

DOI: 10.12264/JFSC2024-0183

南海渔业生态系统结构分析

赖梦盈¹, 余为^{1, 2, 3, 4, 5}

1. 上海海洋大学海洋生物资源与管理学院, 上海 201306;
2. 国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306;
3. 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室, 上海 201306;
4. 农业农村部大洋渔业开发重点实验室, 上海 201306;
5. 农业农村部大洋渔业资源环境科学观测实验站, 上海 201306

摘要: 南海是中国近海重要的海洋生态系统之一, 气候变化和渔业捕捞等因素会影响其结构和功能。为全面了解 1950—2019 年这 70 年南海渔业生态系统结构的长期变化特征, 根据 Sea Around US 提供的 1950—2019 年南海渔业产量数据, 结合 FishBase 和 SeaLifeBase 提供相关物种的最适温度以及 Sea Around Us Biodiversity 提供的对应物种的营养级进行了研究分析。结果显示, 南海渔业产量稳步上升, 其中中国的产量占比最高。自 1981 年以来, 南海机动渔船数量和功率稳步上升, 到 1990 年后逐步稳定; 而非机动渔船数量和吨位则急剧下降。跃变分析发现南海渔业生态系统跃变集中发生在 20 世纪 80 年代中期、90 年代中期及 21 世纪 10 年代早期, 较好地反映了不同年代的渔业捕捞现状。然而, 气候变化也是渔业生态系统跃变的主要因素之一。在今后的研究中, 应综合考虑气候变化和渔业捕捞等因素, 全面探究影响南海渔业生态系统变化的主导因素, 为制定渔业管理策略提供依据。

关键词: 南海; 渔业产量; 海洋生态系统; 长期变化

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2024)11-1336-15

海洋生态系统是海洋植物、动物、微生物及整个海域内生物生存环境间相互作用所构成的集合体, 其结构和功能易受海洋物理环境以及气候变化的影响^[1-4]。近年来, 越来越多的证据表明, 气候变化可以影响海洋生态系统的生物多样性、结构和功能, 这种现象被称为海洋生态系统跃变^[5]。海洋生态系统跃变一般具有偶然性和突变性, 许多跃变现象在发生多年后才被发现和报道^[6-7]。研究表明, 气候变化很可能会加剧这些跃变现象的发生频率^[8], 而且气候变化往往会与渔业捕捞相互作用^[9], 这两者与海洋生态系统跃变存在一定的关联。通过分析气候变化和渔业捕捞对海洋生态系统跃变的影响, 有助于预测未来生态系统跃

变的可能性, 并为制定相关的渔业管理政策提供理论支持。

南海主要位于 3°11'N~23°35'N、98°00'E~120°15'E, 南北跨越 20 多个纬度, 地处热带、亚热带。靠近世界海洋生物多样性中心, 拥有多样的海洋生态系统类型和丰富的海洋生物资源, 是世界产量最高的 5 个渔区之一。南海生态系统处于南北气流的交汇点, 东临太平洋, 西接印度洋, 是印度洋到太平洋 2 个沃克环流的交汇处, 是全球范围内气候系统最复杂的区域, 也是大尺度海气相互作用最为敏感的区域^[10]。南海生态系统极易受到气候变化的影响, 不同时间尺度的气候变化会改变南海的大气-海洋的环流模式, 从而影响南海生

收稿日期: 2024-06-14; 修订日期: 2024-09-06.

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFD2401303); 上海市自然科学基金项目(23ZR1427100); 上海市人才发展资金项目(2021078).

作者简介: 赖梦盈(2000-), 女, 硕士研究生, 研究方向为渔业海洋学. E-mail: mengyinglai@163.com

通信作者: 余为, 副研究员, 研究方向为渔业海洋学. E-mail: wyu@shou.edu.cn

态系统非生物环境要素,如热带气旋、季节性环流强度及时空分布、海表面温度及海水盐度等,进而对物种的种群动态产生影响^[11-13]。目前,有关南海生态系统响应气候变化的研究多数聚焦于物种层面,而对渔业生态系统的研究相对较少。事实上,在气候变化影响下,非生物环境的剧烈变动会影响海洋生态系统初级生产力和浮游生物群落的组成,进而产生级联效应(trophic cascading),影响到中上层和其他生态位的物种,进一步影响整体渔业生态系统结构组成。深入了解渔业生态系统结构的长期变化特征,鉴定渔业生态系统长期动态对气候变化的响应,不仅有利于理解气候变化对生态系统的影响机制,也为制定基于生态系统的渔业管理策略提供了重要依据。

为此,本研究利用南海渔业生态系统不同功能组(中型底层鱼类、中型中上层鱼类、虾类、中型岩礁鱼类、小型中上层鱼类)和适温组(暖水种、温水种、冷水种)的产量数据,以多元统计分析方式系统厘清 1950—2019 年南海渔业生态系统结构的长期变化特征,判定其跃变现象的发生与否,旨在厘清南海渔业生态系统结构长期变化规律及其主要驱动因素,以期为南海渔业资源管理和可持续发展提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 数据来源

南海渔业产量数据来自 Sea Around US 数据集(<http://www.seaaroundus.org>),该数据集结合了官方报告数据和未报告数据(主要包括丢弃数据)的重构估计。数据分类项包括时间、种类、功能组、经济组、捕捞团体、作业类型、产量类型、汇报状态、产量及产值等。其中,时间跨度为 1950—2019 年;种类包括种、属、科、目、纲 5 个分类级别;功能组的划分基于栖息地偏好、摄食习惯和最大尺寸,包括中型底层鱼类、中型中上层鱼类、虾类、中型岩礁鱼类、小型中上层鱼类等分级类别;经济组是将渔获物大致分为 12 大类,包括鳃类、鲱类、鲈类、金枪鱼和剑鱼类、鳕类、鲑和白带鱼类、鲆鲽类、鲉类、鲨和鳐类、甲壳类、软体动物以及其他鱼类和无脊椎动物;捕捞

团体包括中国、越南、印度尼西亚、马来西亚、菲律宾等在相应区域内捕捞作业的国家;作业类型包括商业捕捞、小型渔业捕捞、休闲捕捞及生计捕捞 4 个类别;产量类型包括上岸量和抛弃量 2 个分类级别;汇报状态包括汇报及未汇报 2 个分类级别。

为保证后续分析所用数据的精度,需对原始产量数据集进行初步筛选和预处理。首先,确定各种类的俗称和拉丁文名,剔除无法分辨种类的条目;其次,在忽略捕捞团体、作业类型、产量类型和汇报状态这 4 个分类级别差异的情况下,按种类进行分类整合,并计算各种类的总产量;最后,计算各种类的年均产量,并剔除年均产量小于 1000 t 的种类。通过上述的初步筛选和预处理,获取南海渔业产量数据集,根据 Sea Around Us 的功能组分类,将所获产量数据集中的所有种类分为 5 个不同的功能组:中型中上层鱼类、小型中上层鱼类、中型岩礁鱼类、中型底层鱼类和虾类。根据 FishBase 数据库(2023 年 3 月 7 日检索)、SeaLifeBase 数据库(2023 年 3 月 7 日检索)以及参考以往研究文献,确定产量数据集中各物种的适宜温度范围,并将此范围的中位数作为该种类的最适温度,用于后续分析。根据最适温度水平,将产量数据集中所有种类分为 3 个适温组:暖水种(大于 20 °C)、温水种(10~20 °C)和冷水种(小于 10 °C)^[14]。各种类的营养级来自 Sea Around Us 中的 Biodiversity 数据库。具体分类情况见表 1。

1.2 分析方法

对南海渔业生态系统渔业产量数据集进行筛选后,仍然存在某些种类和年份的缺失值,缺失率为 6.22%。为了符合后续分析方法的要求,本研究采用基于随机森林的多重插补方法来填补产量数据集中的缺失值。在多重插补过程中,对每个缺失值进行 5 次迭代运算,每次迭代进行 100 次插补,直到插补的缺失值收敛为止^[15]。对单一产量数据集多重插补的结果为 100 个完整的数据集,后续分析将基于这些完整的数据集进行。多重插补操作采用 R 语言的“mice”包完成。获取所有物种的产量数据后,分析了不同国家和地区的产量,以及基于《中国渔业年鉴》的海洋捕捞作业量的

表 1 南海主要捕捞种类及主要生物学特征

Tab. 1 Composition and biological characteristics of main fishery species in the South China Sea

序号 number	中文名(学名) Chinese name (scientific name)	功能组 functional group	营养级 trophic level	最适温度/℃ optimum temperature	适温组 thermal group
1	鲷(<i>Ilisha elongata</i>)	MP	3.79	27.9	暖水种
2	乳香鱼(<i>Lactarius lactarius</i>)	MP	3.97	27.6	暖水种
3	鲭科 ¹ (<i>Scombridae</i>)	MP	4.26	21.3	暖水种
4	羽鳃鲐(<i>Rastrelliger kanagurta</i>)	MP	3.19	27.3	暖水种
5	鲐(<i>Scomber japonicus</i>)	MP	3.38	20.7	暖水种
6	短体羽鳃鲐(<i>Rastrelliger brachysoma</i>)	MP	2.72	27.2	暖水种
7	白舌若鲹(<i>Carangoides talamparoides</i>)	MP	4.40	28.1	暖水种
8	罗氏圆鲹(<i>Decapterus russelli</i>)	MP	3.68	23.2	暖水种
9	斑点马鲛(<i>Scomberomorus guttatus</i>)	MP	4.28	28.2	暖水种
10	长体圆鲹(<i>Decapterus macrosoma</i>)	MP	3.40	27.3	暖水种
11	大甲鲹(<i>Megalaspis cordyla</i>)	MP	4.39	27.5	暖水种
12	扁舵鲹(<i>Auxis thazard</i>)	MP	4.37	22.0	暖水种
13	脂眼凹肩鲹(<i>Selar crumenophthalmus</i>)	MP	3.81	27.9	暖水种
14	鲹科 ² (<i>Carangidae</i>)	MP	4.05	16.0	温水种
15	澳洲鲐(<i>Scomber australasicus</i>)	MP	4.23	18.7	温水种
16	秋刀鱼(<i>Cololabis saira</i>)	MP	3.71	8.0	冷水种
17	金色沙丁鱼(<i>Sardinella lemuru</i>)	SP	2.48	27.8	暖水种
18	无齿鰺(<i>Anodontostoma chacunda</i>)	SP	3.00	28.3	暖水种
19	花鰺(<i>Clupanodon thrissa</i>)	SP	3.01	27.4	暖水种
20	缝鳞小沙丁鱼(<i>Sardinella fimbriata</i>)	SP	2.70	28.6	暖水种
21	尖吻圆腹鲱(<i>Dussumieria acuta</i>)	SP	3.40	28.8	暖水种
22	鲱科 ³ (<i>Clupeidae</i>)	SP	3.16	20.0	暖水种
23	鳀科 ⁴ (<i>Engraulidae</i>)	SP	3.25	22.4	暖水种
24	蓝圆鲹(<i>Decapterus maruadsi</i>)	SP	3.40	28.0	暖水种
25	金带细鲹(<i>Selaroides leptolepis</i>)	SP	3.84	28.6	暖水种
26	斑鳍飞鱼(<i>Cypselurus poecilopterus</i>)	SP	3.40	28.5	暖水种
27	鳀(<i>Engraulis japonicus</i>)	SP	3.14	18.4	温水种
28	石斑鱼属(<i>Epinephelus</i>)	MR	3.84	27.0	暖水种
29	黑斑笛鲷(<i>Lutjanus johnii</i>)	MR	4.20	28.2	暖水种
30	马拉巴笛鲷(<i>Lutjanus malabaricus</i>)	MR	4.48	27.5	暖水种
31	眼镜鱼(<i>Mene maculata</i>)	MR	3.45	24.4	暖水种
32	短尾大眼鲷(<i>Priacanthus macracanthus</i>)	MR	3.80	24.4	暖水种
33	五线笛鲷(<i>Lutjanus quinquelineatus</i>)	MR	3.68	28.2	暖水种
34	黑姑鱼(<i>Atrubucca nibe</i>)	MD	3.03	24.5	暖水种
35	金线鱼(<i>Nemipterus virgatus</i>)	MD	3.99	28.1	暖水种
36	鲳(<i>Miichthys miiuy</i>)	MD	3.50	21.9	暖水种
37	鲃(<i>Liza haematocheila</i>)	MD	2.50	22.4	暖水种
38	印度牛尾鱼(<i>Platycephalus indicus</i>)	MD	3.60	26.5	暖水种
39	多齿蛇鲻(<i>Saurida tumbil</i>)	MD	4.40	27.9	暖水种
40	鲻属(<i>Mugil</i>)	MD	2.26	25.5	暖水种
41	石首鱼科 ⁵ (<i>Sciaenidae</i>)	MD	3.76	23.0	暖水种
42	海鲷科(<i>Ariidae</i>)	MD	3.48	27.5	暖水种

(待续 to be continued)

(续表 1 Tab. 1 continued)

序号 item	中文名(学名) Chinese name (scientific name)	功能组 functional group	营养级 trophic level	最适温度/℃ optimum temperature	适温组 thermal group
43	小眼绿鳍鱼(<i>Chelidonichthys spinosus</i>)	MD	3.44	19.3	温水种
44	鲈形目 ⁶ (<i>Perciformes</i>)	MD	3.53	16.2	温水种
45	星康吉鳗(<i>Conger myriaster</i>)	MD	3.98	8.8	冷水种
46	日本毛虾(<i>Acetes japonicus</i>)	S	2.70	28.2	暖水种
47	香蕉虾(<i>Fenneropenaeus merguensis</i>)	S	3.00	28.0	暖水种
48	对虾科 ⁷ (<i>Penaeidae</i>)	S	3.31	21.0	暖水种
49	斑节对虾(<i>Penaeus monodon</i>)	S	2.60	28.1	暖水种
50	印度明对虾(<i>Fenneropenaeus indicus</i>)	S	2.70	28.3	暖水种
51	日本对虾(<i>Marsupenaeus japonicus</i>)	S	2.70	28.0	暖水种
52	长毛对虾(<i>Penaeus penicillatus</i>)	S	2.70	23.6	暖水种
53	鹰爪虾(<i>Trachysalambria curvirostris</i>)	S	2.70	27.1	暖水种
54	中国对虾(<i>Fenneropenaeus chinensis</i>)	S	2.70	15.6	温水种

注: 1. 表中的鲭科已排除表中相应所属的种类(即羽鳃鲐、鲐、短体羽鳃鲐、斑点马鲛、澳洲鲐)。2. 表中的鲈科已排除表中相应所属的种类(即白舌若鲈、罗氏圆鲈、长体圆鲈、大甲鲈、脂眼凹肩鲈、蓝圆鲈、金带细鲈)。3. 表中的鲱科已排除表中相应所属的种类(即鲱、金色小沙丁鱼、无齿鲱、花鲱、縠鳞小沙丁鱼、尖吻圆腹鲱)。4. 表中的鳀科已排除表中相应所属的种类(即鳀)。5. 表中的石首鱼科已排除表中相应所属的种类(即黑姑鱼、鲚)。6. 表中的鲈形目已排除表中相应所属的种类(即乳香鱼、鲭科、扁舵鲈、鲹科、石斑鱼属、黑斑笛鲷、马拉巴笛鲷、眼镜鱼、短尾大眼鲷、五线笛鲷、金线鱼、石首鱼科)。7. 表中的对虾科已排除表中相应所属的种类(即香蕉虾、斑节对虾、印度明对虾、日本对虾、长毛对虾、鹰爪虾、中国对虾)。功能组分类中, MP 代表中型中上层鱼类; SP 代表小型中上层鱼类; MR 代表中型岩礁鱼类; MD 代表中型底层鱼类; S 代表虾类。为避免信息重复, 表中的目、科、属均已排除表中相应所属的种类。

Note: In the table, species from Scombridae have been excluded, including *Rastrelliger kanagurta*, *Scomber japonicus*, *Rastrelliger brachysoma*, *Scomberomorus guttatus*, and *Scomber australasicus*. Species from Carangidae have been excluded, including *Carangoides talamparoides*, *Decapterus russelli*, *Decapterus macrosoma*, *Megalaspis cordyla*, *Selar crumenophthalmus*, *Decapterus maruadsi*, and *Selaroides leptolepis*. Species from Clupeidae have been excluded, including *Ilisha elongata*, *Sardinella lemuru*, *Anodontostoma chacunda*, *Clupanodon thrissa*, *Sardinella fimbriata*, and *Dussumieria acuta*. Species from Engraulidae have been excluded, including *Engraulis japonicus*. Species from Sciaenidae have been excluded, including *Atrobucca nibe*, and *Miichthys miiuy*. Species from Perciformes have been excluded, including *Lactarius lactarius*, Scombridae, *Auxis thazard*, Carangidae, *Epinephelus*, *Lutjanus johnii*, *Lutjanus malabaricus*, *Mene maculata*, *Priacanthus macracanthus*, *Lutjanus quinquelineatus*, *Nemipterus virgatus*, and Sciaenidae. Species from Penaeidae have been excluded, including *Fenneropenaeus merguensis*, *Penaeus monodon*, *Fenneropenaeus indicus*, *Marsupenaeus japonicus*, *Penaeus penicillatus*, *Trachysalambria curvirostris*, and *Fenneropenaeus chinensis*. In the classification of the functional group, MP represents medium pelagic species; SP represents small pelagic species; MR represents medium reef assoc; fish, MD represents medium demersal species; S represents shrimps. In order to avoid duplication of information, the orders, families and genera in the table have been excluded from the corresponding species in the table.

年间变化, 其中海洋捕捞作业量是指从事海洋捕捞作业生产的作业单位的数量, 常用渔船数量和功率大小表示^[16]。

平均营养级(mean trophic level, MTL)概念由 Pauly 等^[17]于 1998 年提出, 是衡量生态系统中渔获物平均营养级水平的综合性指数, 通常用来反映捕捞活动下群落结构的动态变化, 对了解海洋生态系统结构与功能具有重要指示意义^[18-19]。平衡捕捞指数(fishing-in-balance index, FiB)通过在给定参考条件下捕获物种的营养水平变化, 以评估不同营养水平的捕捞是否随着时间的推移实现

生态平衡^[20]。平均适温(mean temperature of the catch, MTC)概念由 Cheung 等^[21]提出, 常用于衡量全球气候变化下生态系统的群落结构变化。本研究将 MTL、FiB 和 MTC 作为南海渔业生态系统的代表性指数, 依据种类产量数据分别量化 1950—2019 年各生态系统代表性指数年际和年代际的变动趋势, 以分析南海渔业生态系统中鱼类群落和营养结构的长期变化。各指数计算公式如下:

$$MTL = \frac{\sum_i^n C_{i,y} \times TL_i}{\sum_i^n C_{i,y}} \tag{1}$$

$$FiB = \log \left(\sum_i^n 10^{TL_{ij}} Y_{i,k} \right) - \log \left(\sum_i^n 10^{TL_i} Y_{i0} \right) \quad (2)$$

$$MTC_{yr} = \frac{\sum_i^n C_{i,yr} \times T_i}{\sum_i^n C_{i,yr}} \quad (3)$$

式中, $C_{i,y}$ 、 $Y_{i,k}$ 、 $C_{i,yr}$ 为第 i 种类在第 y 年的产量, TL_i 为第 i 种类营养级, T_i 为第 i 种类最适温度, n 为种类数, Y_{i0} 为系列开始年份产量 (或用作基线的任何年份)。

为便于分析南海渔业生态系统结构长期变化, 本研究以年代为单位将渔业生态系统的跃变时间节点划分为早期、中期和后期。以 20 世纪 50 年为例, 1950—1953 年(1950/51、1951/52、1952/53)划为 50 年代早期, 1953—1957 年(1953/54、1954/55、1955/56、1956/57)划为 50 年代中期, 1957—1960 年(1957/58、1958/59、1959/60)划为 50 年代后期。

采用序列 t 检验(sequential t -test analyses of regime shifts, STARS)来检测产量数据集主成分得分、MTL、MTC 及 FiB 时间序列的趋势及跃变的发生^[22-23]。STARS 检测结果由截断长度和 Huber 加权系数决定, 经过尝试性分析, 本研究最终将截断长度 1 设定为 10, Huber 加权系数设定为 1, 显著性水平设定为 0.05, 并采用 STARS 中的“prewhitening”方法对时间序列中的自相关性进行了预处理。STARS 的编程使用 EXCEL 中的 Visual Basic for Application (VBA)功能完成(下载地址为: <http://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/index.html>)。

采用主成分分析判定南海渔业生态系统结构最主要的变化特征。本研究采用凯撒-哈里斯准则(Kaiser-Harris criterion)、卡特尔碎石检验(Cattell scree test)和平行分析(parallel analysis)确定主成分个数^[24], 进一步计算各主成分得分和载荷, 整体操作使用 R 语言“psych”包完成。

采用累计和方法(cumulative sum, CuSum)来判断主成分分析得分、MTL、MTC 及 FiB 的变化趋势^[25]。累计和方法是距平数据(标准化后的数据)按照时间序列的简单累加, 其曲线可以直观地判定时间序列数据的变化情况, 常用于对时间序列

数据的处理之中。

采用基于多元回归树(multivariate regression tree, MRT)的时间聚类分析方法来判断南海渔业产量数据集跃变发生的时间节点^[5]。在本研究中, 年作为唯一的解释变量, 通过多元回归树分析得到相应的时间节点, 每个时间节点将解释变量划分为不同子集, 以使每个子集的组内方差最小。此外, 本研究采用自助法(Bootstrap)对时间聚类分析的结果进行敏感性分析。时间聚类分析使用 R 语言的“mvpart”包完成(下载地址为: <http://ftp.auckland.ac.nz/software/CRAN/src/contrib/Descriptions/mvpart.html>)。

2 结果与分析

2.1 产量和捕捞作业量变化

自 1950 年以来, 南海周边国家在南海区域的捕捞产量经历了快速增长。从图 1 可以看出, 中国的捕捞产量在 1982 年出现了飞速增长, 1998 年达到 500 万 t 后略微下降, 在 400 万 t 到 500 万 t 之间波动, 2013 年达到最高点后持续下降; 越南的捕捞产量初期保持在 7.2 万 t 左右, 1954 年开始呈现上升趋势, 1964 年至 1975 年略微下降, 之后处于快速增长状态; 泰国产量自 1961 年开始增长, 至 2000 年达到最高点后呈现下降趋势, 2007 年后急剧下降; 马来西亚和印度尼西亚的渔业产量一直处于稳步增长状态; 而菲律宾一直处于缓慢增长状态, 2010 年达到最高处后略微下降; 新加坡和文莱捕捞产量一直在 2000 t 至 2.5 万 t 范围内波动; 柬埔寨在 1990—2017 年有捕捞产量记录, 最高产量达 2.53 万 t。以中国为例, 其产量占比自 1950 年开始增长, 至 1952 年达到最高占比 71.55%后呈现迅速下降趋势, 1964 年降至 44.92%后, 占比在 40%~60%范围内波动, 2013—2019 年略微下降, 2019 年占比为 44.05%。

绘制 1981—2019 年我国南海区(广东、广西、海南)捕捞机动渔船数量与总功率、非机动渔船数量与总吨位以及机动渔船平均单船功率的变化趋势图(图 2)。由图可知, 1981—1989 年, 机动渔船数量和总功率快速增长, 非机动渔船数量和总吨位大幅度减少。其中, 机动渔船数量从 1981 年的

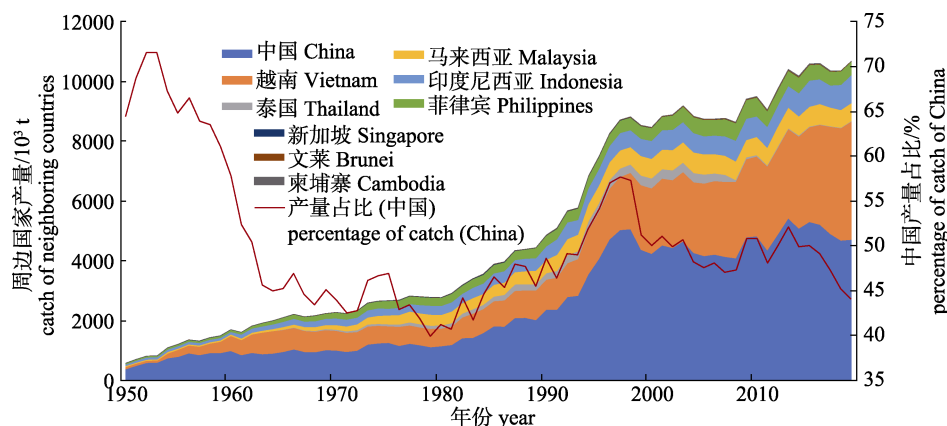


图 1 1950—2019 年南海周边国家捕捞产量以及中国捕捞产量占比变化

Fig. 1 Changes in catch from the neighboring countries in the South China Sea from 1950 to 2019 and the proportion of Chinese catch accounting for the total catches

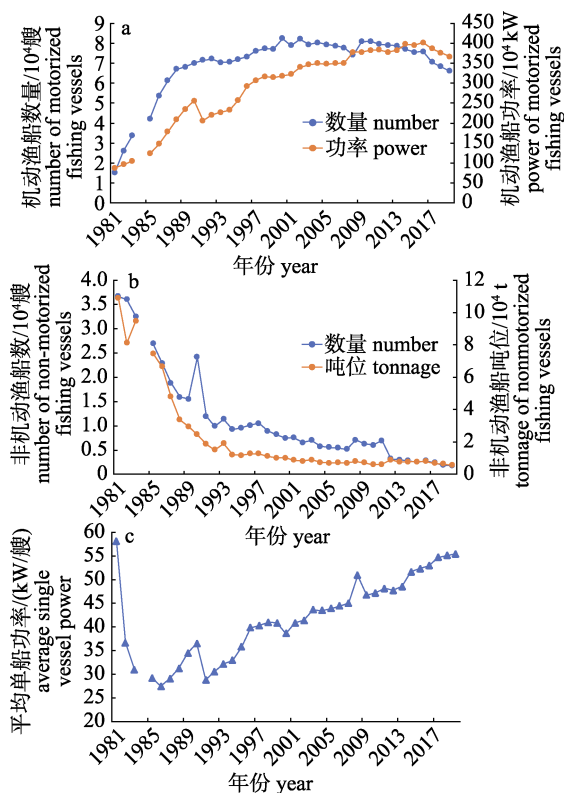


图 2 1981—2019 年我国南海区(a)机动渔船数量与功率、(b)非机动渔船数量与吨位以及(c)平均单船功率变化

Fig. 2 Changes in (a) the number and power of motorized fishing vessels, (b) the number and tonnage of non-motorized fishing vessels, and (c) the average single vessel power in the South China Sea from 1981 to 2019

15050 艘, 增长到了 1989 年的 68119 艘, 总功率从 1981 年的 87 万 kW, 增长至 1989 年的 234 万 kW; 相反, 非机动渔船数量从 1981 年的 36736 艘, 减少到了 1989 年的 15510 艘, 总吨位从 1981 年的

11 万 t, 减少至 1989 年的 3 万 t。1990—2019 年, 机动渔船数量和总功率在稳定波动中呈增长趋势, 2010 年后渔船数量基本维持在 75000 艘左右, 总功率基本维持在 400 万 kW 左右; 非机动渔船数量和总吨位则在稳定波动中呈减少趋势, 1997 年后渔船数量基本降至 10000 艘以下, 总吨位基本降至 1 万 t 以下。机动渔船平均单船功率呈现先减后增的趋势, 从 1981 年的 58 kW/艘降至 1986 年的 27.4 kW/艘。虽然 1986 年后机动渔船的平均单船功率呈现增长趋势, 但 2019 年机动渔船的平均单船功率仅为 55.5 kW/艘, 并未达到 1981 年的峰值。

2.2 渔业生态系统结构变化特征

2.2.1 功能组的变化 1950—2019 年, 南海渔业生态系统功能组组成以中型中上层鱼类为主(图 3)。自 20 世纪 50 年代起, 中型中上层鱼类占比基本在 40%~50% 范围内稳定波动, 70 年代之后占比呈现下降变化, 保持在 20%~30% 范围内波动; 小型中上层鱼类占比自 1978 年开始呈现上升趋势, 1998 年其占比最高为 30.41%, 之后占比略微下降, 整体不低于 15%; 中型底层鱼类占比从 1950 年的 18% 增加至 1975 年的 34%, 之后呈现出明显的下降趋势, 1997 年降至 16% 后略微上升; 虾类由初始占比 17% 降至最低占比 9%, 1964 年后占比呈现快速上升趋势, 1985 年达到最高占比 28%, 之后保持在 15%~25% 范围内波动; 中型岩礁鱼类占比

稳定在 1%~8% 范围内。

南海渔业生态系统各功能组的产量变化及其跃变存在差异, 跃变现象集中发生于 20 世纪 90 年代中期和 21 世纪 10 年代中期, 具有明显的年代际变化特征。其中, 中型中上层鱼类产量上升时间最早, 约为 20 世纪 50 年代后期, 之后在一定范围内稳定波动, 于 20 世纪 80 年代中期开始呈长期上升趋势, 跃变时间节点为 1957/58、1985/86、1993/94、2002/03 及 2016/17; 小型中上层鱼类产量于 20 世纪 90 年代前保持稳定变化, 之后呈现长期上升变化并于 21 世纪起趋于稳定, 跃变时间节点为 1989/90 及 1996/97; 中型底层鱼类产量整体呈现长期上升趋势, 跃变时间节点分别为 1960/61、1972/73、1992/93、1999/00、2007/08 及 2014/15; 虾类产量在 20 世纪 90 年代快速上升, 21 世纪 00 年代中期后保持稳定, 10 年代后期呈现下降变化, 跃变时间节点为 1970/71、1983/84、1994/95、2003/04 及 2017/18; 中型岩礁鱼类产量趋势存在明显差异, 其在 20 世纪 70 年代前上升, 70 年代间下降后趋于稳定, 随后在 90 年代重新开始上升。跃变时间节点为 1958/59、1966/67、

1977/78、1989/90、1995/96 及 2012/13 (图 3)。

2.2.2 适温组的变化 1950—2019 年, 南海渔业生态系统适温组以暖水种为主(图 4)。暖水种产量占比呈现下降趋势, 由 1953 年的最高占比 81% 降至 2019 年的 58%; 温水种占比在 20 世纪 90 年代前在 20%~30% 范围内稳定波动, 之后占比略微上升, 整体维持在 30% 以上; 冷水种产量占比最小且变化幅度较小, 整体在 0.2%~2.2% 范围内稳定变化。

南海各适温组产量自有数据记录开始均呈现上升趋势, 跃变现象集中发生于 20 世纪 90 年代中期和 21 世纪 10 年代早期, 具有明显的年代际变化特征。其中, 暖水种产量上升时间最早, 为 20 世纪 50 年代后期, 且产量逐年攀升, 21 世纪早期后保持稳定波动, 跃变时间节点为 1959/60、1977/78、1986/87、1994/95 及 2003/04; 温水种产量于 20 世纪 60 年代早期开始缓慢上升, 90 年代间呈现快速上升趋势, 21 世纪 00 年代略微波动后继续上升, 跃变时间节点为 1962/63、1987/88、1994/95 及 2012/13; 冷水种产量于 20 世纪 90 年代早期开始上升, 产量略微波动但整体呈现上升趋势, 跃变时间节点为 1990/91、2002/03 及 2010/11。

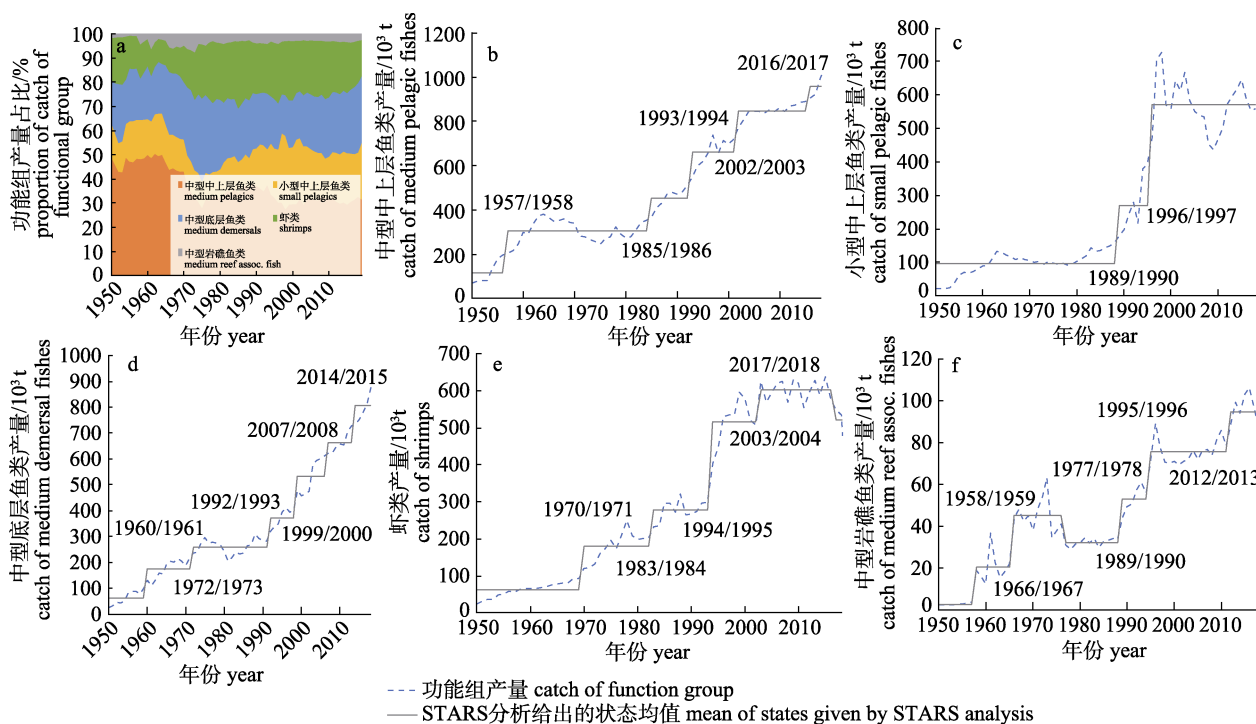


图 3 南海渔业生态系统功能组产量占比组成(a)及产量变化(b~f)

Fig. 3 Composition (a) and catch changes of functional groups (b~f) of fishery ecosystem in the South China Sea

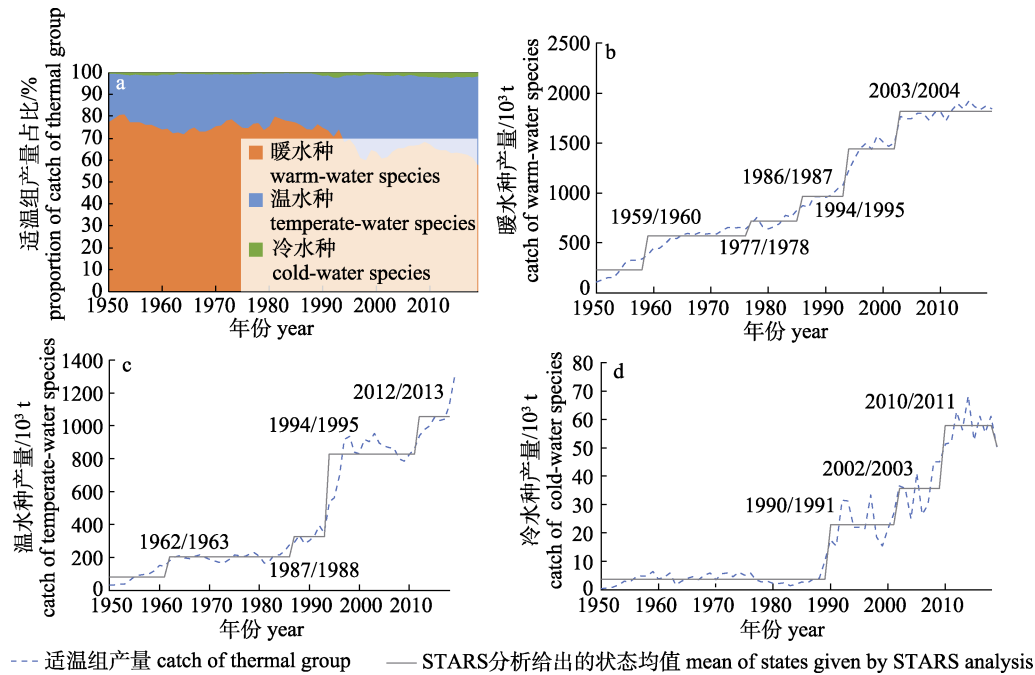


图 4 南海渔业生态系统适温组产量占比组成(a)及产量变化(b~d)
Fig. 4 Composition (a) and catch changes of thermal groups (b~d) of fishery ecosystem in the South China Sea

2.2.3 生态系统代表性指数的变化 南海渔业生态系统代表性指数存在明显的年代际变化特征, 跃变现象集中发生于 20 世纪 50 年代中期和 20 世纪 90 年代早期(图 5)。MTL 自 20 世纪 50 年代早期开始上升并于 60 年代初达到最高值, 随后在 60 年代后期以较大幅度下降并于 90 年代中期后

保持稳定波动, 跃变时间节点为 1955/56、1969/70、1977/78 及 1993/94; MTC 于 20 世纪 50 年代开始下降, 随后在 60 年代中期稳定上升, 于 80 年代早期达到最高值后呈现长期下降变化, 跃变时间节点为 1958/59、1966/67、1972/73、1992/93 及 2011/12; FiB 自 20 世纪 50 年代中期开始呈现

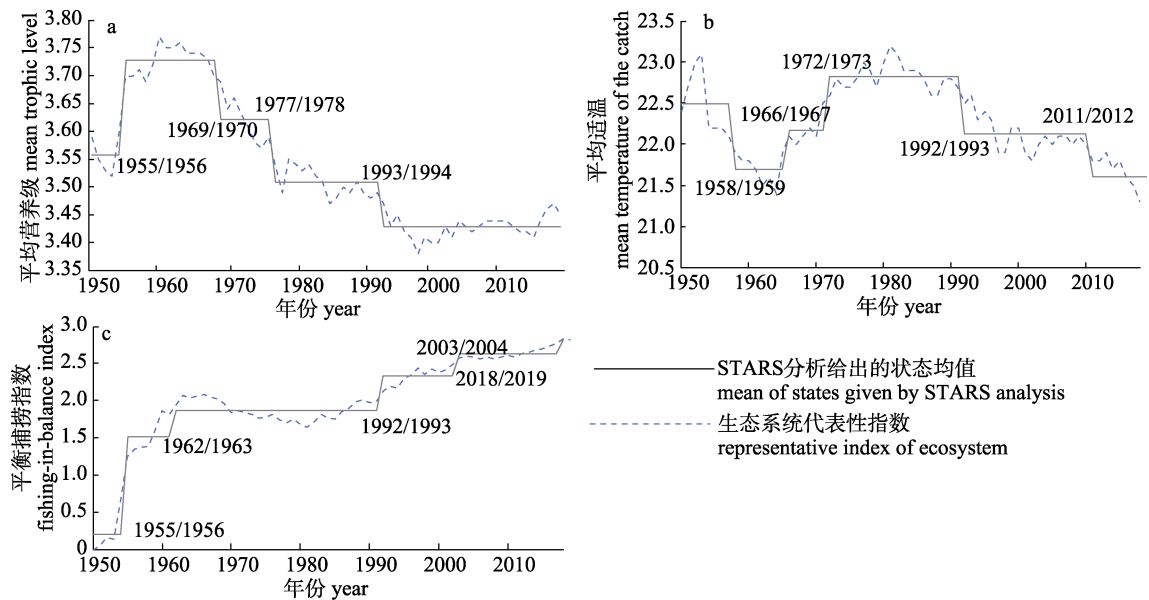


图 5 南海渔业生态系统平均营养级(a)、平均适温(b)和平衡捕捞指数(c)变化
Fig. 5 Changes of mean trophic level (a), mean temperature of catch (b) and fishing-in-balance index (c) of fishery ecosystem in the South China Sea

快速上升趋势, 60 年代早期后保持稳定波动, 直至 90 年代早期以较小幅度上升, 跃变时间节点为 1955/56、1962/63、1992/93、2003/04 及 2018/19。

2.3 渔业生态系统结构的跃变

2.3.1 主成分分析 根据主成分碎石图可知, 前两个主成分的实际特征值大于模拟特征值, 表明它们对渔业生态系统结构变化趋势具有较好的代表性。因此, 本研究选取前两个主成分(以下简称为 $PC1_{bio}$ 及 $PC2_{bio}$)作为 1950—2019 年南海渔业生态系统结构变化的代表(图 6), 具体表达式如下:

$$PC1_{bio} = 0.167x_1 + 0.055x_2 + 0.146x_3 - 0.150x_4 + 0.170x_5 + 0.078x_6 + 0.138x_7 + 0.162x_8 + 0.170x_9 + 0.412x_{10} + 0.153x_{11} + 0.158x_{12} + 0.160x_{13} + 0.154x_{14} + 0.023x_{15} + 0.144x_{16} + 0.162x_{17} + 0.152x_{18} + 0.120x_{19} + 0.144x_{20} + 0.158x_{21} + 0.142x_{22} + 0.162x_{23} + 0.105x_{24} + 0.157x_{25} + 0.132x_{26} + 0.156x_{27} - 0.141x_{28} + 0.007x_{29} + 0.120x_{30} + 0.024x_{31} + 0.057x_{32} - 0.120x_{33} + 0.165x_{34} + 0.151x_{35} + 0.169x_{36} - 0.056x_{37} + 0.167x_{38} + 0.125x_{39} + 0.167x_{40} + 0.161x_{41} + 0.082x_{42} + 0.165x_{43} + 0.040x_{44} + 0.007x_{45} + 0.164x_{46} + 0.129x_{47} + 0.145x_{48} + 0.161x_{49} + 0.170x_{50} + 0.170x_{51} + 0.023x_{52} - 0.050x_{53} + 0.158x_{54} \quad (4)$$

$$PC2_{bio} = -0.063x_1 + 0.245x_2 - 0.146x_3 + 0.004x_4 - 0.022x_5 + 0.161x_6 + 0.179x_7 - 0.038x_8 + 0.008x_9 + 0.076x_{10} + 0.056x_{11} + 0.002x_{12} - 0.056x_{13} - 0.043x_{14} + 0.267x_{15} - 0.162x_{16} + 0.053x_{17} + 0.070x_{18} + 0.079x_{19} + 114x_{20} + 0.096x_{21} - 0.125x_{22} - 0.004x_{23} + 0.139x_{24} + 0.081x_{25} + 0.086x_{26} - 0.065x_{27} + 0.086x_{28} + 0.318x_{29} - 0.190x_{30} - 0.009x_{31} + 0.283x_{32} + 0.126x_{33} + 0.058x_{34} - 0.121x_{35} + 0.033x_{36} + 0.126x_{37} - 0.080x_{38} + 0.159x_{39} - 0.039x_{40} + 0.011x_{41} + 0.128x_{42} - 0.016x_{43} + 0.316x_{44} + 0.289x_{45} - 0.061x_{46} + 0.178x_{47} - 0.096x_{48} - 0.115x_{49} - 0.016x_{50} - 0.012x_{51} + 0.154x_{52} + 0.225x_{53} - 0.112x_{54} \quad (5)$$

南海渔业生态系统前两个主成分的累计解释率为 74%, 能够代表南海渔业生态系统结构变化的主要特征。其中 $PC1_{bio}$ 的解释率为 62%, 起主要作用的是罗氏圆鲀、长体圆鲀、马拉巴笛鲷及眼镜鱼的产量变化; $PC2_{bio}$ 的解释率为 13%, 起主要作用的是鲢、长毛对虾、鹰爪虾及多齿蛇鲻的产量变化。

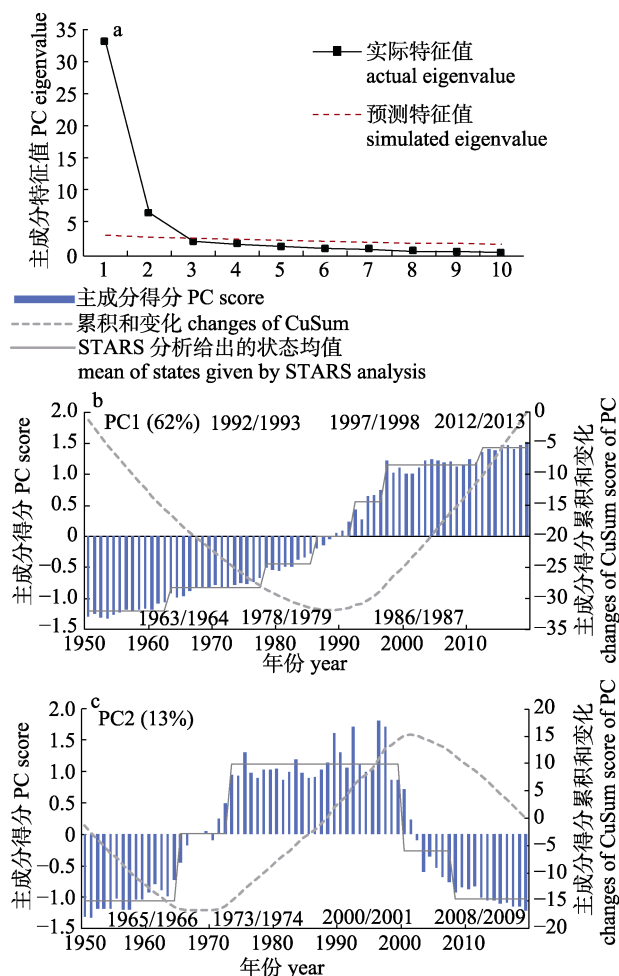


图 6 南海渔业生态系统主成分碎石图(a)、主成分得分及累积和变化(b-c)

Fig. 6 Principal component scree plot (a), principal component score and changes (b-c) of CuSum of fishery ecosystem in the South China Sea

$PC1_{bio}$ 和 $PC2_{bio}$ 得分均表现出明显的年代际变化特征, 跃变现象集中发生于 20 世纪 60 年代中期和 90 年代后期。 $PC1_{bio}$ 自 20 世纪 60 年代中期起呈现长期上升变化, 在 20 世纪 50 年代至 80 年代间多为负值, 20 世纪 90 年代后多为正值, 跃变时间节点为 1963/64、1986/87 及 1997/98; $PC2_{bio}$ 于 20 世纪 60 年代中期开始呈现快速上升趋势, 在 70 年代中期至 90 年代后期保持稳定波动, 之后呈现长期下降变化, 在 20 世纪 70 年代至 90 年代间多为正值, 其余年代间多为负值, 跃变时间节点为 1965/1966、1973/1974 及 2008/2009。

2.3.2 时间聚类分析 对南海渔业产量数据集进行 MRT 时间聚类分析, 结果显示南海渔业生态系

统具有明显的年代际变化特征(图 7)。南海渔业产量数据集共包含 55 个种类, 因此随机抽样的样本大小从 5 增加至 55。当样本大小为 5~30 时, 跃变节点为 1978/79 和 1994/95; 当样本大小为 35~55 时, 新增跃变节点为 1985/86。

2.3.3 跃变时间节点分布 综合上述结果分析, 将南海渔业生态系统功能组、适温组、代表性指数、主成分分析以及时间聚类分析的结果进行统计, 统计结果如图 8。跃变时间节点如果以年为单位进行统计, 不够集中且不宜观察, 因此本研究

以年代为单位进行统计分析, 包括年代的早期、中期和后期。结果显示, 南海各指标跃变集中在 20 世纪 80 年代中期、90 年代中期及 21 世纪 10 年代早期, 但整体分布集中程度较低。

3 讨论与分析

3.1 生态系统跃变判定方法

本研究利用生态系统不同功能组和适温组的产量数据, 探究 1950—2019 年南海渔业生态系统结构的长期变化。检测生态系统跃变时间节点时,

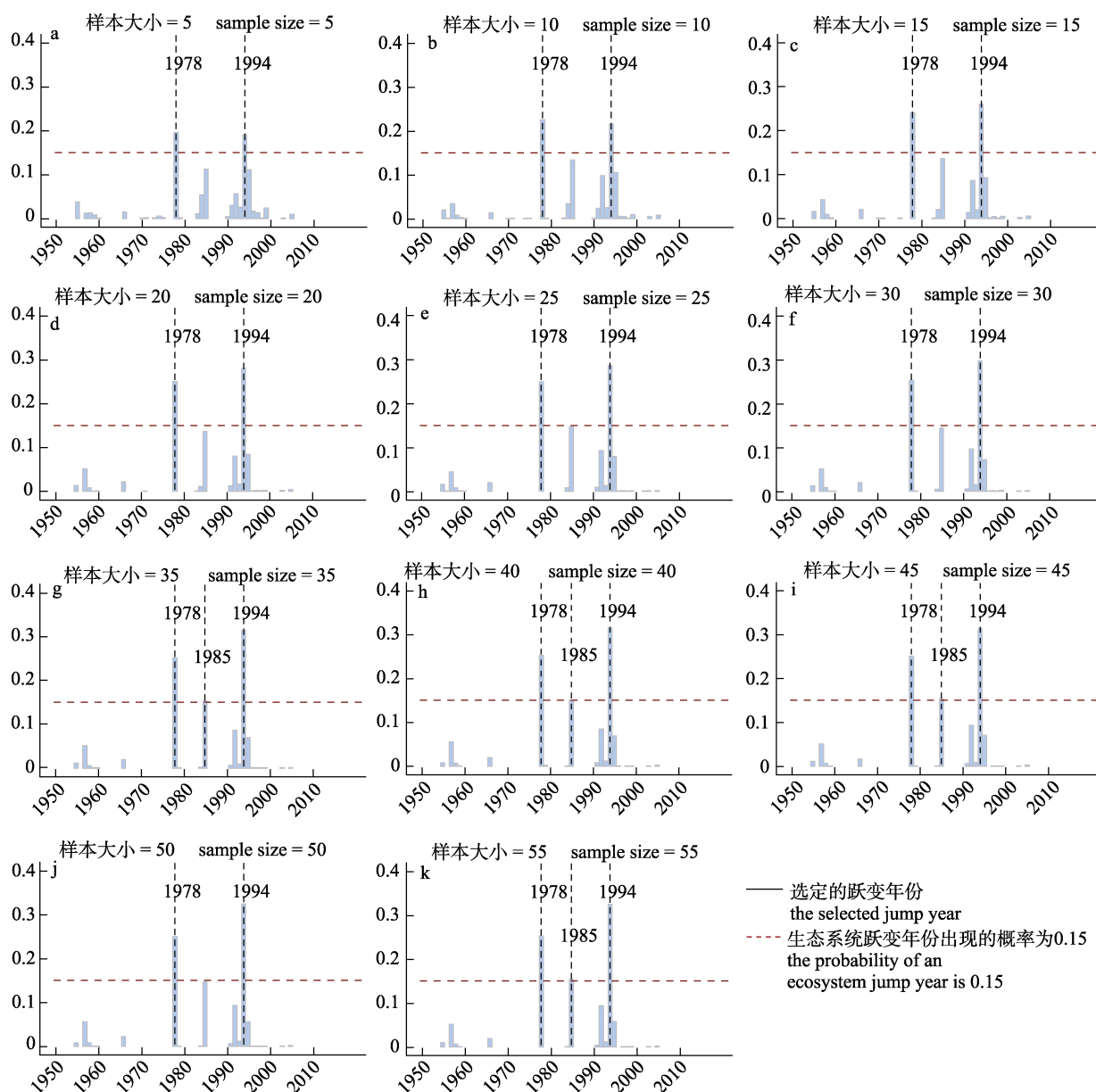


图 7 南海渔业生态系统的时间聚类分析

Fig. 7 Temporal clustering analysis of fishery ecosystem in the South China Sea

本研究采用了主成分分析(PCA)、序列 t 检验(STARS)和基于多元回归树(MRT)的时间聚类分析 3 种跃变检测方法,以确保得出的跃变时间节点可靠。PCA 和 STARS 分别用于识别生态系统结构时间序列中的跃变节点和最主要的变化特征^[5,22-23,26],目前已应用于多个海洋生态系统的跃变检测分析中。主成分碎石图结果显示选取的主成分对总体的累计方差解释率为 75% (图 6),说明其对生态系统具有良好的代表性。但 PCA 是基于数据的线性关系进行降维的,且主要用于静态数据的分析,所以 PCA 无法有效捕捉生态系统跃变的非线性动态和周期性变化趋势。虽然 STARS 对生态系统时间序列于不同年代检测到了跃变发生,但其对较长时间内呈现跃变趋势的变量的检测结果呈现为“阶梯式”突变,所以其检测结果存在一定的局限性。对此,本研究加入了 MRT 时间聚类分析与 PCA 和 STARS 共同检测跃变时间节点。MRT 时间聚类分析建立在整体产量数据集的基础上,结

合了回归分析和分类树的优点,考虑了数据信息的全面性,同时采用了自助法(Bootstrap)对结果进行敏感性分析,保证了结果的可靠性^[27]。跃变检测分析结果显示,南海渔业生态系统的功能组、适温组和代表性指数都在不同年代内发生了跃变,整体集中在 20 世纪 80 年代中期、90 年代中期及 21 世纪 10 年代早期(图 8)。MRT 时间聚类分析可以通过分析历史数据,识别生态系统中不同变量(如功能组、温度等)之间的跃变临界点,并以此预测未来可能发生的跃变^[28]。通过对长期监测数据进行 MRT 时间聚类分析,可以评估生态系统的长期变化趋势,识别可能的跃变时段,这有助于制定更科学的生态系统管理策略^[29]。此外,生态系统变化往往是非线性和非平稳的,传统的线性预测模型可能无法有效捕捉这些变化。MRT 时间聚类分析可以用于建立预测模型,通过分析过去和当前的数据,预测未来可能的生态系统变化,从而建立生态系统预警系统,以便及时采取

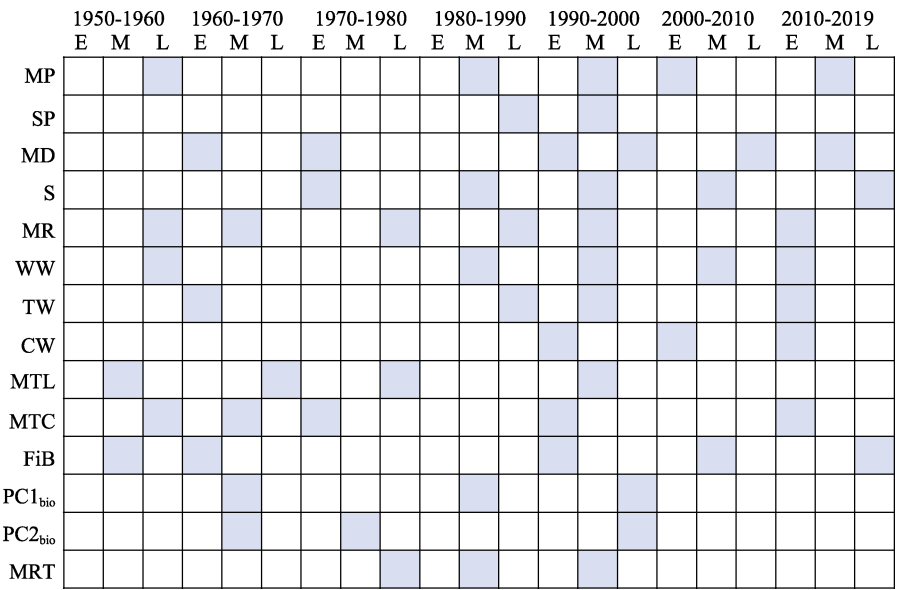


图 8 南海渔业生态系统结构跃变时间点

E: 早期, M: 中期, L: 后期, MP: 中型中上层鱼类, SP: 小型中上层鱼类, MD: 中型底层鱼类, S: 虾类, MR: 中型岩礁鱼类, WW: 暖水种, TW: 温水种, CW: 冷水种, MTL: 平均营养级, MTC: 平均适温, FiB: 平衡捕捞指数, PC1_{bio}: 第一主成分, PC2_{bio}: 第二主成分, MRT: 时间聚类分析。

Fig. 8 Time point of regime shift of fishery ecosystem in the South China Sea
E: early, M: middle, L: late, MP: medium pelagic fishes, SP: small pelagic fishes, MD: medium demersal fishes, S: shrimps, MR: medium reef associate fishes, WW: warm-water species, TW: temperate-water species, CW: cold-water species, MTL: mean trophic level, MTC: mean temperature of the catch, FiB: fishing-in-balance index, PC1_{bio}: first principal component, PC2_{bio}: second principal component, MRT: temporal cluster analysis.

管理措施。

3.2 南海渔业生态系统结构变化及其影响因素

南海渔业生态系统结构变化是多重因素作用的结果, 其中渔业捕捞是较为重要的影响因素之一。渔业捕捞会直接减少鱼类种群的丰度, 过度捕捞会导致渔业资源衰退甚至衰竭, 并通过营养级联效应直接影响生态系统结构和功能^[30]。因此, 了解渔业捕捞现状, 探究其与生态系统结构变化之间的关系, 有利于渔业生态系统的科学管理和可持续利用。本研究分析了 1950—2019 年南海周边国家的捕捞产量, 结果显示各国捕捞产量均呈现快速增长趋势(图 1)。研究了 1981—2019 年我国南海区海洋捕捞作业量及渔船捕捞能力的变化, 可以看出捕捞机动渔船数量呈现快速增长, 捕捞非机动渔船数量则呈现快速下降, 南海区海洋捕捞渔船的主要构成逐渐实现从非机动渔船向机动渔船的转变(图 2)。近年来, 随着“双控”制度的逐步落实, 尽管捕捞渔船数量整体上呈现下降趋势, 但渔船功率却依然在持续增长, 这导致了捕捞能力的提升和捕捞努力量的增加, 实际捕捞强度并未得到有效控制, 南海渔业资源依然面临严重的捕捞胁迫压力问题^[31-32]。

本研究利用捕捞产量数据来描述南海渔业生态系统的结构变化, 这种方法能够较为清晰地揭示渔业捕捞对生态系统结构的影响。通过分析南海渔业生态系统的 MTL 和 FiB 的变化, 可以发现这些指标的波动与捕捞压力存在密切的关系。近年来, 南海渔业生态系统的 MTL 持续下降, 从 1960 年的 3.77 降至 2019 年的 3.45, 这一趋势反映了南海渔业生态系统的恶化, 与上述渔船捕捞能力变化所反映的结果一致。通过分析南海渔业生态系统的 MTL、捕捞产量和 FiB 的变化情况, 可以将渔业捕捞对南海渔业生态系统的影响划分为 4 个主要阶段: 1953—1960 年, 南海区域处于高速开发状态, 高营养级鱼类被大量捕捞, 导致该阶段 FiB 快速上升, 同时捕捞产量与 MTL 也处于快速上升状态, 表明当时渔业捕捞对生态系统造成了明显的初期影响; 1961—1981 年, FiB 随着捕捞产量的增加而逐渐下降, 这表明捕捞产量的增加无法抵消 MTL 的下降, 这种现象与“fishing

down marine food webs”理论相符^[17]; 1982—1998 年, 由于捕捞技术不断进步, 捕捞产量的增加速度超过了 MTL 的下降速度, FiB 开始回升, 捕捞技术的进步改善了捕捞产量与生态系统指标之间的关系; 1999—2019 年, “双控”制度开始被全面落实, 尽管捕捞产量仍在不断增加, 但 FiB 和 MTL 逐渐趋于相对平稳状态^[33], 表明尽管捕捞努力量仍未完全得到控制, 但政策措施开始对生态系统产生积极影响, 减缓了资源的进一步衰退。

尽管渔业捕捞对渔业生态系统结构有显著影响, 气候变化仍然是驱动生态系统结构变化的重要因素之一, 通过影响海洋温度、极端天气事件、海洋酸化以及初级生产力等因素影响渔业生态系统结构。随着海洋温度上升, 高营养级物种的迁移和减少会导致 MTL 下降, 捕捞种群的适温范围发生变化会导致 MTC 上升, 生态系统的生产力和捕捞压力因此受到影响, 进而导致 FiB 的波动。此外, 气候变化与渔业捕捞之间亦存在复杂且相互作用的关系。气候变化通过影响海洋温度、酸化、缺氧和极端气候事件等因素, 改变了渔业生态系统的结构和功能, 进而影响渔业资源和捕捞活动。而渔业捕捞通过碳排放和生态系统服务变化等途径, 进一步推动了气候变化。因此, 在今后的研究中, 可以从整体角度探究渔业捕捞、气候变化等因素对南海渔业生态系统结构变化的影响, 为基于生态系统的渔业管理提供依据, 这对保护渔业生态系统和实现渔业资源的可持续利用至关重要。

3.3 不足与展望

南海渔业生态系统结构变化呈现出明显的年代际特征, 其跃变集中于 20 世纪 80 年代中期、90 年代中期及 21 世纪 10 年代早期, 与当时的渔业捕捞情况有较好的对应关系。然而, 气候变化仍然是导致渔业生态系统跃变的重要因素之一。因此, 在未来分析南海渔业生态系统结构变化时, 应该充分考虑气候变化的影响, 并将渔业捕捞与气候变化相结合, 以制定更加有效的渔业管理策略。本研究虽然较为整体地分析了 1950—2019 年南海渔业捕捞现状和渔业生态系统结构变化, 但研究过程中仍存在一定的局限性: 首先, 研究中

使用的中国捕捞产量数据来自《中国渔业年鉴》，而其他国家的捕捞产量均来自 Sea Around US 数据集，这些数据属于重建数据，其准确性和完整性可能存在不足，可能影响对渔业生态系统结构变化的全面描述。其次，本研究仅考虑了中国的南海渔业捕捞作业量，未能全面涵盖南海其他国家的捕捞活动，这可能影响对南海渔业捕捞压力的全面判定，从而影响对整体生态系统变化的准确评估。因此，未来的研究应更加注重数据的全面性和可靠性，尤其是在跨国数据整合和更新方面。同时，应在综合考虑气候变化、渔业捕捞等多个因素的基础上，对南海渔业生态系统结构变化进行更为系统的分析，为制定科学合理的渔业管理政策提供坚实依据。

参考文献:

- [1] Strong J A, Andonegi E, Bizsel K C, et al. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for practical monitoring applications[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2015, 161: 46-64.
- [2] Su J L, Tang Q S. A new direction for China's research on marine ecosystems—International trend and national needs[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2005, 20(2): 139-143. [苏纪兰, 唐启升. 我国海洋生态系统基础研究的发展——国际趋势和国内需求[J]. *地球科学进展*, 2005, 20(2): 139-143.]
- [3] 卞晓东, 万瑞景, 单秀娟, 等. 莱州湾中上层小型鱼类早期资源量动态及其外在驱动因素[J]. *中国水产科学*, 2022, 29(3): 446-468. [Bian X D, Wan R J, Shan X J, et al. Preliminary analysis on recruitment variation and the exogenous driving factors to early life stages of small pelagic fishes in the Laizhou Bay[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2022, 29(3): 446-468.]
- [4] Brierley A S, Kingsford M J. Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems[J]. *Current Biology*, 2009, 19(14): R602-R614.
- [5] Ma S Y, Liu Y, Li J C, et al. Climate-induced long-term variations in ecosystem structure and atmosphere-ocean-ecosystem processes in the Yellow Sea and East China Sea[J]. *Progress in Oceanography*, 2019, 175: 183-197.
- [6] Hare S R, Mantua N J. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989[J]. *Progress in Oceanography*, 2000, 47(2-4): 103-145.
- [7] Reid P C, de Fatima Borges M, Svendsen E. A regime shift in the North Sea *circa* 1988 linked to changes in the North Sea horse mackerel fishery[J]. *Fisheries Research*, 2001, 50(1-2): 163-171.
- [8] Beaugrand G. The north sea regime shift: Evidence, causes, mechanisms and consequences[J]. *Progress in Oceanography*, 2004, 60(2-4): 245-262.
- [9] Cury P, Shannon L, YunnéJai S. The Functioning of Marine Ecosystems: a Fisheries Perspective[M]//Responsible Fisheries in the marine ecosystem. UK: CABI Publishing, 2003: 103-123.
- [10] Lin Z T, Shen C Y, Sun N, et al. The influence of ENSO on primary productivity in the northern South China Sea[J]. *Journal of Guangdong Ocean University*, 2017, 37(1): 80-87. [林智涛, 沈春燕, 孙楠, 等. ENSO 对南海北部初级生产力的影响[J]. *广东海洋大学学报*, 2017, 37(1): 80-87.]
- [11] Huang Z, Xu H M, Du Y, et al. Two sea-surface warming events in the South China Sea during and after El Niño[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2009, 28(5): 49-55. [黄卓, 徐海明, 杜岩, 等. 厄尔尼诺期间和后期南海海面温度的两次显著增暖过程[J]. *热带海洋学报*, 2009, 28(5): 49-55.]
- [12] Feng X L. Characteristics of tropical cyclones in the South China Sea and their relationship with environmental factors[D]. Zhanjiang: Guangdong Ocean University, 2021. [冯小丽. 南海热带气旋特征及其与环境因子的关系[D]. 湛江: 广东海洋大学, 2021.]
- [13] Wu S A, Xing C Y, Zhu J J. Climate characteristics of convective activity over the South China Sea and their relation with ENSO[J]. *Journal of Marine Meteorology*, 2019, 39(4): 75-82. [吴胜安, 邢彩盈, 朱晶晶. 南海区域对流活动的气候特征及其与 ENSO 的关系[J]. *海洋气象学报*, 2019, 39(4): 75-82.]
- [14] Yu W, Liu H W, Chen X J. A review of fishery ecosystems and their responses to climate variability in southwest Atlantic Ocean[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2024, 33(1): 211-229. [余为, 刘赫威, 陈新军. 气候变化对西南大西洋渔业生态系统的影响研究进展[J]. *上海海洋大学学报*, 2024, 33(1): 211-229.]
- [15] van Buuren S, Groothuis-Oudshoorn K. mice: Multivariate imputation by chained equations in R[J]. *Journal of Statistical Software*, 2011, 45(3): 1-68.
- [16] Wei P, Wang X H, Ma S W, et al. Analysis of current status of marine fishing in South China Sea[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2019, 28(6): 976-982. [韦朋, 王雪辉, 马胜伟, 等. 我国南海区海洋捕捞现状分析[J]. *上海海洋大学学报*, 2019, 28(6): 976-982.]
- [17] Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, et al. Fishing down marine food webs[J]. *Journal of Korean Neurosurgical Society*, 1998, 279(5352): 860-863.
- [18] Ding Q, Chen X J, Li G, et al. Research progress in application of mean trophic level of catch in assessing fishery sustainability[J]. *Marine Fisheries*, 2016, 38(1): 88-97. [丁琪,

- 陈新军, 李纲, 等. 渔获物平均营养级在渔业可持续性评价中的应用研究进展[J]. 海洋渔业, 2016, 38(1): 88-97.]
- [19] Lu Q, Li N, Fang Z, et al. Evaluation of fishery resources utilization in the western Indian Ocean based on mean trophic levels[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2022, 31(2): 512-523. [鲁泉, 李楠, 方舟, 等. 基于渔获量平均营养级的西印度洋渔业资源利用评价[J]. 上海海洋大学学报, 2022, 31(2): 512-523.]
- [20] Pauly D. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries[J]. ICES Journal of Marine Science, 2000, 57(3): 697-706.
- [21] Cheung W W L, Watson R, Pauly D. Signature of ocean warming in global fisheries catch[J]. Nature, 2013, 497(7449): 365-368.
- [22] Rodionov S N. A sequential algorithm for testing climate regime shifts[J]. Geophysical Research Letters, 2004, 31(9): L09204.
- [23] Rodionov S N. Use of prewhitening in climate regime shift detection[J]. Geophysical Research Letters, 2006, 33(12): L12707.
- [24] Velicer W F. Determining the number of components from the matrix of partial correlations[J]. Psychometrika, 1976, 41(3): 321-327.
- [25] Beamish R J, Noakes D J, McFarlane G A, et al. The regime concept and natural trends in the production of Pacific salmon[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1999, 56(3): 516-526.
- [26] Tian Y J, Kidokoro H, Watanabe T. Long-term changes in the fish community structure from the Tsushima warm current region of the Japan/East Sea with an emphasis on the impacts of fishing and climate regime shift over the last four decades[J]. Progress in Oceanography, 2006, 68(2-4): 217-237.
- [27] Kirkman S P, Yemane D, Atkinson L J, et al. Regime shifts in demersal assemblages of the Benguela Current large marine ecosystem: A comparative assessment[J]. Fisheries Oceanography, 2015, 24(S1): 15-30.
- [28] De'Ath G. Multivariate regression trees: A new technique for modeling species-environment relationships[J]. Ecology, 2002, 83(4): 1105.
- [29] Zuur A F, Ieno E N, Smith G M. Analysing Ecological Data[M]. New York: Springer, 2007.
- [30] Scheffer M, Carpenter S, Young B D. Cascading effects of overfishing marine systems[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2005, 20(11): 579-581.
- [31] Zheng T, Tang Y. Analysis of current status of Chinese marine fishing fleet of South China Sea area[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2016, 25(4): 620-627. [郑彤, 唐议. 我国南海区海洋捕捞渔船现状分析[J]. 上海海洋大学学报, 2016, 25(4): 620-627.]
- [32] Zhao X. Spatio-temporal characteristics of fishery resources utilization in the South China Sea and its governance[J]. World Regional Studies, 2022, 31(4): 762-772. [赵欣. 南海渔业资源开发利用的时空特征及其治理[J]. 世界地理研究, 2022, 31(4): 762-772.]
- [33] Ding Q, Chen X J, Li G, et al. Catch statistics and the sustainable utilization of northwest Pacific Ocean fishery resources[J]. Resources Science, 2013, 35(10): 2032-2040. [丁琪, 陈新军, 李纲, 等. 基于渔获统计的西北太平洋渔业资源可持续利用评价[J]. 资源科学, 2013, 35(10): 2032-2040.]

Analysis of fishery ecosystem structure in the South China Sea

LAI Mengying¹, YU Wei^{1, 2, 3, 4, 5}

1. College of Marine Living Resource Sciences and Management, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
2. National Engineering Research Center for Oceanic Fisheries, Shanghai 201306, China;
3. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306, China;
4. Key Laboratory of Oceanic Fisheries Exploration, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai 201306, China;
5. Scientific Observing and Experimental Station of Oceanic Fishery Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai 201306, China

Abstract: Recent evidence suggests that climate change affects the biodiversity, structure, and function of marine ecosystems, a phenomenon known as marine ecosystem transition. Climate change is expected to increase the frequency of regime shift phenomena, and it often interacts with fishing, contributing to these shifts in marine ecosystems. The ecosystem of the South China Sea lies at the intersection of the north-south air flow, with the Pacific Ocean to the east and the Indian Ocean to the west. It is located at the confluence of Walker Circulation patterns influenced by the Indian and Pacific oceans and is the most complex region in the global climate system and the most sensitive region for large-scale air-sea interaction. Currently, most studies on the response of the fishery ecosystem to climate change in the South China Sea focus on the species level, with a few studies on the fishery ecosystem. Therefore, this study examined the long-term changes in the fishery ecosystem structure in the South China Sea. The study aimed to explore the dominant and main driving factors that promote these long-term changes and support the management and sustainable development of fishery resources within this ecosystem. This study obtained catch data of each species in the South China Sea fishery ecosystem from 1950 to 2019 based on Sea Around US and screened and preprocessed the data. The nutrient levels for various species were obtained from the preprocessed biodiversity database in Sea Around US and were categorized into five functional groups: medium pelagics, small pelagics, medium demersals, shrimps, and medium reef assoc. fish based on previous studies. The optimum temperatures for these species were sourced from previous studies, FishBase and SeaLifeBase, and were classified into three thermal groups: warm-, temperate-, and cold-water species. Using the catch data of different functional and thermal groups, the long-term change characteristics of fishery ecosystem structure in the South China Sea from 1950 to 2019 were systematically determined by multivariate statistical analysis (serial *T*-test, cumulative sum method, principal component analysis, and temporal cluster analysis), to determine the occurrence of regime shifts. The results showed that the catch in the South China Sea gradually increased, with China's catch accounting for the largest portion. Since 1981, the number and power of motorized fishing vessels in the South China Sea have increased steadily and stabilized after 1990, whereas the number and tonnage of non-motorized fishing vessels have notably decreased. The regime shift of the fishery ecosystem in the South China Sea occurred in the mid-1980s, mid-1990s, and early 2010s, effectively reflecting the fishing conditions of those periods. However, climate change is a notable contributor to regime shifts in fishery ecosystems. In future studies, factors such as climate change and fishing should be considered comprehensively to explore the leading factors affecting changes in the South China Sea fishery ecosystem and provide a basis for formulating fishery management policies.

Key words: the South China Sea; fishery catch; marine ecosystem; long-term change

Corresponding author: YU Wei. E-mail: wyu@shou.edu.cn.