

DOI: 10.12264/JFSC2020-0278

海洋牧场营造设施对浮游动物群落的影响——以象山港为例

高倩, 凌建忠, 唐保军, 孙鹏, 姜亚洲

中国水产科学研究院东海水产研究所, 农业农村部东海渔业资源开发利用重点实验室, 上海 200090

摘要: 选择象山港海域人工鱼礁、海带(*Laminaria japonica*)与熊本牡蛎(*Crassostrea sikamea*)浮筏式养殖区等为研究区域, 通过分析其与对照区浮游动物群落及栖息环境差异, 探究典型海洋牧场营造设施对浮游动物群落的影响方式。结果表明, 人工鱼礁、海带与熊本牡蛎浮筏式养殖区和对照区浮游动物群落结构差异显著, 不同海洋牧场营造设施对浮游动物群落的影响方式各异。与对照区相比, 人工鱼礁区浮游动物多样性指数较低, 但总丰度较高, 优势种腹针胸刺水蚤(*Centropages abdominalis*)丰度为对照区的 3.28 倍, 斑鲦(*Konosirus punctatus*)和黑棘鲷(*Acanthopagrus schlegelii*)等渔业资源种类鱼卵和仔稚鱼在人工鱼礁区密集分布, 人工鱼礁显现出良好的渔业资源增殖养护功效。海带养殖区无机氮和活性磷酸盐浓度较对照区显著降低, 叶绿素 a 浓度明显增高, 浮游动物总丰度和多样性指数与对照区差异不显著, 钩虾(*Gammaridae* sp.)和麦秆虫(*Caprellidae* sp.)等端足类较为集聚, 鱼类浮游生物分布较少。熊本牡蛎养殖区无机氮和活性磷酸盐浓度高于对照区, 浮游动物总丰度较对照区有所降低, 但麦秆虫和黑棘鲷鱼卵与仔稚鱼丰度明显高于对照区。

关键词: 人工鱼礁; 浮游动物; 鱼类浮游动物; 筏式设施; 象山港

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2021)04-0411-09

海洋牧场建设是现阶段中国近海渔业资源养护和生态环境修复的一项重要措施, 是实现海洋渔业与近海生态系统和谐发展的重要途径^[1]。人工鱼礁、大型海藻与贝类浮筏养殖设施是海洋牧场生境营造的核心设施^[2], 摸清上述设施的环境与资源效应是优化海洋牧场建设布局、提升海洋牧场生态功效的重要理论基础^[3-6]。象山港是位于中国浙江中北部沿海的一个半封闭性港湾, 是浙江省最重要的海水增养殖基地和国家级“大鱼池”。为有效养护海洋渔业资源, 当地政府在象山港白石山海域分两期进行了人工鱼礁建设; 此外, 作为浙江省最大的水产养殖基地, 象山港内分布有大量养殖网箱和大型海藻与贝类浮筏式养殖设施。上述人工鱼礁建设与浮筏式养殖基础为开展海湾型海洋牧场营造设施的环境与资源效应研究

提供了良好平台。

浮游动物是海洋生态系统的重要生物类群, 在海洋食物网中起着重要作用^[7]。大多数浮游动物个体较小, 生活史周期短, 对海洋环境的变动敏感^[8-9], 浮游动物种类组成和数量的动态变化不仅反映了外界环境因子对它的作用, 而且直接影响着游泳动物和浮游植物种类和数量的动态变化。浮游动物是海洋牧场资源养护功效发挥的重要中间环节, 其不仅是渔业资源生物的重要饵料, 鱼类浮游生物(鱼卵和仔稚鱼)作为浮游动物的重要组成部分, 更是直接关系鱼类资源的种群补充能力。海洋牧场建设过程中, 鱼礁等人工生境营造设施的投放及其所产生的流场效应势必会对浮游动物的栖息环境产生显著影响^[10-12]。开展浮游动物对海洋牧场营造设施的响应方式研究, 将有

收稿日期: 2020-08-26; 修订日期: 2020-10-24.

基金项目: 国家公益性行业(农业)科研专项(201303047); 中国水产科学研究院基本科研业务费项目(2019ZD1102).

作者简介: 高倩(1983-), 女, 硕士, 副研究员, 从事浮游动物生态学研究. E-mail: gaoq@ecsfa.ac.cn

通信作者: 姜亚洲, 副研究员, 从事渔业资源增殖学研究. E-mail: yazhoujiang@163.com

助于系统认知海洋牧场建设的生态效应及渔业资源增殖养护机理。

本研究选择象山港海域人工鱼礁、大型海藻与贝类浮筏式养殖水域为研究区域, 聚焦象山港渔业生物繁殖补充关键季节, 通过对比分析上述 3 类水域和对照区浮游动物群落及其栖息环境差异, 探究人工鱼礁、大型海藻与贝类浮筏式养殖等海洋牧场典型营造设施对浮游动物的影响方式, 以期丰富海洋牧场生态效应的理论认知, 并为海湾型海洋牧场建设提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

象山港位于浙江省中北部, 北邻杭州湾, 水域面积为 563 km², 平均水深约为 10 m。依据象

山港海域人工鱼礁建设和贝、藻浮筏式养殖实际, 本研究选择人工鱼礁区、海带(*Laminaria japonica*)浮筏式养殖区(海带养殖区, 下同)、熊本牡蛎(*Crassostrea sikamea*)浮筏式养殖区(牡蛎养殖区, 下同)和对照区等 4 类水域作为研究目标区域(图 1)。人工鱼礁区位于象山港白石山海域, 该海域人工鱼礁于 2008 年和 2012 年分两期投放^[13-14], 投放规模约 5.9×10^4 m³, 礁区面积约合 30 hm²。调查期间, 人工鱼礁区无贝、藻浮筏式养殖设施分布。海带和牡蛎养殖区分别位于人工鱼礁区东西两侧, 面积分别约合 200 hm² 和 900 hm²。对照区位于上述 3 类水域之间, 无海洋牧场人工生境营造设施分布。上述研究水域均位于潮流和水交换较弱的象山港中顶部海域^[15], 且空间上保持相对独立, 有利于最大程度规避区域间的交互效应。

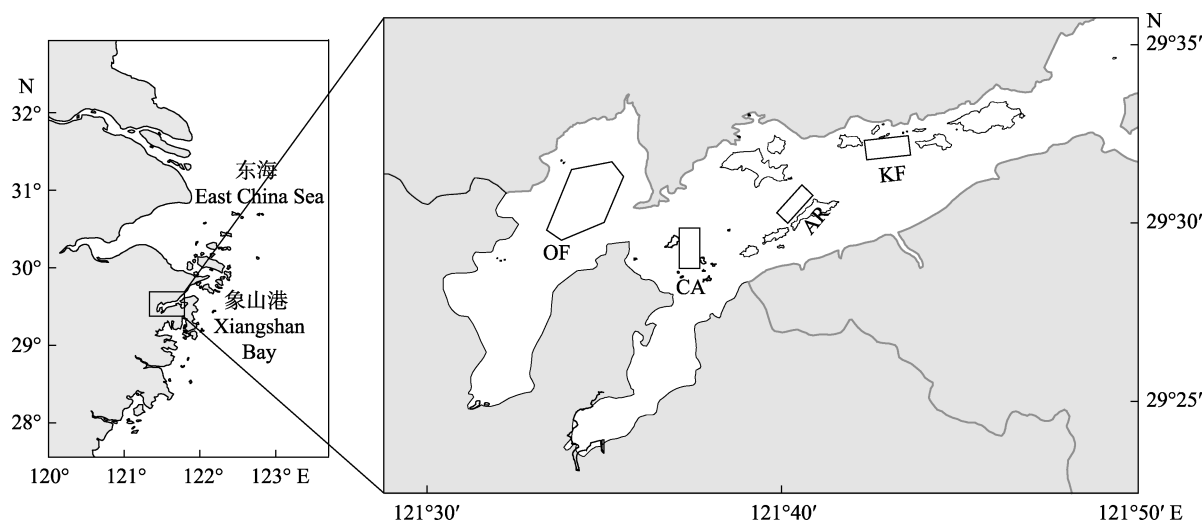


图 1 象山港海域研究区域分布图

AR: 人工鱼礁区; CA: 对照区; KF: 海带养殖区; OF: 牡蛎养殖区。

Fig. 1 Sampling locations in Xiangshan Bay of the East China Sea
AR: artificial reefs; CA: control area; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

1.2 调查时间与采样方法

本研究选择春季进行浮游动物调查取样, 主要基于如下两个方面的考量: 一是春季作为象山港渔业生物的关键繁殖期^[16], 该时期调查数据不仅可用于对比不同区域浮游动物群落差异, 还有利于探究各类海洋牧场人工生境对渔业生物补充能力的影响方式; 二是象山港海带养殖存在明显的季节性, 养殖周期为每年 11 月至翌年 4 月末,

本研究调查时段临近海带收割期, 此时海带生物量密度最高, 更利于体现海带浮筏式养殖对浮游动物群落的影响。

浮游动物和水质样品于 2019 年 4 月 1—2 日平潮时段采集, 每个区域分别设置 4 个随机调查站位。浮游动物样品利用配有网口流量计的浅水 I 型浮游生物网(网口直径 80 cm, 网目 505 μm)由底至表进行垂直拖网采集, 每个随机站点重复采

集两次混成一个样品, 样品以 5% 甲醛溶液固定保存。在体视显微镜下对样品进行种类鉴定和计数, 浮游动物样品尽可能鉴定到种, 丰度计量单位为 ind/m^3 。各站点水深和温度、盐度的剖面数据使用温盐深仪(CTD, Sea-Bird SBE 37)现场直接测出, 营养盐和叶绿素 a 等环境指标依据《海洋调查规范》进行采集测定^[17-18]。

1.3 数据处理与分析

采用 Margalef 丰富度指数(D)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J')表征浮游动物多样性^[19]。利用单因素方差分析(one-way ANOVA)检验不同区域间浮游动物丰度、多样性和环境因子间差异。利用 Pearson 相关分析解析环境因子和浮游动物总丰度间关系。

本研究利用多元分析方法解析不同区域浮游动物群落结构差异。应用非参数多变量排序(MDS)实现对浮游动物群落空间格局划分; 应用相似性分析(ANOSIM)检验不同区域间群落结构差异显著性; 利用百分比相似性分析(SIMPER)区分引起不同区域群落结构组成差异的主要种类。为权衡稀有物种和优势物种的权重, 在进行多元分析前, 对原始数据进行了 4 次方根转化^[20]。

本文统计分析过程利用 SPSS 16.0 和 Primer Premier 5.0 软件进行。

2 结果与分析

2.1 浮游动物多样性和丰度

本研究共鉴定浮游动物 6 大类 18 种, 浮游幼体(虫) 5 大类 8 种。其中, 桡足类的种类数最多, 占总种类数的 38.5%。各调查站点浮游动物丰富

度指数、多样性指数和均匀度指数的范围分别为 1.773~3.486、0.830~1.846 和 0.348~0.892。单因素方差分析结果显示: 不同区域间丰富度指数差异不显著($P=0.06$), 而多样性指数和均匀度指数的区域间差异均达到显著性水平(H' : $P<0.001$; J' : $P<0.001$)。Dunnnett 法两两比较结果显示: 人工鱼礁区多样性指数显著低于对照区, 海带养殖区与牡蛎养殖区多样性指数与对照区无显著性差异; 海带养殖区均匀度指数与对照区无显著性差异, 而人工鱼礁区和牡蛎养殖区的均匀度指数分别显著低于和高于对照区(表 1)。

各调查站点浮游动物总丰度范围为 9.22~63.26 ind/m^3 。单因素方差分析结果显示: 不同区域间浮游动物总丰度存在显著性差异($P<0.001$)。Dunnnett 法两两比较结果显示: 人工鱼礁区浮游动物总丰度(47.54 ± 14.96) ind/m^3 显著高于对照区的(20.35 ± 4.41) ind/m^3 , 海带养殖区浮游动物总丰度(19.15 ± 3.19) ind/m^3 与对照区无显著性差异, 而牡蛎养殖区浮游动物总丰度(12.11 ± 4.01) ind/m^3 则显著低于对照区(表 1)。

2.2 浮游动物种类组成和群落结构

图 2 显示, 浮游动物群落结构存在明显的区域格局, 不同区域间浮游动物群落结构存在显著性差异($R=0.903$, $P<0.001$), 人工鱼礁区、海带养殖区、牡蛎养殖区浮游动物群落结构均与对照区存在显著性差异(人工鱼礁区和对照区: $R=0.708$, $P<0.05$; 海带养殖区和对照区: $R=0.958$, $P<0.05$; 牡蛎养殖区和对照区: $R=0.781$, $P<0.05$)。

SIMPER 分析结果显示: 鱼类浮游生物、腹针胸刺水蚤(*Centropages abdominalis*)、钩虾

表 1 不同区域浮游动物多样性和总丰度
Tab. 1 Species biodiversity and abundance of zooplankton of study sites

参数 index	n=4; $\bar{x}\pm\text{SD}$			
	对照区 CA	海带养殖区 KF	牡蛎养殖区 OF	人工鱼礁区 AR
丰富度指数 D	2.794±0.112	2.933±0.686	2.202±0.133	2.159±0.519
多样性指数 H'	1.444±0.154	1.557±0.263	1.485±0.164	0.876±0.034*
均匀度指数 J'	0.648±0.075	0.706±0.092	0.814±0.056*	0.404±0.049*
总丰度/(ind/m^3) abundance	20.35±4.41	19.15±3.19	12.11±4.01*	47.54±14.96*

注: *表示与对照区存在显著性差异($P<0.05$).
Note: * indicates significant differences from the control area at the 0.05 level. AR: artificial reefs; CA: control area; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

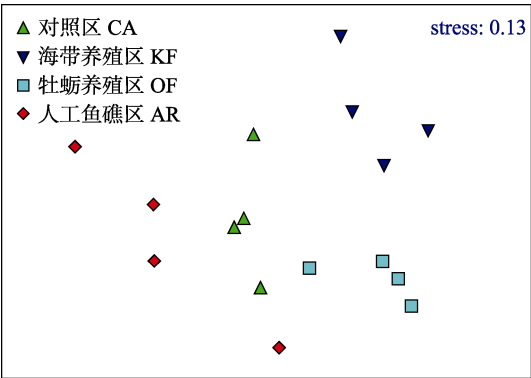


图 2 不同区域浮游动物群落结构的非参数多变量排序

Fig. 2 MDS ordination of zooplankton communities of study sites

AR: artificial reefs; CA: control area; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

(*Gammaridae* sp.)和麦秆虫(*Caprellidae* sp.)等是各人工生境同对照区浮游动物群落间的主要差异性种类(表 2)。具体而言,人工鱼礁区、海洋养殖区、牡蛎养殖区和对照区鱼类浮游动物的丰度分别为 13.96 ind/m³、1.48 ind/m³、5.46 ind/m³和 7.30 ind/m³,所占浮游动物总丰度的比例分别为 29.36%、7.73%、45.08%和 35.88%。斑鲦(*Konosirus punctatus*)和黑棘鲷(*Acanthopagrus schlegelii*)是调查期间各区域的主要优势鱼类浮游生物种类,其丰度分布呈现明显的空间差异,人工鱼礁区斑鲦和黑棘鲷的鱼卵及仔稚鱼丰度明显高于对照区;

海带养殖区斑鲦和黑棘鲷的鱼卵及仔稚鱼丰度则低于对照区;牡蛎养殖区黑棘鲷鱼卵和仔稚鱼丰度高于对照区,而斑鲦鱼卵和仔稚鱼丰度低于对照区(表 3)。

表 2 3 类设施分布区与对照区的相异性种类及其相异性贡献百分比

种类 species	区域 habitat		
	海带养殖区 KF	牡蛎养殖区 OF	人工鱼礁区 AR
腹针胸刺水蚤 <i>Centropages abdominalis</i>	17.07	47.07	66.66
捷氏歪水蚤 <i>Tortanus derjugini</i>	3.42	3.97	—
拟长腹剑水蚤 <i>Oithona similis</i>	—	4.74	—
麦秆虫 <i>Caprellidae</i> sp.	4.33	5.38	—
钩虾 <i>Gammaridae</i> sp.	33.9	—	—
异体住囊虫 <i>Oikopleura dioica</i>	2.91	3.69	2.85
鱼类浮游生物 ichthyoplankton	27.05	22.88	22.25
短尾类溞状幼体 <i>Brachyura zoea</i>	2.63	4.67	—

Note: AR: artificial reefs; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

表 3 不同区域鱼类浮游生物种类组成及丰度

Tab. 3 Species composition and abundance of ichthyoplankton in study sites

种类 species	发育阶段 development stage	区域 habitat			
		对照区 CA	海带养殖区 KF	牡蛎养殖区 OF	人工鱼礁区 AR
斑鲦 <i>Konosirus punctatus</i>	FE	5.18	0.82	1.86	9.25
	FL	0.50	0.16	0.00	0.28
黑棘鲷 <i>Acanthopagrus schlegelii</i>	FE	0.91	0.27	2.71	3.67
	FL	0.00	0.00	0.00	0.45
鲻 <i>Mugilidae</i> sp.	FE	0.00	0.13	0.16	0.19
虾虎鱼 <i>Gobiidae</i> spp.	FL	0.71	0.10	0.72	0.12
合计 total		7.30	1.48	5.45	13.96

注: FE: 鱼卵; FL: 仔稚鱼。

Note: FE: fish egg; FL: fish larvae. AR: artificial reefs; CA: control area; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

人工鱼礁区、海带养殖区、牡蛎养殖区和对照区腹针胸刺水蚤的丰度分别为 31.85 ind/m³、6.39 ind/m³、2.84 ind/m³和 9.72 ind/m³,所占浮游

动物总丰度的比重分别为 67.00%、33.37%、23.45%和 47.77%。钩虾主要分布于海带养殖区,该区域钩虾丰度为 7.18 ind/m³,其他区域钩虾丰度仅在

0~0.08 ind/m³ 范围内; 麦秆虫主要分布在海带养殖区和牡蛎养殖区, 其丰度分别为 0.93 ind/m³ 和 0.82 ind/m³, 人工鱼礁区 and 对照区未发现麦秆虫分布(表 3)。

2.3 浮游动物栖息环境特征

调查期间, 各调查站点水深、温度和盐度的分布范围分别为 4.06~9.59 m、13.69~14.81 ℃和 21.16~22.41。因研究区域各调查站位水深小于 10 m, 表、底层水的环境参数相差小, 本研究各营

养盐和叶绿素参数均取表层值。单因素方差分析结果显示: 无机氮、活性磷酸盐和叶绿素 a 的区域间差异均达到显著性水平($P<0.05$)。具体而言, 人工鱼礁区无机氮浓度显著低于对照区, 活性磷酸盐和叶绿素 a 浓度与对照区无显著性差异; 海带养殖区叶绿素 a 浓度显著高于对照区, 而无机氮和活性磷酸盐浓度显著低于对照区; 牡蛎养殖区无机氮和活性磷酸盐浓度均显著高于对照区, 而叶绿素 a 浓度与对照区无显著性差异(表 4)。

表 4 不同区域表层海水无机氮、活性磷酸盐和叶绿素 a 浓度
Tab. 4 Dissolved inorganic nitrogen, dissolved inorganic phosphate and chlorophyll a of surface water among different habitats

环境因子 variable	区域 habitat			
	对照区 CA	海带养殖区 KF	牡蛎养殖区 OF	人工鱼礁区 AR
无机氮 dissolved inorganic nitrogen	0.745±0.021	0.612±0.027*	0.874±0.034*	0.617±0.011*
活性磷酸盐 dissolved inorganic phosphate	0.040±0.001	0.038±0.001*	0.045±0.004*	0.043±0.002
叶绿素 a chlorophyll a	1.284±0.301	1.786±0.059*	1.390±0.120	1.470±0.273

注: *表示与对照区存在显著性差异($P<0.05$)。
Note: * indicates significant differences from the control area at the 0.05 level. AR: artificial reefs; CA: control area; KF: kelp farming area; OF: oyster farms.

Pearson 相关分析结果显示: 浮游动物总丰度与无机氮含量呈现显著负相关关系($r=-0.583$, $P=0.016$), 与活性磷酸盐含量($r=0.116$, $P=0.669$)和叶绿素 a 含量($r=0.204$, $P=0.448$)的相关关系不显著。

3 讨论

研究结果显示, 象山港人工鱼礁、海带养殖区、牡蛎养殖区浮游动物丰度、多样性与群落结构及其栖息环境同对照区间存在明显的区域差异, 相关海洋牧场营造设施对浮游动物群落呈现不同的调控方式。人工鱼礁是海洋牧场生境营造的核心设施, 人工鱼礁投放所引起流场效应将有助于将底层的营养盐和沉积物带到光照充足的水面附近, 促进浮游生物繁殖, 提高海洋初级生产力和基础饵料水平, 起到聚集海洋生物的作用^[12,21]。本研究发现, 与对照区相比, 人工鱼礁区浮游动物群落呈现出 3 个特征: 一是浮游动物总丰度大幅提升; 二是浮游动物物种丰富度虽无显著差异, 但物种均匀度和多样性指数有所降低; 三是浮游

动物群落结构差异明显。鱼类浮游生物和腹针胸刺水蚤是调查期间各研究区域最重要的优势浮游动物类群, 其丰度的区域差异是造成人工鱼礁区和对照区浮游动物群落差异的重要因素。

鱼类浮游生物是浮游动物重要组成类群, 也是评价人工鱼礁是否真正发挥资源增殖功效的重要指标^[22]。人工鱼礁区鱼类浮游生物丰度的大幅提升表征象山港人工鱼礁在资源增殖方面切实发挥了积极作用。就具体种类而言, 黑棘鲷和斑鲷鱼卵、仔稚总丰度分别较对照区提升了 68%和 3.53 倍, 是人工鱼礁区鱼类浮游生物丰度提升的主要贡献物种。上述种类鱼卵、仔稚鱼丰度的提升可能与人工鱼礁对其成体具有较强聚集效应有关。一方面, 人工鱼礁可为礁栖型鱼类提供优质的栖息、避敌场所^[23]。黑棘鲷作为典型的礁栖型鱼类, 是对人工鱼礁建设响应最敏感的种类之一。Jiang 等^[24]研究发现, 象山港人工鱼礁建设 19 个月, 黑棘鲷的生物量资源密度可较对照区提升 20 余倍。另一方面, 有研究表明, 人工鱼礁可为浮游动物食性鱼类提供良好的索饵和避敌场所,

进而使其成为人工鱼礁区建设重要的受益类群^[25]。浮游动物是斑鲈重要的饵料生物^[26]，人工鱼礁区浮游动物数量丰富有利用斑鲈在礁区集聚。腹针胸刺水蚤等桡足类作为浮游动物群落的重要优势种，是浮游动物总丰度提升的另一推动力量。人工鱼礁建设可能为腹针胸刺水蚤等桡足类物种提供了良好的微生境，桡足类凭借其自主活动能力^[27]，在人工鱼礁区形成其密度集聚区。但与此同时，需要说明的是，人工鱼礁对浮游动物的集聚作用发挥可能需要的一定建设时间间隔和鱼礁规模，Du 等^[28]研究发现，象山港第一期人工鱼礁(空方规模 5000 m³)投放 2 年时段内，人工鱼礁与对照区浮游动物总丰度并未发现显著性差异。

海带养殖区浮游动物多样性和总丰度与对照区虽基本相似，但浮游动物群落结构却呈现出明显差异。群落结构差异主要体现在如下两点，一是钩虾和麦秆虫等啃食性端足类物种丰度明显较高。有研究表明，钩虾等端足类是依赖大型海藻生存的消费者，其生物量与大型海藻休戚相关，大型海藻繁盛时端足类丰度相对较高^[29]。二是鱼类浮游生物丰度相对较低，表明海带养殖区并不是斑鲈和黑棘鲷等鱼类幼体的理想栖息场所。与此同时，值得关注的是海带养殖区浮游动物栖息环境发生了一些积极显变化。首先，海带养殖区无机氮和活性磷酸盐含量较对照区分别降低 17.8% 和 6.4%，海带养殖起到了一定的缓解水体富营养化的作用；其次，叶绿素 a 含量较对照区提升 39.1%。一般情况下，受大型藻类营养盐竞争的影响，大型海藻养殖区浮游植物丰度将显著降低，叶绿素 a 含量会相应减少。而本研究发现，海带养殖区叶绿素 a 含量较对照区不降反升。究其原因，象山港为典型的高浊度、富营养化港湾^[30-31]，营养盐不是该海域浮游植物生长的限制因子。海带养殖区相关设施通过降低流速、弱化湍流和沉积物再悬浮过程，减少了水体悬浮颗粒物含量，增加水体透光性，促进了浮游植物光合作用，进而提升水体叶绿素 a 含量^[32]。相关分析结果显示，叶绿素 a 含量与浮游动物总丰度并未呈现显著相关关系，海带养殖区叶绿素 a 含量的提升并未引起浮游动物总丰度的同步增长。

牡蛎养殖区浮游动物丰度和群落结构同对照区均呈现显著差异，该差异可能主要受规模化牡蛎养殖引发的环境效应的影响。与对照区相比，牡蛎养殖区无机氮和活性磷酸盐浓度有所提升，该现象与诸多滤食性贝类养殖环境效应研究结果一致^[33-35]。在滤食性贝类密集区，贝类引发的生物沉降作用非常明显，生物沉积将大量悬浮颗粒搬运到底层，有机物在底层的堆积使微生物活动加强，导致无机营养盐从底质到水体的加速释放，可加剧水体富营养化^[36]。调查期间，牡蛎养殖区的无机氮和活性磷酸盐含量均劣于第四类海水水质标准^[37]。故此，今后在象山港等富营养化海域开展贝类增殖养殖应充分考虑环境承载力问题。牡蛎养殖区营养盐浓度上升并未致使叶绿素 a 含量显著增加，这可能与熊本牡蛎的滤食作用对养殖区浮游植物现存量起到一定控制作用有关。本研究结果显示，浮游动物总丰度与无机氮含量呈负相关关系，富营养化水体不利于浮游动物分布。受水体富营养化和饵料竞争的双重影响，牡蛎养殖区以腹针胸刺水蚤为代表的桡足类丰度显著低于对照区，致使浮游动物总丰度相应减少。与此成对比，麦秆虫和黑棘鲷鱼卵与仔稚鱼丰度较对照区却有所提升，麦秆虫以啃食牡蛎养殖设施附着微藻为食^[29]，黑棘鲷鱼卵与仔稚鱼密集则可能主要与牡蛎养殖区可为黑棘鲷成体提供了良好索饵栖息场所有关^[38]。

综上所述，人工鱼礁、海带与牡蛎浮筏式养殖对象山港浮游动物群落及其栖息环境起到不同的调节作用，本研究结果为探究海洋牧场生境的生态修复与资源养护机制提供一定的案例研究支撑。后续研究中建议进一步拓展海洋牧场生态环境效应的研究范畴，强化关于不同海洋牧场营造设施配置模式对生物资源与海洋环境综合影响的理论认知，以期更好服务于现代海洋牧场建设。

参考文献：

- [1] Yang H S, Huo D, Xu Q. Views on modern marine ranching [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2016, 47(6): 1069-1074. [杨红生, 霍达, 许强. 现代海洋牧场建设之我见[J]. *海洋与湖沼*, 2016, 47(6): 1069-1074.]
- [2] Zhang S Y, Zhou X J, Wang K, et al. Review of marine live-

- stock ecological urbanization hypothesis and marine ranching construction key-technology against blue growth background[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2019, 43(1): 81-96. [章守宇, 周曦杰, 王凯, 等. 蓝色增长背景下的海洋生物生态城市化设想与海洋牧场建设关键技术研究综述[J]. *水产学报*, 2019, 43(1): 81-96.]
- [3] Wang Z H, Zhang S Y, Wang K. Fish and macroinvertebrates community structure in artificial habitat around Sanheng Isle, Shengsi, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(8): 2026-2035. [汪振华, 章守宇, 王凯. 三横山鱼礁生境鱼类和大型无脊椎动物群落特征[J]. *生态学报*, 2010, 30(8): 2026-2035.]
- [4] Wu Z X, Zhang X M, Lozano-Montes H M, et al. Trophic flows, kelp culture and fisheries in the marine ecosystem of an artificial reef zone in the Yellow Sea[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2016, 182: 86-97.
- [5] Lin H J, Qin C X, Li X G, et al. Food web analysis in Zhelin Bay marine ranching[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2018, 42(7): 1026-1039. [林会洁, 秦传新, 黎小国, 等. 柘林湾海洋牧场不同功能区食物网结构[J]. *水产学报*, 2018, 42(7): 1026-1039.]
- [6] Zhu W T, Qin C X, Ma H M, et al. Response of protist community dynamics and co-occurrence patterns to the construction of artificial reefs: A case study in Daya Bay, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 742: 140575.
- [7] Kideys A E, Kovalev A V, Shulman G, et al. A review of zooplankton investigations of the Black Sea over the last decade[J]. *Journal of Marine Systems*, 2000, 24(3-4): 355-371.
- [8] Hays G C, Richardson A J, Robinson C. Climate change and marine plankton[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2005, 20(6): 337-344.
- [9] Beaugrand G. Decadal changes in climate and ecosystems in the North Atlantic Ocean and adjacent seas[J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2009, 56(8-10): 656-673.
- [10] Gao D K, Zhao J, Zhang X M, et al. Species composition and distribution patterns of ichthyoplankton within and outside artificial reefs in Laizhou Bay[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2014, 21(2): 369-381. [高东奎, 赵静, 张秀梅, 等. 莱州湾人工鱼礁区及附近海域鱼卵和仔稚鱼种类组成与数量分布[J]. *中国水产科学*, 2014, 21(2): 369-381.]
- [11] Huang H, Li D P, Zhang Y, et al. Effects of artificial reefs deployment on nutrients in the marine farming zone of Haizhou Bay[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(8): 2854-2861. [黄宏, 李大鹏, 张岩, 等. 海州湾海洋牧场人工鱼礁投放对营养盐的影响[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(8): 2854-2861.]
- [12] Du F Y, Wang L G, Ding L, et al. Effects of an artificial reef on diel changes of micro- and meso-zooplankton[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2019, 43(9): 1963-1971. [杜飞雁, 王亮根, 丁玲, 等. 人工鱼礁对中小型浮游动物昼夜变化的影响[J]. *水产学报*, 2019, 43(9): 1963-1971.]
- [13] Jiang Z B, Chen Q Z, Shou L, et al. Community composition of net-phytoplankton and its relationship with the environmental factors at artificial reef area in Xiangshan Bay[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(18): 5813-5824. [江志兵, 陈全震, 寿鹿, 等. 象山港人工鱼礁区的网采浮游植物群落组成及其与环境因子的关系[J]. *生态学报*, 2012, 32(18): 5813-5824.]
- [14] Wang Y L, Li S F, Jiang Y Z, et al. Marine ranching and fishery stock enhancement in the Xiangshan Bay[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2019, 43(9): 1972-1980. [王云龙, 李圣法, 姜亚洲, 等. 象山港海洋牧场建设与生物资源的增殖养护技术[J]. *水产学报*, 2019, 43(9): 1972-1980.]
- [15] Yao Y M, Peng H, Du Y J, et al. Numerical study on water exchange in Xiangshangang Bay[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2014, 36(1): 126-130. [姚炎明, 彭辉, 杜雅杰, 等. 象山港分区水交换数值研究[J]. *海洋学报*, 2014, 36(1): 126-130.]
- [16] Wang Y T, Li S F, Yang L L, et al. Species composition of larval and juvenile fish in the Xiangshan Bay in spring and summer[J]. *Marine Fisheries*, 2017, 39(3): 286-296. [王宇坛, 李圣法, 杨林林, 等. 象山港春、夏季仔稚鱼种类组成结构特征[J]. *海洋渔业*, 2017, 39(3): 286-296.]
- [17] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. National Standard (Recommended) of the People's Republic of China: Specifications for oceanographic survey—Part 4: Survey of chemical parameters in sea water, GB/T 12763.4-2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2008. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 中华人民共和国推荐性国家标准: 海洋调查规范第4部分: 海水化学要素调查 GB/T 12763.4-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.]
- [18] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. National Standard (Recommended) of the People's Republic of China: Specifications for oceanographic survey—Part 6: Marine biological survey, GB/T 12763.6-2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2008. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 中华人民共和国推荐性国家标准: 海洋调查规范第6部分: 海洋生物调查 GB/T 12763.6-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.]

- [19] Sun J, Liu D Y. The application of diversity indices in marine phytoplankton studies[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2004, 26(1): 62-75. [孙军, 刘东艳. 多样性指数在海洋浮游植物研究中的应用[J]. *海洋学报*, 2004, 26(1): 62-75.]
- [20] Olsford F, Somerfield P J, Carr M R. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1997, 149: 173-181.
- [21] Lin J, Zhang S Y. Research advances on physical stability and ecological effects of artificial reef[J]. *Marine Fisheries*, 2006, 28(3): 257-262. [林军, 章守宇. 人工鱼礁物理稳定性及其生态效应的研究进展[J]. *海洋渔业*, 2006, 28(3): 257-262.]
- [22] Stephens J J, Pondella D I. Larval productivity of a mature artificial reef: The ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2002, 59: S51-S58.
- [23] Zeng L, Tang Z Z, Jia X P, et al. Study on the trapping effect of artificial reefs on small reef fishes in Fangchenggang Gulf[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2019, 26(4): 783-795. [曾雷, 唐振朝, 贾晓平, 等. 人工鱼礁对防城港海域小型岩礁性鱼类诱集效果研究[J]. *中国水产科学*, 2019, 26(4): 783-795.]
- [24] Jiang Y Z, Lin N, Yuan X W, et al. Effects of an artificial reef system on demersal nekton assemblages in Xiangshan Bay, China[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2016, 34(1): 59-68.
- [25] Champion C, Suthers I M, Smith J A. Zooplanktivory is a key process for fish production on a coastal artificial reef[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2015, 541: 1-14.
- [26] Zhang B, Yuan W, Wang J. Feeding ecology of the dominant fish species in spring in Laoshan Bay[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2015, 22(4): 820-827. [张波, 袁伟, 王俊. 崂山湾春季鱼类群落的摄食生态及其主要种类[J]. *中国水产科学*, 2015, 22(4): 820-827.]
- [27] Genin A, Jaffé J S, Reef R, et al. Swimming against the flow: A mechanism of zooplankton aggregation[J]. *Science*, 2005, 308(5723): 860-862.
- [28] Du P, Liao Y B, Jiang Z B, et al. Responses of mesozooplankton communities to different anthropogenic activities in a subtropical semi-enclosed bay[J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2018, 98(4): 673-686.
- [29] Jiang R J, Zhang S Y, Bi Y X, et al. Food sources of small invertebrates in the macroalgal bed of Gouqi Island[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2015, 39(10): 1487-1498. [蒋日进, 章守宇, 毕远新, 等. 枸杞岛海藻场小型无脊椎动物的食物来源[J]. *水产学报*, 2015, 39(10): 1487-1498.]
- [30] Zhang L X, Jiang X S, Cai Y H. Characteristics of nutrient distributions and eutrophication in seawater of the Xiangshan Harbor[J]. *Marine Environmental Science*, 2008, 27(5): 488-491. [张丽旭, 蒋晓山, 蔡燕红. 象山港海水中营养盐分布与富营养化特征分析[J]. *海洋环境科学*, 2008, 27(5): 488-491.]
- [31] Huang X Q, Qi P, Qin W H, et al. Research on the evaluation method of marine ecological environment in Xiangshan Bay[J]. *Haiyang Xuebao*, 2015, 37(8): 63-75. [黄秀清, 齐平, 秦渭华, 等. 象山港海洋生态环境评价方法研究[J]. *海洋学报*, 2015, 37(8): 63-75.]
- [32] Jiang Z B, Liu J J, Li S L, et al. Kelp cultivation effectively improves water quality and regulates phytoplankton community in a turbid, highly eutrophic bay[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 707: 135561.
- [33] Souchu P, Vaquer A, Collos Y, et al. Influence of shellfish farming activities on the biogeochemical composition of the water column in Thau lagoon[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 218: 141-152.
- [34] La Rosa T, Mirto S, Favaloro E, et al. Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm[J]. *Water Research*, 2002, 36(3): 713-721.
- [35] Ray N E, Li J, Kangas P C, et al. Water quality upstream and downstream of a commercial oyster aquaculture facility in Chesapeake Bay, USA[J]. *Aquacultural Engineering*, 2015, 68: 35-42.
- [36] Yang H S, Zhou Y. Progress in studies on effect of filter-feeding bivalve on environment of mariculture area[J]. *Marine Sciences*, 1998, 22(2): 42-44. [杨红生, 周毅. 滤食性贝类对养殖海区环境影响的研究进展[J]. *海洋科学*, 1998, 22(2): 42-44.]
- [37] National Environmental Protection Agency, State Oceanic Administration. National Standard of the People's Republic of China: Sea water quality standard, GB 3097-1997[S]. Beijing: Standards Press of China, 1998. [国家环境保护局, 国家海洋局. 中华人民共和国国家标准: 海水水质标准 GB 3097-1997[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.]
- [38] Tsuyuki A, Umino T. Spatial movement of black sea bream *Acanthopagrus schlegelii* around the oyster farming area in Hiroshima Bay, Japan[J]. *Fisheries Science*, 2017, 83(2): 235-244.

Effects of facilities associated with marine ranching on zooplankton community: A case study in Xiangshan Bay, China

GAO Qian, LING Jianzhong, TANG Baojun, SUN Peng, JIANG Yazhou

Key Laboratory of East China Sea Fishery Resources Exploitation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China

Abstract: With many fish stocks subject to over-fishing and marine fisheries in decline around the world, marine ranching is rapidly growing in China as an alternative method to re-establish coastal fisheries and conserve aquatic biodiversity. In China and East Asia, marine ranching has concentrated on a concept of aquaculture-based, artificial habitat-based marine ranching (e.g., buoyant rafts and artificial reefs) and rehabilitation-based marine ranching (e.g., seaweed beds and seagrass). Studies reported that some species of fish feed primarily on zooplankton, which may play an essential role in the future development of marine ranching. To evaluate the effects of facilities associated with marine ranching on zooplankton communities, a case study was conducted in Xiangshan Bay investigating the spatial heterogeneity of zooplankton communities in four different areas: an artificial reef, a kelp (*Laminaria japonica*)-suspended farming area, a Kumamoto oyster (*Crassostrea sikamea*)-suspended farm, and a neighboring natural rock reef habitat (control area). The results demonstrated that there were significant differences among the zooplankton communities in different areas. Both the Pielou's evenness index (J') and Shannon-Wiener diversity index (H') in the artificial reef area were lower than those in the control area, while an approximately 134% increase in zooplanktonic numerical abundance was observed in the artificial area compared with that in the control area. The abundance of *Centropages abdominalis* (Copepoda) in the artificial reef area was 2.28 times higher than in the control area. The artificial reef area was characterized by a dense distribution of eggs and larvae of the Dotted gizzard shad (*Konosirus punctatus*) and Blackhead seabream (*Acanthopagrus schlegelii*), which indicated that the artificial reefs did have a positive role in promoting the enhancement of the above species. A decrease in nutrient concentration and an increase in chlorophyll *a* were detected in the kelp farming area. The concentrations of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved inorganic phosphate (DIP) were significantly lower in the kelp farming area than in control area, which indicated that kelp farming was an effective measure to lessen eutrophication. No measurements of diversity or total zooplankton abundance exhibited significant differences between the kelp farming and control areas. However, a significant regional difference in zooplankton community composition was found. The abundance of Amphipoda (*Gammaridae* sp. and *Caprellidae* sp.) was higher in the kelp farming area compared with those of the control area, whereas ichthyoplankton abundance was low in kelp farming. Since oyster cultivation increased the concentration of both DIN and DIP, eutrophication tended to be elevated in the oyster farming area. The abundance of copepods, particularly that of *C. abdominalis*, was low in the oyster farming area; consequently, the total zooplankton abundance was low. However, the abundances of *Caprellidae* sp. and Blackhead seabream larvae and eggs were higher in the oyster farming area than in the control area.

Key words: artificial reef; zooplankton; ichthyoplankton; suspended long-line facility; Xiangshan Bay

Corresponding author: JIANG Yazhou. E-mail: yazhoujiang@163.com