

江苏小庙洪牡蛎礁大型底栖动物多样性 及群落结构*

全为民¹ 安传光² 马春艳¹ 黄厚见¹ 成伟³
王云龙¹ 沈新强¹ 陈亚瞿¹

(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. 上海市水产研究所 上海 200433; 3. 江苏海门蛎岬山牡蛎礁
海洋特别保护区管理处 海门 226156)

提要 基于 2011 年春季的生态调查资料, 报道了江苏小庙洪自然潮间带牡蛎礁大型底栖动物的多样性及其群落结构。通过 16S rDNA 基因序列分析发现, 在小庙洪牡蛎礁内分布有 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为熊本牡蛎, 其平均密度和生物量分别为 $(2199 \pm 363) \text{ ind/m}^2$ 和 $(12361 \pm 1645) \text{ g/m}^2$ 。在该牡蛎礁内记录到定居性大型底栖动物(不包括 3 种牡蛎)共计 43 科 66 种, 礁体大型底栖动物的总栖息密度和生物量分别达到 $(2830 \pm 182) \text{ ind/m}^2$ 和 $(499.59 \pm 35.41) \text{ g/m}^2$, 显著高于邻近的软相潮间带泥(沙)质滩涂[密度 $(102 \pm 29) \text{ ind/m}^2$; 生物量 $(53.10 \pm 22.80) \text{ g/m}^2$] 和潮下带泥滩[密度 $(140 \pm 60) \text{ ind/m}^2$; 生物量 $(43.23 \pm 22.37) \text{ g/m}^2$] ($P < 0.001$)。

关键词 生物多样性, 群落, 生境, 大型底栖动物, 牡蛎礁

中图分类号 P735

牡蛎礁(oyster reef)是由大量牡蛎固着生长于硬底物表面所形成的一种生物礁, 它广泛分布于温带河口和滨海区(Jackson *et al*, 2001)。除为人类提供鲜活牡蛎以供食用外, 牡蛎礁还具有许多重要的生态功能与环境服务价值, 归纳起来主要包括两个方面: (1) 水体净化功能: 牡蛎作为滤食性底栖动物, 能有效降低水体悬浮物、营养盐及藻类浓度, 对于控制水体富营养化和有害赤潮的发生具有明显效果(Jackson *et al*, 2001); (2) 栖息地功能: 牡蛎礁被喻为温带海洋的“珊瑚礁”, 是具有较高生物多样性的海洋生境, 为许多重要经济鱼类和游泳性甲壳动物提供避难、摄食或繁殖场所(Quan *et al*, 2009, 2011)。另外, 牡蛎礁在防止海岸线侵蚀(Piazza *et al*, 2005)和固碳(沈新强等,

2011)等方面也发挥着重要功能。

牡蛎被称为“生态系统工程师”(ecosystem engineer), 它能通过不断叠加生长增加生境的异质性; 与软相泥(沙)质生境相比, 牡蛎礁的复杂生境提高了大型底栖动物的成活率, 为许多重要经济鱼类和甲壳动物提供了丰富的优质饵料。尽管许多研究已经报道了潮间带牡蛎礁的生物多样性(Tolley *et al*, 2005; Rodney *et al*, 2006), 但大多数研究主要关注移动性物种(motile species, 如甲壳动物和鱼类), 而很少研究潮间带牡蛎礁中定居性大型底栖动物的多样性和丰度(Boudreaux *et al*, 2006)。

江苏小庙洪牡蛎礁属中国海岸滩涂稀有的自然牡蛎礁生境(张忍顺, 2004)。据 ^{14}C 的测定结果表明,

* 中央级公益性科研院所基本科研业务费项目(中国水产科学研究院东海水产研究所), 2011M01 号; 国家自然科学基金面上项目, 31170508 号; 公益性行业(农业)科研专项经费项目, 201003068 号; 国家重点基础研究发展计划课题(973), 2010CB429005 号。全为民, 博士, 副研究员, E-mail: quanweim@163.com

收稿日期: 2011-07-15, 收修改稿日期: 2011-09-29

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(张忍顺, 2004), 而且在海洋生态环境方面发挥着巨大的服务功能。为此, 我国于 2006 年正式批准建立了江苏海门蛎蚌山牡蛎礁海洋特别保护区, 以加强对自然潮间带牡蛎礁的保护和管理。我国学者对牡蛎礁的前期研究主要集中于地质地貌领域(张忍顺, 2004), 很少关注牡蛎礁的生态功能及其服务价值(全为民等, 2006, 2007; Quan *et al.*, 2009, 2011)。本研究为首次对我国自然牡蛎礁生境开展大型底栖动物的生物多样性研究, 这对于认识牡蛎礁的生态功能、提高社会大众的保护意识均具有重要意义, 而且研究结果将为此自然牡蛎礁的保护提供基准资料。

1 研究地点

小庙洪牡蛎礁(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 6—7h, 中潮汛时为 2—4h, 小潮汛时礁体 1—2d 不露出。其滩面高程约为 0.5—1.5m(黄海平均海面)(张忍顺, 2004)。礁区总面积为 3.5km², 其中密集

区约 1.5km²(图 1)。

2 材料与方法

2.1 样品采集和处理

2011 年 4 月 15—20 日期间在江苏海门小庙洪牡蛎礁内开展了礁体生物调查。在最低潮位时, 上滩进行采样。在此牡蛎礁保护区内设置 8 个采样点, 在每个样点上随机布设 6 个 0.3m×0.3m 样方定量采集礁体区大型底栖动物样本。在每个样方内, 用铁铲挖至深度 20cm, 将样品(包括活的和死亡的牡蛎)装于封口袋内带回岸上分检。同时, 在各样方周围同步采集定性样品。将每袋样品倒入 0.5mm 孔径网筛内, 分检所有的活牡蛎和大型底栖动物标本。记录鲜活牡蛎的个体数, 测定其总重量(精确至 0.1g); 用游标卡尺测量每个鲜活牡蛎的壳高(SH, 精确至 1mm), 带部分活牡蛎样品回室内分析。除牡蛎外, 其它大型底栖动物样品用 75%酒精固定保存后, 带回室内鉴定分析。在室内, 将大型底栖动物标本鉴定至最小的分类单元, 计数每个物种的数量, 测定其总重(精确度为 0.01g)。

另外, 也对潮间带和潮下带泥(沙)滩生境中的大型底栖动物进行采样。在潮间带泥(沙)质滩涂上, 随

机布置了 12 个 0.3m×0.3m 样方, 挖表层 20cm 泥样, 用孔径 0.5mm 的筛子筛出大型底栖动物样本; 在潮下带布置了 6 个采样点, 用 0.1m² 抓斗式采泥器采集大型底栖动物。底栖动物样品用 75%酒精固定保存带回室内镜检分析。

在高平潮时, 用便携式盐度计(Hach, sension5)现场测定水温和盐度。使用有机玻璃采水器采集表层水样, 取 500ml 水样加少量碳酸镁(分析纯)后用 0.45 μm

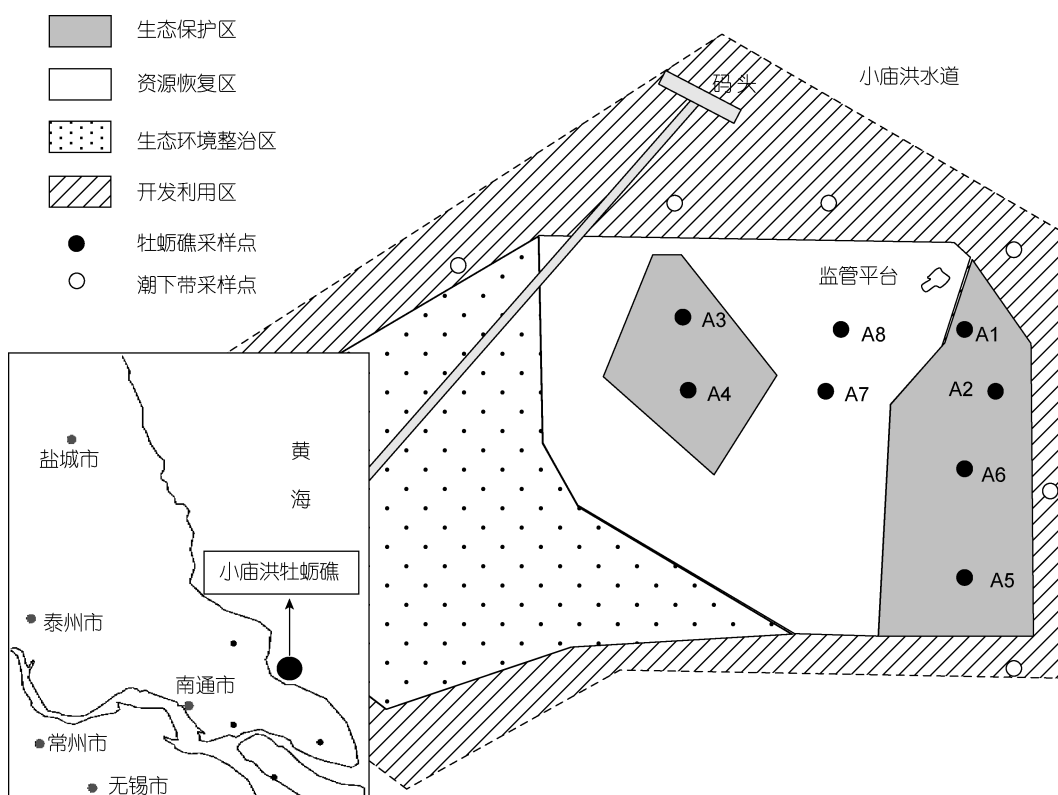


图 1 小庙洪牡蛎礁的位置和采样点

Fig.1 Location and sampling sites of the Xiaomiaohong oyster reef

微孔滤膜过滤后, 带回测定水体叶绿素 *a* (Chl.*a*)含量。另取 100ml 水样测定颗粒物(TSS)浓度。Chl.*a* 采用分光光度法测定, TSS 采用重量法测定。

2.2 牡蛎 16S rDNA 基因序列分析

基于外壳形态, 从定性和定量样品中选取 60 个鲜活牡蛎样本进行线粒体 16S rDNA 基因序列分析。

2.2.1 DNA 提取 取牡蛎闭壳肌 100mg, 加 600μl 抽提缓冲液(10mmol/L Tris-HCl, pH 8.0; 100mmol/L EDTA, pH 8.0), 剪碎组织, 加入 SDS 和蛋白酶 K(终浓度分别为 1%和 200μg/ml), 55℃水浴消化至溶液透明。待冷却后, 分别加入等体积酚、酚 : 氯仿 : 异戊醇(25 : 24 : 1)、氯仿各抽提一次。两倍体积预冷的无水乙醇沉淀 DNA, 70%乙醇洗涤, 自然干燥后溶于 T.E (10mmol/L Tris-HCl, pH 8.0; 1mmol/L EDTA, pH 8.0)溶液中, 4℃保存。

2.2.2 线粒体 16S rDNA 基因片段扩增 实验中所用引物序列为 16SAR: 5'-GCC TGT TTA TCA AAA ACA T-3'; 16SBR: 5'-CCG GTC TGA ACT CAG ATC ACGT-3'(上海生工合成)。PCR 反应总体积为 25μl, 包括 2.0mmol/L MgCl₂, 0.2mmol/L dNTP, 0.2μmol/L 每种引物, 1U *Taq* plus DNA 聚合酶(上海生工), 1×*Taq* 聚合酶缓冲液以及 30ng 基因组 DNA。反应条件为 94℃ 预变性 2min 后经过 30 个循环, 每个循环包括 94℃ 45s, 50℃ 1min, 72℃ 1min, 最后 72℃ 延伸 10min。PCR 产物用含 EB 的 1.5%琼脂糖凝胶(1×TAE 配制)电泳检测, 凝胶成像系统拍照记录; 所用的分子量标准为 DL2000 (Takara)。PCR 产物用 UNIQ-10 (上海生工) 柱式纯化试剂盒纯化, 纯化产物在 ABI3130 型自动测序仪上进行测序。

2.3 数据统计

60 个牡蛎样本经测序后获得 59 条可用序列, 经 MEGA4.0 软件比对后, 用 DNAsp4.0 软件确定单倍型。将各单倍型序列输入 GenBank 进行同源序列比对, 确定牡蛎物种。

分物种统计大型底栖动物的密度(ind/m²)和生物量

(g/m²)。为表示牡蛎的种群结构, 本研究也统计出不同大小规格牡蛎的密度。运用一维方差分析比较不同生境(牡蛎礁、潮间带滩涂和潮下带泥滩)间大型底栖动物密度和生物量的差异, 数据经对数 lg(*x*+1)转换后输入统计软件 Statistic 6.0 分析, 多重比较采用新复极差法(SSR)。

3 结果

3.1 理化环境

调查期间平均水温为 14.7℃, 平均盐度为 29.6; 水体叶绿素 *a* 含量变化范围为 3.98—5.12mg/m³, 平均值为 4.48mg/m³; 颗粒物浓度变化范围为 8—38mg/L, 平均值为 19.3mg/L。

3.2 牡蛎种类

经 PCR 扩增, 得到了牡蛎 16SrRNA 基因片段扩增产物(图 2)。扩增片段大小约为 600bp。测定了 59 个牡蛎的 16S rDNA, 可比 DNA 序列为 463bp, 共检测到 8 个单倍型(图 3)。59 牡蛎样本中, 22 个为近江牡蛎(*Crassostrea ariakensis*)、33 个为熊本牡蛎(*C. sikamea*)、4 个为密鳞牡蛎(*Ostrea denselamellosa*)。

鉴定结果表明, 分布于海门小庙洪潮间带牡蛎礁内的鲜活牡蛎绝大多数为熊本牡蛎, 近江牡蛎和密鳞牡蛎大多从定性采样中获得、数量较少, 在滩面上偶见少数个体。见图 4。

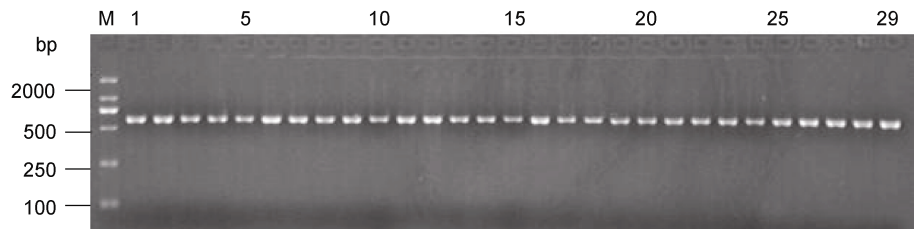


图 2 部分牡蛎样本线粒体 16S rDNA 扩增电泳图谱
Fig.2 Amplified products of mitochondrial 16S rDNA gene of partial oyster specimens
注: 1—29 为部分牡蛎样本, M 为 DL2000 分子标记 marker

H1 GTTTAAATCA ATCCGGTCAG GGCTGTATAT CGCCGGGAAT TCTGTACGTA TGAAAAATA ATAAGCAGCT ACAAGTCTAA G
H9 A.....
H4-C.....
H10 ACAATTTCTG GCTTT. AT. A AATGTCGCTA . AGTAAC. GG AGAAATTCA. CATTGTGT. C GACTATTATC TTCTAAGCGG A
H15 ACAATTTCTG G. TTT. AT. A AATGTCGCTA . AGTAAC. GG AGAAATTCA. CATTGTGT. C GATTATTATC TTCTAAGCGG A
H25 ACAATTTCTG G. TTT. AT. A AATGTCGCTA TAGTAAC. GG AGAAATTCA. CATTGTGT. C GACTATTATC TTCTAAGCGG A
H46 ACAATTTCTG G. TTAATTTT TATGTCGCTA TAGT. ACGGA AGAAGTTCAG . AACT. CT. C GATTATTATC TTTTAAGCG. A
H48 ACAATTTCTG G. TTAATTTT TATGTCGCTA TAGT. ACGGA AGAAGTTCAG . AACT. CT. C GATTATTATC TTTTAAGCGG A

图 3 牡蛎 16S rDNA 序列的变异位点
Fig.3 Variation location of oyster 16S rDNA gene sequence

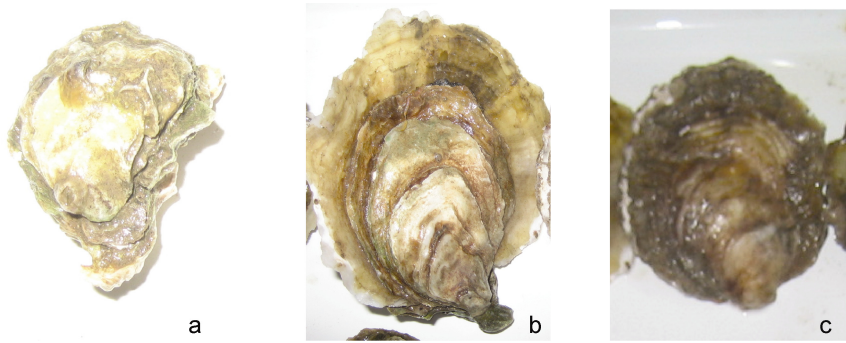


图4 三种牡蛎的原色图

Fig.4 Primary color maps of three oyster species

a. 熊本牡蛎 *Crassostrea sikamea*, b. 近江牡蛎 *C. ariakensis*, c. 密鳞牡蛎 *Ostrea denselamellosa*

3.3 牡蛎种群数量

表 1 显示了小庙洪潮间带牡蛎礁内熊本牡蛎的栖息密度和生物量。8 个采样点熊本牡蛎平均密度和生物量分别为 $(2199\pm 363)\text{ind}/\text{m}^2$ 和 $(12361\pm 1645)\text{g}/\text{m}^2$ 。其中, A4 站点牡蛎密度和生物量最高, 分别达到 $(3993\pm 55)\text{ind}/\text{m}^2$ 和 $(20741\pm 2910)\text{g}/\text{m}^2$; 而 A7 站点牡蛎密度和生物量为最低, 分别为 $(609\pm 256)\text{ind}/\text{m}^2$ 和 $(5833\pm 2102)\text{g}/\text{m}^2$ 。

熊本牡蛎的壳高(SH)介于 10—78mm 之间, 平均值为 30mm。其中, 壳高介于 20—40mm 之间的个体在种群内占绝对优势(图 5), 其栖息密度为 $1803\text{ind}/\text{m}^2$, 约占种群总栖息密度的 82.0%。

3.4 礁体大型底栖动物

在小庙洪潮间带牡蛎礁内共记录到大型底栖动物 43 科 66 种(不包括 3 种牡蛎), 见表 2。其中, 甲壳动物 9 科 12 种、软体动物 13 科 24 种、环节动物 13 科 21 种、棘皮动物 4 科 4 种、腔肠动物 3 科 4 种、星形动物 1 科 1 种。从物种多样性组成来看, 以软体动物和环节动物占优势。

从平均密度来看, 牡蛎礁内大型底栖动物的优势种是可口革囊星虫($1004.17\text{ind}/\text{m}^2$)、丽核螺($451.16\text{ind}/\text{m}^2$)、多齿围沙蚕($309.49\text{ind}/\text{m}^2$)、齿纹蜒螺($248.38\text{ind}/\text{m}^2$)、中华近方蟹($191.67\text{ind}/\text{m}^2$)、绒螯近方蟹($189.12\text{ind}/\text{m}^2$)和特异大权蟹($188.89\text{ind}/\text{m}^2$), 7 个物种占大型底栖动物总栖息密度的 90%以上。

从平均生物量来看, 牡蛎礁内大型底栖动物的优势种是可口革囊星虫($208.80\text{g}/\text{m}^2$)、疣荔枝螺($50.80\text{g}/\text{m}^2$)、齿纹蜒螺($50.73\text{g}/\text{m}^2$)、丽核螺($40.81\text{g}/\text{m}^2$)、脉红螺($38.05\text{g}/\text{m}^2$)、特异大权蟹($25.90\text{g}/\text{m}^2$)、多齿围沙蚕($19.43\text{g}/\text{m}^2$)和中华近方蟹($12.61\text{g}/\text{m}^2$), 8 个物种占大型底栖动物总生物量的

85%以上。

大型底栖动物的总栖息密度介于 $2105.56\text{—}3650.00\text{ind}/\text{m}^2$ 之间, 平均栖息密度为 $(2830\pm 182)\text{ind}/\text{m}^2$; 大型底栖动物的总生物量介于 $338.09\text{—}631.38\text{g}/\text{m}^2$ 之间, 平均生物量为 $(499.59\pm 35.41)\text{g}/\text{m}^2$ 。牡蛎礁上大型底栖动物的密度和生物量显著高于潮间带滩涂和潮下带泥滩生境($P<0.05$, 图 6), 而在后两种生境间没有显著性差异($P>0.05$)。礁体区大型底栖动物的密度和生物量分别是对照生境的约 20 倍和 30 倍。

表 1 小庙洪牡蛎礁内熊本牡蛎的栖息密度和生物量 (\pm 标准误, $n=8$)

Tab.1 Mean density and biomass of kumamoto oyster in the Xiaomiaohong oyster reef (\pm SE, $n=8$)

采样点	密度(ind/m ²)	生物量(g/m ²)
A1	1520±361	8056±2249
A2	2280±466	11204±2056
A3	3119±447	16481±2953
A4	3993±55	20741±2910
A5	2218±143	13241±1048
A6	2204±449	11852±2762
A7	609±256	5833±2102
A8	1650±262	11482±1154

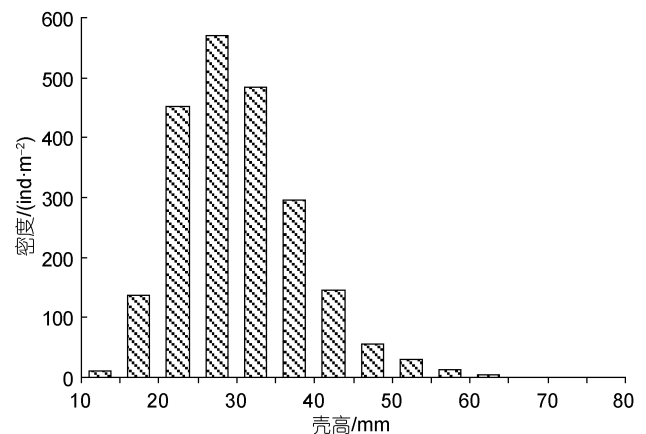


图 5 小庙洪潮间带牡蛎礁内熊本牡蛎种群的大小频率分布
Fig.5 Size-frequency distribution of kumamoto oyster population in the Xiaomiaohong oyster reef

4 讨论

4.1 牡蛎分类

中国沿海牡蛎种类繁多, 传统上常依据外壳形态来区分牡蛎物种。但是由于牡蛎壳可塑性强, 表型

表 2 小庙洪牡蛎礁内大型底栖动物的物种名录及平均密度和生物量(±标准误, n=8)

Tab.2 Species list, mean density and biomass of benthic macroinvertebrates in the Xiaomiaohong oyster reef (± SE, n=8)

科名	物种	密度(ind/m ²)	生物量(g/m ²)
扇蟹科 Xanthidae	特异大权蟹 <i>Macromedaeus distinguendus</i>	188.89±25.48	25.90±3.70
方蟹科 Grapsidae	中华近方蟹 <i>Hemigrapsus sinensis</i>	191.67±19.12	12.61±1.83
	绒螯近方蟹 <i>Hemigrapsus penicillatus</i>	189.12±19.72	9.74±1.21
	肉球近方蟹 <i>Hemigrapsus sanguineus</i>	—	—
	四齿大额蟹 <i>Metopograpsus quadridentatus</i>	9.26±2.10	5.02±1.82
豆蟹科 Pinnotheridae	中华豆蟹 <i>Pinnotheres sinensis</i>	0.23±0.23	0.06±0.06
玉蟹科 Leucosiidae	豆形拳蟹 <i>Philyra pisum</i>	—	—
寄居蟹科 Paguridae	长腕寄居蟹 <i>Pagurus geminus</i>	—	—
沙蟹科 Ocypodidae	宽身大眼蟹 <i>Macrophthalmus dilatatum</i>	—	—
鼓虾科 Alpheidae	日本鼓虾 <i>Alpheus japonicus</i>	1.39±0.76	0.17±0.10
团水虱科 Sphaeromatidae	团水虱 <i>Sphaeroma</i> sp.	1.39±0.68	0.05±0.03
藤壶科 Balanidae	白脊藤壶 <i>Balanus albicostatus</i>	—	—
蜒螺科 Neritidae	齿纹蜒螺 <i>Nerita yoldi</i>	248.38±70.53	50.73±11.57
核螺科 Pyrenidae	丽核螺 <i>Mitrella bella</i>	451.16±109.19	40.81±7.69
骨螺科 Muricidae	疣荔枝螺 <i>Thais clavigera</i>	16.67±4.11	50.80±15.24
	脉红螺 <i>Rapana venosa</i>	1.62±0.42	38.05±9.36
织纹螺科 Nassidae	西格织纹螺 <i>Nassarius siquinjorensis</i>	0.46±0.46	0.18±0.18
	纵肋织纹螺 <i>Nassarius variciferus</i>	—	—
玉螺科 Naticidae	斑玉螺 <i>Natica tigrina</i>	—	—
	扁玉螺 <i>Neverita didyma</i>	1.16±0.69	8.86±4.59
	微黄镰玉螺 <i>Lunatia gilva</i>	—	—
马蹄螺科 Trochidae	托氏鬃螺 <i>Umbonium thomasi</i>	0.46±0.30	0.37±0.30
笔螺科 Mitridae	中国笔螺 <i>Mitra chinensis</i>	—	—
滨螺科 Littorinidae	黑口滨螺 <i>Littoraria melanostoma</i>	—	—
	短滨螺 <i>Littorina brevicula</i>	0.46±0.46	0.01±0.01
蚶科 Arcidae	双纹须蚶 <i>Barbatia bistrigata</i>	18.75±8.31	6.32±2.76
	橄榄蚶 <i>Arca olivacea</i>	0.46±0.30	0.43±0.30
	毛蚶 <i>Scapharca subcrenata</i>	—	—
贻贝科 Mytilidae	短偏顶蛤 <i>Modiolus flavidus</i>	78.94±55.94	8.05±5.79
	黑芥麦蛤 <i>Vignadula atrata</i>	39.58±24.93	3.79±2.64
帘蛤科 Veneridae	菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	0.23±0.23	1.84±1.84
	日本镜蛤 <i>Dosinia japonica</i>	0.23±0.23	0.04±0.04
缝栖蛤科 Hiattellidae	东方缝栖蛤 <i>Hiattella orientalis</i>	0.93±0.49	0.76±0.69
	毛立蛤 <i>Meropesta capillacea</i>	0.93±0.61	0.28±0.21
	凸壳肌蛤 <i>Musculus senhousia</i>	0.69±0.49	0.08±0.05
海笋科 Pholadidae	吉村马特海笋 <i>Martesia yoshimurai</i>	—	—
沙蚕科 Nereididae	多齿围沙蚕 <i>Perinereis nuntia</i>	309.49±44.01	19.43±2.62
	双齿围沙蚕 <i>Perinereis aibuhitensis</i>	0.46±0.30	0.01±0.01
吻沙蚕科 Glyceridae	长吻沙蚕 <i>Glycera chirori</i>	0.23±0.23	0.01±0.01
	吻沙蚕属 <i>Glycera</i> sp.	—	—
齿吻沙蚕科 Nephtyidae	无疣齿蚕 <i>Inermonephtys cf. inermis</i>	—	—
叶须虫科 Phyllodocidae	张氏神须虫 <i>Mysta tchangsii</i>	0.46±0.30	0.04±0.03
	未知种 Unknown species	0.23±0.23	0.01±0.01
多鳞虫科 Polynoidae	覆瓦哈鳞虫 <i>Harmothoe imbricata</i>	14.81±7.81	0.98±0.59
	非拟海鳞虫 <i>Nonparahalosydna pleiolepis</i>	0.46±0.46	0.01±0.01
欧努菲虫科 Onuphidae	智利巢沙蚕 <i>Diopatra chiliensis</i>	—	—
矾沙蚕科 Eunicidae	岩虫 <i>Marphysa sanguinea</i>	29.17±6.09	1.86±0.45

续表 2

科名	物种	密度(ind/m ²)	生物量(g/m ²)
索沙蚕科 Lumbrineridae	异足索沙蚕 <i>Lumbrineris heteropoda</i>	—	—
	四索沙蚕 <i>Lumbrineris tetraura</i>	0.46±0.46	0.02±0.02
	索沙蚕属 <i>Lumbrineris</i> sp.	0.23±0.23	0.02±0.02
丝鳃虫科 Cirratulidae	须鳃虫 <i>Cirriformia tentaculata</i>	0.23±0.23	0.01±0.01
	丝鳃虫属 <i>Cirratalus</i> sp.	0.23±0.23	0.01±0.01
不倒翁虫科 Sternaspidae	不倒翁虫 <i>Sternaspis sculata</i>	—	—
蛭龙介科 Terebellidae	扁蛭虫 <i>Loimia medusa</i>	—	—
纓鳃虫科 Sabellidae	巨刺纓虫 <i>Potamilla cf. myriops</i>	—	—
龙介虫科 Serpulidae	内刺盘管虫 <i>Hydroides ezoensis</i>	19.68±5.60	1.30±0.39
	锯刺盘管虫 <i>Hydroides cf. lunulifera</i>	1.39±0.76	0.17±0.13
革囊星虫科 Phascolosomatidae	可口革囊星虫 <i>Phascoknema esulenta</i>	1004.17±89.76	208.80±27.67
爱氏海藻科 Edwardsiidae	星虫状海氏海藻 <i>Edwardsia sipunculoides</i>	—	—
	未知种 unknow species	3.70±1.88	1.77±1.04
丛柳珊瑚科 Plexauridae	桂山厚丛柳珊瑚 <i>Hicksonella guishanensis</i>	—	—
海羽科 Pennatulidae	海笔 <i>Pennatula phosphorea</i>	—	—
瓜参科 Cucumariidae	刺瓜参 <i>Cucumaria echinata</i>	—	—
芋参科 Molpadiidae	海地瓜 <i>Acaudina molpadioides</i> Semper	—	—
锚参科 Synaptidae	钮细锚参 <i>Leptosynapta ooplax</i>	—	—
阳遂足科 Amphiuroidae	滩栖阳遂足 <i>Amphiura vadicolae</i> Matsumoto	—	—

注: “—”表示定性采集到的标本, 而在定量样方中没有记录到

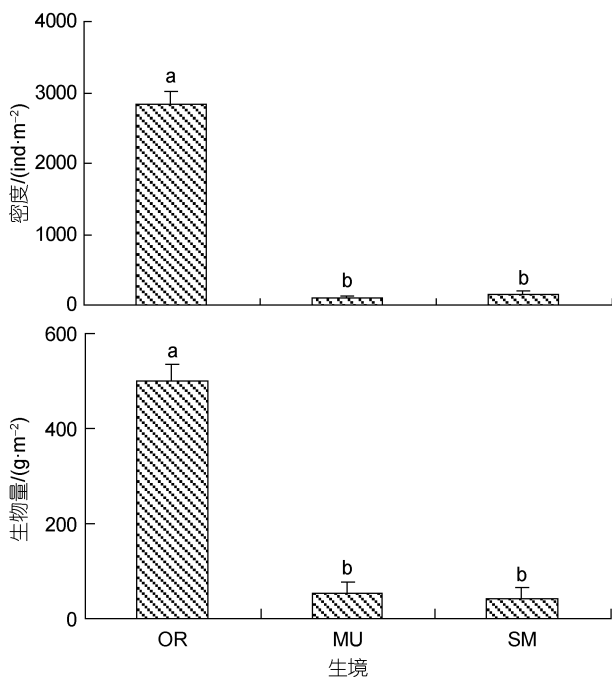


图 6 牡蛎礁、潮间带滩涂和潮下带泥滩生境间大型底栖动物密度和生物量的比较

Fig.6 Comparison of the density and biomass of benthic macroinvertebrates among the oyster reef, adjacent intertidal and subtidal mudflat

注: OR 为牡蛎礁, n=8; MU 为潮间带滩涂, n=12; SM 为潮下带泥滩, n=6。不同字母表示在生境间存在显著性差异(P<0.05)

变化大, 导致牡蛎分类存在诸多争议(许飞, 2009¹⁾; Wang *et al*, 2004, 2008; Ren *et al*, 2010)。近年来, 国内学者在牡蛎的分子系统学方面做了大量工作, 如 Wang 等(2004)把“近江牡蛎 *Crassostrea rivularis*”的“白蚝”和“赤蚝”分别修订为香港巨牡蛎 *C. hongkongensis* 和近江牡蛎 *C. ariakensis*; 另外, 他们还证明中国北方沿海“褶牡蛎”应为长牡蛎 *C. gigas* (Wang *et al*, 2008)。Ren 等(2010)首次明确界定了西北太平洋分布的 5 种巨牡蛎属牡蛎的分化时间在 270—2880 万 a 之间, 并为葡萄牙牡蛎可能为长牡蛎的一个亚种提供了直接的分子证据。本研究采用线粒体 16S rDNA 基因序列变异分析发现, 小庙洪牡蛎礁内分布有 3 种鲜活牡蛎(熊本牡蛎、近江牡蛎和密鳞牡蛎), 其中以熊本牡蛎在数量上占绝对优势。据许飞(2009¹⁾报道, 小庙洪水域的牡蛎由主要分布在潮间带的熊本牡蛎和主要分布在潮下带的近江牡蛎组成。可见, 密布于潮间带礁体表面的应为熊本牡蛎, 其中夹杂生长有少量近江牡蛎和密鳞牡蛎。

4.2 牡蛎种群数量

牡蛎密度及大小频率是评估牡蛎礁健康和生态功能的重要指标之一(Luckenbach *et al*, 2005; Hadley *et al*, 2010)。小庙洪自然牡蛎礁中牡蛎的密度(2199ind/m²)

1) 许 飞, 2009. 小庙洪牡蛎礁巨牡蛎属牡蛎间生殖隔离研究. 北京: 中国科学院研究生院; 青岛: 中国科学院海洋研究所, 博士学位论文, 5—8

明显高于美国弗吉尼亚州拉帕汉诺克河(Luckenbach *et al.*, 2005; 77—257ind/m²)、特拉华州印度河湾(Erbland *et al.*, 2008; 254ind/m²)、马里兰州切萨皮克湾(Rodney *et al.*, 2006; 173ind/m²)和中国长江口(Quan *et al.*, 2009; 850ind/m²)，与美国南卡罗来那州沿岸(Hadley *et al.*, 2010; 1460—2887ind/m²)等地牡蛎密度比较接近。这表明熊本牡蛎与近江牡蛎(Quan *et al.*, 2009, 2011)、美洲牡蛎 *C. virginica* (Boudreaux *et al.*, 2006)、长牡蛎 *C. gigas* (Lejart *et al.*, 2011)、奥林匹亚牡蛎 *Ostrea lurida* (Brumbaugh *et al.*, 2009)和欧州牡蛎 *O. edulis* (Smyth *et al.*, 2010)等相似，也能形成复杂的三维礁体结构，为大型底栖动物和游泳动物提供栖息生境。

牡蛎礁的生境复杂性是影响礁体生态功能的重要因素之一(Harwell *et al.*, 2010; Stunz *et al.*, 2010)。Harwell 等(2010)比较了近江牡蛎和美洲牡蛎在营造生境上的能力。结果表明：在低盐度的潮下带区，两者生境营造能力比较接近；而在潮间带或高盐度的潮下带区，美洲牡蛎营造生境的能力明显高于近江牡蛎。熊本牡蛎个体较小，通常以平卧状叠加生长；而近江牡蛎、美洲牡蛎和长牡蛎等大个体牡蛎通常能以正立位或斜立位生长，这表明熊本牡蛎礁体的生境复杂性可能低于近江牡蛎、长牡蛎和美洲牡蛎的礁体。如小庙洪牡蛎礁中熊本牡蛎密度是长江口人工恢复牡蛎礁中近江牡蛎密度的 2.5 倍(Quan *et al.*, 2009)，但其生物量(用于表示牡蛎礁的生境复杂性)却要明显低于长江口(约 20kg/m²)。因此，今后需要开展实验来比较几种巨蚌属物种的营造生境能力，从而为牡蛎礁的管理和恢复提供科学依据。

4.3 大型底栖动物多样性及丰度

牡蛎礁中大型底栖动物的丰度通常随地点、礁体特性、采样方法和水域理化条件而变化(Rodney *et al.*, 2006; Lejart *et al.*, 2011)。本研究发现，小庙洪牡蛎礁中大型底栖动物的丰度明显高于长江口人工恢复牡蛎礁(Quan *et al.*, 2009)、美国弗吉尼亚州拉帕汉诺克河(Luckenbach *et al.*, 2005)和特拉华州印度河湾(Erbland *et al.*, 2008)的潮下带恢复牡蛎礁；与美国南卡罗来那州 Inlet 河潮间带牡蛎礁(Luckenbach *et al.*, 2005)的结果较一致。小庙洪潮间带牡蛎礁中较高的大型底栖动物丰度可能与其礁体年龄、较高的盐度和牡蛎丰度有关。

大型底栖动物的密度和物种丰度通常与其栖息

生境的复杂性成正相关(Grabowski *et al.*, 2004)。本研究结果表明，小庙洪牡蛎礁内大型底栖动物的物种丰度、总栖息密度和生物量显著高于邻近的潮间带和潮下带泥滩。许多研究也报道了相似的结果，如 Stunz 等(2010)发现牡蛎礁内大多数鱼类和甲壳动物的丰度显著高于邻近的光滩生境；Hosack 等(2006)也报道了牡蛎礁内底上动物的密度显著高于邻近的光滩生境。可能的原因是牡蛎礁具有的复杂生境结构为大型底栖动物提供了避难场所，提高其成活率；而且礁体通过降低水流流速，加快细颗粒食物的快速沉积，为礁体大型底栖动物提供了丰富饵料。

4.4 牡蛎礁保护面临的挑战

近几十年来，人类过度捕捞已导致世界野生牡蛎种群数量急剧下降、礁体生境遭受破坏并导致生态功能退化。如在美国东海岸切萨皮克湾，过度捕捞使美洲牡蛎产量与 20 世纪初相比下降了 90%，并导致切萨皮克湾生态系统退化、水体富营养化加剧和有毒有害赤潮频发(Jackson *et al.*, 2001)。在小庙洪牡蛎礁内，熊本牡蛎种群以小个体占优势，这可能与人类过度捕捞有关。为了保护这一独特的海洋自然生境，建议增加财政投入、加强保护区执法网络建设。

另外，泥沙沉积也是造成自然牡蛎礁退化或丧失的主要原因之一(Boudreaux *et al.*, 2006)。调查期间发现许多自然礁体斑块被泥沙覆盖，直接导致牡蛎大量死亡；另外，淤泥附着于礁体表层也会降低牡蛎幼体固着，阻碍牡蛎种群维持和补充。

5 结论

(1) 小庙洪牡蛎礁内分布有 3 种牡蛎(熊本牡蛎、近江牡蛎和密鳞牡蛎)，其中广泛分布于潮间带的牡蛎为熊本牡蛎，其平均密度和生物量分别为 2199ind/m² 和 12361g/m²。

(2) 小庙洪牡蛎礁内共记录到大型底栖动物 43 科 66 种；牡蛎礁区大型底栖动物的总栖息密度和生物量远高于邻近的软相泥沙质潮滩湿地和潮下带泥滩。

(3) 过度捕捞和泥沙沉积是小庙洪牡蛎礁保护的胁迫因子，建议加强保护区管理和执法网络建设，开展牡蛎礁生物多样性的长期监测研究。

致谢 中国水产科学研究院东海水产研究所周进博士鉴定了部分多毛类样品，海门市农林局和海门市滨海新区政府对本项目给予大力支持，朱金江和冯华两位同志在采样时给予帮助，谨致谢忱。

参 考 文 献

- 全为民, 沈新强, 罗民波等, 2006. 河口地区牡蛎礁的生态功能及恢复措施. 生态学杂志, 25(10): 1234—1239
- 全为民, 张锦平, 平先隐等, 2007. 巨牡蛎(*Crassostrea* sp.)对河口环境的净化功能及其生态服务价值评估. 应用生态学报, 18(4): 871—876
- 沈新强, 全为民, 袁 骐, 2011. 长江口牡蛎礁恢复及碳汇潜力评估. 农业环境科学学报, 30(10): 2119—2123
- 张忍顺, 2004. 江苏小庙港牡蛎礁的地貌沉积特征. 海洋与湖沼, 35(1): 1—7
- Boudreaux M L, Stiner J L, Walters L J, 2006. Biodiversity of sessile and motile macrofauna on intertidal oyster reefs in Mosquito lagoon, Florida. Journal of Shellfish Research, 25: 1079—1089
- Brumbaugh R D, Coen L D, 2009. 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, 28: 147—161
- Erbland P J, Ozbay G, 2008. A comparison of the macrofaunal communities inhabiting a *Crassostrea virginica* oyster reef and oyster aquaculture gear in Indian River Bay, Delaware. Journal of Shellfish Research, 27: 757—768
- Grabowski J H, Powers S P, 2004. Habitat complexity mitigates trophic transfer on oyster reefs. Marine Ecology Progress Series, 277: 291—295
- Hadley N H, Hodges M, Wilber D H *et al*, 2010. Evaluating intertidal oyster reef development in South Carolina using associated faunal indicators. Restoration Ecology, 18: 691—701
- Harwell H D, Kingsley-Smith P R, Kellogg M L *et al*, 2010. A comparison of *Crassostrea virginica* and *C. ariakensis* in Chesapeake Bay: does oyster species affect habitat function?. Journal of Shellfish Research, 29: 253—269
- Hosack G R, Dumbauld B R, Ruesink J L *et al*, 2006. Habitat associations of estuarine species: comparisons of intertidal mudflat, seagrass (*Zostera marina*), and oyster (*Crassostrea gigas*) habitats. Estuaries and Coasts, 29: 1150—1160
- Jackson J B C, Kirby M X, Berger W H *et al*, 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science, 293: 629—637
- Lejart M, Hily C, 2011. Differential response of benthic macrofauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. Journal of Sea Research, 65: 84—93
- Luckenbach M W, Coen L D, Ross P G Jr, 2005. Oyster reef habitat restoration: relationship between oyster abundance and community development based on two studies in Virginia and South Carolina. Journal of Coastal Research, 40(Special issue): 64—78
- Piazza B P, Banks P D, La Peyre M K, 2005. The potential for created oyster shell reefs as a sustainable shoreline protection strategy in Louisiana. Restoration Ecology, 13: 499—506
- Quan W M, Humphries A T, Shi L Y *et al*, 2011. Determination of trophic transfer at a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze River estuary using stable isotope analyses. Estuaries and Coasts, 35: 109—120
- Quan W M, Zhu J X, Ni Y *et al*, 2009. Faunal utilization of constructed intertidal oyster (*Crassostrea rivularis*) reef in the Yangtze River estuary, China. Ecological Engineering, 35: 1466—1475
- Ren J F, Liu X, Jiang F *et al*, 2010. Unusual conservation of mitochondrial gene order in *Crassostrea* species: evidence for recent speciation in Asia. BMC Evolutionary Biology, 10: 394—403
- Rodney W S, Paynter K T, 2006. 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, 335: 39—51
- Smyth D, Roberts D, 2010. The European oyster (*Ostrea edulis*) and its epibiotic succession. Hydrobiologia, 655: 25—36
- Stunz G W, Minello T J, Rozas L P, 2010. Relative value of oyster reef as habitat for estuarine nekton in Galveston Bay, Texas. Marine Ecology Progress Series, 406: 147—159
- Tolley G, Volety A K, 2005. The role of oysters in habitat use of oyster reefs by resident fishes and decapod crustaceans. Journal of Shellfish Research, 24: 1007—1012
- Wang H Y, Guo X M, Zhang G F *et al*, 2004. Classification of Jinjiang oysters *Crassostrea rivularis* (Gould, 1861) from China, based on morphology and phylogenetic analysis. Aquaculture, 242: 137—155
- Wang H Y, Zhang G F, Liu X *et al*, 2008. Classification of common oysters from north China. Journal of Shellfish Research, 27: 495—503

BIODIVERSITY AND COMMUNITY STRUCTURE OF BENTHIC MACROINVERTEBRATES ON THE XIAOMIAOHONG OYSTER REEF IN JIANGSU PROVINCE, CHINA

QUAN Wei-Min¹, AN Chuan-Guang², MA Chun-Yan¹, HUANG Hou-Jian¹,
CHENG Wei³, WANG Yun-Long¹, SHEN Xin-Qiang¹, CHEN Ya-Qu¹

(1. Key Lab of East China Sea and Marine Fisheries Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Shanghai, 200090; 2. Shanghai Fisheries Research Institute, Shanghai, 200433; 3. Administration Bureau of Special Marine Natural Reserve of Liyashan Oyster Reef, Haimen, 226156)

Abstract Based on the ecological monitoring data in the spring of 2011, the study firstly determined the biodiversity and community structure of resident benthic macroinvertebrates on a natural and intertidal oyster reef located in Jiangsu Province, China. Three oyster species, kumamoto oyster (*Crassostrea sikamea*), Suminoe oyster (*Crassostrea ariakensis*) and Asian Milin oyster (*Ostrea denselamellosa*), were identified to coexist on the intertidal reef based on 16S rDNA gene sequence analysis. The kumamoto oyster was the only species that formed the complex, three-dimensional reef structure in the intertidal zone. The mean abundance and biomass of the oyster were $(2199\pm 363)\text{ind}/\text{m}^2$ and $(12361\pm 1645)\text{g}/\text{m}^2$, respectively. A total of 66 resident benthic macroinvertebrate species (exclusive of three oyster species) were recorded on the natural reef, representing 6 phyla and 43 families and holding the mean density of $(2830\pm 182)\text{ind}/\text{m}^2$ and the mean biomass of $(499.59\pm 35.41)\text{g}/\text{m}^2$. Density and biomass of resident benthic macroinvertebrates were significantly higher on the natural oyster reef than over the intertidal [density $(102\pm 29)\text{ind}/\text{m}^2$; biomass $(53.10\pm 22.80)\text{g}/\text{m}^2$] or subtidal [density $(140\pm 60)\text{ind}/\text{m}^2$; biomass $(43.23\pm 22.37)\text{g}/\text{m}^2$] mudflat ($P<0.001$).

Key words Biodiversity, Communities, Habitat, Benthic macroinvertebrates, Oyster reef