

DOI: 10.5846/stxb201510102048

全为民, 周为峰, 马春艳, 冯美, 周振兴, 唐峰华, 吴祖立, 范瑞良, 王云龙, 包小松, 沈辉, 成伟. 江苏海门蛎岬山牡蛎礁生态现状评价. 生态学报, 2016, 36(23): 7749-7757.

Quan W M, Zhou W F, Ma C Y, Feng M, Zhou Z X, Tang F H, Wu Z L, Fan R L, Wang Y L, Bao X S, Shen H, Cheng W. Ecological status of a natural intertidal oyster reef in Haimen County, Jiangsu Province. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(23): 7749-7757.

江苏海门蛎岬山牡蛎礁生态现状评价

全为民^{1,*}, 周为峰¹, 马春艳¹, 冯美², 周振兴², 唐峰华¹, 吴祖立¹, 范瑞良¹, 王云龙¹, 包小松², 沈辉², 成伟²

1 农业部东海与远洋渔业资源开发利用重点实验室, 中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090

2 江苏海门蛎岬山国家级海洋公园管理处, 海门 226156

摘要: 基于 2013—2014 年间的生态调查结果, 评价了江苏海门蛎岬山牡蛎礁的生态现状。无人机航拍结果显示, 江苏海门蛎岬山分布有 750 个潮间带区牡蛎礁斑块, 总面积约为 201519.37 m²; 与 2003 年相比, 海门蛎岬山牡蛎礁面积约下降了 38.8%。活体牡蛎的平均盖度约为 66%, 2013 年 5 和 9 月熊本牡蛎 *Crassostrea sikamea* 的平均密度分别为 (2199±363) 个/m² 和 (2894±330) 个/m²。2013 年 5 月海门蛎岬山熊本牡蛎种群的平均肥满度 (CI) 和性腺指数 (GI) 分别为 (9.76±0.95)% 和 (1013±82) mg/g, 均显著低于浙江象山港养殖的熊本牡蛎种群 ($P < 0.05$)。海门蛎岬山熊本牡蛎的单倍体多样性和核苷酸多样性指数分别为 0.119 和 0.00028, 均高于长江口野生种群和浙江象山港养殖种群。海门蛎岬山熊本牡蛎种群受到尼氏单孢子虫 (*Haplosporidium nelsoni*) 的轻度感染, 其感染率 (17.2%) 低于浙江象山港养殖群体 (47.3%)。泥沙沉积和人类捕捞是江苏海门蛎岬山牡蛎礁面临的主要胁迫因子, 今后牡蛎礁恢复的重点是增加附着底物的数量。

关键词: 无人机; 牡蛎礁; 尼氏单孢子; 遗传多样性; 生态恢复

Ecological status of a natural intertidal oyster reef in Haimen County, Jiangsu Province

QUAN Weimin^{1,*}, ZHOU Weifeng¹, MA Chunyan¹, FENG Mei², ZHOU Zhenxing², TANG Fenghua¹, WU Zuli¹, FAN Ruiliang¹, WANG Yunlong¹, BAO Xiaosong², SHEN Hui², CHENG Wei²

1 Key Laboratory of East China Sea and Marine Fishery Resource Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Shanghai 200090, China

2 Administration Agency of National Marine Garden of Haimen Liyashan, Haimen 226156, China

Abstract: Oyster reefs are important coastal habitats because they provide ecosystem services such as water filtration, habitat provision, shoreline stabilization, and nutrient retention. The Liyashan oyster reef is located inshore of the Dongzhao Port, Haimen County, Jiangsu Province, and it is a natural intertidal reef. The oyster reef supports abundant species and high fishery production, and it is a major spawning ground for the roughskin sculpin, *Trachidermus fasciatus*, which is listed as a second-grade state protection animal. However, there is limited information on the ecological status of the natural oyster reef. In this study, we mapped the reef footprint and monitored oyster populations (species, density, biomass, size-frequency, body condition, genetic diversity, and parasite infection) at the Liyashan oyster reef on the basis of field investigations conducted in 2013 and 2014 and compared the metrics to those of farmed oysters. Aerial photos obtained using

基金项目: 江苏海门蛎岬山国家级海洋公园管理处项目; 中央级公益性科研院所 (东海水产研究所) 基本科研业务费项目 (2014G01, 2015M01); 国家公益性行业 (农业) 科研专项经费项目 (201303047); 国家自然科学基金面上项目 (31170508)

收稿日期: 2015-10-10; 修订日期: 2016-08-23

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: quanweim@163.com

an unmanned plane indicate that the natural oyster reef is composed of 750 intertidal reef patches, and the area of a patch ranges from 0.98 m² to 16330 m². The total area of the intertidal reef is approximately 0.201 km². However, the aerial footprint of the natural reef has declined by approximately 39% in the past decade because of sedimentation. Mean cover for live oysters was 66%, and mean densities of the oyster *Crassostrea sikamea* were between 2199 and 2894 ind./m². The percentage of oyster spats with respect to size-frequency distribution was greater in September than in May, showing high recruitment of oyster larvae in the summer. Mean flesh content, condition index, and gonad index of *C. sikamea* were (32.15±1.80)%, (9.76±0.95)%, and (600±116) mg/g, respectively. These values were significantly lower at the Liyashan natural oyster reef than at nearby aquaculture sites ((36.50±2.34)%, (15.24±1.04)%, and (1013±82) mg/g, respectively) in Xiangshan Bay, Zhejiang Province. Haplotype diversity and nucleotide diversity index of the *C. sikamea* population at Liyashan were 0.119 and 0.00028, respectively, and were greater than the values observed at the aquaculture sites. The oyster population had been slightly infected by the parasite *Haplosporidium nelsoni*, and the infection frequency (17.2%) was lower at the natural reef than at the aquaculture sites (47.3%). The natural oyster reef is rapidly degrading because of heavy sedimentation. The oyster population at the reef had lower body condition, greater genetic diversity, and lower gonad index and parasite infections than those at the aquaculture sites. To protect this important biogenic reef, greater restoration efforts should be initiated to promote the oyster population and reef functions by supplementing hard substrates.

Key Words: unmanned plane; oyster reef; *Haplosporidium nelsoni*; genetic diversity; ecological restoration

牡蛎礁(oyster reef)是由牡蛎聚集生长所形成的一种生物礁系统,它广泛分布于温带河口和滨海区^[1]。除为人类提供大量鲜活牡蛎以供食用外,牡蛎礁还具有净化水体^[2-3]、提供栖息地^[4-5]、能量耦合^[6-8]和防止岸线侵蚀^[9-10]等生态功能。然而,在过去 100 多年中,由于过度捕捞、环境污染、病害浸染和生境破坏等原因,全球牡蛎礁分布面积下降了 85%,并导致近岸生态系统一系列的生态环境问题,如赤潮频发、渔业资源量下降和海岸带生态系统退化^[11-13]。尽管 Beck 等人^[13]首次对全球牡蛎礁的生态现状进行了全面评估,并将中国渤海湾和江苏小庙洪牡蛎礁的生态现状评估为较差,但这些评估结果仅仅依据历史文献和相关专家所提供的有限信息;至今为止,有关我国牡蛎礁生态现状的相关报道非常少见。

江苏海门蛎岬山牡蛎礁属中国海岸滩涂稀有的自然活体牡蛎礁生境^[14]。据¹⁴C 的测年结果表明,该礁体已有 1400 余年的地质年龄,不仅可以作为探测地球中纬度地区海洋地质变化的参照体,而且在海洋生态环境保护与生物资源养护等方面均发挥着重要的生态功能^[14]。为此,我国于 2006 年正式批准建立了江苏海门蛎岬山牡蛎礁海洋特别保护区(后更名为江苏海门蛎岬山国家级海洋公园),以加强对此自然潮间带牡蛎礁的保护和管理。目前,有关该牡蛎礁的生态研究比较少见。如全为民等^[15]的研究表明,在该牡蛎礁内分布有 3 种牡蛎(熊本牡蛎 *Crassostrea sikamea*、近江牡蛎 *C. ariakensis* 和密鳞牡蛎 *Ostrea denselamellosa*),其中分布于潮间带区的造礁活体牡蛎大多为熊本牡蛎;在此礁体内定居性大型底栖动物(不包括 3 种牡蛎)共计 43 科 66 种,其生物多样性、总栖息密度和生物量均显著高于邻近的软相潮间带泥(沙)质滩涂和潮下带泥滩。另据邵炳绪等^[16]的研究,海门蛎岬山牡蛎礁曾是我国重点保护水生野生动物松江鲈(*Trachidermus fasciatus*)在黄海南部的重要产卵场。

但近年来,快速的泥沙沉积造成许多自然牡蛎礁退化或丧失。调查期间发现许多自然礁体斑块被泥沙覆盖,直接导致鲜活牡蛎死亡及礁体面积缩小^[14-15]。为了保护这一独特的海洋生境,本研究于 2013—2014 年间对海门蛎岬山牡蛎礁开展了综合的生态调查,目标是评估该牡蛎礁的生态现状,识别牡蛎种群维持及牡蛎礁保护面临的主要胁迫因子,阐明牡蛎礁的退化机制,从而为海门蛎岬山牡蛎礁的保护与恢复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点

江苏海门牡蛎礁(32°08'22.6"—32°09'22.5"N, 121°32'33.2"—121°33'22.8"E)位于江苏省海门市黄海沿岸

的小庙洪水域。礁体露出时间在大潮汛时为每潮次 4—6 h,中潮汛时为 2—4 h,小潮汛时礁体 1—2 d 不露出。礁区总面积为 3.5 km²,其中密集区约 1.5 km²。研究地点的位置及采样站点请参照文献^[15]。

1.2 生态调查方法

本研究于 2013 年 5 月至 2014 年 5 月期间对海门蛎岬山牡蛎礁开展了生态现状调查,调查内容包括水体理化环境(水温、盐度、pH、溶解氧(DO)、总悬浮颗粒物(TSS)、叶绿素 a(Chl a)、牡蛎礁地理分布(礁体斑块分布、面积)、牡蛎种群生物学(盖度、密度、生物量、个体大小、体质与健康、繁殖力、遗传多样性和病害浸染)。

2013 年 5 月、7 月、9 月、11 月和 2014 年 3 月和 5 月对海门蛎岬山牡蛎礁水体理化环境开展调查。于高潮位时,采用 YSI 水质分析仪现场测定水温、盐度、DO 和 pH 值;Chl a 和 TSS 均采集 500 mL 表层水样经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后,冰冻保存后带回实验室分析测定,Chl a 采用分光光度计法测定,TSS 采用重量法分析测定。

2013 年 11 月 18—21 日期间开展海门蛎岬山牡蛎礁地理分布的无人机航空摄影测量工作。共制作和布设了 32 个地面控制点,飞行了 16 条航线,航拍两千余幅地面高分辨率影像,完整覆盖整个蛎岬山牡蛎礁范围,实现牡蛎礁地理分布和生态现状的高精度遥感调查。航拍影像经过以下步骤处理:曝光调整→分航线拼接→航线间拼接→子区间拼接→整个区域拼接→几何纠正与地理定位→GIS 提取解译。

2013 年 5 月和 9 月对海门蛎岬山牡蛎礁熊本牡蛎种群的密度、生物量和个体大小进行调查,具体调查采样方法参见文献^[15]。2013 年 5 月运用样方法对牡蛎礁中活牡蛎的盖度进行了现场调查。

1.3 样品采集与分析

2013 年 5 月从江苏海门和浙江象山港分别采集野生和养殖的熊本牡蛎样品,带回实验室后放入 -20℃ 冰箱保存。

从两个熊本牡蛎种群中,各选取 15 只用于测定牡蛎的含肉率和肥满度。在实验室内,精确测定牡蛎的壳高(SH,mm)和总重(TWW,g)后,剥取牡蛎的软组织部分,测定湿壳重(WSW,g)和湿肉重(WTW,g),然后将牡蛎壳和软组织部分放入烘箱中(60℃)烘干至恒重(约 24 h),并测定其干肉重(FTW,g)。依据下列公式计算牡蛎的含肉率(Flesh content,FC)和肥满度(Condition index,CI):

$$FC = \text{WTW} / \text{WSW} \times 100\%$$

$$CI = \text{FTW} / \text{WTW} \times 100\%$$

另外,从两个种群中各挑选 15 只健康牡蛎个体,撬开贝壳后,分别挑取性腺组织(Gonad Weight,GW)和非性腺组织(Somatic Weight,SW)称重。牡蛎性腺指数(Gonad Index,GI)的计算公式如下:

$$GI = \text{GW}(\text{mg}) / \text{SW}(\text{g}) \times 1000$$

采用线粒体 16S rRNA 方法检测 3 个熊本牡蛎种群(长江口、浙江象山港和海门蛎岬山)的遗传多样性。采集牡蛎的闭壳肌,用 95% 的酒精固定保存运至实验室待用。基因组 DNA 提取及线粒体 16S rRNA 基因片段扩增参照文献的方法进行^[15]。采用 Clustal X (1.83) 软件对获得的牡蛎线粒体 16SrRNA 序列进行对位排列,采用 MEGA 3.0 软件对序列的碱基组成、变异位点进行分析,并确定单倍型。

采用 PCR 技术检测了象山港和海门蛎岬山熊本牡蛎种群寄生虫浸染情况,根据文献^[17-18]选用的 4 对引物由上海生工生物技术有限公司合成(表 1),稀释至 10 μm, -20℃ 保存备用。具体检测步骤为:DNA 提取→PCR 反应→电泳分析→测序。

1.4 数据统计

运用一维方差分析(1-way ANOVA)比较 2 个熊本牡蛎种群(海门蛎岬山 vs 象山港)间含肉率、肥满度和性腺指数的差异。数据经对数 lg(x+1) 转换后输入统计软件 Statistic 6.0 分析。

2 结果

2.1 水体理化环境

海门蛎岬山水域水温介于 7.2—27.0 ℃,平均值为 17.2 ℃(表 2);盐度介于 25.2—29.6,平均值为 27.9;

DO 变化范围为 6.32—7.56 mg/L, 平均值为 7.09 mg/L; TSS 介于 19—136 mg/L, 平均值为 50 mg/L; 水体 Chl a 变化范围为 1.33—4.65 mg/m³, 平均值为 2.28 mg/m³。

表 1 引物序列及扩增片段长度

Table 1 Primer sequences and amplified fragment length

| 寄生虫 Parasite | 引物名称 Primer | 引物序列 Primer sequences | 扩增长度 Amplified fragment length |
|---|----------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| 派琴虫 <i>Perkinsus</i> sp. | PerkITS85 | 5'-CCGCTTTGTTTGGMTCCC-3' | 703bp |
| | PerkITS750 | 5'-ACATCAGGCCTTCTAATGATG-3' | |
| 包拉米虫 <i>Bonamia</i> | BO | 5'-CATTAAATTGGTCGGGCCGC-3' | 304bp |
| | BOAS | 5'-CTGATCGTCTTCGATCCCC-3' | |
| 尼氏单孢子虫 <i>Haplosporidium nelsoni</i> | MSX-F | 5'-CGACTTTGGCATTAGGTTTCAGACC-3' | 573bp |
| 马尔太虫 <i>Marteilia</i> | MSX-R | 5'-ATGTGTTGGTGACGCTAACCG-3' | 412bp |
| | MR-F | 5'-CCGCACACGTTCTTCACTCC-3' | |
| | MR-R | 5'-CTCGCGAGTTTCGACAGACG-3' | |

表 2 江苏海门蛎蚶山水体理化指标

Table 2 Physical-chemical metrics of Liyashan oyster reef in Haimen county

| 监测指标 Metrics | 2013-05 | 2013-07 | 2013-09 | 2013-12 | 2014-03 | 2014-05 |
|------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 水温 T/°C | 14.7 | 27.0 | 23.7 | 12.4 | 7.2 | 18.2 |
| 盐度 Salinity | 29.6 | 25.2 | 28.9 | 27.8 | 28.3 | 27.6 |
| pH | 8.10 | 8.06 | 8.13 | 8.09 | 8.14 | 8.07 |
| DO / (mg/L) | 7.36 | 7.56 | 6.32 | 7.06 | 6.98 | 7.25 |
| TSS / (mg/L) | 19 | 40 | 136 | 24 | 31 | 52 |
| Chl a / (mg/m ³) | 4.65 | 2.36 | 2.03 | 1.76 | 1.33 | 1.57 |

2.2 牡蛎礁分布

经无人机航拍解释, 海门蛎蚶山内共有 750 个潮间带牡蛎礁斑块, 总面积达到 201519.37 m² (图 1, 表 3)。最大礁体斑块的面积为 16330 m², 最小礁体斑块的面积为 0.98 m²。

按照斑块面积, 将 750 个牡蛎礁斑块划分为 7 个等级 (表 3)。从数量百分比来看, 保护区内 72% 礁体斑块面积介于 10—500 m² 之间。从面积百分比来看, 面积介于 1000—5000 m² 的礁体斑块所占比例最大。

2.3 牡蛎种群生物学

活体牡蛎的盖度介于 0—100% 之间, 平均盖度为 66%。总体上, 保护区西南角自然礁体受泥沙覆盖较为严重, 活体牡蛎覆盖率较低; 而东北和西北两块区域自然礁体生态状况较好, 活体牡蛎覆盖率较高。

5 月海门蛎蚶山牡蛎礁内熊本牡蛎平均密度和生物量分别为 (2199±363) 个/m² 和 (12361±1645) g/m² (表 4); 其中, A4 站点牡蛎密度和生物量最高, 而 A7 站点牡蛎密度和生物量为最低。9 月海门蛎蚶山牡蛎礁内熊本牡蛎平均密度和生物量分别为 (2894±330) 个/m² 和 (12038±1436) g/m² (表 4); 其中, A1 站点牡蛎密度最高, 而 A7 站点牡蛎密度和生物量为最低。

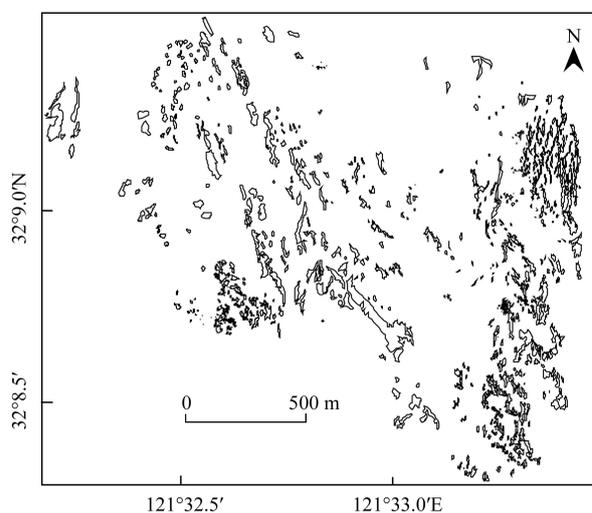


图 1 江苏海门蛎蚶山牡蛎礁斑块分布图

Fig. 1 Distribution of intertidal patches in Liyashan oyster reef of Haimen county

表 3 江苏海门蛎岬山牡蛎礁斑块的统计表

Table 3 Classification statistic of reef patches in Liyashan oyster reef of Haimen county

| 斑块面积范围/m ² Range in patch area | 礁体数量/个 No | 数量百分比/% Quantity percent | 礁体面积/m ² Area | 面积百分比/% Area percentage |
|--|--------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| >10000 | 1 | 0.13 | 16330 | 8.10 |
| 5000—10000 | 1 | 0.13 | 5225 | 2.59 |
| 1000—5000 | 38 | 5.07 | 66409 | 32.95 |
| 500—1000 | 60 | 8.00 | 43637.3 | 21.65 |
| 100—500 | 252 | 33.60 | 57757.2 | 28.66 |
| 10—100 | 293 | 39.07 | 11594.23 | 5.75 |
| <10 | 105 | 14.00 | 566.64 | 0.28 |
| 合计 Total | 750 | | 201519.37 | |

表 4 江苏海门蛎岬山牡蛎礁内熊本牡蛎的栖息密度和生物量(±标准误, n=6)

Table 4 Mean density and biomass of the oyster *Crassostrea sikamea* in Liyashan oyster reef of Haimen County

| 采样点 Sampling sites | 5月 May | | 9月 September | |
|-----------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| | 密度/(个/m ²) Density | 生物量/(g/m ²) Biomass | 密度/(个/m ²) Density | 生物量/(g/m ²) Biomass |
| A1 | 1520±361 | 8056±2249 | 3902±478 | 11222±2114 |
| A2 | 2280±466 | 11204±2056 | 3889±267 | 14630±1663 |
| A3 | 3119±447 | 16481±2953 | 3283±392 | 18454±2357 |
| A4 | 3993±55 | 20741±2910 | 3043±223 | 14537±2317 |
| A5 | 2218±143 | 13241±1048 | 2430±381 | 12370±2216 |
| A6 | 2204±449 | 11852±2762 | 2043±508 | 7667±1757 |
| A7 | 609±256 | 5833±2102 | 1428±159 | 7148±1106 |
| A8 | 1650±262 | 11482±1154 | 3137±507 | 10278±1860 |

5月熊本牡蛎的壳高(SH)介于10—78 mm,平均值为30 mm。其中,壳高介于20—40 mm之间的个体在种群内占绝对优势,约占种群总栖息密度的82.0%(图2)。9月熊本牡蛎的壳高(SH)介于10—68 mm,平均值为24 mm,其平均壳高显著小于5月。相对于5月,牡蛎幼体(SH<20 mm)的百分比显著上升,达到25%,这表明夏季有明显的牡蛎幼体附着及资源补充(图2)。

2.4 牡蛎体质与健康

海门蛎岬山野生熊本牡蛎平均FC为(32.15±1.80)%,平均CI为(9.76±0.95)%。象山港养殖熊本牡蛎的平均FC为(36.50±2.34)%,平均CI为(15.24±1.04)%。一维方差分析表明,蛎岬山熊本牡蛎的平均FC和CI值均显著低于象山港养殖的熊本牡蛎种群($P<0.05$)。

2.5 牡蛎繁殖力

江苏海门蛎岬山野生熊本牡蛎的平均GI为(600±116) mg/g,象山港养殖熊本牡蛎的平均GI为(1013±82) mg/g。一维方差分析表明,象山港养殖熊本牡蛎的繁殖力显著高于江苏海门蛎岬山野生熊本牡蛎群体($P<0.05$)。

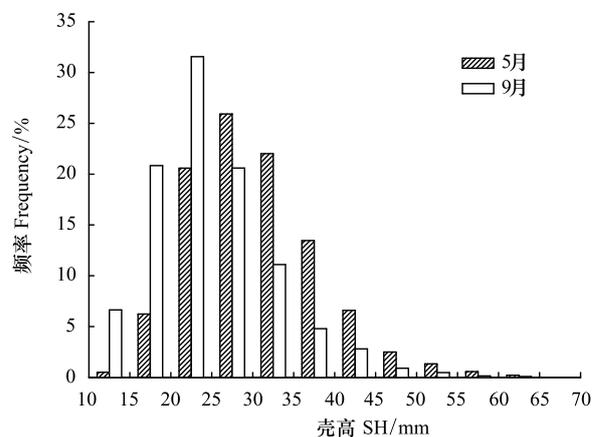


图 2 江苏海门蛎岬山牡蛎礁内熊本牡蛎种群的大小频率分布

Fig. 2 Size frequency distribution of the oyster *Crassostrea sikamea* in Liyashan oyster reef of Haimen County

2.6 牡蛎遗传多样性

江苏海门蛎岬山熊本牡蛎的单倍体多样性和核苷酸多样性指数分别为 0.119 和 0.00028, 均高于长江口和浙江象山港的熊本牡蛎群体(表 5)。

表 5 熊本牡蛎种群的遗传多样性参数(16SrRNA)

Table 5 Genetic diversity indices of *Crassostrea sikamea* populations from 3 sampling sites

| 种群 Population | 个体数(n) Sample size | 单倍型数(NH _{ap}) Number of Haplotype | 单倍型多样性(H _d) Haplotype diversity | 核苷酸多样性指数(π) Nucleotide diversity index |
|---------------------------|-----------------------|--|--|---|
| 海门蛎岬山 Liyashan Haimen | 33 | 3 | 0.119 | 0.00028 |
| 长江口 Yangtze River estuary | 8 | 1 | 0 | 0 |
| 象山港 Xiangshan Bay | 25 | 1 | 0 | 0 |

2.7 牡蛎病害侵袭

PCR 检测仅扩增出尼氏单孢子虫 *Haplosporidium nelsoni* 的相应扩增片段, 其余几种原虫均没有扩增出相应片段(图 3)。其中, 海门蛎岬山熊本牡蛎尼氏单孢子虫的检出率为 17.2%, 而象山港养殖群体尼氏单孢子虫的检出率为 47.3%。

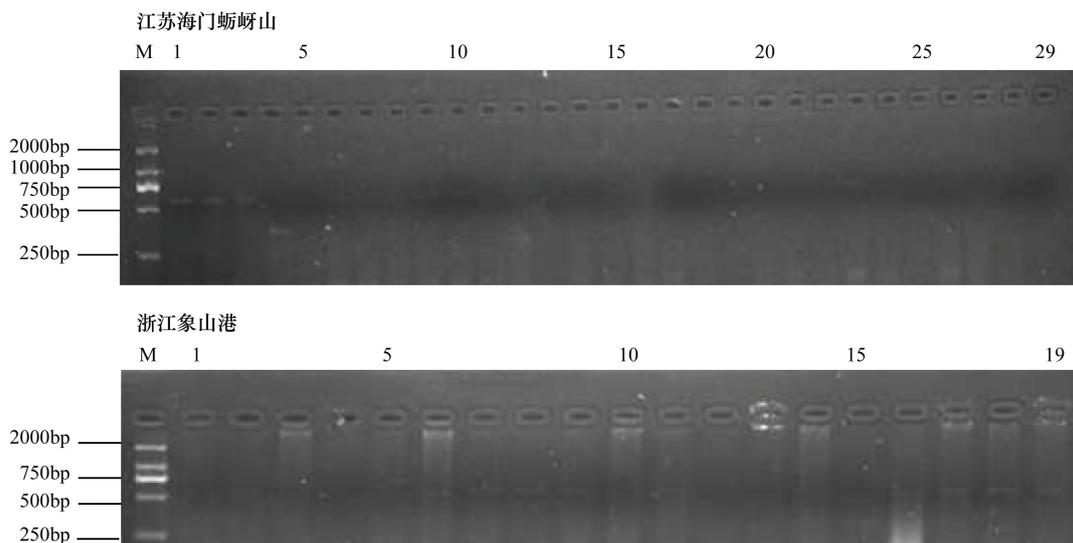


图 3 江苏海门蛎岬山和浙江象山港熊本牡蛎尼氏单孢子虫 *Haplosporidium nelsoni* 的扩增电泳图谱

Fig.3 PCR Amplification electrophoresis of *Haplosporidium nelsoni* in the oyster *Crassostrea sikamea* specimens from Liyashan oyster reef and Xiangshan Bay

海门蛎岬山样本中 1, 2, 3, 9, 23 为阳性, 浙江象山港样本中 6, 7, 8, 9, 11, 16, 17, 18, 19 为阳性

核酸序列测定结果显示, 测得的 PCR 产物大小为 540bp, 去除两段可疑序列后, 将测序结果在 NCBI 上进行 blast, 发现样品基因片段的碱基序列与 Genbank 中 *Haplosporidium nelsoni* 的 small subunit ribosomal RNA gene 相应序列(登录号 AB080597.1)的同源性达 99%(图 4), 因此确定为尼氏单孢子虫。

```
TTTGAGCCAAAGTAATGATTGATAGGAACACGTGGGGTCTAGTATCATCGGGTTAGAGGTTAAATTCTATGACCCCGTGAGACTGAC
TTATGCGAAAGCATTACCAAGTGTGTTTTCTTTAATCAAGAATAAAGTTGGGGGATCGAAGACGATCAGATACCGTCGTAGTCCCAAC
TATAAACTATGTCGACTAAGCATTGGGCAAGTTACTTCCTCAGAACTTTGAGAGAAAATCAAAGTTTTCGGACTCAGGGGGAGTATGCT
CGCAAGGGTGAAACTTGAAGAAATTGACGGAAGGGCACCACCAGATGTGGAGCCTGCGGCTTAATTTGACTCAACACGGTAAACTTA
CCAGGACCAGACATAGTAAGGATTGACAGATTCAAGTTCCTTTGATTCTATGCATAGTGGTGCATGGCCGTTCTTAGTTGGTGGAGCGA
TTTGCTGGTTAATCCGTTAACGAACGAGACCTCAGCCATCTAAGTCTGCTGCTACATCGGTTAGCGCCCC
```

图 4 熊本牡蛎中尼氏单孢子虫 *Haplosporidium nelsoni* 的部分序列

Fig.4 Partial gene sequence of *Haplosporidium nelsoni* in the oyster *Crassostrea sikamea* specimens

3 讨论

3.1 蛎岬山牡蛎礁的分布面积

牡蛎礁地理分布的测量方法有侧扫声纳、水下摄像、高光谱遥感、全球定位系统(GPS)等^[19-22]。本研究首次运用无人机航拍手段对海门蛎岬山牡蛎礁进行了地理测绘;与以前开展的卫星遥感和水下地形扫描结果相比,无人机航拍结果实现了对牡蛎礁斑块的高精度解译与测绘;该结果为海门蛎岬山牡蛎礁的管理与保护提供了基础数据。与2003年水下地形测绘结果相比,近10a间海门蛎岬山牡蛎礁总面积约下降了38.8%。牡蛎礁分布面积锐减是一个全球性问题,如我国天津大神堂牡蛎礁分布面积由1970年代35 km²锐减至2006年3 km²,下降幅度达到91.4%^[23]。

3.2 蛎岬山牡蛎礁的生态现状

与其它活体牡蛎礁相比^[22,24-25],海门蛎岬山牡蛎礁中活体牡蛎的盖度、密度和生物量均维持较高水平;然而,熊本牡蛎群体的肥满度和繁殖力均低于象山港养殖群体,主要原因是:小庙洪水域水体混浊、初级生产力低,而且其周围广阔的潮间带滩涂上有大规模的双壳贝类养殖,这些经济贝类和牡蛎竞争食物(浮游生物)。另外,海门蛎岬山熊本牡蛎的遗传多样性均高于象山港和长江口,表明海门蛎岬山牡蛎礁在牡蛎种质资源保护上发挥了重要功能。

与长江口和象山港相比,海门蛎岬山牡蛎礁中分布有更多、更高密度的牡蛎捕食者(如脉红螺 *Rapana venosa*、黄口荔枝螺 *Thais luteostoma* 和疣荔枝螺 *Thais clavigera*),礁体中的活体牡蛎面临更高的捕捞压力;主要原因是较高的盐度适合于牡蛎捕食者的生存与繁殖^[26]。

3.3 蛎岬山牡蛎礁的退化机制

目前,海门蛎岬山牡蛎礁的主要胁迫因子为泥沙淤积和人类采捕活动。历史以来,当地渔民有采捕野生牡蛎食用的习惯,通常选择个体较大的牡蛎作为采捕对象,长期过度捕捞会降低牡蛎种群的维持及资源补充。另外,在蛎岬山内采捕其它经济生物,如菲律宾蛤仔 *Ruditapes philippinarum*、拟穴青蟹 *Scylla Paramamosain*、日本蟳 *Charybdis japonica*、脉红螺 *Rapana venosa* 和泥螺 *Bullacta exarata* 等,也对牡蛎礁生境造成直接或间接性的破坏影响。

综合文献资料和本研究结果,蛎岬山牡蛎礁退化机制主要表现在两个方面。(1)自然演替:随着牡蛎礁的自然发育,礁体层不断向上增长,随着高程的抬升,导致造礁活体牡蛎物种发生改变;通过礁体垂直剖面观察发现,下层造礁牡蛎是近江牡蛎(*C. ariakensis*),而目前密布于潮间带礁体表面的是熊本牡蛎。两个牡蛎物种在空间生态位和造礁行为上表现出明显的区隔,熊本牡蛎个体较小,通常以平卧状叠加生长,能忍受更长的脱水时间,其分布于更高的潮间带区;而近江牡蛎个体较大,通常能以正立位或斜立位生长,分布低潮间带和潮下带,表明熊本牡蛎礁体的生境复杂性可能低于近江牡蛎礁体^[24]。(2)人为破坏:泥沙覆盖和过度捕捞等原因导致牡蛎种群数量下降、礁体面积缩小以及生态系统退化;许多自然礁体斑块被泥沙覆盖,直接导致牡蛎大量死亡,也会降低牡蛎幼体附着,阻碍牡蛎种群维持和资源补充。另外,当地渔民的采捕活动会导致礁体生境破坏、生态功能退化、并造成经济和生态效益下降。

3.4 蛎岬山牡蛎礁的生态恢复策略

在泥沙沉积和人类活动的干扰下,海门蛎岬山牡蛎礁分布面积、牡蛎种群数量和生物量均呈现快速下降,从而影响该自然牡蛎礁的保护及生态功能。因此,借鉴国内外已有的牡蛎礁生态恢复实践,开展蛎岬山牡蛎礁生态恢复势在必行。从国内外牡蛎礁恢复的成功案例来看^[12-13],牡蛎礁恢复通常需要解决两大关键技术。(1)添加附着底物:通常利用牡蛎壳、其它贝壳、石灰石、混凝土、粉煤灰等材料制作牡蛎附着底物。(2)提高牡蛎幼体补充量:一般通补充牡蛎幼体(如异地附苗)或成体(牡蛎亲本)来增殖礁体建设地点的牡蛎种群数量。

异地附苗是解决牡蛎礁恢复中牡蛎幼体自然补充量不足的关键技术,但也可能引发一定的生态风

险^[27-28]。经评估,如果以象山港作为海门蛎岬山牡蛎礁恢复的引种及异地附苗地点,可能导致生态风险:(1)种质退化:海门蛎岬山熊本牡蛎种群的遗传多样性显著高于浙江象山港养殖群体;(2)病害浸染风险增大:象山港养殖熊本牡蛎的尼氏单孢子虫感染率(47.3%)明显高于江苏海门蛎岬山野生熊本牡蛎(17.2%);(3)外来种引入:异地附苗也会导致一些牡蛎伴生种(海葵、海鞘、海绵、藤壶、螺类、蟹类、多毛类)进入海门蛎岬山,严重时会导致外来种入侵。

我国所处的东亚温带海域分布有 20 多种牡蛎,是全球牡蛎生物多样性最高的生态区。历史上,在我国黄海和东海沿岸水域分布有大量的牡蛎礁(如天津渤海湾沿岸、福建沿海),但后来随着历史的演变、流域的土地利用改变,许多自然牡蛎礁被长期埋藏于地下成为古牡蛎礁^[29-30];而有关我国现存的自然牡蛎礁很少有报道,更缺乏系统的调查与整理。海门蛎岬山牡蛎礁作为目前我国现存面积最大的潮间带牡蛎礁,该牡蛎礁生态现状不容乐观,亟待加强对此自然牡蛎礁的保护、管理及恢复工作。

致谢:靳少非、胡亚军、朱金江、沙强兵和冯华帮助采样,美国罗德岛大学 Austin T. Humphries 帮助写作,特此致谢。

参考文献 (References):

- [1] Coen L D, Luckenbach M W. Developing success criteria and goals for evaluating oyster reef restoration: ecological function or resource exploitation?. *Ecological Engineering*, 2000, 15(3/4): 323-343.
- [2] Cressman K A, Posey M H, Mallin M A, Leonard L A, Alphin T D. Effects of oyster reefs on water quality in a tidal creek estuary. *Journal of Shellfish Research*, 2003, 22: 753-762.
- [3] 全为民, 张锦平, 平仙隐, 施利燕, 李培军, 陈亚瞿. 巨牡蛎对长江口环境的净化功能及其生态服务价值. *应用生态学报*, 2007, 18(4): 871-876.
- [4] 全为民, 沈新强, 罗民波, 陈亚瞿. 河口地区牡蛎礁的生态功能及恢复措施. *生态学杂志*, 2006, 25(10): 1234-1239.
- [5] Quan W M, Zhu J X, Ni Y, Shi L Y, Chen Y Q. Faunal utilization of constructed intertidal oyster (*Crassostrea rivularis*) reef in the Yangtze River estuary, China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(10): 1466-1475.
- [6] Lenihan H S. Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecological Monographs*, 1999, 69(3): 251-275.
- [7] Plutchak R, Major K, Cebrian J, Foster C D, Miller M E C, Anton A, Sheehan K L, Heck Jr K L, Powers S P. Impacts of oyster reef restoration on primary productivity and nutrient dynamics in tidal creeks of the north central Gulf of Mexico. *Estuaries and Coasts*, 2010, 33(6): 1355-1364.
- [8] Quan W M, Humphries A T, Shi L Y, Chen Y Q. Determination of trophic transfer at a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze River estuary using stable isotope analyses. *Estuaries and Coasts*, 2012, 35(1): 109-120.
- [9] Piazza B P, Banks P D, La Peyre M K. The potential for created oyster shell reefs as a sustainable shoreline protection strategy in Louisiana. *Restoration Ecology*, 2005, 13(3): 499-506.
- [10] Scyphers S B, Powers S P, Heck Jr K L, Byron D. Oyster reefs as natural breakwaters mitigate shoreline loss and facilitate fisheries. *PLoS One*, 2011, 6(8): e22396.
- [11] Jackson J B C, Kirby M X, Berger W H, Bjorndal K A, Botsford L W, Bourque B J, Bradbury R H, Cooke R, Erlandson J, Estes J A, Hughes T P, Kidwell S, Lange C B, Lenihan H S, Pandolfi J M, Peterson C H, Steneck R S, Tegner M J, Warner R R. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 2001, 293(5530): 629-637.
- [12] Brumbaugh R D, Coen L D. Contemporary approaches for small-scale oyster reef restoration to address substrate *versus* recruitment limitation: a review and comments relevant for the Olympia oyster, *Ostrea lurida* (Carpenter, 1864). *Journal of Shellfish Research*, 2009, 28(1): 147-161.
- [13] Beck M W, Brumbaugh R D, Airoidi L, Carranza A, Coen L D, Crawford C, Defeo O, Edgar G J, Hancock B, Kay M C, Lenihan H S, Luckenbach M W, Toropova C L, Zhang G F, Guo X M. Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *BioScience*, 2011, 61(2): 107-116.
- [14] 张忍顺. 江苏小庙洪牡蛎礁的地貌-沉积特征. *海洋与湖沼*, 2004, 35(1): 1-7.
- [15] 全为民, 安传光, 马春艳, 黄厚恩, 成伟, 王云龙, 沈新强, 陈亚瞿. 江苏小庙洪牡蛎礁大型底栖动物多样性及群落结构. *海洋与湖沼*, 2012, 43(5): 992-1000.
- [16] 邵炳绪, 唐子英, 孙帼英, 邱郁春, 邵贻钧, 薛镇宇. 松江鲈鱼繁殖习性的调查研究. *水产学报*, 1980, 4(1): 81-86.

- [17] 王宗祥, 吴绍强, 杨晓野. 中国沿海养殖牡蛎尼氏单孢子虫感染情况调查. 中国畜牧兽医, 2011, 38(5): 158-160.
- [18] 谢丽基, 谢芝勋, 庞耀珊, 刘加波, 邓显文, 谢志勤, 范晴, 罗思思. 中国沿海主要养殖贝类四种原虫病流行病学的调查研究. 基因组学与应用生物学, 2012, 31(6): 559-566.
- [19] Allen Y C, Wilson C A, Roberts H H, Supan J. High resolution mapping and classification of oyster habitats in nearshore Louisiana using sidescan sonar. Estuaries, 2005, 28: 435-446.
- [20] Grizzle R E, Ward L G, Adams J R, Dijkstra S J, Smith B. Mapping and characterizing oyster reefs using acoustic techniques, underwater videography, and quadrat counts // Barnes P W, Thomas J P eds. Benthic Habitats and the Effects of Fishing. American Fisheries Society Symposium 41. 2005: 153-160.
- [21] Grizzle R E, Brodeur M, Abeels H, Greene J K. Bottom habitat mapping using towed underwater videography: subtidal oyster reefs as an example application. Journal of Coastal Research, 2008, 24: 103-109.
- [22] 孙万胜, 温国义, 白明, 李彤, 张萍, 董学鹏, 于洁. 天津大神堂浅海活牡蛎礁区生物资源状况调查分析. 河北渔业, 2014, (9): 23-26.
- [23] 范昌, 裴艳东, 田立柱, 王福, 刘志广, 王宏, 2010. 渤海湾西部浅海区活牡蛎礁调查结果及资源保护建议. 地质通报, 29(5): 660-667.
- [24] Quan W M, Humphries A T, Shen X Q, Chen Y Q. Oyster and associated benthic macrofaunal development on a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze River Estuary, China. Journal of Shellfish Research, 2012, 31(3): 599-610.
- [25] Rodney W S, Paynter K T. Comparisons of macrofaunal assemblages on restored and non-restored oyster reefs in mesohaline regions of Chesapeake Bay in Maryland. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2006, 335: 39-51.
- [26] Johnson K D, Smee D L. Predators influence the tidal distribution of oysters (*Crassostrea virginica*). Marine Biology, 2014, 161(7): 1557-1564.
- [27] Ryan K, Tammi K A, Rice M A. Implementing the remote setting technique for the eastern oyster, *Crassostrea virginica*, in the North Cape oil spill shellfish restoration program Journal of Shellfish Research, 2004, 23(2): 641.
- [28] Gilcrist C, Tammi K A, Scott T M, Leavitt D F. Application to produce remote set oysters for restoration of populations in Narragansett Bay, Rhode Island. Journal of Shellfish Research, 2005, 24(2): 655-656.
- [29] 俞鸣同, 藤井昭二, 坂本亨. 福建深沪湾牡蛎礁的成因分析. 海洋通报, 2001, 20(5): 24-30.
- [30] 岳军, Dong Yue, 张宝华, 韩芳, 赵希涛, 刘冬雁, 段焕春, 张百鸣, 赵长荣. 渤海湾西北岸的几道牡蛎礁. 地质学报, 2012, 86(8): 1175-1187.