

底质类型对热带海草海菖蒲种子萌发和幼苗生长的影响

刘松林^{1,2,3,4}, 江志坚^{1,2,3,4}, 吴云超^{1,2,3,4}, 张霞^{1,2,3,4}, 黄小平^{1,2,3,4*}

(1.中国科学院南海海洋研究所、中国科学院热带海洋生物资源与生态重点实验室, 广东 广州 510301;

2.南方海洋科学与工程广东省实验室(广州), 广东 广州 511458;

3.中国科学院南海生态环境工程创新研究院, 广东 广州 510301;

4.三亚中科海洋研究院, 海南省热带海洋生物技术重点实验室, 海南 三亚 572100)

摘要:近几十年来,受到人类活动和气候变化的影响,全球海草床呈现退化趋势,海草床的恢复备受关注。其中,海草种子或幼苗移植由于其对供体海草床破坏和影响较小,并能保证海草的遗传多样性而备受关注。移植区的底质类型是决定海草种子或幼苗移植存活率的重要因子,然而,目前关于热带海草种子萌发和幼苗生长对不同底质类型响应的研究很有限。本研究以热带海草海菖蒲(*Enhalus acoroides*)种子为研究对象,利用室内模拟实验,分别设置细砂和砂砾底质的处理,探讨不同底质类型对海菖蒲种子萌发和幼苗生长的影响。研究发现,细砂组和砂砾组的萌发率和萌发历期的平均值分别96.3%、3.6 d和95.0%、3.4 d,两个处理组之间差异不显著。萌发后的细砂组海菖蒲幼苗的存活率为97.37%,而砂砾组的幼苗存活率仅为81.58%;另外,海菖蒲幼苗的叶片长度、根长度、叶片生长速率和根生长速率在细砂组均显著高于砂砾组。因此,沉积物粒径的差异对海草种子的萌发率和萌发时间没有显著性影响,但沉积物粒径增大会显著降低萌发后海菖蒲幼苗的存活率和生长速率。因此,未来开展海菖蒲种子或幼苗的野外移植,应选取沉积物粒径较小细砂质区域进行移植,可促进海菖蒲种子或幼苗移植的成活率,提高海菖蒲生态修复的成功率。

关键词:海洋生物学;海菖蒲;底质类型;种子;萌发;幼苗

DOI: 10.3969/J.ISSN.2095-4972.2021.01.008

中图分类号:P735

文献标识码:A

文章编号:2095-4972(2021)01-0074-08

海草是一类适应于海洋环境中生长的水生被子植物,一般分布于低潮带和潮下带6 m以上的浅水生境^[1],其在适宜条件下可以形成大面积的海草床^[2]。海草床生态系统是近岸海域生产力极高的生态系统,全球海草的平均初级生产力为1 012 g/(m²·a)(干重),并高于生物圈多数其他类型生态系统^[3]。海草床生态系统具有重要的生态服务功能,如育幼^[4-5]、降低人类及水生动物患病风险^[6]、污染物质净化^[1]和蓝碳^[7]等。然而,20世纪

以来,由于人类活动和气候变化的影响,自1940年以来,全球海草床以每年接近7%的速度衰退消失^[8]。海草床的退化和消失会导致其生态功能的减弱或丧失,加剧近岸生态系统的不稳定性和脆弱性。因此,为保护海草床,促使海草床健康发展,海草床的生态恢复在近几十年来备受关注^[9-11]。

生境恢复法、成体植株移植法和种子或其幼苗移植法是海草床修复的主要方法^[10-12]。近年来,海草种子或其幼苗移植法在海草床的修复中越来越受

收稿日期:2020-05-03

基金项目:广州市科技计划资助项目(201904010370);中国科学院战略性先导科技专项资助项目(XDA13020204);南方海洋科学与工程广东省实验室(广州)人才团队引进重大专项资助项目(GML2019ZD0404);海南省重点研发计划资助项目(ZDYF2020180);中国科学院南海生态环境工程创新研究院自主部署项目资助项目(ISEE2018PY01, ISEE2018ZD02);国家自然科学基金资助项目(41806147)

作者简介:刘松林(1990—),男,博士,副研究员;E-mail: liusonglin@scsio.ac.cn

* 通讯作者:黄小平(1965—),男,博士,研究员;E-mail: xphuanguang@scsio.ac.cn

到重视,这与其对供体海草床破坏和影响较小,并能保证海草的遗传多样性密切相关^[13-14]。关于海草种子或其幼苗野外移植,目前大多关注温带海草如鳗草 (*Zostera marina*)^[15]、牟氏鳗草 (*Z. muelleri*)^[16]、大洋波喜荡草 (*Posidonia oceanica*)^[11]和根枝草属 (*Amphibolis*)^[17]等。可见,前人研究多关注温带海草的种子或幼苗移植,鲜有报道关于热带海草种子或其幼苗移植的研究^[18-19]。

弄清其种子萌发和幼苗生长对环境因子的响应,是成功实现热带海草种子或其幼苗成功移植的关键和基础^[16,20-21]。其中,底质类型是影响海草种子萌发与幼苗生长的重要因素^[22-23],例如,鳗草种子在泥质沉积物的萌发率和幼苗建成率都显著高于砂质沉积物^[22]。不同的底质类型具有不同的有机质含量和不同的氧化还原电位,这可能是影响海草种子萌发率和幼苗生长率的主要原因^[22,24]。但热带海草种子萌发及其幼苗生长对不同底质的响应如何,仍未见报道。

海菖蒲 (*Enhalus acoroides*) 是我国热带典型海草,在我国主要分布于海南陵水、琼海和文昌沿海岸域^[25],这些分布区域的底质类型差异显著,在陵水海草床的沉积物类型为细砂质沉积物,而在琼海和文昌海域的海草床底质多为珊瑚碎屑的砂砾质沉积物^[26]。近年来,由于显著的人类活动影响如污染物输入、港口建设、网箱养殖、挖螺耙螺和挖沙虫等,导致海菖蒲呈现退化趋势,其海草床也逐渐呈现斑块化^[27],因此,亟待在我国开展热带海草海菖蒲的生态恢复。本研究通过室内模拟实验,探究不同底质类型对海菖蒲种子萌发与幼苗生长的影响,为后续开展大规模的海菖蒲种子或幼苗室内培育及野外移植区域的选择提供重要的科技基础。

1 材料与方法

1.1 种子与沉积物采集

2018年8月,在海南陵水黎安(18°24'46"N, 110°03'18"E)采集海菖蒲成熟的果实,将其装入大小为25 cm×40 cm,孔径为0.5 mm的尼龙网袋中,

并浸泡于原位海水中,带回实验室。根据本实验室之前的研究,陵水黎安和琼海潭门海草床底质类型差异显著^[26],我们采集了陵水黎安和琼海潭门海草床沉积物。同时,我们还采集了陵水黎安的原位海水一并带回实验室,为开展室内模拟海草种子萌发与幼苗生长实验做准备。根据本实验室之前的研究,陵水黎安和琼海潭门的海菖蒲遗传结构和水环境主要指标差异不显著^[25,28],因此,本研究仅采集陵水黎安的种子和海水,研究结果不会受到显著的影响。

1.2 实验设计

培养前,利用 Mastersizer 2000 型激光衍射粒度分析仪(测量范围0.02~2 000 μm,相对误差<2%)对陵水黎安和琼海潭门海草床的沉积物进行粒度分析,结果如表1所示,陵水黎安的底质类型为细砂质,而琼海潭门的底质类型为砂砾质。在不同的玻璃培养缸(30 cm×30 cm×35 cm)中分别在底层铺上陵水黎安和琼海潭门的沉积物,底层沉积物厚度约为6 cm,分别称为细砂组和砂砾组,每个处理设置2个重复。然后向每个培养缸中加入陵水黎安的原位海水,并用充氧泵对每个培养缸进行充氧。根据本实验室之前的研究,埋藏后的海菖蒲种子萌发率低于10%^[18],因此,本研究将采集的海菖蒲果实剥开,获得海菖蒲种子后,在每个培养缸沉积物表面均匀撒播20粒种子,总计80粒种子。

1.3 实验过程

总培养的时间为154 d,培养期间利用加热棒维持各培养缸的温度为29.5±0.5℃。每隔2~3 d,添加适量超纯水维持培养缸的水位,并对水体的pH、盐度和溶解氧进行监测。同时,每天观察海菖蒲种子的萌发数量(以第一片子叶从种子中生长出来作为萌发时间)以及萌发后幼苗的存活数量。另外,在第0、8、11、16、24、35、46、58、88、154天测量萌发后幼苗的叶片长度,并利用便携式电位计测定沉积物的氧化还原电位。培养结束后,将幼苗拔出,测量不同处理组海菖蒲的根长度。

表1 海南黎安和潭门海草床沉积物中不同粒度组分占比

Tab. 1 Compositions of sediment grain size in seagrass meadows of Li'an and Tanmen, Hainan

采样地点	海草床沉积物中不同粒度组分占比/%			
	砾	砂	粉砂	粘土
黎安	0	72.79±7.38	25.30±6.54	1.91±0.84
潭门	44.13±7.60	51.68±7.17	4.05±0.70	0.14±0.11

1.4 数据处理

种子的萌发率和平均萌发历期(单位为 d)分别按照以下公式计算:

$$\text{萌发率}(\%) = \text{萌发种子数量} / \text{种子总数量} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{平均萌发历期} = \sum (n_i \cdot T_i) / N \quad (2)$$

式(1)、(2)中: n_i 为第*i*天萌发的种子数量(粒), T_i 代表萌发统计的第*i*天, N 为萌发种子的总数量(粒)。

幼苗的存活率按照下式进行计算:

$$\text{幼苗存活率}(\%) = \frac{\text{幼苗存活数量}}{\text{萌发种子数量}} \times 100 \quad (3)$$

海草幼苗在整个培养期内(154 d)叶片长度和根长度的生长速率,分别称之为叶片生长速率(mm/d)和根生长速率(mm/d),计算公式如下:

$$\text{叶片生长速率} = (\text{培养后叶片长度} \times 10) / \text{培养时间} \quad (4)$$

$$\text{根生长速率} = (\text{培养后根长度} \times 10) / \text{培养时间} \quad (5)$$

式(4)、(5)中:培养后叶片长度、培养后根长度单位均为 cm,培养时间单位为 d。

对获得的所有数据通过 Microsoft Excel 2010 和 SPSS 19.0 软件进行处理,首先对数据进行方差同质性检验,若方差不齐,则将原始数据进行对数转换以

满足方差齐性。利用 Student's-t 检验,分析不同底质处理的 pH、盐度、溶解氧、种子萌发率、平均萌发历期、幼苗存活率、幼苗叶片长度、幼苗根长度、幼苗叶片生长速率和幼苗根生长速率的差异。同时,利用单因素协方差分析(以底质类型为固定因子,以培养时间为协方差因子)沉积物氧化还原电位和幼苗叶片长度在细砂组和砂砾组间的差异。

2 结果与讨论

2.1 培养过程主要环境因子变化

培养缸水体的 pH、盐度和溶解氧含量在培养期间的变化范围分别为 7.98~8.16、31.3~33.4 和 5.59~6.52 mg/L,均为海草生长的适宜条件。细砂组和砂砾组的 pH、盐度和溶解氧含量的平均值分别为 8.05 和 8.04、32.3 和 32.2 以及 6.11 mg/L 和 6.22 mg/L,差异不显著($t = 0.613$, $p = 1.772$)。这表明,底质类型的改变并未改变水体中的上述环境指标。在培养期间,两个处理组的沉积物氧化还原电位均呈现迅速上升后迅速下降,而后趋于平稳的趋势(图 1)。尽管砂砾组的氧化还原电位在培养期间大多高于细砂组,平均值分别为 73.80 mV 和 100.71 mV,但这两个处理组的氧化还原电位的差异不显著($F = 3.927$, $p = 0.052$)。因此,实验室培养过程中,不同底质类型的处理,其沉积物的氧化还原电位差异不大。

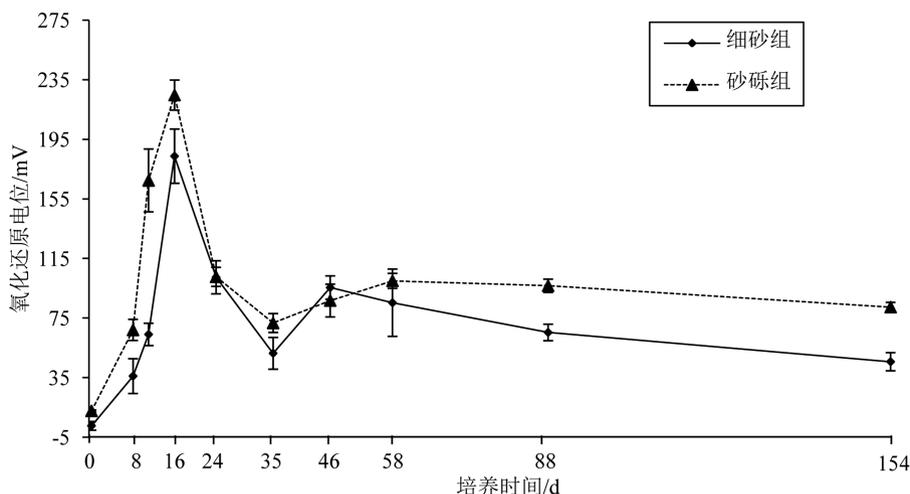


图 1 海菖蒲培养期间细砂组和砂砾组沉积物氧化还原电位的变化

Fig. 1 Changes of sediment oxidation reduction potential in the fine sand and coarse-gravel sand groups during *E. acoroides* incubation

图中值为平均值±标准误差。

2.2 底质类型对种子萌发率和萌发历期的影响

两个处理组的海菖蒲种子在播种后迅速萌发,在第 7 天以后的萌发率达到峰值并保持不变,平均

萌发历期为 3.5 d(图 2)。这明显低于鳗草种子的平均萌发历期(37~54 d)^[23],这是因为鳗草种子为可休眠种子,而海菖蒲种子为非休眠种子,撒播后可

直接萌发^[29]。细砂组和砂砾组的萌发率分别为 97.5% 和 95.0%, 两组间差异不显著 ($t = 1.000$, $p = 0.423$); 相似的, 细砂组和砂砾组的平均萌发历期分

别为 3.7 d 和 3.4 d, 其两组间差异也不显著 ($t = 1.299$, $p = 0.323$)。因此, 不同的底质处理不会影响海菖蒲种子的萌发率和萌发时间。

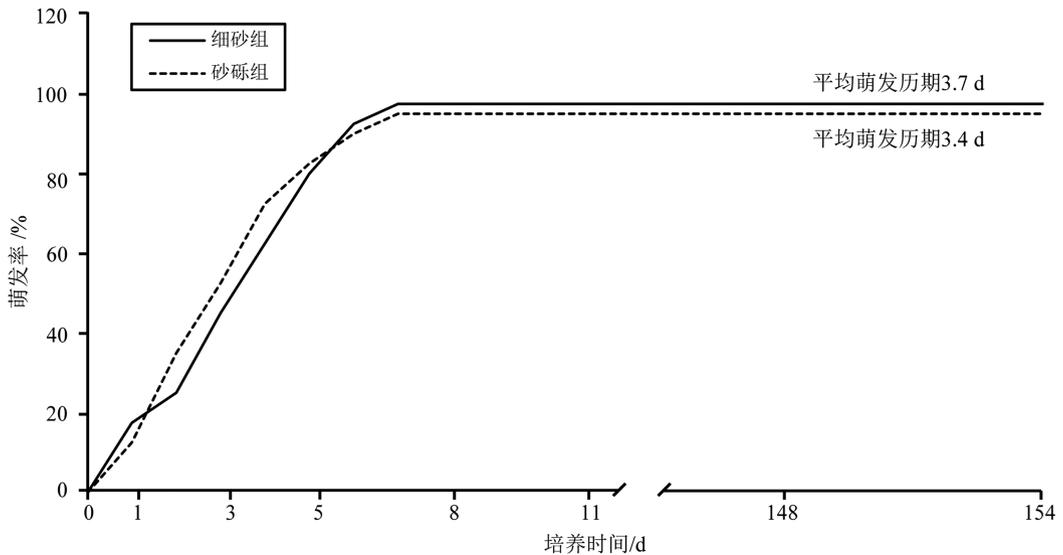


图 2 细砂组和砂砾组海菖蒲种子的萌发率和萌发历期

Fig. 2 Germination rate and mean time-to-germinate of *E. acoroides* seeds in the fine sand and coarse-gravel sand groups
图中值为平均值。

2.3 底质类型对幼苗生长的影响

培养期间, 细砂组的海菖蒲幼苗仅有 1 株死亡, 其平均存活率为 97.37%, 而砂砾组的幼苗存活率为 81.58%, 细砂组的幼苗存活率显著高于砂砾组 ($t = 5.246$, $p = 0.041$), 如图 3 所示。细砂组和砂砾组的海菖蒲幼苗均在培养期内不断生长, 154 d 后其平均叶片长度高达 24.72 cm, 而砂砾组幼苗的平均叶片长度仅为 10.30 cm (图 4)。单因素协方差分析结果表明, 砂砾组显著降低了海菖蒲幼苗的叶片长度 ($F = 36.700$, $p < 0.001$)。培养结束后, 细砂组海菖蒲幼苗的平均根长度为 12.07 cm, 显著高于砂砾组的 7.38 cm ($t = 5.203$, $p < 0.001$), 如图 5 所示。与叶片和根长度的变化相对应, 细砂组海菖蒲幼苗的叶片 ($t = 7.713$, $p < 0.001$) 和根 ($t = 5.203$, $p < 0.001$) 的生长速率均显著高于砂砾组 (图 6)。Zhang 等 (2015) 以及 Jarvis 等 (2015) 的研究发现, 沉积物粒径增加导致海草存活率下降, 并会降低海草的生长速率, 这与本研究的结果一致^[30,23]。如前所述, 两个实验组中水体的主要环境因子 (温度、盐度、pH 和溶解氧) 和沉积物的氧化还原电位差异不显著, 可见, 这些环境因子不是导致砂砾组海菖蒲幼苗生长速率显著下降的原因。沉积物底质类型的差异会影响沉积物硫化物、有机碳和营养物质等环境因子^[31-32], 这可能会影响海草种子的萌发^[33-34]。另外, Balestri 等 (2015) 和 Guerrero-Meseguer 等 (2017)

的研究均表明, 粒径较小的沉积物利于海草根的伸长, 而粒径较大的沉积物会对海草根的伸长造成较大阻力而抑制其伸长^[35,21]。细砂组海菖蒲较长的根利于海草植株吸收沉积物中营养物质, 从而促进叶片的生长。因此, 粒径会影响海菖蒲幼苗的生长速率。

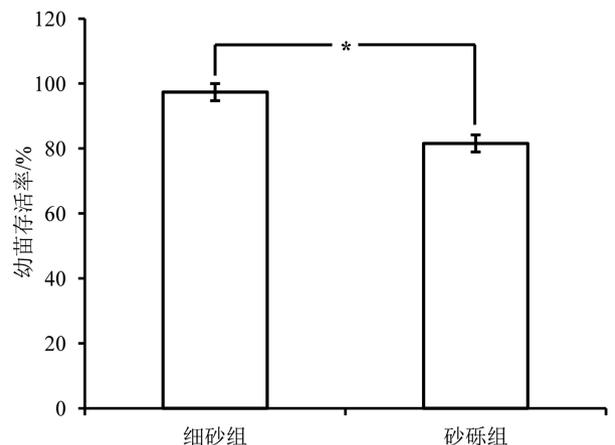


图 3 细砂组和砂砾组海菖蒲幼苗存活率差异

Fig. 3 Difference of *E. acoroides* seedling survival rates between the fine sand and coarse-gravel sand groups
图中“*”表示实验组之间差异显著 ($p < 0.05$), 图中值为平均值 \pm 标准误。

2.4 海菖蒲种子或幼苗移植策略

上述研究结果表明, 沉积物粒径的变化对海草种子的萌发率和萌发时间较小, 但对其萌发后的生

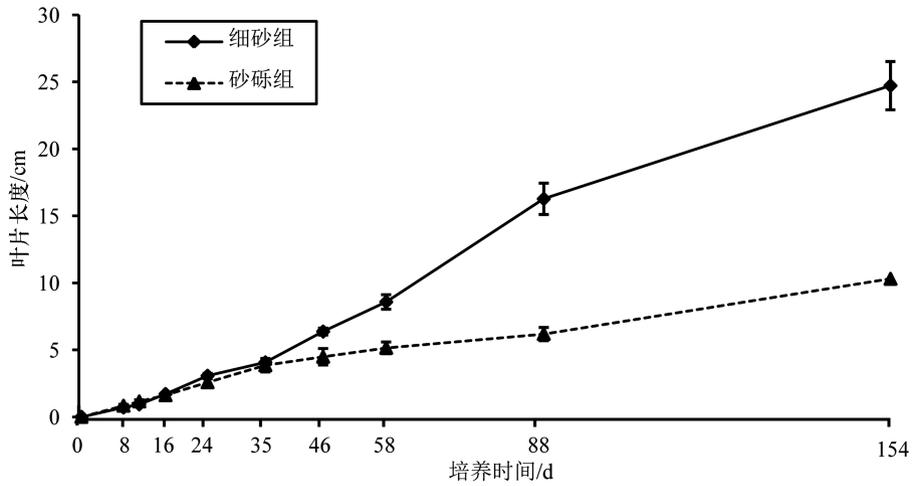


图 4 培养期间细砂组和砂砾组海菖蒲幼苗叶片长度的变化

Fig. 4 Changes of *E. acoroides* seedling leaf lengths in the fine sand and coarse-gravel sand groups during culture
图中值为平均值±标准误。

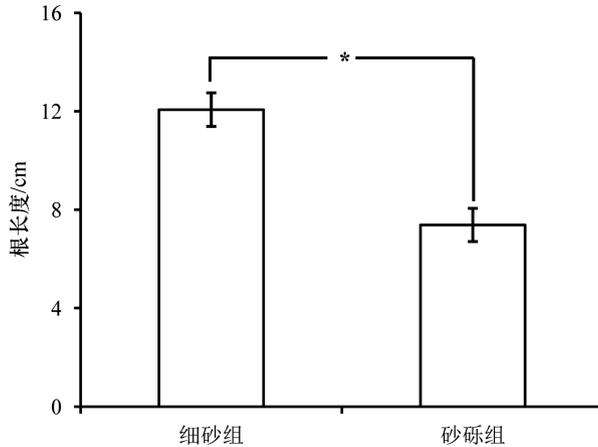


图 5 细砂组和砂砾组海菖蒲幼苗根长度的差异

Fig. 5 Difference of *E. acoroides* seedling root lengths between the fine sand and coarse-gravel sand groups
图中“*”表示实验组之间差异显著($p < 0.05$), 图中值为平均值±标准误。

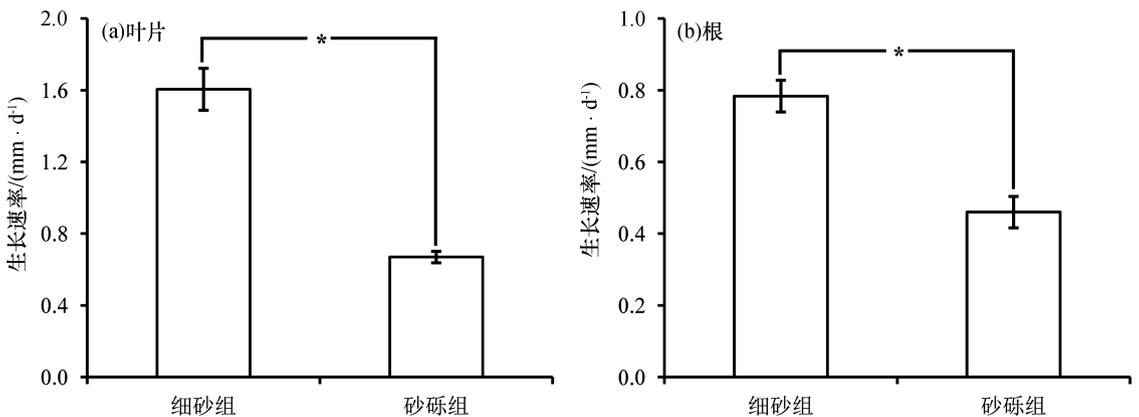


图 6 细砂组和砂砾组海菖蒲幼苗叶片生长速率和根生长速率差异

Fig. 6 Difference of *E. acoroides* seedling leaf growth rates and root growth rates between the fine sand and coarse-gravel sand groups
图中“*”表示实验组之间差异显著($p < 0.05$), 图中值为平均值±标准误。

长速率的影响较显著。因此,未来开展海菖蒲种子或幼苗室内培养和野外移植时,应选取沉积物粒径较小细砂质区域进行培养与移植,可促进海菖蒲种子或幼苗移植的成活率。另外,海草种子萌发与幼苗生长,其关键的生理机制就是其体内营养物质和光合速率的变化^[20],然而,目前关于海菖蒲种子萌发与幼苗生长对环境因子变化的响应机制仍不清楚,亟待在未来开展研究,为促进海菖蒲种子或幼苗的野外移植提供科学依据。

3 结论

本研究通过室内模拟实验探讨了底质类型(粒

径的差异)对海菖蒲种子萌发与幼苗生长的影响,主要结论如下:

(1)细砂组和砂砾组的萌发率、平均萌发历期分别为 97.5%、3.7 d 和 95.0%、3.5 d,沉积物粒径对海菖蒲种子的萌发率和平均萌发时间的影响不显著。

(2)细砂组幼苗的存活率、叶片生长速率和根生长速率均显著高于砂砾组,粒径较小的沉积物可促进海菖蒲幼苗的生长。

(3)未来开展海菖蒲种子或幼苗室内培育和野外移植,应选取沉积物粒径较小细砂质区域进行培养与移植。

参考文献:

- [1] HEMMINGA M A, DUARTE C M. Seagrass ecology[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.
- [2] SHORT F T, POLIDORO B, LIVINGSTONE S R, et al. Extinction risk assessment of the world's seagrass species[J]. Biological Conservation, 2011, 144(7): 1 961-1 971.
- [3] DUARTE C M, CHISCANO C L. Seagrass biomass and production: a reassessment[J]. Aquatic Botany, 1999, 65(1): 159-174.
- [4] HORINOUCI M. Distribution patterns of benthic juvenile gobies in and around seagrass habitats: effectiveness of seagrass shelter against predators[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 72(4): 657-664.
- [5] 刘松林,江志坚,吴云超,等.海草床育幼功能及其机理[J].生态学报,2015,35(24):1-10.
- [6] LAMB J B, VAN DE WATER J A, BOURNE D G, et al. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates[J]. Science, 2017, 355(6 326): 731-733.
- [7] MCLEOD E, CHMURA G L, BOUILLON S, et al. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, 9(10): 552-560.
- [8] WAYCOTT M, DUARTE C M, CARRUTHERS T J, et al. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2009, 106(30): 12 377-12 381.
- [9] ORTH R J, HARWELL M C, BAILEY E M, et al. A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration[J]. Marine Ecology Progress Series, 2000, 200(3): 277-288.
- [10] ORTH R J, MARION S R, MOORE K A, et al. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Chesapeake Bay region of Mid-Atlantic coast of the USA: challenges in conservation and restoration[J]. Estuaries and Coasts, 2010, 33(1): 139-150.
- [11] BALESTRI E, PIAZZI L, CINELLI F. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1998, 228(2): 209-225.
- [12] 郭栋,张沛东,张秀梅,等.大叶藻移植方法的研究[J].海洋科学,2012,36(3):42-48.
- [13] REYNOLDS L K, WAYCOTT M, MCGLATHERY K J, et al. Eelgrass restoration by seed maintains genetic diversity: case study from a coastal bay system[J]. Marine Ecology Progress Series, 2012, 448: 223-233.
- [14] ORTH R J, HARWELL M C, INGLIS G J. Ecology of seagrass seeds and seagrass dispersal processes[M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006.
- [15] ORTH R J, MARION S R, GRANGER S, et al. Evaluation of a mechanical seed planter for transplanting *Zostera marina* (eelgrass) seeds[J]. Aquatic Botany, 2009, 90(2): 204-208.
- [16] BRENCHLEY J L, PROBERT R J. Seed germination responses to some environmental factors in the seagrass *Zostera capricorni* from eastern Australia[J]. Aquatic Botany, 1998, 62(3): 177-188.
- [17] KIRKMAN H. Pilot experiments on planting seedlings and small seagrass propagules in western Australia[J]. Marine Pollution Bulletin, 1999, 37(8/9/10/11/12): 460-467.
- [18] 于硕,张景平,崔黎军,等.基于种子法的海菖蒲海草床恢复[J].热带海洋学报,2019,38(1):49-54.
- [19] AMBO-RAPPE R, LA NAFIE Y A, LIMBONG S R, et al. Restoration of seagrass *Enhalus acoroides* using a combination of generative and vegetative techniques[J]. Biodiversitas Journal of Biological Diversity, 2019, 20(11): 3 358-3 363.

- [20] NIU S N, ZHANG P D, LIU J, et al. The effect of temperature on the survival, growth, photosynthesis, and respiration of young seedlings of eelgrass *Zostera marina* L.[J]. *Aquaculture*, 2012, 350/351/352/353: 98-108.
- [21] GUERRERO-MESEGUER L, SANZ-L ZARO C, SUK-UENG K, et al. Influence of substrate and burial on the development of *Posidonia oceanica*: implications for restoration[J]. *Restoration Ecology*, 2017, 25(3): 453-458.
- [22] WANG M, WANG Y, GUO X, et al. Reproductive properties of *Zostera marina* and effects of sediment type and burial depth on seed germination and seedling establishment[J]. *Aquatic Botany*, 2016, 134: 68-74.
- [23] JARVIS J C, MOORE K A. Effects of seed source, sediment type, and burial depth on mixed-annual and perennial *Zostera marina* L. seed germination and seedling establishment[J]. *Estuaries and Coasts*, 2015, 38(3): 964-978.
- [24] MOORE K A, ORTH R J, NOWAK J F. Environmental regulation of seed germination in *Zostera marina* L. (eelgrass) in Chesapeake Bay: effects of light, oxygen and sediment burial[J]. *Aquatic Botany*, 1993, 45(1): 79-91.
- [25] YU S L, LIU S L, JIANG K, et al. Population genetic structure of the threatened tropical seagrass *Enhalus acoroides* in Hainan Island, China[J]. *Aquatic Botany*, 2018, 150: 64-70.
- [26] ZHANG X, ZHAO C Y, YU S, et al. Rhizosphere microbial community structure is selected by habitat but not plant species in two tropical seagrass beds[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2020, 11: 161.
- [27] 陈石泉, 王道儒, 吴钟解, 等. 海南岛东海岸海草床近 10 a 变化趋势探讨[J]. *海洋环境科学*, 2015, 34(1): 48-53.
- [28] 陈启明, 刘松林, 张弛, 等. 海南典型热带海草床 4 种代表性鱼类的生长特征及其对海草资源量变化的响应[J]. *热带海洋学报*, 2020, 39(5): 62-70.
- [29] AMBO-RAPPE R, YASIR I. The effect of storage condition on viability of *Enhalus acoroides* seedlings[J]. *Aquatic Botany*, 2015, 127: 57-61.
- [30] ZHANG Q, LIU J, ZHANG P D, et al. Effect of silt and clay percentage in sediment on the survival and growth of eelgrass *Zostera marina*: transplantation experiment in Swan Lake on the eastern coast of Shandong Peninsula, China[J]. *Aquatic Botany*, 2015, 122: 15-19.
- [31] JIANG Z J, LIU S L, ZHANG J P, et al. Newly discovered seagrass beds and their potential for blue carbon in the coastal seas of Hainan Island, South China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 125(1/2): 513-521.
- [32] LI D L, LIU X B, LIU Z G, et al. Variations in total organic carbon and acid-volatile sulfide distribution in surface sediments from Luan River Estuary, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(14): 1 073.
- [33] TERRADOS J, DUARTE C M, KAMP-NIELSEN L, et al. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? [J]. *Aquatic Botany*, 1999, 65(1): 175-197.
- [34] TANNER C E, PARHAM T. Growing *Zostera marina* (eelgrass) from seeds in land-based culture systems for use in restoration projects[J]. *Restoration Ecology*, 2010, 18(4): 527-537.
- [35] BALESTRI E, DE BATTISTI D, VALLERINI F, et al. First evidence of root morphological and architectural variations in young *Posidonia oceanica* plants colonizing different substrate typologies[J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2015, 154: 205-213.

Effects of different sediment types on the seed germination and seedling growth of tropical seagrass, *Enhalus acoroides*

LIU Song-lin^{1, 2, 3, 4}, JIANG Zhi-jian^{1, 2, 3, 4}, WU Yun-chao^{1, 2, 3, 4}, ZHANG Xia^{1, 2, 3, 4},
HUANG Xiao-ping^{1, 2, 3, 4*}

(1. Key Laboratory of Tropical Marine Bio-resources and Ecology, South China Sea Institute of Oceanology, CAS, Guangzhou 510301, China;

2. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou), Guangzhou 511458, China;

3. Innovation Academy of South China Sea Ecology and Environmental Engineering, CAS, Guangzhou 510301, China;

4. Key Laboratory of Tropical Marine Biotechnology of Hainan Province, Sanya Institute of Oceanology, South China Sea Institute of Oceanology, CAS, Sanya 572100, China)

Abstract: In recent decades, natural and anthropogenic disturbances in coastal areas have resulted in a world-wide decline of tropical seagrass meadows. Thus the recovery of seagrass meadow has gained more attention. Therein, the

seagrass seed/seedling transplantation is highly regarded due to less destructive of donor seagrass meadows and enhancement of genetic diversity in the restoration seagrass meadows. The sediment type in the planting area is an important factor in determining the rates of seed/seedling transplantation success. However, there is little information of tropical seagrass seed germination and seedling growth responding to the sediment type. To address this gap, we carried out a laboratory incubation experiment using different sediment type (fine sand and coarse-gravel sand treatments) for seed germination and seedling growth of tropical seagrass *Enhalus acoroides*. The result shows that the germination rate and mean time-to-germinate were not significant difference between the fine sand and coarse-gravel sand groups, with the mean values of 96.3% and 3.6 days, and 95.0% and 3.4 days, respectively. The survival rate of germinated *E. acoroides* seedlings in the fine sand was 97.37%, while it was only 81.58% in the coarse-gravel sand group. In addition, the *E. acoroides* seedling leaf and root lengths and their growth rates were all significantly longer and higher in the fine sand group than the coarse-gravel sand group, respectively. Therefore, the impacts of sediment type on *E. acoroides* seed germination and time-to-germinate are not significant though coarse-gravel sand has much lower seedling survival rate and seedling growth rate. These results indicates that the fine sand sediment type for *E. acoroides* seed/seedling transplantation in the tropical seagrass restoration should be chosen as it can promote the seed/seedling transplantation success rate.

Key words: marine biology; *Enhalus acoroides*; sediment type; seed; germination; seedling

DOI: 10.3969/J.ISSN.2095-4972.2021.01.008

(责任编辑:王 静)