

DOI:10.5846/stxb201311212788

黄河口芦苇湿地不同恢复阶段种群生态特征研究

孙文广^{1,2,3}, 孙志高^{1,*}, 孙景宽³, 孙万龙^{1,2}

1 中国科学院烟台海岸带研究所海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东省海岸带环境过程重点实验室, 烟台 264003

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 山东省黄河三角洲生态环境重点实验室, 滨州学院, 滨州 256603

摘要: 采用时空替代法, 选择黄河口未恢复区 (R_0)、恢复 5 年区 (R_{2007}) 和恢复 10 年区 (R_{2002}) 的芦苇湿地为研究对象, 研究了建群种芦苇的株高、密度、立枯物量、地上生物量的动态变化趋势。结果表明, 不同恢复阶段的芦苇株高整体均呈增加趋势, 且 R_{2002} 与其它两个恢复阶段差异显著 ($P < 0.01$); 不同恢复阶段的芦苇密度亦具有明显季节动态, R_0 与其它两个恢复阶段差异显著。不同恢复阶段芦苇地上及不同器官生物量整体均表现为 $R_{2002} > R_{2007} \approx R_0$, 其季节动态符合抛物线模型 ($y = b_0 + b_1t + b_2t^2, R^2 \geq 0.90, P < 0.01$)。不同恢复阶段芦苇地上器官对地上生物量的平均贡献率均无显著差异, 但均以茎的贡献率最高, 且表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$ 。不同恢复阶段芦苇的立枯物量随时间变化均符合指数增长模型 ($y = A_0e^{bT} + B_0, R^2 > 0.95, P < 0.01$), 整体表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$, 但其差异不显著。研究发现, 不同恢复阶段的湿地水文情势 (积水深度和水质) 是导致芦苇种群生态特征和地上生物量差异的重要因素, 故建议下一步湿地恢复工程蓄水应采取少量多次补水措施, 并应避开水质较差时间。

关键词: 生态恢复; 芦苇湿地; 生态特征; 水文情势; 黄河口

Study on ecological traits of *Phragmites australis* community in different restoration phases of the Yellow River estuary, China

SUN Wenguang^{1,2,3}, SUN Zhigao^{1,*}, SUN Jingkuan³, SUN Wanlong^{1,2}

1 Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences; Shandong Provincial Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Yantai Shandong, 264003, China;

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China

3 Shandong Provincial Key Laboratory of Eco-Environmental Science for Yellow River Delta, Binzhou University, Binzhou Shandong 256603, China

Abstract: The Yellow River Delta wetland is well known as the largest wetland ecosystem in the warm temperate zone of China and the most active regions of land-ocean interaction among the large river deltas in the world, which is of typical continental monsoon climate with distinctive season. In recent years, low flows of the Yellow River have led to a decrease in water supply to the wetlands. As a result, the *Phragmites australis* wetland ecosystem in the Yellow River Delta was seriously deteriorated. In order to prevent the further degradation of the wetland and improve the wetland functions, a ecological restoration project was implemented in the region governed by Dawenliu Management Station in the Yellow River Delta Nature Reserve in July 2002 by supplementing

基金项目: 国家自然科学基金项目(41171424, 41371104); 山东省自然科学基金重点项目(ZR2010DZ001); 中国科学院“一三五”规划生态突破项目(Y254021031); 中国科学院重点部署项目(KZZD-EW-14)

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zgsun@yic.ac.cn

abundant freshwater for the degraded wetlands. So far, enormous changes have occurred in the wetland ecosystem in the past 12 years following restoration project. A monitoring study was implemented along with the restoration project. By using the method of time-space mutual substitution, the ecological traits of *P. australis*, such as height, density, litter production and aboveground biomass, were studied in the un-restoration wetland (R_0), restoration wetland for five years (R_{2007}) and restoration wetland for ten years (R_{2002}) of the Yellow River estuary. Results showed that the heights of *P. australis* in the growing season generally increased in different restoration phases, which in R_{2002} differed from that in R_{2007} and R_0 ($p < 0.01$). The density of *P. australis* also had obvious seasonal dynamics in different restoration phases. Besides, the density of *P. australis* in R_0 had significant difference with those in R_{2002} and R_{2007} . The aboveground biomass and its components in different restoration phases were in the order of $R_{2002} > R_{2007} \approx R_0$, which could be described by parabola model ($y = b_0 + b_1t + b_2t^2$, $R^2 \geq 0.90$, $P < 0.01$). Proportions of aboveground parts of *P. australis* during the growing season showed no significant differences among different restoration phases. The percents of stem biomass in aboveground biomass were the highest, which in different restoration phases were in the order of $R_{2002} > R_{2007} > R_0$. The variations of litter production could be explained by exponential model ($y = A_0e^{bT} + B_0$, $R^2 > 0.95$, $P < 0.01$), but no significant differences were found among different restoration phases. In general, the litter production in those restoration phases was in the order of $R_{2002} > R_{2007} > R_0$. This study also found that wetland hydrological regime (water depth and water quality) were the most important factors influencing the different ecological traits and the aboveground biomass of *P. australis* in different restoration phases. Therefore, it was suggested that, in the next step, the wetland restoration project should adopt the approach of less replenishment but with more times. Also, the restoration project should avoid the period of poor water quality. The results of this paper provide basic information for evaluating the effects of ecological restoration project and improving the management of wetland restoration in the future. However, long-term monitoring is still needed to determine the inter-annual variations of ecological traits of *P. australis* within the restoration wetlands, which is essential to evaluate the effects of wetland restoration projects.

Key Words: ecological restoration; *Phragmites australis* marshes; hydrological regime; ecological traits; Yellow River estuary

湿地是地球上具有多功能的独特生态系统, 其对全球元素循环及平衡有着极为重要的影响。近几十年来, 由于全球变化和人类活动的影响, 滨海湿地生态系统的结构、功能出现了不同程度的退化, 其恢复与重建已成为是湿地科学研究领域的热点^[1-6]。目前, 国外对退化滨海湿地恢复的研究主要集中在恢复工程设计^[2,7]、恢复案例分析^[1]、恢复效果评估^[8]、恢复成本核算^[9]和恢复湿地服务价值评估^[10]等方面, 湿地的恢复效果评估作为研究热点之一, 近年来得到越来越多的关注, 主要集中于植被、土壤、水质和生物多样性恢复以及对温室气体削弱^[6]等方面, 而优势种群的生态特征研究是目前恢复效果评价的一个重要方面。与之相比, 国内对退化滨海湿地的恢复工作在最近十年才得到重视, 如云南洱海湖滨湿地生态恢复^[11]、黄河三角洲湿地生态恢复^[12,13]、广东南澳岛植被恢复^[14]、南方红树林和珊瑚礁湿地生态恢复^[15,16]等, 且这些研究对恢复效果的评价不够深入, 而从优势种群的生态特征去探讨更是少之又少。整体而言, 当前国内关于退化滨海湿地生态恢复的效果评估研究还比较薄弱, 而对此进行探讨将有助于揭示退化滨海湿地恢复的关键过程。

黄河三角洲滨海湿地是河口与渤海相互作用形成的重要湿地类型。当前, 针对调水调沙进行的退化湿地恢复工程已取得显著效果, 而围绕恢复前后湿地生态过程的变化亦开展了一些初步工作。唐娜等^[12]研究

了黄河三角洲芦苇湿地恢复前后水质、土壤盐碱化和水禽数量等的变化特征。Cui 等^[13]评价了 2002—2008 年黄河三角洲实施恢复工程以来湿地水质、土壤盐分、有机质和鸟类种类的变化特征。姚庆祯等^[17]则针对黄河口的水沙变化开展了湿地恢复工程实施后黄河口水体、沉积物中生源元素的变化特征。芦苇作为黄河口湿地的主要植被类型^[18]，自然是恢复工程实施的主要对象，其在不同恢复阶段种群特征的表现将是我们评价恢复效果的重要依据，到目前为止，国内关于黄河口生态恢复工程实施 10 年来芦苇湿地种群特征对不同水文情势的响应研究还鲜有报道。鉴于此，选择黄河口生态恢复工程实施前后不同恢复阶段的芦苇湿地为研究对象，对此进行了系统研究。研究结果可为下一步湿地恢复区的生态保育与管理提供重要科学依据^[19]。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域

研究区位于山东黄河三角洲国家级自然保护区内（37°40' N—38°10' N, 118°41' E—119°16' E）。保护区属暖温带季风气候，具有明显的大陆性季风气候特点，雨热同期，四季分明，冷热干湿界限极为明显。该区年平均气温 12.1 °C，无霜期 196 d， ≥ 10 °C 的年有效积温约 4300 °C，年均蒸发量 1962 mm，年均降水量 551.6 mm，70% 的降水集中于 7—8 月。区域内地势平坦，生态格局时空变化迥异，湿地类型多样，植物物种有三棱蔗草（*Sparganiaceae*）、朝天委陵菜（*Potentilla supina*）、假苇拂子茅（*Calamagrostis pseudophragmites*）、白茅（*Imperata cylindrica*）、芦苇（*Phragmites australis*）、碱蓬（*Suaeda salsa*）、怪柳（*Tamatis chinensis*）。

20 世纪 80 年代以来，黄河流域水量年际变化较大。据利津水文站 1980—2007 年实测资料，利津站最大年径流量为 $49.1 \times 10^9 \text{ m}^3$ （1983 年），此后年径流量一直下降到 $20.0 \times 10^9 \text{ m}^3$ 左右。除 1998 年外，利津站 1997—2002 年的年径流量一直低于 $10.0 \times 10^9 \text{ m}^3$ 。由此导致河水漫滩几率减少，侧渗补给到黄河口两岸湿地的水量也明显减少，保护区内部分湿地严重退化。由于水文过程是决定湿地形成与维持的最重要因素，所以根据国务院授权，在“维持黄河健康生命”治河新理念的支持下，黄河水利委员会自 1999 年开始对黄河水量实行统一调度，以引黄补水为主要手段对退化湿地进行恢复。始于 2002 年的 17 次调水调沙工程使黄河入海口地区的退化湿地得到有效恢复。2003 年，国家林业局全面实施保护区湿地生态恢复工程，初期完成恢复面积 5 万亩，之后四期工程分别完成 10 万亩、15 万亩、20 万亩和 35 万亩。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集与处理

试验区位于山东省黄河三角洲大汶流管理站和黄河口管理站所辖区域内（图 1）。采用定位研究方法，按照“典型性、代表性、一致性”的原则，设置未恢复区（取样前一直处于退化状态， R_0 ）、恢复 10 年区（2002 年开始生态恢复，采样时已恢复 10 年， R_{2002} ）和恢复 5 年区（2007 年开始生态恢复，采样时已恢复 5 年， R_{2007} ）3 个典型芦苇湿地样地，每个样地 30 m×30 m。三样地恢复前，均处于退化状态，由于缺水植被类

型为低草甸芦苇。恢复后, 由于补水方式发生巨大变化, R_{2007} 采取 7 月下旬一次补水方式, 而 R_{2002} 由于

临近黄河引水河道, 采取全年连续补水方式, 植被类型均为淡水沼泽芦苇。在研究样地内, 每 20 d 左右随机设置 3—4 个 50 cm×50 cm 的样方, 首先测定每个样方的植株密度, 并随机选取 10—15 株植物测量株高; 然后用剪刀剪下植物地上部分, 在将其带回实验室分离为茎、叶、叶鞘、穗和立枯物后置于 80 °C 烘干箱中烘干称重。

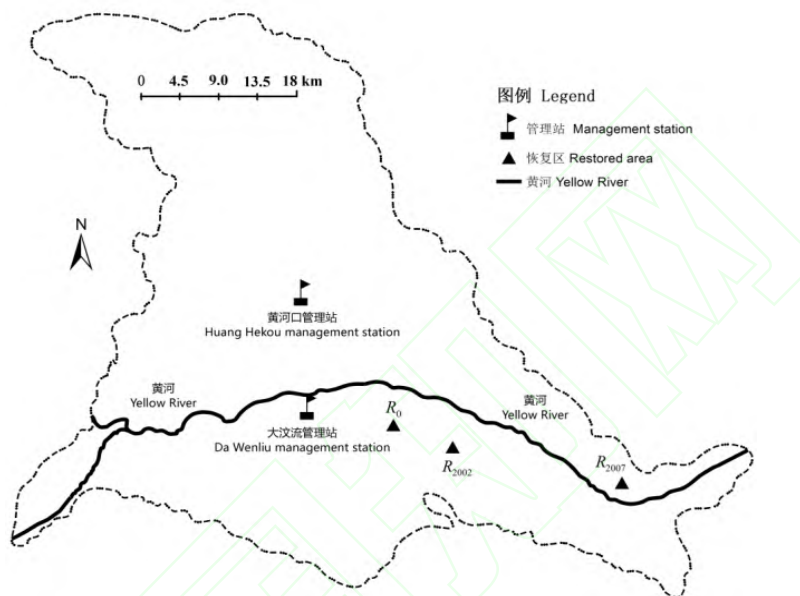


图 1 黄河三角洲自然保护区位置及恢复区样点布设

Fig.1 Location of the Yellow River natural reserve and the experimental sites of wetland restoration

1.2.2 数据处理与分析方法

根据测得的植物株高、密度、地上生物量及结构动态对不同恢复年限湿地芦苇种群生态特征和生物量进行统计分析。运用 Origin 8.0 进行作图, 运用 SPSS16.0 均值比较 T 检验法进行单因素方差分析。

2 结果与分析

2.1 芦苇种群生态特征

2.1.1 株高

不同恢复阶段的芦苇株高均具有明显的季节动态 (图 2)。 R_0 株高生长初期株高增长缓慢, 6 月以后增长迅速, 而 R_{2007} 除在 7 月增长迅速以及 11 月末略有增加外, 其它时期并无显著增加。相对而言, R_{2002} 株高变化趋势较大, 其在 5—6 月增长迅速, 8 月略有降低, 10—11 月缓慢增加。比较而言, 不同恢复阶段的芦苇株高整体表现为 $R_{2002} > R_0 > R_{2007}$, 其中 R_0 与 R_{2002} 、 R_{2002} 与 R_{2007} 存在极显著差异 ($P < 0.01$), 而 R_0 与 R_{2007} 之间的差异并未达到显著水平 ($P > 0.05$)。

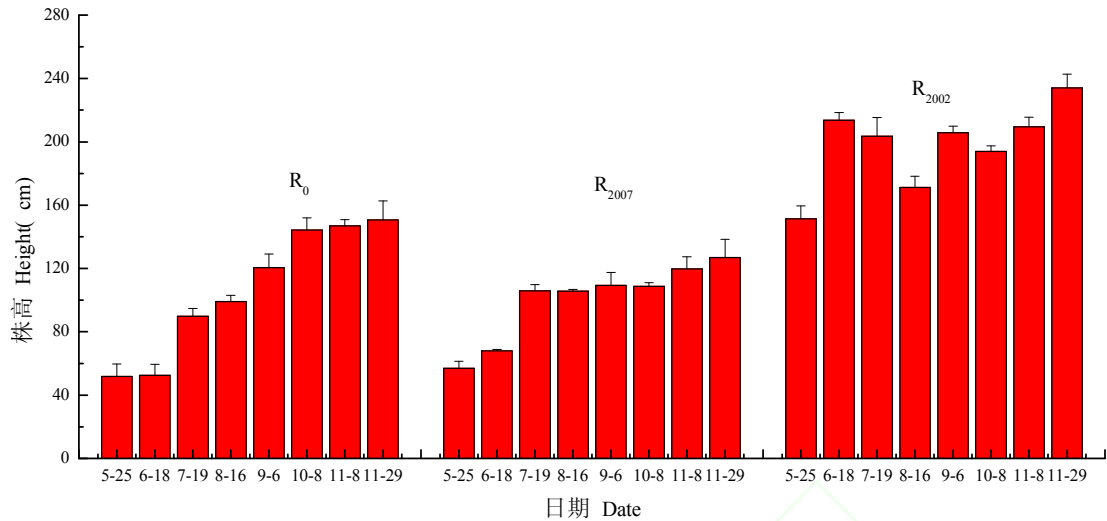


图2 不同恢复阶段芦苇株高季节动态

Fig.2 Seasonal dynamics of the height of *P. australis* in different restoration phases

2.1.2 密度

不同恢复阶段的芦苇密度亦具有明显的季节动态 (图3)。R₀ 密度除 11 月末降低外, 其它时期整体呈增加趋势, 并以 6—9 月的增加最为迅速。相对而言, R₂₀₀₇ 和 R₂₀₀₂ 生长季的密度变化幅度较大。R₂₀₀₇ 密度在 7 月取得最大值, 8 月有所降低, 11 月末迅速降低。而 R₂₀₀₂ 密度除在 6 月略有降低外, 7—9 月一直呈增加趋势, 之后略有降低。比较而言, 不同恢复阶段的芦苇密度整体表现为 R₂₀₀₂ ≈ R₂₀₀₇ > R₀, 其中 R₀ 与 R₂₀₀₂、R₀ 与 R₂₀₀₇ 均存在显著差异 ($P < 0.01$ 或 $P < 0.05$), 而 R₂₀₀₂ 与 R₂₀₀₇ 之间的差异并未达到显著水平 ($P > 0.05$)。

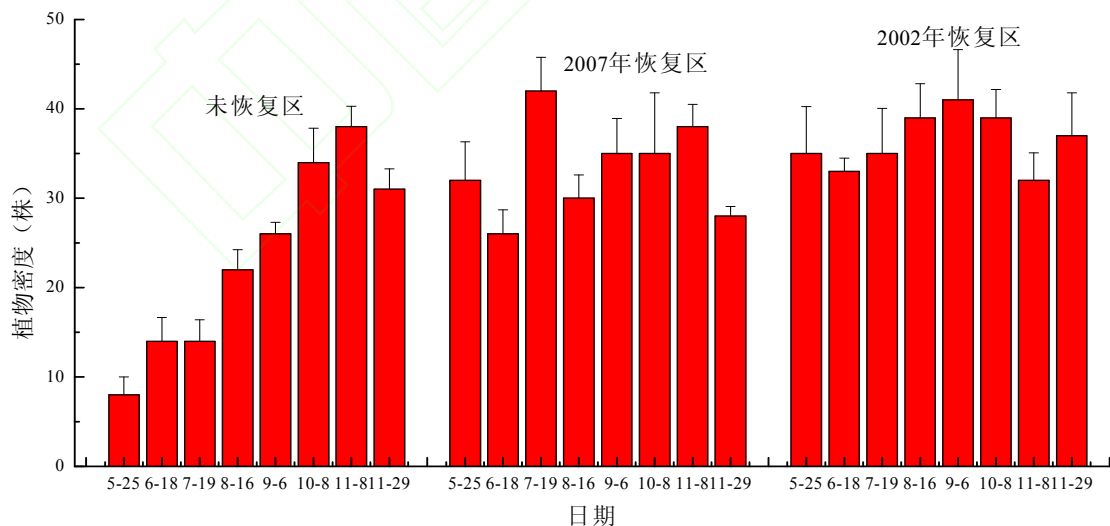


图3 不同恢复阶段芦苇密度季节动态

Fig.3 Seasonal dynamics of the density of *P. australis* in different restoration phases

2.2 地上生物量及结构动态

不同恢复阶段芦苇地上及不同器官生物量整体均呈单峰型变化 (图4), 且符合抛物线模型 ($y = b_0 + b_1t + b_2t^2$, $R^2 \geq 0.90$, $P < 0.01$)。R₀ 在 5—9 月的地上生物量低于 R₂₀₀₂ 和 R₂₀₀₇, 而在生长末期, 其值维持在较高水平且

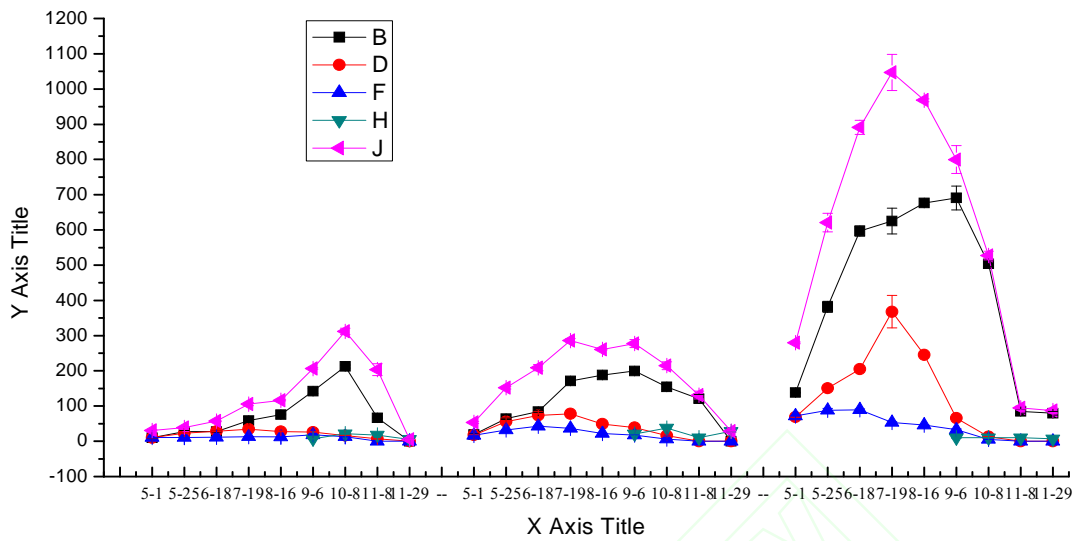


图 4 不同恢复阶段芦苇地上生物量及其组成季节动态

Fig.4 Seasonal dynamics of the aboveground biomass and its components of *P. australis* in different restoration phases

个别时期高于 R_{2002} 和 R_{2007} 。 R_{2007} 的地上生物量明显低于 R_{2002} ，其值在 7—9 月一直维持在较高水平且变化不大。尽管 R_{2002} 的地上生物量在 7—9 月亦维持在较高水平，但不同时期差异较大。就地上生物量峰值出现的时间而言， R_{2002} 与 R_{2007} 峰值出现的时间较为一致（7 月中旬），均比 R_0 提前 60 多天。整体而言，不同恢复阶段的地上生物量表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$ ，其中 R_0 与 R_{2002} 、 R_{2002} 与 R_{2007} 均存在极显著差异 ($P < 0.01$)，而 R_0 与 R_{2007} 之间的差异并未达到显著水平 ($P > 0.05$)。就不同器官生物量而言， R_0 茎生物量的季节变化明显，而叶和叶鞘生物量的变化相对平缓，三者分别于 10 月上旬、7 月中旬和 9 月上旬取得最大值。与之相比， R_{2007} 与 R_{2002} 的茎生物量均于 9 月上旬取得最大值，比 R_0 提前 30 多天。与 R_0 相似，二者叶的生物量也均在 7 月中旬取得最大值。 R_{2007} 与 R_{2002} 的叶鞘生物量在 5—6 月增加迅速，并均于 6 月中旬取得最大值后逐渐降低。不同恢复阶段的芦苇均自 8 月末穗生物量迅速增加，并均于 10 月上旬取得最大值后逐渐降低。比较而言，不同恢复阶段穗的生物量比较相近，而茎、叶和叶鞘生物量则表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$ 。其中， R_0 与 R_{2002} 、 R_{2002} 与 R_{2007} 茎和叶鞘生物量均存在极显著差异 ($P < 0.01$)， R_{2002} 与 R_{2007} 叶和穗生物量存在显著差异 ($P < 0.05$)，而 R_0 与 R_{2007} 不同器官生物量之间的差异并未达到显著水平 ($P > 0.05$)。不同恢复阶段芦苇地上生物量的器官分布在 5—8 月均表现为茎 $>$ 叶 $>$ 叶鞘，之后叶和叶鞘所占比例逐渐降低，而穗或茎的比例占优（图 5）。不同恢复阶段芦苇叶所占比例整体均呈先增加后降低变化，而叶鞘一直呈降低趋势。相对于 R_{2007} 和 R_{2002} ， R_0 茎占地上生物量的比例最低，但叶和叶鞘所占比例却高于 R_{2007} 和 R_0 。

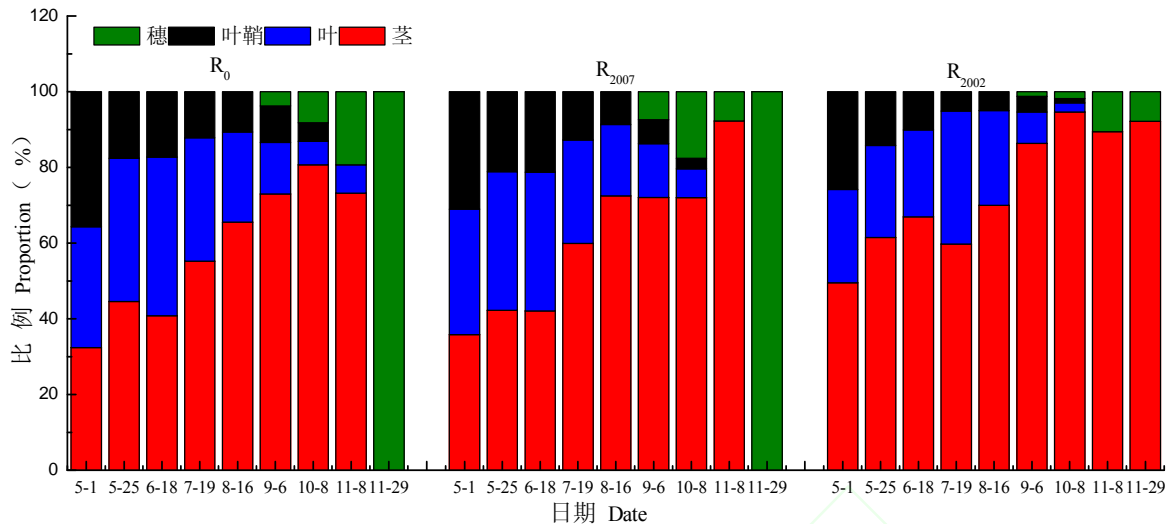


图 5 不同恢复阶段芦苇地上生物量各器官所占比例

Fig.5 Proportions of aboveground parts of *P. australis* in different restoration phases

2.3 立枯物量

不同恢复阶段芦苇的立枯物量在生长季整体均呈逐渐增加变化 (图 6), 符合指数增长模型 ($y=A_0e^{bT}+B_0, R^2>0.95, P<0.01$)。具体而言, R₀、R₂₀₀₇ 和 R₂₀₀₂ 的立枯物量均在生长初期较低。R₀ 的立枯物量在 5—9 月增长缓慢, 而 R₂₀₀₇ 的立枯物量除 7 月略有增加外, 7—10 月的立枯物量几乎无明显变化。与之相比, R₂₀₀₂ 的立枯物量在 5—8 月的增长较为缓慢, 9 月有小幅增加。至 10 月, R₀、R₂₀₀₇ 和 R₂₀₀₂ 的立枯物量骤然增加, 并均于 11 月末取得最大值 (337.88 g/m²、584.80 g/m² 和 971.04 g/m²)。比较而言, 不同恢复阶段芦苇的立枯物量整体表现为 R₂₀₀₂>R₂₀₀₇>R₀, 但其差异并未达到显著水平 ($P>0.05$)。

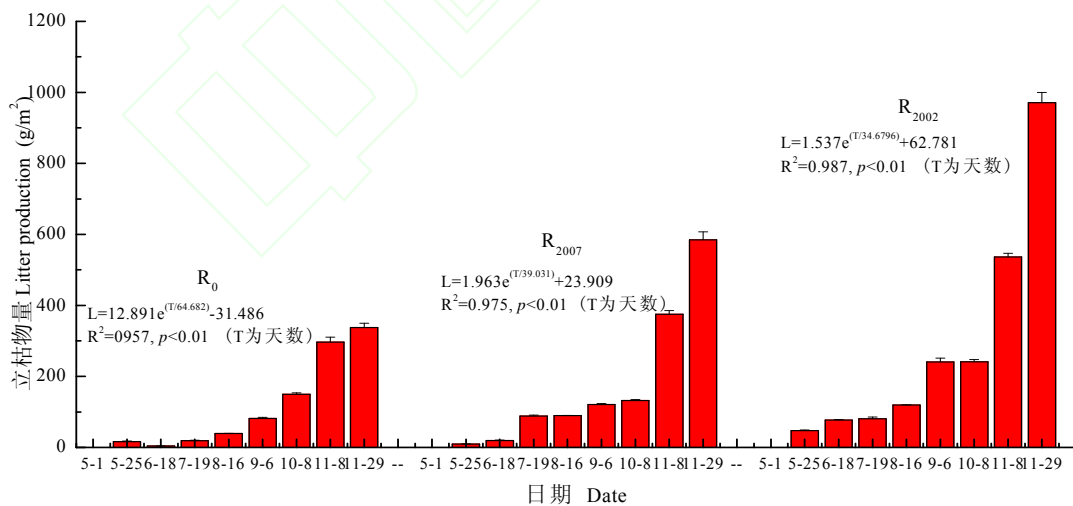


图 6 不同恢复阶段芦苇立枯物量季节动态

Fig.6 Seasonal dynamics of the litter production of *Phragmites australis* in different restoration phases

3 讨论

3.1 水深对不同恢复阶段芦苇生态特征影响

植被密度与株高是反映芦苇种群特征的重要参数, 其通过改变芦苇形态结构可导致生物量产生差异。

已有研究表明,水深梯度变化对芦苇种群生态特征具有重要影响^[20~22]。本研究表明,生长季不同恢复阶段的芦苇株高和密度分别表现为 $R_{2002} > R_0 > R_{2007}$ 和 $R_{2002} \approx R_{2007} > R_0$,生长初期 R_{2007} 的株高略高于 R_0 ,但远低于 R_{2002} 。虽然 R_{2007} 在生长初期无地表积水,但其地下水位较浅。与之相比,尽管 R_0 除降水外不存在其它淡水输入且地下水位较深,但芦苇根茎有“水力提升”作用,可通过根系、水平根茎等完成水分代谢^[23]。可见,生长初期水分条件对 R_0 与 R_{2007} 植株生长的影响可能不大,由此使得二者株高相近。 R_{2002} 临近黄河引水河道,采取连续补水方式。尽管生长初期的积水水位略有增加,但一直稳定在12—13 cm左右。相关研究表明,芦苇春季萌发,适宜浅水环境^[18]。另外,芦苇作为大型挺水植物,需挺出水面去获得 CO_2 和光照以进行光合作用,并且将 O_2 输送到根系进行呼吸和根围氧化,故在水分条件较好环境中生长的芦苇为争夺更多资源,植株往往发育的比较高大^[24],由此导致生长初期 R_{2002} 的株高远高于 R_{2007} 和 R_0 。本研究还发现, R_{2007} 在7月以后的株高除生长末期因抽穗略有增加外,其他时期并无显著增加,甚至还低于 R_0 。这可能是由于7月中旬蓄水后地表积水深度迅速增加,且维持在40 cm左右。而相关研究表明,芦苇对水深的最适宜范围介于10—30 cm之间^[19]。所以在极端水环境条件下,芦苇的生长特别是其形态特征发育可能受到抑制,而这可能也是导致其株高变化不大的重要原因。此外,湿地蓄水时,水深的大幅度变化也可能对芦苇的生长产生不利影响。本研究表明,季节性积水恢复区(R_{2007})与常年积水恢复区(R_{2002})的植株密度大体相当,且均明显高于无积水未恢复区(R_0)的植株密度。生长初期,由于 R_{2007} 的地下水位较浅,而 R_{2002} 地表积水适宜,所以水分可能不是影响两个恢复区芦苇生长重要限制因子,由此可能使得二者植株的密度均较大。由于 R_0 的地下水位较深,水分可能是影响芦苇植株密度的重要因素。加之生长初期植株尚未适应退化湿地区的高盐分生境,致使 R_0 在生长前期的植株密度较低。由于 R_0 恢复区的芦苇具有较强的耐旱耐盐能力^[25],所以生长后期其密度在经历逐渐增加后仍可达到较高水平。就 R_{2007} 而言,其在7月中旬蓄水后,植株密度在8月呈显著降低变化。这可能与随水深增加芦苇种群的自疏作用有关,因为自疏作用对芦苇的高度和径向生长产生一种补偿^[26]。

水深亦可通过改变芦苇群落的形态结构而显著影响其地上生物量^[24, 27]。本研究结果表明,生长季不同恢复阶段芦苇地上及不同器官生物量、立枯物量表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$,即10年恢复区芦苇湿地的生长状况优于5年恢复区或未恢复区。与株高、密度相似,虽然 R_0 仅靠降水补给且地下水位较深,但可通过根系、水平根茎等完成水分代谢^[23],使得其在生长初期的地上生物量一直与 R_{2007} 相当。在缺水胁迫下,芦苇又可通过降低其暗呼吸速率、减少呼吸作用对光合产物的消耗以及通过提高水分利用效率来维持其较高的光合速率^[20],所以 R_0 的地上生物量一直于生长后期(10月上旬)取得峰值。 R_{2002} 恢复区在生长季的水文条件一直较好,由此使得其生物量在7—9月一直稳定在较高水平。比较而言, R_{2007} 的地表在芦苇生长初期无积水,植物生长受到抑制,地上生物量较低;7月下旬蓄水后,在水深增加的情况下,芦苇种群自疏作用使得地上生物量略有降低。 R_{2007} 的地上生物量一直远远低于 R_{2002} ,其值在蓄水后略有下降,这可能与芦苇短时不能适应水深环境变化,部分植株或器官大量死亡有关^[28]。而这也是导致 R_{2007} 在7月份之后立枯物量迅速增加

的重要原因。可见,水深及水深梯度是影响不同恢复区芦苇种群生态特征和地上生物量差异的重要因素,故建议下一步湿地恢复工程蓄水应采取少量多次补水措施。

3.2 水质对不同恢复阶段芦苇生态特征影响

除水深梯度外,不同恢复阶段湿地的水质状况也是影响芦苇生长的重要因素。相关研究表明,溶解氧(DO)增多可促进芦苇进行强烈的呼吸作用,从而快速生长并释放出更多的氧气^[29]。生化需氧量(BOD)是评价水质状况的一个重要指标,并可反映水体DO的含量。BOD越高,说明水中的有机物越多,DO越低,水体受污染的程度越高。在水体BOD较高情况下,芦苇生长可受到显著抑制,长势不好^[30]。张爱勤等^[30]对扎龙湿地芦苇生长与水因子关系的研究发现,水质对芦苇生长具有重要影响,水质越好,DO越多,芦苇长势越好,地上生物量越大。表1为2012年黄河口生态恢复工程蓄水的水质状况。据此可知,7月下旬的蓄水水质处于全年最低水平,为III类水质,DO处于全年最低值,而BOD处于全年最高值。由于R₂₀₀₇采取的是一次性补水方式,芦苇短时不能适应这种水质,植物顶端叶片出现枯死现象(野外采样时的确发现这种现象),由此导致8月植株的株高略有降低。同样,R₂₀₀₂恢复区由于7月下旬的水质较差,亦导致其8月植株株高略有降低。不同的是,可能由于R₂₀₀₇恢复区的芦苇植株不能很快适应这种水质环境,其在生长中后期的株高增长缓慢;而R₂₀₀₂恢复区的补水量相对于R₂₀₀₇较少,加之芦苇具有一定的自净能力^[31],故其生长受影响较小,株高在生长中后期仍呈增长趋势。此外,7月下旬生态恢复工程较差的水质亦可导致R₂₀₀₇恢复区的芦苇生长受到抑制,部分植株发生死亡,密度开始减少,地上生物量也略有降低。可见,水质变化亦显著影响不同恢复阶段芦苇的生态特征及地上生物量,故建议下一步湿地恢复工程蓄水时应避开水质较差时间。

表 1 2012 年黄河口生态恢复工程蓄水水质情况 *

Table 1 Water quality of the ecological restoration project in the Yellow River estuary in 2012

月份 Month	pH	DO / (mg/L)	COD _{Mn} / (mg/L)	NH ₃ -N / (mg/L)	水质 Water quality
3	8.20	10.47	2.66	0.36	II
4	8.48	7.04	2.53	0.24	II
5	8.60	6.49	2.43	0.19	II
6	8.66	6.18	2.36	0.18	II
7 上旬(Early July)	8.52	6.66	2.3	0.25	II
7 下旬(Late July)	8.77	5.65	3.35	0.17	III
8	8.07	6.60	2.86	0.19	II
9	8.05	8.20	2.35	0.17	II
10	8.09	9.49	2.90	0.23	II
11	8.16	10.71	2.60	0.24	II

* 环保部数据中心全国主要流域重点断面(入海口)水质状况表

4 结论

(1) 生长季不同恢复阶段的芦苇株高和密度均具有明显季节动态,株高整体均呈增加趋势,表现为

$R_{2002} > R_0 > R_{2007}$: R_{2002} 和 R_{2007} 的密度变化幅度较小, 而 R_0 的密度变化明显, 表现为 $R_{2002} \approx R_{2007} > R_0$ 。

(2) 不同恢复阶段芦苇地上及不同器官生物量整体均呈单峰型变化, 表现为 $R_{2002} > R_{2007} \approx R_0$; 不同恢复阶段芦苇地上器官对地上生物量的平均贡献以茎最高, 且表现为 $R_{2002} > R_{2007} > R_0$ 。

(3) 水深及水深梯度是影响不同恢复区芦苇种群生态特征和地上生物量差异的重要因素, 故建议下一步湿地恢复工程蓄水应采取少量多次补水措施; 水质变化亦显著影响不同恢复阶段芦苇的生态特征及地上生物量, 故建议下一步湿地恢复工程蓄水时应避开水质较差时间。

参考文献:

- [1] Hinkle R L, Mitsch W J. Salt marsh vegetation recovery at salt hay farm wetland restoration sites on Delaware Bay. *Ecological Engineering*, 2005, 25(3): 240-251.
- [2] Hyfield E C G, Day J, Mendelsohn I, Kemp G P. A feasibility analysis of discharge of non-contact, once-through industrial cooling water to forested wetlands for coastal restoration in Louisiana. *Ecological Engineering*, 2007, 29(1): 1-7.
- [3] Simenstad C, Reed D, Ford M. When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. *Ecological Engineering*, 2006, 26(1): 27-39.
- [4] Mauchamp A, Chauvelon P, Grillas P. Restoration of floodplain wetlands: opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. *Ecological Engineering*, 2002, 18(5): 619-632.
- [5] Mitsch W J, Day J W Jr. Restoration of wetlands in the Mississippi–Ohio–Missouri(MOM) River Basin: experience and needed research. *Ecological Engineering*, 2006, 26(1): 55-69.
- [6] Williams J R. Addressing global warming and biodiversity through forest restoration and coastal wetlands creation. *The Science of the Total Environment*, 1999, 240(1-3): 1-9.
- [7] Lin Q X, Mendelsohn I A. Potential of restoration and phytoremediation with *Juncus roemerianus* for diesel-contaminated coastal wetlands. *Ecological Engineering*, 2009, 35(1): 85-91.
- [8] Kelley S, Mendelsohn I A. An evaluation of stabilized, water-based drilled cuttings and organic compost as potential sediment sources for marsh restoration and creation in coastal Louisiana. *Ecological Engineering*, 1995, 5(4): 497-517.
- [9] Gutrich J J, Hitzhusen F J. Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites: estimating restoration lag costs of wetland mitigation. *Ecological Economics*, 2004, 48(4): 409-424.
- [10] Jenkins W A, Murray B C, Kramer R A, Faulkner S P. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 2010, 69(5): 1051-1061.
- [11] 叶春, 金相灿, 王临清, 孔海南. 洱海湖滨带生态修复设计原则与工程模式. *中国环境科学*, 2004, 24(6): 717-721.
- [12] 唐娜, 崔保山, 赵欣胜. 黄河三角洲芦苇湿地的恢复. *生态学报*, 2006, 26(8): 2616-2624.
- [13] Cui B S, Yang Q C, Yang Z F, Zhang K J. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(7): 1090-1103.
- [14] 周厚诚, 任海, 向言词, 彭少麟, 李萍. 南澳岛植被恢复过程中不同阶段土壤的变化. *热带地理*, 2001, 21(2): 104-107, 112-112.
- [15] 林鹏. 中国红树林湿地与生态工程的几个问题. *中国工程科学*, 2003, 5(6): 33-38.
- [16] 张永泽, 王垣. 自然湿地生态恢复研究综述. *生态学报*, 2001, 21(2): 309-314.
- [17] 姚庆祯, 于志刚, 王婷, 陈洪涛, 米铁柱. 调水调沙对黄河下游营养盐变化规律的影响. *环境科学*, 2009, 30(12): 3534-3540.
- [18] 穆从如, 杨林生, 王景华, 胡远满, 林恒章. 黄河三角洲湿地生态系统的形成及其保护. *应用生态学报*, 2000, 11(1): 123-126.
- [19] 崔保山, 李英华, 杨志峰. 基于管理目标的黄河三角洲湿地生态需水量. *生态学报*, 2005, 25(3): 606-614.
- [20] 崔保山, 赵欣胜, 杨志峰, 唐娜, 谭学界. 黄河三角洲芦苇种群特征对水深环境梯度的响应. *生态学报*, 2006, 26(5): 1533-1541.

- [21] 王丹, 张银龙, 庞博, 徐明喜, 苏莹莹. 苏州太湖湿地芦苇生物量与水深的动态特征研究. 环境污染与防治, 2010, 32(7): 49-54.
- [22] 李冬林, 张纪林, 潘伟明, 朱轶群. 地表积水状况对芦苇形态结构及生物量的影响. 江苏林业科技, 2009, 36(3): 17-20.
- [23] 赵文智, 常学礼, 李启森, 何志斌. 荒漠绿洲区芦苇种群构件生物量与地下水埋深关系. 生态学报, 2003, 23(6): 1138-1146.
- [24] 段晓男, 王效科, 欧阳志云, 苗鸿, 郭然. 乌梁素海野生芦苇群落生物量及影响因子分析. 植物生态学报, 2004, 28(2): 246-251.
- [25] 谢涛, 杨志峰. 水分胁迫对黄河三角洲河口湿地芦苇光合参数的影响. 应用生态学报, 2009, 20(3): 562-568.
- [26] 邵成, 陈中林, 董厚德. 辽河河口湿地芦苇的生长及生物量研究. 辽宁大学学报: 自然科学版, 1995, 22(1): 89-94.
- [27] 杨帆, 邓伟, 杨建锋, 章光新, 李秀军. 土壤含水量和电导率对芦苇生长和种群分布的影响. 水土保持学报, 2006, 20(4): 199-201.
- [28] 王海洋, 陈家宽, 周进. 水位梯度对湿地植物生长、繁殖和生物量分配的影响. 植物生态学报, 1999, 23(3): 269-274.
- [29] 黄娟, 王世和, 雒维国, 鄢璐, 钟秋爽. 植物光合特性及其对湿地 DO 分布、净化效果的影响. 环境科学学报, 2006, 26(11): 1828-1832.
- [30] 张爱勤, 高美玲, 赵宏. 扎龙湿地芦苇生长与水因子关系的研究. 黑龙江环境通报, 2005, 29(4): 29-30.
- [31] 王为东, 王亮, 聂大刚, 尹澄清. 白洋淀芦苇型水陆交错带水化学动态及其净化功能研究. 生态环境学报, 2010, 19(3): 537-543.