少，中位值、最大值和最小值与平均值的差异不大，因此仅使用平均值进行比较，结果如图 6 所示。发现在 5 月、8 月和 11 月江苏的地下生物量均大于福建，分别是福建生物量的 2.319、2.013 和 2.951 倍；在 3 月江苏生物量是浙江生物量的 6.465 倍；在 9 月上海生物量高于江

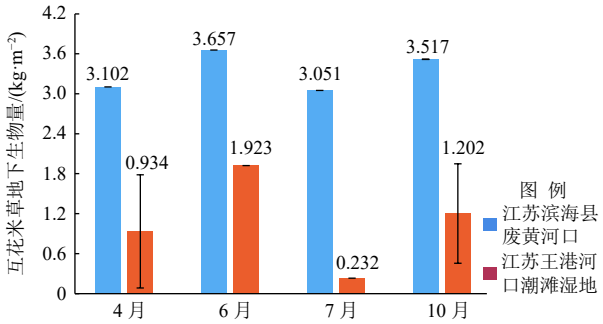


注：图 6a 数据来源于文献 [17-18, 29]，图 6b 数据来源于文献 [19-20, 29]，图 6c 数据来源于文献 [26, 29]，图 6d 数据来源于文献 [17, 37, 41]，图 6e 数据来源于文献 [16-17, 19, 22, 43]，图 6f 数据来源于文献 [16-17, 46]；黑色线表示数据的标准偏差。

图 6　不同省份在同一月份的地下生物量

Fig. 6　Underground biomass of different provinces in the same month

苏，在 10 月江苏生物量高于上海，但在 9 月上海仅高出江苏 0.353%，而在 10 月江苏高出上海 42.516%，因此总体来说江苏的地下生物量高于上海。同时，对比江苏的地上和地下生物量（图 4～图 6），发现其地下生物量总体大于地上生物量。筛选同一省份相同月份下不同区域的地下生物量数据[16-19,22]并计算其均值如图 7 所示。由图 7 可以看出每个月江苏滨海县废黄河口的地下生物量均高于江苏王港河口潮滩湿地，并且最低相差 0.902 倍，最高相差 12.157 倍，表明即使在同一省份，地理位置不同其地下生物量也会不同。



注：图中数据来源于文献 [16-19, 22]；黑色线表示数据的标准偏差。

图 7 同一省份不同区域在同一月份的地下生物量

Fig. 7 Underground biomass in different regions of the same province in the same month

2.3 讨 论

综上分析可知，在不同省份、同一省份不同区域以及同一区域不同生境情况下，互花米草的地上或地下生物量均会有不同表现，总结出地上生物量大小排序为：上海>浙江>福建>江苏，但江苏的地下生物量却最高，此外还发现江苏的地下生物量高于其地上生物量。导致不同地区互花米草生物量差异的原因，主要有以下几个方面：①潮汐作用。非生物因子如盐度、淹水时长与频率、沉积物性质、海水矿物质、土壤颗粒度、氧化还原电位、溶氧度和 pH 等往往都与潮汐密切相关[47]。如受潮水冲刷作用的影响，低潮位的互花米草须根易被冲断，需要发展出长长的主根以不被潮汐冲走[48]，因此低潮位主根比重较大。其次，海水潮汐作用越强土壤盐度就越高，潮汐带来的营养元素也越丰富，在一定盐分范围内，互花米草长势随盐分含量升高而增强，生物量也相应增大[49]。此外潮水淹没可直接导致互花米草缺氧与光合作用降低，因此淹没时间越长、频率越高，互花米草生物量就越低。②纬度差异。植物对环境因子的适应性往往随纬度发生变化，特别是克隆植物常常表现出较强的表型可塑性[50]。互花米草在分子水平上具有较高的遗传多样性[51]，表明不同纬度地理种群之间可能会在自然选择压力的作用下发生适应性遗传分化，因此我国沿海不同纬度地区间互花米草生物量存在显著差异。③根际土壤微生物。入侵互花米草在生长过程中通过产生的分泌物或者化学信号分子对根际土壤微生物群落产生影响，改变了土壤微生物群落和提高了根际微生物丰富度[52]；而高多样性和丰富度的根际微生物能促进土壤有机质的分解和养分的转化[53]，最终通过促进互花米草对养分的吸收使其快速生长[54]。④种群入侵年限。根茎是互花米草最重要的贮能器官，根茎贮能的多少将直接影响互花米草的再生力，对已经建立的互花米草种群，局部的扩张主要依赖无性繁殖[47]。互花米草种群入侵时间的增长，不仅可以使无性繁殖体营养增高，还有利于土壤养分的积累[55]，因此可促进互花米草的生长发育。⑤引种。我国于 1979 年从原产地美国进口了 3 种不同生态型的互花米草个体[56]，不同的互花米草种类可能有不同的生物量表现。目前，根据植株秆高将互花米草分为高秆（tall form）和矮秆（dwarf form）两个生态型。高秆型互花米草分布在高程较低的滩涂前沿，具有较高的生产力，矮秆型互花米草则生活在高程较高的滩涂，生产力较低[12]。

江苏的地上生物量低于上海、浙江和福建，而地下生物量却最高，同时其地下生物量高于本省的地上生物量。这种生物量分配格局反映了互花米草在生长发育过程中对环境的响应规律和资源分配对策，也是植物种群克服环境异质性与增强入侵能力的重要途径[47]。在不同环境条件下，植物总是在生长、繁殖和维持等功能间进行资源分配来适应环境[57]，最大效率地利用资源来提高其生存适合度和与其他植物间的竞争能力，使其各功能分配达到最佳状态。在同一环境条件下，植物可利用的资源是一定的，分配到生殖构件的生物量多，就必然导致分配到营养构件的生物量少。在环境压力下，互花米草通常将更多的资源投入到繁殖生长来适应逆境环境，为了贮存较多的营养物质，互花米草会将大量的光合作用产物积累于地下，因此导致地下生物量大于地上生物量。

3　结　论

本文通过全面收集和整理我国滨海湿地互花米草生物量研究的文献，开展了相关文献数据统计分析工作，得到中国滨海湿地互花米草生物量具有如下时、空分异特征。

1）互花米草的地上生物量在 7 月至 10 月较高，4 月、5 月最低；地下生物量在 6 月至 10 月较高，2 月至 4 月最低，即互花米草的地上和地下生物量均在夏秋季较高，春季最低，互花米草生物量的这种季节变化格局可能是由互花米草本身的生命活动规律决定的。

2）在不同省份、同一省份不同区域和同一区域不同生境，互花米草的生物量均存在差异。互花米草生物量的空间差异可能与潮汐作用、纬度差异、根际土壤微生物作用、种群入侵年限和互花米草种类有关。

3）江苏的地上生物量低于上海、浙江和福建（上海＞浙江＞福建＞江苏），而地下生物量却最高；此外江苏的地下生物量高于本省的地上生物量。这种生物量分配格局可能是由于江苏的生长条件不利所造成的，互花米草需要将更多的资源投入到繁殖来适应逆境环境，并且在相同环境条件下，植物可利用的资源是一定的，分配到生殖构件的生物量多，就必然导致分配到营养构件的生物量少。

本文的研究结果对估算我国滨海湿地互花米草生物量以及综合评估互花米草净碳汇功能具有一定的参考价值。但本文结论发现互花米草的生物量在不同时、空差异较大，若要获得精确的互花米草生物量数据，则需要在采样地进行实地实验。此外，仅有互花米草生物量数据尚不足以评估互花米草净碳汇功能大小，后续还需要知道互花米草重要温室气体如甲烷的排放量，同时互花米草需要成为产品才能最终固碳，因此还需要获得互花米草产品生产阶段的碳足迹和最终产品固碳量，才可以更全面准确地估算互花米草的净碳汇潜力。

参考文献 (References)：

[1] SHANG L, LI L F, SONG Z P, et al. High genetic diversity with weak phylogeographic structure of the invasive *Spartina alterniflora* (Poaceae) in China[J]. Frontiers in Plant Science, 2019, 10: 1467.

[2] MENG W, FEAGIN R A, INNOCENTI R A, et al. Invasion and ecological effects of exotic smooth cordgrass *Spartina alterniflora* in China[J]. Ecological Engineering, 2020, 143: 105670.

[3] CHEN M M, KE Y H, BAI J H, et al. Monitoring early stage invasion of exotic *Spartina alterniflora* using deep-learning super-resolution techniques based on multisource high-resolution satellite imagery: a case study in the Yellow River Delta, China[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2020, 92: 102180.

[4] CHENG H K, TANG Z R, LUO X Z, et al. *Spartina alterniflora*-derived porous carbon using as anode material for

sodium-ion battery[J]. Science of the Total Environment, 2021, 777: 146120.

[5] 乔沛阳, 王安东, 谢宝华, 等. 除草剂对黄河三角洲入侵植物互花米草的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(15): 5627-5634. QIAO P Y, WANG A D, XIE B H, et al. Effects of herbicides on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(15): 5627-5634.

[6] LIU M, MAO D, WANG Z, et al. Rapid Invasion of *Spartina alterniflora* in the coastal zone of Mainland China: new observations from landsat OLI images[J]. Remote Sensing, 2018, 10(12): 1933.

[7] MAO D, LIU M, WANG Z, et al. Rapid invasion of *Spartina alterniflora* in the coastal zone of Mainland China: spatiotemporal patterns and human prevention[J]. Sensors (Basel), 2019, 19(10): 2308.

[8] ZHOU W, GONG P, GAO L. A review of carbon forest development in China[J]. Forests, 2017, 8(8): 295.

[9] CASE M J, JOHNSON B G, BARTOWITZ K J, et al. Forests of the future: climate change impacts and implications for carbon storage in the Pacific Northwest, USA[J]. Forest Ecology and Management, 2021, 482: 118886.

[10] TUBIELLO F N, CONCHEDDA G, WANNER N, et al. Carbon emissions and removals from forests: new estimates, 1990−2020[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(4): 1681-1691.

[11] ZHUANG X, ZHANG Y, XIAO A F, et al. Applications of synthetic biotechnology on carbon neutrality research: a review on electrically driven microbial and enzyme engineering[J]. Frontiers in Bioengineering and Biotechnology, 2022, 10: 826008.

[12] WANG Q. Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management[J]. Acta Phytotaxonomica Sinica, 2006, 44(5): 559-588.

[13] GE Z M, GUO H Q, ZHAO B, et al. Plant invasion impacts on the gross and net primary production of the salt marsh on eastern coast of China: insights from leaf to ecosystem[J]. Journal of Geophysical Research:Biogeosciences, 2015, 120(1): 169-186.

[14] 王维中, 蒋福兴, 赵鸣. 互花米草人工植被生态效益和经济效益的初步研究[J]. 生态学杂志, 1992, 11(5): 14-17. WANG W Z, JIANG F X, ZHAO M. Ecological effect and economic benefit of artificial *Spartina alterniflora* vegetation—a preliminary study[J]. Chinese Journal of Ecology, 1992, 11(5): 14-17.

[15] 钦佩, 谢民, 周爱堂. 互花米草的初级生产与类黄酮的生成[J]. 生态学报, 1991, 11(4): 293-298. QIN P, XIE M, ZHOU A T. The primary production and flavonoids production of *Spartina alterniflora*[J]. Acta Ecologica Sinica, 1991, 11(4): 293-298.

[16] 钦佩, 马连琨, 谢民, 等. Fe、Cu、Mn、Zn在互花米草(*Spartina alterniflora*)初级生产中的动态研究[J]. 生态学报, 1993, 13(1): 67-74. QIN P, MA L K, XIE M, et al. A study on dynamics of Fe, Cu, Mn, Zn in primary production of *Spartina alterniflora*[J]. Acta Ecologica Sinica, 1993, 13(1): 67-74.

[17] 钦佩, 谢民, 陈素玲, 等. 苏北滨海废黄河口互花米草人工植被贮能动态[J]. 南京大学学报(自然科学版), 1994, 30(3): 488-493. QIN P, XIE M, CHEN S L, et al. The dynamics of energy content in artificial vegetation of *Spartina alterniflora* in Binhai County, Jiangsu Province[J]. Journal of Nanjing University (Natural Sciences Edition), 1994, 30(3): 488-493.

[18] 钦佩, 谢民, 仲崇信. 互花米草盐沼矿质元素的迁移变化[J]. 南京大学学报(自然科学版), 1995, 31(1): 90-98. QIN P, XIE M, ZHONG C X. The dynamics of transport and change of mineral elements in salt marsh of *Spartina alterniflora*[J]. Journal of Nanjing University (Natural Sciences Edition), 1995, 31(1): 90-98.

[19] 冯振兴, 高建华, 陈莲, 等. 互花米草生物量变化对盐沼沉积物有机碳的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(7): 2038-2047. FENG Z X, GAO J H, CHEN L, et al. The response of organic carbon content to biomass dynamics in *Spartina alterniflora* marsh[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(7): 2038-2047.

[20] 陈莲, 高建华, 冯振兴, 等. 重金属在互花米草盐沼湿地中的富集及迁移规律[J]. 南京大学学报(自然科学), 2014, 50(5): 695-705. CHEN L, GAO J H, FENG Z X, et al. The regular pattern of enrichment and migration of heavy metals in *S. terniflora* marsh[J]. Journal of Nanjing University (Natural Science), 2014, 50(5): 695-705.

[21] CHEN L, GAO J, ZHU Q, et al. Accumulation and output of heavy metals by the invasive plant *Spartina alterniflora* in a coastal salt marsh[J]. Pedosphere, 2018, 28(6): 884-894.

[22] ZHOU H X, LIU J E, ZHOU J, et al. Effect of an alien species *Spartina alterniflora* Loisel on biogeochemical pro-

cesses of intertidal ecosystem in the Jiangsu coastal region, China[J]. Pedosphere, 2008, 18(1): 77-85.

[23] 高建华, 杨桂山, 欧维新. 互花米草引种对苏北潮滩湿地TOC、TN和TP分布的影响[J]. 地理研究, 2007, 26(4): 799-808. GAO J H, YANG G S, OU W X. The influence after introduction of *Spartina alterniflora* on the distribution of TOC, TN and TP in the national Yancheng rare birds nature reserve, Jiangsu Province, China[J]. Geographical Research, 2007, 26(4): 799-808.

[24] 仲崇庆, 王进欣, 邢伟, 等. 不同植被和水文条件下苏北盐沼土壤TN、TP和OM剖面特征[J]. 北京林业大学学报, 2010, 32(3): 186-190. ZHONG C Q, WANG J X, XING W, et al. Effects of vegetation and hydrological conditions on the profile characteristics of TN, TP and OM in coastal salt marshes in Northern Jiangsu Province[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2010, 32(3): 186-190.

[25] 袁俊吉, 项剑, 刘德燕, 等. 互花米草入侵盐沼湿地CH_4和N_2O排放日变化特征研究[J]. 生态环境学报, 2014, 23(8): 1251-1257. YUAN J J, XIANG J, LIU D Y, et al. Diel variation of CH_4 and N_2O emissions in the salt marsh with *Spartina alterniflora* invasion[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(8): 1251-1257.

[26] ZHOU C, AN S, DENG Z, et al. Sulfur storage changed by exotic *Spartina alterniflora* in coastal saltmarshes of China[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(4): 536-543.

[27] 张丽平, 周亚圣, 刘君成, 等. 遮荫对刈割互花米草生物量及渗透调节物质的影响[J]. 西南林业大学学报(自然科学), 2019, 39(4): 142-148. ZHANG L P, ZHOU Y S, LIU J C, et al. Effects of shading on the biomass and osmotic adjustment substances of castrated *Spartina alterniflora*[J]. Journal of Southwest Forestry University (Natural Sciences), 2019, 39(4): 142-148.

[28] 仝川, 闫宗平, 王维奇, 等. 闽江河口感潮湿地入侵种互花米草甲烷通量及影响因子[J]. 地理科学, 2008, 28(6): 826-832. TONG C, YAN Z P, WANG W Q, et al. Methane flux from invasive species (*Spartina alterniflora*) and influencing factors in the Min River Estuary[J]. Scientia Geographica Sinica, 2008, 28(6): 826-832.

[29] 罗美娟, 黄炜娟, 谭芳林, 等. 闽江河口湿地主要植物群落生物量研究[J]. 防护林科技, 2009, 93: 1-3. LUO M J, HUANG W J, TAN F L, et al. Biomass of main plant community of estuarine wetland of Minjiang River[J]. Protection Forest Science and Technology, 2009, 93: 1-3.

[30] TONG C, WANG W Q, HUANG J F, et al. Invasive alien plants increase CH_4 emissions from a subtropical tidal estuarine wetland[J]. Biogeochemistry, 2012, 111(1/3): 677-693.

[31] 陈圆, 曾兆华, 秦晓静, 等. 互花米草移栽种群无性繁殖的月动态[J]. 生物安全学报, 2014, 23(3): 173-177. CHEN Y, ZENG Z H, QIN X J, et al. Monthly variation of asexual reproduction of *Spartina alterniflora* (Loisel)[J]. Journal of Biosafety, 2014, 23(3): 173-177.

[32] 张林海, 曾从盛, 仝川. 闽江河口湿地芦苇和互花米草生物量季节动态研究[J]. 亚热带资源与环境学报, 2008(2): 25-33. ZHANG L H, ZENG C S, TONG C. Study on biomass dynamics of phragmites australis and *Spartina alterniflora* in the wetlands of Minjiang River Estuary[J]. Journal of Subtropical Resources and Environment, 2008(2): 25-33.

[33] 布乃顺, 王坤, 侯玉乐, 等. 半月周期的潮汐对滨海湿地土壤理化性质的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(11): 1898-1905. BU N S, WANG K, HOU Y L, et al. Effects of semi-lunar tidal cycling on soil physical and chemical properties in coastal wetlands[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2015, 24(11): 1898-1905.

[34] 王长永, 仲崇信, 钦佩. 米草光合作用速率季节变化及其对初级生产的影响[J]. 农村生态环境, 1994, 10(3): 14-17. WANG C Y, ZHONG C X, QIN P. Seasonal changes of photosynthesis rate and its effect on primary production for *Spartina*[J]. Rural Eco-Environment, 1994, 10(3): 14-17.

[35] 陆琳莹, 邵学新, 杨慧, 等. 浙江滨海湿地互花米草生长性状对土壤化学因子的响应[J]. 林业科学研究, 2020, 33(5): 177-183. LU L Y, SHAO X X, YANG H, et al. Response of *Spartina alterniflora* growth to soil chemical properties in coastal wetland of Zhejiang[J]. Forest Research, 2020, 33(5): 177-183.

[36] SHAO X, WU M, GU B, et al. Nutrient retention in plant biomass and sediments from the salt marsh in Hangzhou Bay Estuary, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(9): 6382-6391.

[37] 陈中义, 李博, 陈家宽. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力[J]. 生物多样性, 2005, 13(2): 130-136.

CHEN Z Y, LI B, CHEN J K. Some growth characteristics and relative competitive ability of invasive *Spartina alterniflora* and native Scirpusmariqueter[J]. Biodiversity Science, 2005, 13(2): 130-136.

[38] 全为民, 沈盎绿, 钱蓓蕾, 等. 长江口盐沼植物对营养盐和重金属的吸收、分布与滞留研究[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(1): 14-18. QUAN W M, SHEN A L, QIAN B L, et al. Study on Uptake, distribution and sequestration of nutrients and heavy metals by saltmarsh plants in Changjiang Estuary[J]. Marine Environmental Science, 2007, 26(1): 14-18.

[39] 李华, 杨世伦, YSEBAERT T, 等. 长江口潮间带淤泥质沉积物粒径空间分异机制[J]. 中国环境科学, 2008, 28(2): 178-182. LI H, YANG S L, YSEBAERT T, et al. Spatial difference mechanism of sludge sediment grain size in tidal wetlands of Yangtze Delta[J]. China Environmental Science, 2008, 28(2): 178-182.

[40] QUAN W M, HAN J D, SHEN A L, et al. Uptake and distribution of N, P and heavy metals in three dominant salt marsh macrophytes from Yangtze River Estuary, China[J]. Marine Environmental Research, 2007, 64(1): 21-37.

[41] YSEBAERT T, YANG S L, ZHANG L, et al. Wave attenuation by two contrasting ecosystem engineering salt marsh macrophytes in the intertidal pioneer zone[J]. Wetlands, 2011, 31(6): 1043-1054.

[42] CHEN H, LI B, HU J, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on benthic nematode communities in the Yangtze Estuary[J]. Marine Ecology-Progress Series, 2007, 336: 99-110.

[43] 王琰, 童春富. 长江口芦苇和互花米草盐沼湿地蟹类洞穴分布特征及主要影响因子[J]. 生态学报, 2017, 37(16): 5504-5513. WANG Y, TONG C F. Distribution characteristics of crab burrows in *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* salt marshes in the Yangtze Estuary and their influencing factors[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(16): 5504-5513.

[44] 宫乐, 张蕊, 李瑞利, 等. 天津滨海滩涂互花米草群落动态的研究[J]. 南开大学学报(自然科学版), 2016, 49(2): 43-51. GONG L, ZHANG R, LI R L, et al. Study on community dynamics of *Spartina alterniflora* at the intertidal zone in Tianjin[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis, 2016, 49(2): 43-51.

[45] 覃盈盈, 蒋潇潇, 李峰, 等. 互花米草在不同生境中的形态可塑性与生物量分配[J]. 海洋环境科学, 2009, 28(6): 657-659,667. QIN Y Y, JIANG X X, LI F, et al. Morphological plasticity and biomass allocation of *Spartina alterniflora* lossel in different habitats[J]. Marine Environmental Science, 2009, 28(6): 657-659,667.

[46] 李加林, 许继琴, 张殿发, 等. 杭州湾南岸互花米草盐沼生态系统服务价值评估[J]. 地域研究与开发, 2005, 24(5): 58-62,80. LI J L, XU J Q, ZHANG D F, et al. Function of *Spartina alterniflora* salt march and its eco-economic value in south coast of Hangzhou Bay[J]. Areal Research and Development, 2005, 24(5): 58-62,80.

[47] 任丽娟, 王国祥, 仇乐, 等. 江苏潮滩湿地不同生境互花米草形态与生物量分配特征[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(3): 220-226. REN L J, WANG G X, QIU L, et al. Morphology and biomass distribution of *Spartina alterniflora* growing in different tidal flat habitats in Jiangsu[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(3): 220-226.

[48] 谭勇, 何东进, 游巍斌, 等. 闽东滨海湿地入侵种互花米草表型可塑性及生物量分配对潮位梯度的响应[J]. 应用与环境生物学报, 2014, 20(5): 863-868. TAN Y, HE D J, YOU W B, et al. *Spartina alterniflora* morphological plasticity and biomass allocation in response to tidal gradient change in Mindong coastal wetlands[J]. Journal of Applied & Environmental Biology, 2014, 20(5): 863-868.

[49] 栾兆擎, 闫丹丹, 薛媛媛, 等. 滨海湿地互花米草入侵的生态水文学机制研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(4): 469-476. LUAN Z Q, YAN D D, XUE Y Y, et al. Research progress on the ecohydrological mechanisms of *Spartina alterniflora* invasion in coastal wetlands[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2020, 37(4): 469-476.

[50] LIU W, MAUNG-DOUGLASS K, STRONG D R, et al. Geographical variation in vegetative growth and sexual reproduction of the invasive *Spartina alterniflora* in China[J]. Journal of Ecology, 2016, 104(1): 173-181.

[51] WALKER J B, BIJAK, A L, BLUM, L. Diversity and clonal structure of *Spartina alterniflora* in a Virginia marsh[J]. Northeastern Naturalist, 2021, 28(3): 357-370.

[52] LUMIBAO C Y, BERNIK B M, FORMEL S K, et al. Rhizosphere microbial communities reflect genotypic and

trait variation in a salt marsh ecosystem engineer[J]. American Journal of Botany, 2020, 107(6): 941-949.

[53] ZHENG J, LI J, LAN Y, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on Kandelia candel rhizospheric bacterial community as determined by high-throughput sequencing analysis[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(1): 332-344.

[54] BLEDSOE R AND BOOPATHY R. Bioaugmentation of microbes to restore coastal wetland plants to protect land from coastal erosion[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2016, 113: 155-160.

[55] 金宝石, 高灯州, 杨平, 等. 闽江河口区互花米草入侵不同年限下湿地土壤有机碳变化[J]. 自然资源学报, 2016, 31(4): 608-619. JIN B S, GAO D Z, YANG P, et al. Change of soil organic carbon with different years of *Spartina alterniflora* invasion in wetlands of Minjiang River Estuary[J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(4): 608-619.

[56] 路峰, 王昕. 互花米草引种及遗传多样性研究进展[J]. 山东林业科技, 2017, 47(6): 107-112. LU F, WANG X. General situation of the introduction and genetic diversity of *Spartina alterniflora*[J]. Shandong Forestry Science and Technology, 2017, 47(6): 107-112.

[57] 徐伟伟, 王国祥, 刘金娥, 等. 苏北海滨湿地互花米草地上生物量动态[J]. 海洋科学进展, 2012, 30(1): 132-140. XU W W, WANG G X, LIU J E, et al. Above-ground Biomass Dynamics of *Spartina Alterniflora* in the coastal wetland of North Jiangsu[J]. Advances in Marine Science, 2012, 30(1): 132-140.

A Review of Spatial-Temporal Variation of *Spartina alterniflora* Biomass in Coastal Wetlands of China

WANG Shoubing，WEI Sijie

（*Department of Environmental Science and Engineering*, *Fudan University*, Shanghai 200433, China）

Abstract: As C_4 plants, *Spartina alterniflora* has a strong carbon sequestration effect, and its biomass data can provide important parameters for assessing the carbon sink function of *S. alterniflora*. In this paper, by collecting and analyzing the research data on the aboveground and underground biomass of *S. alterniflora* in China, the temporal and spatial variation characteristics of *S. alterniflora* biomass in coastal wetlands of China and the relevant analysis results are obtained as follows: ① The aboveground biomass of *S. alterniflora* is higher from July to October, and the lowest in April and May; the underground biomass is higher from June to October, and the lowest from February to April, that is, the aboveground and underground biomass of *S. alterniflora* is higher in summer and autumn, and the lowest in spring. This seasonal variation pattern of *S. alterniflora* biomass may be determined by the life activity law of *S. alterniflora* itself. ② The biomass of *S. alterniflora* is different in different provinces, different regions of the same province and different habitats of the same region. The spatial differences of *S. alterniflora* biomass may be related to tidal action, latitude differences, rhizosphere soil microbial action, population invasion years and *S. alterniflora* species. ③The aboveground biomass of Jiangsu is lower than that of Shanghai, Zhejiang and Fujian (Shanghai＞Zhejiang＞Fujian＞Jiangsu), while the underground biomass is the highest. In addition, the underground biomass of Jiangsu is higher than the aboveground biomass of itself. This biomass allocation pattern may be caused by the adverse growth conditions in Jiangsu. *S. alterniflora* needs to invest more resources in reproduction to adapt to the adverse environment, and under the same environmental conditions, the resources available to plants are certain, more biomass allocated to reproductive components will inevitably lead to less biomass allocated to nutritional components.

Key words: China；coastal wetlands；*Spartina alterniflora*；biomass；spatial-temporal variation

Received: May 12, 2022