

DOI: 10.12264/JFSC2021-0004

## 南海美济礁潟湖区鱼类优势种和生物多样性的长期变化

张俊<sup>1,2</sup>, 陈作志<sup>1,2</sup>, 蔡研聪<sup>1</sup>, 李媛洁<sup>1</sup>, 林昭进<sup>1</sup>

1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 农业农村部外海渔业开发重点实验室, 广东 广州 510300;

2. 南方海洋科学与工程广东省实验室(广州), 广东 广州 510301

**摘要:**珊瑚礁鱼类是诊断和修复退化珊瑚礁新方法的关键组分。为了解环境变化和人类活动胁迫下南海典型珊瑚礁鱼类组成和多样性的演变趋势,本研究根据1998—2018年美济礁潟湖区鱼类手钓和刺网调查数据,对南海美济礁潟湖区鱼类种类组成、优势种和物种多样性指数的长期变动进行研究。结果表明,与1998—1999年相比,2012—2018年美济礁潟湖区鱼类组成和优势种更替明显,鹦嘴鱼科(Scaridae)、刺尾鱼科(Acanthuridae)、蓝子鱼科(Siganidae)等具有重要生态功能的鱼类消失或明显减少;优势种数目下降,但其优势度显著增加,第1优势种的相对优势度和所有优势种的平均优势度均明显增加;1998—2018年采集单位鱼类种类数所需的捕捞努力量和样本量均明显稳定增加;手钓努力量增加对相应物种多样性指数增加有明显影响,刺网努力量增加对多样性指数增加影响不明显;刺网采样方式评估美济礁鱼类物种多样性比手钓采样方式更稳健;基于刺网鱼类样本,与1999年5月相比,2016—2018年美济礁潟湖区鱼类物种多样性极显著降低。本研究结论认为,人类捕捞和美济礁有效生境面积下降而导致的生态系统承载力下降是鱼类种类或丰度减少及多样性降低的主要原因。为促进南海美济礁鱼类资源恢复和保护,建议及时采取措施保护其资源,改善栖息地质量。

**关键词:**珊瑚礁鱼类; 种类组成; 优势种; 物种多样性; 美济礁; 南海

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2021)11-1466-11

珊瑚礁作为生物多样性最高的海洋生态系统,在维持全球海洋生物多样性、生态环境安全、生物资源供给等方面具有极其重要的意义<sup>[1-2]</sup>。由于气候变化和人类活动的共同影响,全球珊瑚礁受到严重破坏,面临衰亡风险,正引起广泛关注<sup>[3-5]</sup>。珊瑚礁鱼类作为珊瑚礁系统的重要组成部分,其生存和维持依赖于健康的栖息地,因此珊瑚礁衰退会导致其鱼类组成改变、多样性下降,甚至物种局地灭绝<sup>[6-7]</sup>。珊瑚礁鱼类通过参与珊瑚礁的各项生态过程而发挥重要的生态功能,因此鱼类群落衰退将进一步削弱珊瑚礁的稳定性、恢复力和服务功能<sup>[8-10]</sup>。了解气候变化和人类活动对海洋

生态系统的影响,首先要深入认识生态系统的结构和功能。对于过度捕捞的珊瑚礁,首先应把起到关键作用的珊瑚礁鱼类数量进行恢复,这对修复珊瑚礁生态功能至关重要;对于轻度捕捞的珊瑚礁,管理者需要知道可以捕捞的鱼类种类、可捕数量以及需要保护的鱼类种类<sup>[9,11]</sup>。因此了解珊瑚礁鱼类组成和种类多样性及其长期变动将提升对珊瑚礁鱼类群落结构演替及其对环境变化和人类活动的响应等科学问题的认识。

珊瑚礁是我国南海最具特色的生态系统,直接影响到南海海域的生态特征,对维持中国南海乃至整个中国近海海洋生物的多样性都有重要

收稿日期: 2021-01-11; 修订日期: 2021-04-08.

基金项目: 国家自然科学基金项目(31902374); 广东省基础与应用基础研究重大项目(2019B030302004); 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项目(GML2019ZD0605); 农业农村部财政专项(NFZX2018); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(2020TD05; 2021SD01).

作者简介: 张俊(1984-), 男, 博士, 副研究员, 主要从事海洋渔业资源研究. E-mail: zhangjun@scsfri.ac.cn

通信作者: 陈作志, 研究员. E-mail: zzchen2000@163.com

意义<sup>[12]</sup>。我国学者在南海珊瑚礁鱼类资源结构、生物学、种群评估等方面积累了丰富经验, 这对阐明南海珊瑚礁鱼类群落的结构和功能有重要意义<sup>[13-18]</sup>。但以往的研究主要集中在珊瑚礁鱼类群落的现状特征的描述, 对珊瑚礁鱼类组成长期变动的研究极其缺乏。本研究以南海美济礁潟湖区鱼类为研究对象, 利用历史资料和近年调查数据, 分析其种类组成、优势种、物种多样性的长期变化, 以期为研究外界压力对南海珊瑚礁鱼类组成的影响及岛礁水域生境修复提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

美济礁位于  $9^{\circ}54'N, 115^{\circ}32'E$ , 是中国南沙群岛海域重要渔业基地。美济礁属于典型半封闭环礁, 有口门存在, 东西长约 9 km, 南北宽约 6 km, 潟湖最大水深约 27 m, 礁坪面积  $14.69 \text{ km}^2$ , 潟湖面积  $30.62 \text{ km}^2$ ; 具有礁外坡、礁坪和潟湖坡等典型生物地貌分带<sup>[19]</sup>, 是开展南海珊瑚礁鱼类组成长期变动研究的理想区域。

### 1.2 数据来源

鱼类数据由 1998—2018 年中国水产科学研究院南海水产研究所在美济礁进行珊瑚礁鱼类调查时采集, 采样地点主要是潟湖区。1998 年 4 月调查船为“中国渔政 35”号, 总吨位 300 t。1999 年 5 月调查船为“粤远渔 730”和“粤远渔 733”, 总吨位分别为 98 t 和 89 t, 均配备小艇。2012—2018 年调查船为“南锋”号, 总吨位 1537 t, 配工作艇用于鱼类调查(艇长 7.85 m, 宽 1.5 m), 采样时间包括 3 个季节, 即春季(包括 2016 年 4 月、2017 年 5 月、2018 年 4 月)、秋季(包括 2012 年 9 月、2018 年 9 月)、冬季(2012 年 12 月)。

采样渔具包括手钩和刺网。1998 年 4 月采样方式只有手钩。1999 年 5 月采样方式包括刺网和手钩。2016—2018 年春季采样方式包括刺网和手钩, 渔具规格一致。各航次调查渔具规格见表 1。手钩为底层作业, 行钓时间包括白天和夜间, 水深为 10~20 m, 钓饵采用新鲜渔获物。1999 年刺网白天作业采样。2016—2018 年刺网作业时间包括白天和夜间。鱼类的鉴定主要依据 Nelson<sup>[20]</sup> 和成

庆泰等<sup>[21]</sup>的分类系统标准。

**表 1 美济礁潟湖区鱼类采样信息**  
**Tab. 1 Sampling information of fish in the lagoon of Meiji Reef**

年-月 year-month	渔具及规格 net and specification
1998-04	手钩: 主要钩钩规格为长 25 mm×宽 10 mm
1999-05	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 单层刺网, 网衣尺寸 $40 \text{ m} \times 1.1 \text{ m}$ , 网目 55 mm
2012-09	刺网: 网衣尺寸 $40 \text{ m} \times 1.5 \text{ m}$ , 内网目 33 mm, 外网目 78 mm
2016-04	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 规格与 2012 年 12 月一致
2017-05	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 规格与 2012 年 12 月一致
2017-12	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 规格与 2012 年 12 月一致
2018-04	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 规格与 2012 年 12 月一致
2018-09	手钩: 钩钩规格与 1998 年接近; 刺网: 网衣尺寸 $50 \text{ m} \times 1.1 \text{ m}$ , 内网目 20 mm, 外网目 70 mm

### 1.3 数据分析

采用相对重要性指数(index of relative importance, IRI)和相对重要性指数百分比(%IRI)分析鱼类在群落中的地位<sup>[22]</sup>, 其计算公式如下:

$$\text{IRI} = (N + W) \times F \quad (1)$$

$$\text{IRI\%} = \left( \text{IRI} / \sum \text{IRI} \right) \times 100 \quad (2)$$

式中,  $N$  为鱼类群落中某一种鱼的尾数占鱼类总尾数的百分比;  $W$  为某一种鱼的重量占鱼类总重量的百分比;  $F$  为某一种鱼类出现频率百分比。本研究规定  $\text{IRI} \geq 500$ 、 $100 \leq \text{IRI} < 500$ 、 $10 \leq \text{IRI} < 100$  及  $\text{IRI} < 10$  的鱼类分别为优势种、常见种、一般种及稀有种。

采用 Margalef 物种丰富度指数<sup>[23]</sup>、Simpson 多样性指数<sup>[24]</sup>、Shannon-Wiener 多样性指数<sup>[25]</sup>、Pielou 均匀度指数<sup>[26]</sup>评估鱼类多样性水平。

Margalef 丰富度指数:

$$D = (S - 1) / \log_2 N \quad (3)$$

Simpson 多样性指数:

$$C'_{(B)} = 1 - \sum_{i=1}^S (w_i / W)^2 \quad (4)$$

Shannon-Wiener 多样性指数:

$$H'_{(B)} = -\sum_{i=1}^S (w_i / W) \log_2 (w_i / W) \quad (5)$$

均匀度指数:

$$J' = H'_{(B)} / \log_2 S \quad (6)$$

式中,  $S$  为样本中的渔获种类数,  $N$  为所有渔获种类的个体数;  $C'_{(B)}$  表示以鱼类质量计算的 Simpson 多样性指数;  $w_i$  为第  $i$  种鱼类的质量;  $W$  为所有渔获种类的总质量;  $H'_{(B)}$  表示以鱼类质量计算的 Shannon-Wiener 多样性指数。

本研究分别以  $\text{kg}/(100 \text{ m}^2 \cdot \text{h})$  和  $\text{kg}/(100 \text{ hooks} \cdot \text{h})$  表示刺网和手钓单位捕捞努力量渔获量(catch per

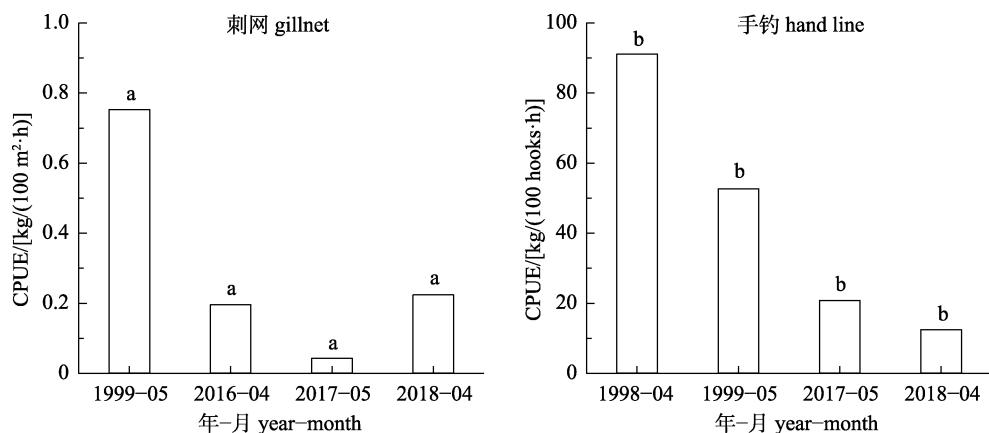


图 1 1998—2018 年春季美济礁潟湖区鱼类刺网和手钓 CPUE

a 和 b 分别表示 1998—1999 年鱼类刺网和手钓 CPUE 显著高于 2016—2018 年( $T$ -test,  $P<0.05$ )。

Fig. 1 CPUE of fish from gillnet and hand line in the lagoon of Meiji Reef in spring during 1998—2018

a and b indicate significant differences among fish CPUEs of gillnet and hand line between 1998—1999 and 2016—2018 ( $T$ -test,  $P<0.05$ ), respectively.

## 2.2 种类组成

**2.2.1 基于刺网鱼类样本的种类组成** 1999 年 5 月刺网鱼类种类数共 30 种(图 2), 其中鹦嘴鱼科(Scaridae)、隆头鱼科(Labridae)及鮨科(Serranidae)的鱼类最多(9 种、5 种及 5 种)。2012—2018 年各年月鱼类的种类数介于 10~14 种(图 2)。与 1999 年相比, 2012—2018 年鱼类种类数明显减少, 一些具有重要生态功能的鱼类消失或减少。例如, 1999 年鹦嘴鱼科有 9 种鱼类, 2016 年仅有 1 种, 2017—2018 年没有发现鹦嘴鱼科鱼类。1999 年蓝子鱼科(Siganidae)有 2 种, 而 2016—2018 年没有发现蓝子鱼科鱼类。

unit effort, CPUE) 的单位。采用单位鱼类种类数所需的捕捞努力量(fishing effort per species, FEPS) 作为衡量鱼类种类丰富度变化程度的指标之一, 其中刺网及手钓方式的 FEPS 分别以  $\text{FEPS}_G (\text{m}^2 \cdot \text{h} / \text{species})$  及  $\text{FEPS}_H (\text{hook} \cdot \text{h} / \text{species})$  表示。

## 2 结果与分析

### 2.1 单位捕捞努力量渔获量

1998—1999 年春季(各年 4 月及 5 月)美济礁潟湖区鱼类刺网和手钓 CPUE 显著高于 2016—2018 年春季( $T$ -test,  $P<0.05$ ), 显示 2 个时期鱼类平均体重明显下降(图 1)。

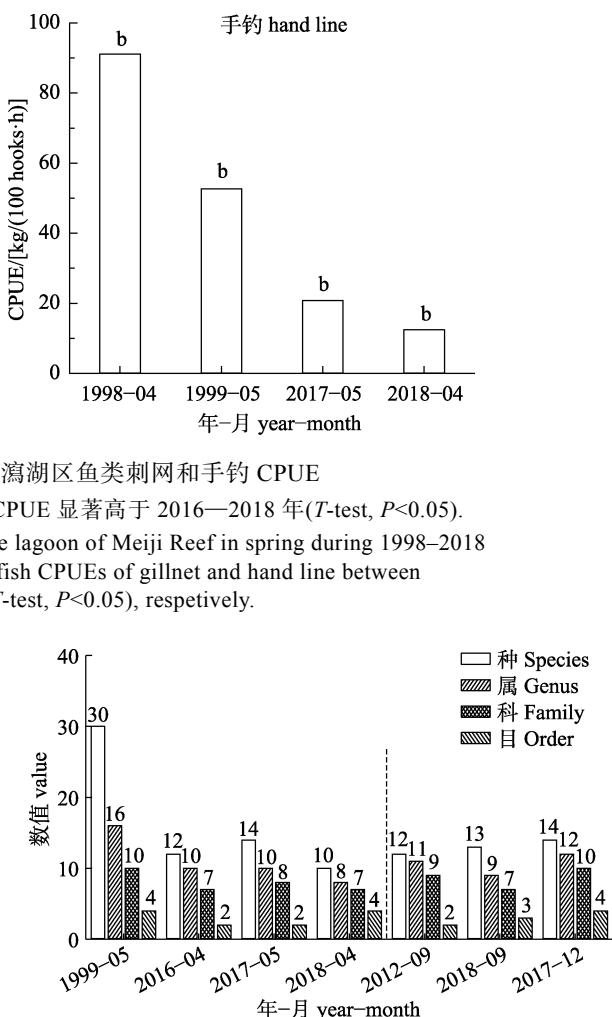


图 2 1999—2018 年美济礁潟湖区刺网鱼类样本各分类阶元数

Fig. 2 Taxonomic categories number of fish from gillnet in the lagoon of Meiji Reef during 1999—2018

1999 年刺网捕捞努力量与同季节的 2016 年相当, 远小于同季节的 2017—2018 年, 但 1999 年鱼种数显著多于 2016—2018 年( $T$ -test,  $P<0.01$ ) (图 3)。与 1999 年 5 月相比, 2016—2018 年同季节 FEPS<sub>G</sub> 显著升高(ANOVA,  $P<0.05$ ) (图 3), 表明某些鱼类消失或出现频率显著降低, 与上文部分鱼种消失或减少的结果一致。

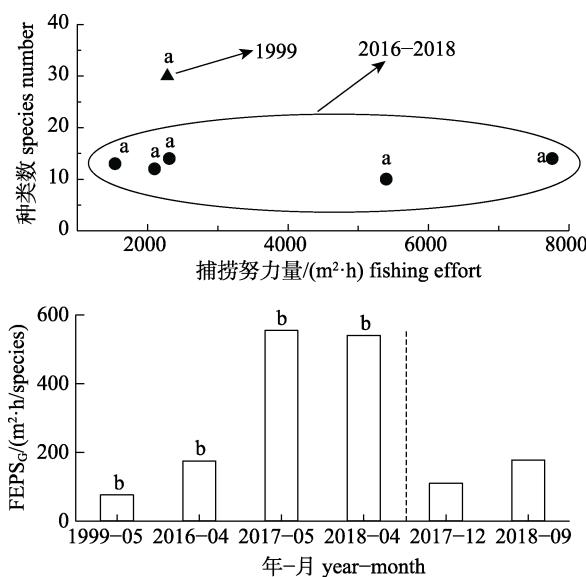


图 3 1999—2018 年美济礁潟湖区刺网鱼种数与捕捞努力量的关系及单位种类数所需的捕捞努力量(FEPS<sub>G</sub>)

a 和 b 分别表示 1999 年刺网鱼种数以及 FEPS<sub>G</sub> 显著小于 2016—2018 年( $T$ -test,  $P<0.01$ )。

Fig. 3 Relationship between species number and fishing effort and required fishing effort per species (FEPS<sub>G</sub>) by gillnet in the lagoon of Meiji Reef during 1999–2018  
a and b indicate significant differences among fish amount of species and FEPS<sub>G</sub> between 1999 and 2016–2018 ( $T$ -test,  $P<0.01$ ), respectively.

**2.2.2 基于手钓鱼类样本的种类组成** 1998 年和 1999 年手钓鱼类的种类数远低于 2017—2018 年(图 4)。1998—1999 年手钓鱼类中鮨科、裸颊鲷科(Lethrinidae)及金鳞鱼科(Holocentridae)的种类最多。2017 年 5 月笛鲷科(Lutjanidae)和眶棘鲈科(Scolopidae)的种类最多(7 种和 5 种), 金鳞鱼科、鮨科及裸颊鲷科次之(均有 4 种)。2018 年 4 月裸颊鲷科(5 种)、隆头鱼科(4 种)及鮨科(4 种)的种类较多。

与 1998—1999 年相比, 2017—2018 年鱼类种类数明显增加, 但这归因于捕捞努力量及样本量

的增加而不是鱼类资源状况的改善, 这从图 5 中种类数随捕捞努力量及样本量呈幂函数明显增加即可看出, 即增加捕捞努力量能够采集到更多鱼种。与 1998—1999 年相比, 2017—2018 年 5 月 FEPS<sub>H</sub> 显著升高(ANOVA,  $P<0.05$ ), 与刺网类似(图 5)。

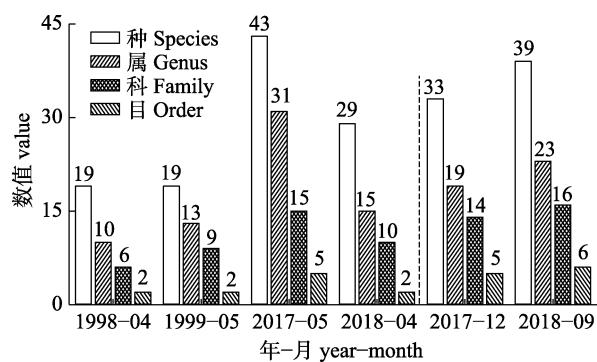


图 4 1998—2018 年美济礁潟湖区手钓鱼类样本各分类阶元数

Fig. 4 Taxonomic categories number of fish from hand line in the lagoon of Meiji Reef during 1998–2018

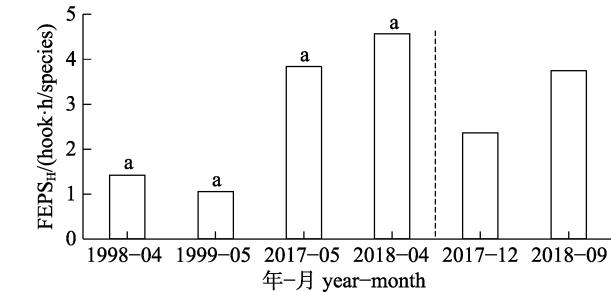
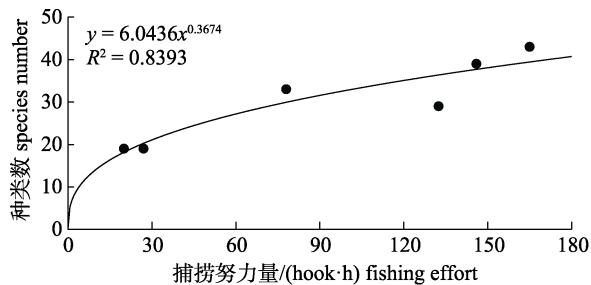


图 5 1998—2018 年美济礁潟湖区手钓鱼种数与捕捞努力量的关系及单位种类数所需的捕捞努力量(FEPS<sub>H</sub>)

a 表示 1998—1999 年 FEPS<sub>H</sub> 显著小于 2017—2018 年(ANOVA,  $P<0.05$ )。

Fig. 5 Relationship between species number and fishing effort and required fishing effort per species (FEPS<sub>H</sub>) by hand line in the lagoon of Meiji Reef during 1998–2018  
a indicates the FEPS<sub>H</sub> in 1998–1999 significantly smaller than those in 2017–2018 (ANOVA,  $P<0.05$ ).

与 1998—1999 年相比, 2017—2018 年美济礁手钓作业努力量虽然大幅增加, 然而, 即使在增加如此多的捕捞努力量的情况下, 1998—1999 年曾经出现的鲸鹦嘴鱼属(*Cetoscarus*)、蓝子鱼属(*Siganus*)及光腭鲈属(*Anyperodon*)的鱼类在 2017—2018 年均未出现, 这与刺网数据的结果一致, 即某些鱼类消失或出现频率显著降低。

### 2.3 种类优势度

1998—2018 美济礁鱼类优势种见表 2。1998 年以来, 美济礁鱼类优势种更替明显, 且共存优势种的优势度明显不同。例如, 1999 年 5 月刺网鱼类中有新加坡鹦嘴鱼(*Scarus prasiognathos*)、污色鹦嘴鱼(*Scarus sordidus*)、双斑刺尾鱼(*Acanthurus nigrofasciatus*)等 10 种优势种, 在 2016 年 4 月优势

种中仅存污色鹦嘴鱼和横带唇鱼(*Cheilinus fasciatus*) 2 种, 而在 2017 年 5 月和 2018 年 4 月中无一存在。

1998 年以来, 美济礁鱼类优势种的种类数持续下降(图 6), 与之相反的是第 1 优势种的相对重要性指数百分比(IRI%)和所有优势种的平均优势度(mIRI)明显增加(图 7)。例如, 1999 年 5 月刺网第 1 优势种新加坡鹦嘴鱼的 IRI% 为 23.9%, 而 2016 年 4 月、2017 年 5 月、2018 年 4 月第 1 优势种的 IRI% 分别显著上升至 53.2%、64.0%、35.1% ( $P < 0.01$ ), 同时 mIRI 由 1646 分别显著上升至 2529、2542、3644 ( $P < 0.01$ )。手钓鱼类第 1 优势种的 IRI% 和所有优势种的 mIRI 的变化趋势和程度与刺网一致。

表 2 1998—2018 年美济礁潟湖区刺网和手钓鱼类样本的优势种

Tab. 2 Dominant fish from gillnet and hand line in the lagoon of Meiji Reef during 1998–2018

采样渔具 sampling net	年-月 year-month	优势种 dominant species
刺网 gillnet	1999-05	优势种: 新加坡鹦嘴鱼( <i>Scarus prasiognathos</i> )、污色鹦嘴鱼( <i>Scarus sordidus</i> )、双斑刺尾鱼( <i>Acanthurus nigrofasciatus</i> )、长头马鹦嘴鱼( <i>Scarus longiceps</i> )、弧带鹦嘴鱼( <i>Scarus dimidiatus</i> )、褐蓝子鱼( <i>Siganus fuscescens</i> )、绿唇鹦嘴鱼( <i>Scarus forsteri</i> )、鳄形圆颌针鱼( <i>Tylosurus crocodilus</i> )、大圆颌针鱼( <i>Tylosurus giganteus</i> )、横带唇鱼( <i>Cheilinus fasciatus</i> )
	2016-04	优势种: 无斑拟羊鱼( <i>Mulloidichthys vanicolensis</i> )、四带笛鲷( <i>Lutjanus kasmira</i> )、红鳍笛鲷( <i>Lutjanus erythropterus</i> )、玳瑁石斑鱼( <i>Epinephelus quoyanus</i> )、三带副绯鲤( <i>Parupeneus trifasciatus</i> )、污色鹦嘴鱼、横带唇鱼
	2017-05	优势种: 隆背笛鲷( <i>Lutjanus gibbus</i> )、条斑副绯鲤( <i>Parupeneus barberinus</i> )
	2017-12	优势种: 古氏魟( <i>Neotrygon kuhlii</i> )、栉齿刺尾鱼( <i>Ctenochaetus striatus</i> )、黑斑条尾魟( <i>Taeniurus meyeni</i> )、红鳍笛鲷、丝蝴蝶鱼( <i>Chaetodon auriga</i> )、太平洋裸颊鲷( <i>Lethrinus atkinsoni</i> )、横带唇鱼、无斑拟羊鱼
	2018-04	优势种: 黑斑条尾魟、大斑刺鲀( <i>Diodon liturosus</i> )、四带笛鲷、无斑拟羊鱼、隆背笛鲷
	2018-09	优势种: 黑斑条尾魟、四带笛鲷、长棘银鲈( <i>Gerres filamentosus</i> )、无斑拟羊鱼、角棘鳞鱼( <i>Sargocentron cornutum</i> )、蜂巢石斑鱼( <i>Epinephelus merra</i> )
手钓 hand line	1998-1999	优势种: 红叉尾鲷( <i>Aphareus rutilans</i> )、尖吻棘鱗魚( <i>Sargocentron spiniferum</i> )、尾纹九棘鲈( <i>Cephalopholis urodelus</i> )、单列齿鲷( <i>Monotaxis grandoculis</i> )、白边锯鳞鱼( <i>Myripristis murdjan</i> )、丽鳍裸颊鲷( <i>Lethrinus kalloperus</i> )、尾斑棘鱗魚( <i>Sargocentron caudimaculatum</i> )、横纹九棘鲈( <i>Cephalopholis boenack</i> )、青鲸鹦嘴鱼( <i>Cetoscarus bicolor</i> )、蜂巢石斑鱼、三斑天竺鲷( <i>Apogon trimaculatus</i> )、黄纹棘鱗魚( <i>Sargocentron furcatus</i> )、四带裸颊鲷( <i>Lethrinus lentjan</i> )、橙点九棘鲈( <i>Cephalopholis aurantius</i> )
	2017-05	优势种: 四带笛鲷、千年笛鲷( <i>Lutjanus sebae</i> )、蜂巢石斑鱼、隆背笛鲷、犬牙锥齿鲷( <i>Pentapodus caninus</i> )、横带唇鱼、太平洋裸颊鲷( <i>Lethrinus atkinsoni</i> )
	2017-12	优势种: 四带笛鲷、千年笛鲷、蜂巢石斑鱼、横带唇鱼、小牙裸颊鲷( <i>Lethrinus microdon</i> )、红裸颊鲷( <i>Lethrinus rubrioperculatus</i> )、犬牙锥齿鲷、格纹海猪鱼( <i>Halichoeres hortulanus</i> )、云纹海猪鱼( <i>Halichoeres nebulosus</i> )、红斑狗母鱼( <i>Synodus rubromarmoratus</i> )、黄边副鳞鲀( <i>Pseudobalistes flavimarginatus</i> )
	2018-04	优势种: 蜂巢石斑鱼、犬牙锥齿鲷、太平洋裸颊鲷、羽鳃鮨( <i>Rastrelliger kanagurta</i> )、红裸颊鲷、双带似天竺鲷( <i>Apogonichthyoidea taeniatus</i> )、尖吻棘鱗魚、桔带裸颊鲷( <i>Lethrinus obsoletus</i> )
	2018-09	优势种: 蜂巢石斑鱼、四带笛鲷、犬牙锥齿鲷、隆背笛鲷、三带眶棘鲈( <i>Scolopsis lineata</i> )、彼氏眶棘鲈( <i>Scolopsis affinis</i> )、三带副绯鲤、横带唇鱼、桔带裸颊鲷

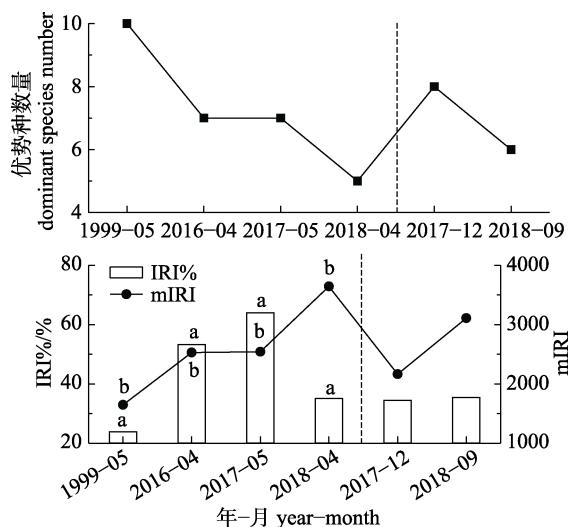


图 6 1998—2018 年美济礁潟湖区刺网鱼类优势种数目、第 1 优势种相对重要性指数百分比(IRI%)及所有优势种的平均优势度(mIRI)

a 和 b 分别表示 1999 年 IRI% 和 mIRI 极显著小于 2016—2018 年( $T$ -test,  $P<0.01$ )。

Fig. 6 Number of dominant species, IRI% of first dominant species, and average IRI of all dominant species from gillnet operation in the lagoon of Meiji Reef during 1998–2018  
a and b indicate the IRI% and mIRI in 1999 significantly smaller than those in 2016–2018 ( $T$ -test,  $P<0.01$ ), respectively.

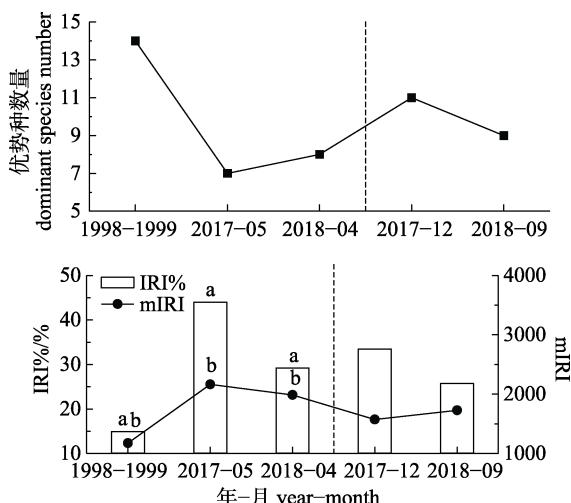


图 7 1998—2018 年美济礁潟湖区手钓鱼类优势种数目、第 1 优势种的相对重要性指数百分比(IRI%)及所有优势种的平均优势度(mIRI)

a 和 b 分别表示 1998—1999 年 IRI% 和 mIRI 极显著小于 2017—2018 年( $T$ -test,  $P<0.01$ )。

Fig. 7 Number of dominant species, IRI% of first dominant species, and average IRI of all dominant species from hand line operation in the lagoon of Meiji Reef during 1998–2018  
a and b indicate the IRI% and mIRI in 1998–1999 significantly smaller than those in 2017–2018 ( $T$ -test,  $P<0.01$ ), respectively.

## 2.4 1998 年以来再未出现的鱼类

1998—1999 年双斑刺尾鱼、横带刺尾鱼 (*Acanthurus triostegus*)、凹尾绚鹦嘴鱼 (*Calotomus spinidens*) 等 32 种鱼类在 2012—2018 年未出现(表 3)，它们隶属于 14 科，其中鹦嘴鱼科、裸颊鲷科、蓝

表 3 1998—1999 年出现而 2012—2018 年未出现的美济礁鱼类

Tab. 3 Fish found on Meiji Reef in 1998–1999 but not in 2012–2018

序号 order	种类 species	样本量/渔具 specimen number/net
1	双斑刺尾鱼 <i>Acanthurus nigrofasciatus</i>	14/G
2	横带刺尾鱼 <i>Acanthurus triostegus</i>	2/G
3	凹尾绚鹦嘴鱼 <i>Calotomus spinidens</i>	1/G
4	长头马鹦嘴鱼 <i>Scarus longiceps</i>	8/G
5	弧带鹦嘴鱼 <i>Scarus dimidiatus</i>	7/G
6	绿唇鹦嘴鱼 <i>Scarus forsteri</i>	4/G
7	蓝颊鹦嘴鱼 <i>Scarus janthochir</i>	1/G
8	带尾鹦嘴鱼 <i>Scarus taenius</i>	1/G
9	横带鹦嘴鱼 <i>Scarus scaber</i>	2/G
10	褐蓝子鱼 <i>Siganus fuscescens</i>	8/G
11	长鳍蓝子鱼 <i>Siganus oramin</i>	1/H
12	狐蓝子鱼 <i>Siganus vulpinus</i>	1/G
13	伸口鱼 <i>Epibulus insidiator</i>	1/G
14	鞍斑猪齿鱼 <i>Choerodon anchorago</i>	1/G
15	黄尾阿南鱼 <i>Anampsese meleagrides</i>	1/G
16	黄带锥齿鲷 <i>Pentapodus macrurus</i>	1/H
17	三斑天竺鲷 <i>Apogon trimaculatus</i>	6/H
18	弯月蝴蝶鱼 <i>Chaetodon selene</i>	1/G
19	三带蝴蝶鱼 <i>Chaetodon trifasciatus</i>	1/G
20	黑边角鳞鲀 <i>Melichthys vidua</i>	1/G
21	叉尾鲷 <i>Aphareus furca</i>	1/H
22	红叉尾鲷 <i>Aphareus rutilans</i>	10/H
23	平线若鲹 <i>Carangoides ferdau</i>	1/G
24	宝石石斑鱼 <i>Epinephelus areolatus</i>	1/G
25	黑边石斑鱼 <i>Epinephelus fasciatus</i>	1/H
26	三斑石斑鱼 <i>Epinephelus trimaculatus</i>	1/G
27	红鳍裸颊鲷 <i>Lethrinus haematopterus</i>	1/H
28	丽鳍裸颊鲷 <i>Lethrinus kalloperus</i>	4/H
29	四带裸颊鲷 <i>Lethrinus lentjan</i>	6/H
30	杂色裸颊鲷 <i>Lethrinus variegatus</i>	2/H
31	单列齿鲷 <i>Monotaxis grandoculis</i>	10/H
32	黄纹棘鳞鱼 <i>Sargocentron furcatum</i>	5/H

注: G 和 H 分别代表刺网和手钩。

Note: G and H represent gillnet and hand line, respectively.

子鱼科等鱼类的变动尤其引人注目。考虑到 2012—2018 年刺网和手钩捕捞努力量至少是 1998—1999 年的 8 倍和 11 倍, 这些未出现鱼类可能已经从美济礁迁出, 或其分布范围和丰度明显降低。

## 2.5 多样性指数

手钩努力量与其  $D$ 、 $H'_{(B)}$ 、 $C'_{(B)}$ 、 $J'$  的相关系数分别是 0.673、0.727、0.207、-0.322, 但均不显著(Pearson 相关分析,  $P>0.05$ )。刺网努力量与相应指数的相关系数分别为 -0.358、-0.175、-0.180、-0.125 (Pearson 相关分析,  $P>0.05$ ), 明显低于手钩努力量与相应指数的相关系数(图 8)。刺网努力量增加对多样性指数增加的影响远小于手钩, 尤其是  $D$  和  $H'_{(B)}$ 。

与 1999 年 5 月相比, 2016—2018 年美济礁刺网鱼类物种多样性极显著降低(ANOVA,  $P<0.01$ ),

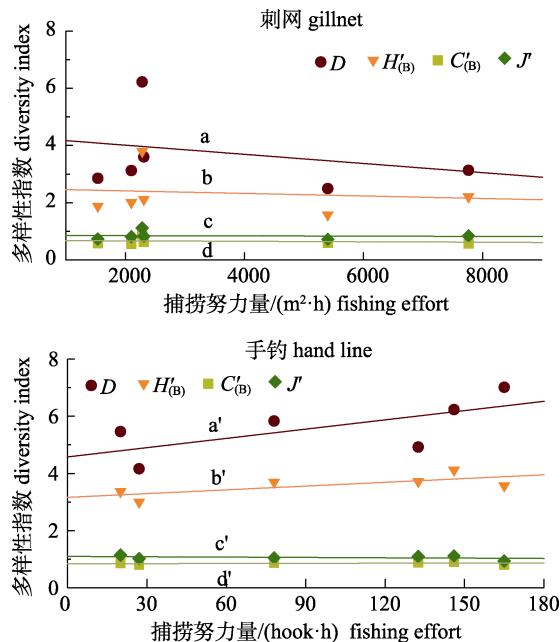


图 8 美济礁潟湖区鱼类物种多样性随捕捞努力量的变化趋势

a、b、c 和 d 分别表示流刺网努力量与鱼类多样性指数 [ $D$ 、 $H'_{(B)}$ 、 $C'_{(B)}$ 、 $J'$ ] 的相关性不显著; a'、b'、c' 和 d' 分别表示手钩努力量与鱼类多样性指数 [ $D$ 、 $H'_{(B)}$ 、 $C'_{(B)}$ 、 $J'$ ] 的相关性不显著。  
Fig. 8 Changes of fish diversity with fishing effort in the lagoon of Meiji Reef  
a, b, c, and d indicate the correlations between gillnet effort and diversities [ $D$ ,  $H'_{(B)}$ ,  $C'_{(B)}$ ,  $J'$ ] not significant, respectively; a', b', c', and d' indicate the correlations between hand line effort and diversities [ $D$ ,  $H'_{(B)}$ ,  $C'_{(B)}$ ,  $J'$ ] not significant, respectively.

这与美济礁鱼类优势种数目和单位捕捞努力量鱼种数的减少趋势一致(图 9)。2016 年 4 月、2017 年 5 月及 2018 年 4 月刺网鱼类多样性指数接近(图 8), 这反映在评估鱼类物种多样性方面刺网比手钩更稳健, 更能反映美济礁鱼类物种多样性的长期变动。因为相邻年月美济礁鱼类物种多样性应该接近而不会出现大的波动。手钩数据计算的 1998—2018 年美济礁鱼类物种多样性呈增加趋势, 尤其是  $D$  和  $H'_{(B)}$ , 这与美济礁鱼类物种组成变化的分析结果矛盾, 表明手钩数据无法有效评估其多样性的长期变化。

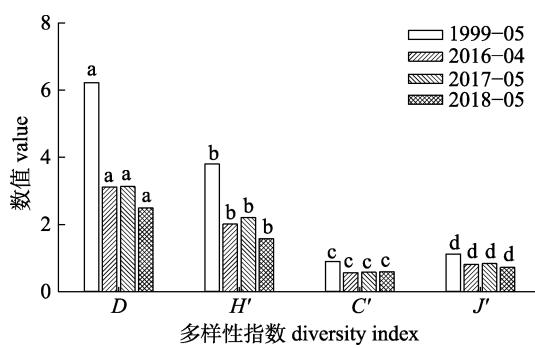


图 9 1999—2018 美济礁潟湖区刺网鱼类物种多样性指数变化

a、b、c 和 d 分别表示 1999 年多样性指数 [ $D$ 、 $H'$ 、 $C'$ 、 $J'$ ] 极显著高于 2016—2018 年(ANOVA,  $P<0.01$ )。

Fig. 9 Variation of fish diversity index by gillnet in the lagoon of Meiji Reef during 1999–2018

a, b, c, and d indicate the diversity indexes [ $D$ ,  $H'$ ,  $C'$ ,  $J'$ ] in 1999 significantly higher than those in 2016–2018 (ANOVA,  $P<0.01$ ), respectively.

## 3 讨论

1999—2018 年美济礁鱼类单位捕捞努力量所采集的鱼种数大幅下降, 而且几乎在各个分类阶元水平平均表现出中等或极不相似, 种类组成和种类优势度存在明显更替, 一些具有重要生态功能的鱼类消失或减少。优势种在生态系统中占据重要地位, 其变化会影响整个群落的结构、数量及能量流动<sup>[27]</sup>。自 1998 年以来, 美济礁鱼类群落的优势种类数下降而优势种相对优势度却增加, 这显然不利于群落的稳定。极少数优势种对栖息地空间和资源的占有增强, 不但威胁其他竞争性较弱的鱼类的生存, 而且会导致群落应对外来威

胁的能力降低<sup>[8-9,28]</sup>。一旦主要优势种受到影响,整个群落受到的影响将更加明显。美济礁鱼类群落优势种变化的另一个重要特征是,1998—1999年刺网鱼类中优势种主要是鹦嘴鱼科和刺尾鱼科等植食性及碎屑食性的鱼类,而2016—2018年刺网鱼类中优势种主要属于无脊椎动物食性的鱼类及无脊椎动物和鱼类食性的鱼类,这可能是美济礁鱼类对栖息地改变做出的响应。

引起珊瑚礁鱼类群落种类组成变化的因素主要包括气候变化和人类活动两个方面,其中海洋温度升高可能是对珊瑚礁及其鱼类影响最深远的气候变化<sup>[6,10]</sup>。Graham 等<sup>[29]</sup>研究显示,由于珊瑚白化及其引起的栖息地结构转变的影响,塞舌尔岛单线突唇鱼(*Labrichthys unilineatus*)、细纹蝴蝶鱼(*Chaetodon lineolatus*)、尾斑椒雀鲷(*Plectroglyphidodon johnstonianus*)和鞍斑锦鱼(*Thalassoma hardwicke*)等 4 种珊瑚礁鱼类可能已经局地灭绝,尖吻单棘鲀(*Oxymonacanthus longirostris*)、三纹蝴蝶鱼(*Chaetodon trifascialis*)、黑背蝴蝶鱼(*Chaetodon trifascialis*)、麦氏蝴蝶鱼(*Chaetodon meyeri*)、迪克氏固曲齿鲷(*Plectroglyphidodon dickii*)和三叶光鳃雀鲷(*Chromis ternatensis*)等 6 种鱼类的丰富度降到极低的水平。过度捕捞及破坏性捕捞是导致珊瑚礁鱼类个体数量下降或消失的主要人类活动<sup>[5,30]</sup>。2000 年以来,南海南沙群岛和西沙群岛的海表温度呈不断上升趋势,南海珊瑚礁栖息地结构不断退化<sup>[4,31]</sup>。Hughes 等<sup>[4]</sup>研究显示南海南沙群岛海域活珊瑚覆盖面积在过去 10~15 年间从平均 60% 下降到 20% 左右,认为气候变化对南海珊瑚礁的影响远远小于经济开发、污染、过度捕捞和破坏性捕捞等人类活动。南海 50%~60% 的珊瑚礁受到过破坏性人类捕捞活动的威胁,人类渔业活动及栖息地破坏导致西沙群岛珊瑚礁鱼类密度下降及大型鱼类减少<sup>[19]</sup>。

关于美济礁鱼类组成变动的驱动机制可能与有效栖息地缩小导致其生态系统生物承载力下降有关。首先,珊瑚礁栖息地面积是决定珊瑚礁鱼类多样性的最重要因素<sup>[32-33]</sup>。由于珊瑚白化、人类破坏性捕捞、其他人类活动等导致美济礁栖息地退化,尽管退化程度目前还没有明确的量

化数据,但许多研究显示这种退化无疑是极大的<sup>[4,12,34-35]</sup>。因此即使美济礁外在地形面积没有发生明显变化,但是其栖息地所受到的破坏已经导致其内在有效承载生境空间大幅度下降,这相当于有效栖息地面积的间接大幅缩小,其对生物种类和丰度的承载力必然会降低,其后果必然是生物种类或丰度的减少<sup>[7-8]</sup>。其次,由于珊瑚礁鱼种繁多及鱼类之间食物竞争非常激烈,许多鱼类的生态位往往非常接近,面对有效承载生境空间大幅降低,这些鱼类对生存空间和食物的竞争必然会更加激烈,这也会导致那些种群竞争力弱的鱼类在美济礁生境中消亡,或被迫从美济礁生境中迁移出去而前往周边更适宜的其他珊瑚礁栖息地<sup>[28,36]</sup>。李媛洁等<sup>[17]</sup>关于西沙群岛七连屿鱼类组成的研究表明,20 世纪 70 年代曾出现在七连屿中的多种鱼类在 2018—2019 年调查中再无出现,七连屿鱼类组成变动情况与美济礁有相似之处。

相比于手钓鱼类数据,刺网数据计算的多样性指数受捕捞努力量的影响更小,更适宜反映美济礁鱼类多样性的长期变动。与 1999 年 5 月相比,2016—2018 年美济礁刺网鱼类物种多样性显著降低,这与鱼类组成、优势种、单位捕捞努力量鱼种数的变化趋势基本吻合。陈国宝等<sup>[13]</sup>采用深水刺网对南海美济礁外缘过渡性水域鱼类物种多样性的研究显示,以生物量计算的  $D$ 、 $H'_{(B)}$ 、 $C'_{(B)}$ 、 $J'$  分别为 0.17、0.92、0.44、0.92。其多样性指数除  $J'$  外均远低于本研究中各时期美济礁刺网鱼类的多样性,这可能主要与陈国宝等<sup>[13]</sup>当时在美济礁调查时受到台风影响而导致采样作业异常和鱼类样本量极低有关。王雪辉等<sup>[15]</sup>基于刺网对西沙群岛北礁、华光礁、金银岛等 7 座珊瑚礁的鱼类的物种多样性的研究显示,其鱼类  $D$ 、 $H'_{(B)}$ 、 $J'$  的范围和均值分别是 3.67~5.97 和 4.63、1.91~3.33 和 2.81、0.46~0.86 和 0.70。与之相比,本研究中 1999 年美济礁鱼类物种多样性指数均明显高于 2003 年西沙群岛的 7 座主要岛礁,但 2016—2018 年各年月美济礁鱼类物种多样性指数已经明显低于 2003 年西沙群岛的 7 座主要岛礁,这也反映出美济礁鱼类群落多样性在下降。

本研究中美济礁鱼类组成数据由刺网和手钓

调查,存在一定局限性。例如,受地形结构和网目尺寸限制,刺网通常很难采集到底栖鱼类和较小规格的鱼类样本。手钓的钓饵一般采用新鲜渔获物,由于鱼类对饵料的选择性,手钓主要采集摄食鱼类和无脊椎动物的鱼类。美济礁鱼类调查连续性欠缺,缺少2000—2011年的调查数据。针对这些局限,今后研究必须提高调查方法的多样性,改进调查采样的系统性,提高调查频次的连续性。关于美济礁鱼类优势种和多样性的长期变化的驱动因素,本研究仅作了初步定性探讨,如何量化气候变化和人类活动对该变化的影响则需专门分析,还要同时考虑到珊瑚礁及其鱼类群落的自然演化的影响,因此该分析过程需要更多更广泛的数据支撑。

### 参考文献:

- [1] Smith S V. Coral-reef area and the contributions of reefs to processes and resources of the world's oceans[J]. Nature, 1978, 273(5659): 225-226.
- [2] Moberg F, Folke C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems[J]. Ecological Economics, 1999, 29(2): 215-233.
- [3] Bellwood D R, Hughes T P, Folke C, et al. Confronting the coral reef crisis[J]. Nature, 2004, 429(6994): 827-833.
- [4] Hughes T P, Huang H, Young M A L. The wicked problem of China's disappearing coral reefs[J]. Conservation Biology, 2013, 27(2): 261-269.
- [5] Robinson J P W, Williams I D, Edwards A M, et al. Fishing degrades size structure of coral reef fish communities[J]. Global Change Biology, 2017, 23(3): 1009-1022.
- [6] Munday P L, Jones G P, Pratchett M S, et al. Climate change and the future for coral reef fishes[J]. Fish and Fisheries, 2008, 9(3): 261-285.
- [7] Graham N A J, Chabanet P, Evans R D, et al. Extinction vulnerability of coral reef fishes[J]. Ecology Letters, 2011, 14(4): 341-348.
- [8] Bellwood D R, Hoey A S, Ackerman J L, et al. Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs[J]. Global Change Biology, 2006, 12(9): 1587-1594.
- [9] Nash K L, Graham N A J, Jennings S, et al. Herbivore cross-scale redundancy supports response diversity and promotes coral reef resilience[J]. Journal of Applied Ecology, 2016, 53(3): 646-655.
- [10] Rummer J L, Munday P L. Climate change and the evolution of reef fishes: Past and future[J]. Fish and Fisheries, 2017, 18(1): 22-39.
- [11] MacNeil M A, Graham N A J, Cinner J E, et al. Recovery potential of the world's coral reef fishes[J]. Nature, 2015, 520(7547): 341-344.
- [12] Zhao H T, Wang L R, Yuan J Y. Sustainable development of the coral reefs in the South China sea Islands[J]. Tropical Geography, 2016, 36(1): 55-65. [赵焕庭, 王丽荣, 袁家义. 南海诸岛珊瑚礁可持续发展[J]. 热带地理, 2016, 36(1): 55-65.]
- [13] Chen G B, Li Y Z, Chen X J. Species diversity of fishes in the coral reefs of South China Sea[J]. Biodiversity Science, 2007, 15(4): 373-381. [陈国宝, 李永振, 陈新军. 南海主要珊瑚礁水域的鱼类物种多样性研究[J]. 生物多样性, 2007, 15(4): 373-381.]
- [14] Li Y Z, Jia X P, Chen G B, et al. Coral Reef Fish Stocks in the South China Sea[M]. Beijing: China Ocean Press, 2007. [李永振, 贾晓平, 陈国宝, 等. 南海珊瑚礁鱼类资源[M]. 北京: 海洋出版社, 2007.]
- [15] Wang X H, Du F Y, Lin Z J, et al. Fish species diversity and community pattern in coral reefs of the Xisha Islands, South China Sea[J]. Biodiversity Science, 2011, 19(4): 463-469, 501. [王雪辉, 杜飞雁, 林昭进, 等. 西沙群岛主要岛礁鱼类物种多样性及其群落格局[J]. 生物多样性, 2011, 19(4): 463-469, 501.]
- [16] Gao Y L, Huang H, Lian J S, et al. The species diversity and trophic structure of reef fishes in the waters of the Xisha Archipelago[J]. Biodiversity Science, 2014, 22(5): 618-623. [高永利, 黄晖, 练健生, 等. 西沙群岛礁栖鱼类物种多样性及其食性特征[J]. 生物多样性, 2014, 22(5): 618-623.]
- [17] Li Y J, Chen Z Z, Zhang J, et al. Species and taxonomic diversity of Qiliyanu island reef fish in the Xisha Islands[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2020, 27(7): 815-823. [李媛洁, 陈作志, 张俊, 等. 西沙群岛七连屿礁栖鱼类物种和分类多样性[J]. 中国水产科学, 2020, 27(7): 815-823.]
- [18] Zhang J, Chen Z Z, Dong J D, et al. Variation in the population characteristics of blue-striped snapper *Lutjanus kasmira* in the South China Sea in recent 20 years[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2020, 51(1): 114-124. [张俊, 陈作志, 董俊德, 等. 近20年南海四带笛鲷(*Lutjanus kasmira*)种群特征变化[J]. 海洋与湖沼, 2020, 51(1): 114-124.]
- [19] Zhao H T, Song C J, Zhu Y Z. Geomorphic and modern sedimentary features of coral reefs in the hinterland of "Dangerous Ground", Nansha Islands[J]. Quaternary Sciences, 1992, 12(4): 368-377. [赵焕庭, 宋朝景, 朱袁智. 南沙群岛“危险地带”腹地珊瑚礁的地貌与现代沉积特征[J]. 第四纪研究, 1992, 12(4): 368-377.]

- [20] Nelson J S. Fishes of the World[M]. 4th Edn. New York: John Wiley and Sons, 2006.
- [21] Cheng Q T, Zhu Y D, Zhang C L. Fishes of South China Sea [M]. Beijing: Science Press, 1962. [成庆泰, 朱元鼎, 张春霖. 南海鱼类志[M]. 北京: 科学出版社, 1962.]
- [22] Pinkas L, Oliphant S, Iverson I, et al. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters[J]. Fish Bulletin, 1971, 152: 1-105.
- [23] Margalef R. Information theory in ecology[J]. General System, 1958, 25(1): 393-399.
- [24] Simpson E H. Measurement of diversity[J]. Nature, 1949, 163(4148): 688.
- [25] Krebs C. Ecological Methodology[M]. New York: Harper and Row, 1989.
- [26] Pielou E C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession[J]. Journal of Theoretical Biology, 1966, 10(2): 370-383.
- [27] Yu Y S, Zhang Q S, Chen W M, et al. A preliminary study on dominant fish species and their interspecific relations in waters of islands off the northern Zhejiang[J]. Journal of Fisheries of China, 1986, 10(2): 137-149. [郁尧山, 张庆生, 陈卫民, 等. 浙江北部岛礁周围海域鱼类优势种及其种间关系的初步研究[J]. 水产学报, 1986, 10(2): 137-149.]
- [28] Bonin M C, Boström-Einarsson L, Munday P L, et al. The prevalence and importance of competition among coral reef fishes[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2015, 46(1): 169-190.
- [29] Graham N A J, Wilson S K, Jennings S, et al. Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2006, 103(22): 8425-8429.
- [30] Jennings S, Grandcourt E M, Polunin N V C. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities[J]. Coral Reefs, 1995, 14(4): 225-235.
- [31] Jia D D, Chen Z H, Zhang W, et al. Analysis of temporal and spatial characteristics of sea surface temperature variabilities over the past 34 years in coral reef areas of the South China Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2018, 40(3): 112-120. [贾丹丹, 陈正华, 张威, 等. 南海珊瑚礁区 34 年卫星遥感海表温度变化的时空特征分析[J]. 海洋学报, 2018, 40(3): 112-120.]
- [32] Ehrlich P R, Roughgarden J. The Science of Ecology[M]. New York: Macmillan, 1978.
- [33] Bellwood D R, Hughes T P, Connolly S R, et al. Environmental and geometric constraints on Indo-Pacific coral reef biodiversity[J]. Ecology Letters, 2005, 8(6): 643-651.
- [34] Wu Z J, Wang D R, Tu Z G, et al. The analysis on the reason of hermatypic coral degradation in Xisha[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2011, 33(4): 140-146. [吴钟解, 王道儒, 涂志刚, 等. 西沙生态监控区造礁石珊瑚退化原因分析[J]. 海洋学报(中文版), 2011, 33(4): 140-146.]
- [35] Li Y C, Wu Z J, Chen S Q, et al. Discussion of the diversity of the coral reef fish in the shallow reefs along the Yongxing and Qilianyu island[J]. Marine Environmental Science, 2017, 36(4): 509-516. [李元超, 吴钟解, 陈石泉, 等. 永兴岛及七连屿浅水礁区珊瑚礁鱼类多样性探讨[J]. 海洋环境科学, 2017, 36(4): 509-516.]
- [36] Boström-Einarsson L, Bonin M C, Munday P L, et al. Habitat degradation modifies the strength of interspecific competition in coral dwelling damselfishes[J]. Ecology, 2014, 95(11): 3056-3067.

## Long-term variation in dominant species and biodiversity of fish in the lagoon of Meiji Reef in the South China Sea based on hand fishing and gill net

ZHANG Jun<sup>1,2</sup>, CHEN Zuozhi<sup>1,2</sup>, CAI Yancong<sup>1</sup>, LI Yuanjie<sup>1</sup>, LIN Zhaojin<sup>1</sup>

1. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Key Laboratory of Open-Sea Fishery Development, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Guangzhou 510300, China;
2. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou), Guangzhou 510301, China

**Abstract:** Fish is the crucial component of the new approach to diagnose and recover the degraded coral reef. In order to enhance our understanding of long-term variation of species composition and diversity of coral reef fish in the South China Sea and its responses to environmental changes and human activities, using specimens of fish collected by hand fishing and gill net in the lagoon of Meiji Reef in the South China Sea from 1998 to 2018, the long-term variation in species composition, dominant species, diversity of fish were studied. Results showed that compared with 1998–1999, the species composition and dominant species changed significantly from 2012 to 2018. Some species with ecological function, such as fish belonging to Scaridae, Acanthuridae and Chaetodontidae, disappeared or decreased significantly. The species richness of dominant fish decreased, but their dominant degree increased significantly. The relative dominance of first dominant species and the average dominance of all dominant species increased significantly. The number of fish species per unit fishing effort and per sample size decreased significantly. The increase of hand line fishing effort had a significant influence on the increase of corresponding diversity indexes, while the increase of gill net fishing effort had no obvious influence on the increase of corresponding diversity indexes. The gill net sampling method was more robust to assess the diversity indexes of fish in the lagoon of Meiji Reef than the hand line sampling method. Based on fish assemblages collected by gill net, compared with 1999, the species diversity of fish during 2016–2018 in the lagoon of Meiji Reef reduced significantly. It was concluded that the fishing and decrease of ecosystem capacity caused by the decrease of available habitat area of Meiji Reef was the main reason for the decrease of fish species or abundance and diversity. To promote the recovery and protection of fish on the Meiji Reef, it is recommended to take timely measures to protect their resources and improve habitat quality.

**Key words:** coral reef fish; species composition; dominant species; diversity; Meiji Reef; South China Sea

**Corresponding author:** CHEN Zuozhi. E-mail: zzchen2000@163.com