

文章编号: 1674-5566(2026)01-0292-13

DOI: 10.12024/jsou. 20250404855

中东太平洋渔业生态系统结构的长期变化

王倩¹, 冯志萍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: 为了分析中东太平洋FAO77渔区渔业生态系统结构的长期变化特征,本研究基于1950—2019年中东太平洋FAO77渔区的渔业产量数据,通过主成分分析(Principal component analysis, PCA)和序列稳态转换分析(Sequential t-test analysis of regime shifts, STARS)等多元统计分析方法,识别了该生态系统功能组、适温组及代表性指数的稳态转换时间节点。结果显示,中东太平洋渔业生态系统结构呈现显著的年代际变化,稳态转换节点主要集中在20世纪50年代后期和70年代中期。20世纪50年代后期发生的稳态转换表现为底栖鱼类、岩礁性鱼类、软骨鱼类及无脊椎类等功能组产量的增加,同时伴随暖水种捕捞量的上升,并导致生态系统的平均营养级(Mean trophic level, MTL)和物种均匀度(Species evenness, EVE)的提高,反映了渔业开发初期对多样化资源的利用。20世纪70年代中期则出现了另一次关键转变,此时中上层鱼类和软骨鱼类产量显著增加,同时冷水种捕捞量有所上升,但生态系统的平均营养级、平均适温(Mean suitable temperature, MST)和物种均匀度却呈下降趋势。研究表明,中东太平洋渔业生态系统结构在过去70年间经历了2次主要的稳态转换,气候变化与人类捕捞活动的交互作用是塑造其演变轨迹的关键驱动力。本研究为解析中东太平洋渔业生态系统动态及制定适应性管理措施提供了科学依据。

关键词: 渔业结构; 海洋生态系统; 稳态转变; 长期变化; 中东太平洋

中图分类号: S 931.1 文献标志码: A

海洋生态系统是由海洋生物群落(包括植物、动物及微生物)与其水环境通过复杂相互作用形成的有机复合体。该系统以多层级营养网络和物质-能量交换过程为特征,对海洋物理参数及气候驱动因子的变化表现出高度敏感^[1-3]。研究^[4]表明,海洋对全球年度初级生产的贡献比例高达约46%,承载着不少于26亿t的生物量。作为人类生存发展的重要依托,海洋生态系统为人类提供了不可或缺的商品资源与生态服务^[5]。海洋生态系统作为支撑地球生命的重要基础,其稳定性与人类福祉紧密相关,因此探究该系统在环境压力下的稳态转换机制成为生态研究的关键课题。海洋生态系统稳态多指生态系统在特

定时空范围内维持其结构与功能稳定的状态,也可理解为生态系统进化进程中呈现的阶段性相对稳定状态^[6]。而稳态转换则描述了生态系统在两个相邻状态间的非线性转变过程——在自然环境变化的初始阶段,生态系统表现出一定的缓冲能力,状态变化微弱且响应迟缓;但当环境变化逼近临界阈值时,系统会发生剧烈转变,引发生物群落与环境条件的显著改变^[7]。这种转变不仅是生态系统动态变化的关键指标,更是生态系统研究的核心关注点。深入探究生态系统稳态转换,既有助于完善生态学理论体系,也为生态管理与决策提供了早期预警依据^[8-9]。在气候变化背景下,明确生物对环境波动的响应机制,捕

收稿日期: 2025-04-29 修回日期: 2025-06-11

基金项目: 上海市教委AI专项(A1-3405-25-000303);国家重点研发计划(2023YFD2401303);上海市自然科学基金(23ZR1427100);上海市科技创新行动计划(24YF2717100);中国博士后科学基金(2024M761924);上海市人才发展基金(2021078);“海洋十年”中国行动国际合作种子基金(GHZZ3702840002024020000024)

作者简介: 王倩(2001—),女,硕士研究生,研究方向为渔业海洋学。E-mail: ovokitty@yeah.net

通信作者: 冯志萍, E-mail: zpfeng@shou.edu.cn

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydxxb.com>

捉稳态转换的早期信号,并提前制定应对策略,已成为抵御气候灾害的重要科学路径^[10]。

本研究基于中东太平洋FAO 77渔区数据进行分析,该区域作为中东太平洋重要的渔业和生态统计单元,虽然存在内部异质性,但其数据可得性为区域性宏观分析提供了便利。未来的研究可进一步探索更精细的空间尺度以揭示区域内的生态差异(图1)。中东太平洋的海洋生产力处于中等水平,该区域面积约占全球海洋总面积的9%,其生产力贡献量约占全球海洋初级生产力总量的10%^[11]。中东太平洋海域受加利福尼亚寒流、南北赤道暖流、赤道逆流以及秘鲁寒流共同影响。中东太平洋因距离ENSO地理位置较近而易受其影响,与ENSO相关的上升流及其水文特征不仅影响系统内部种群幼体和浮游生物的滞留与扩散,还可能调节物种资源补充量丰度,进而影响系统内部生物种群动态、种间关系

和生态稳定性的变化^[12]。因此,中东太平洋海域作为多洋流交汇与ENSO事件的核心作用区,其独特的上升流机制和水文动态不仅调控浮游生物扩散及种群资源分布模式,还可通过级联效应影响生物群落结构与生态稳定性,成为探究气候变化-海洋生态互馈机制及区域生物资源可持续管理的重点研究区域。

目前稳态转换研究已广泛应用于水域生态系统的研究中^[13-16]。本研究基于1950—2019年中东太平洋渔业生态系统不同功能组和适温组的产量数据、生态系统代表性指数以及产量数据集的主成分得分,综合运用多元统计分析方法,系统地分析了该地区渔业生态系统结构的长期变化特征,并识别了其稳态转换现象。本研究旨在明确中东太平洋渔业生态系统结构的长期变化规律,为该地区的渔业资源管理和可持续发展提供坚实的科学依据。

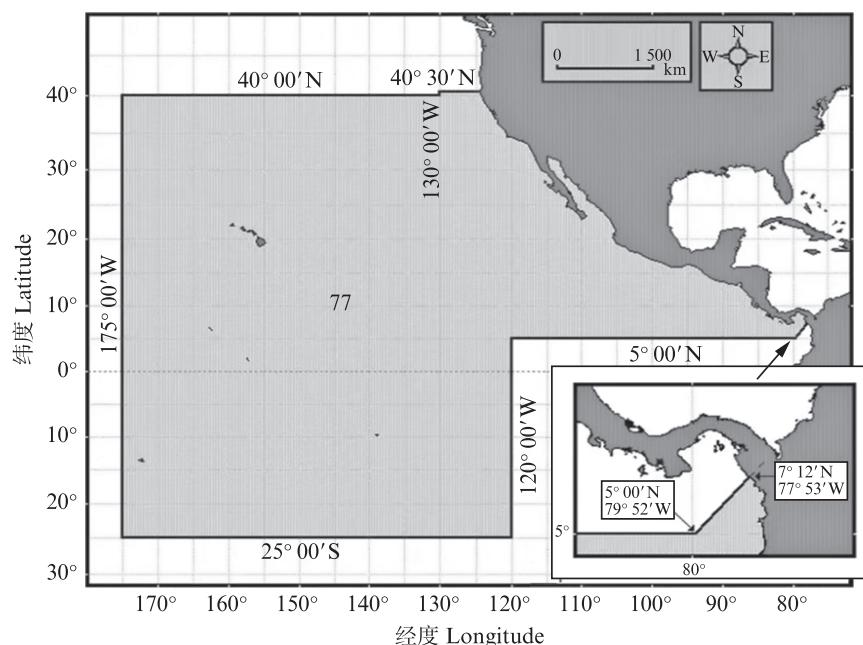


图1 中东太平洋FAO77渔区分布(图片来源:<https://seafoodsourcing.org/fao-fishing-zone/>)

Fig. 1 Distribution of FAO Area 77 in the Eastern Central Pacific

1 材料与方法

1.1 数据来源

依据联合国粮食及农业组织(Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO)对全球主要渔区的划分,选取中东太平洋FAO 77渔区作为研究区域。渔业产量数据来源

于Sea Around Us数据库(<http://www.searroundus.org/>),该数据库的渔业产量数据是基于对官方报告数据和未报告数据的重建估算所得。其中,官方报告数据主要来源于FAO渔业产量数据库,而未报告数据则是通过估算和补充来自丢弃、手工捕捞、自给渔业和休闲渔业等未统计渔获量而获得^[17-18]。尽管该数据库在某些物种

或区域的估算可能存在争议,但其长期、全球尺度的覆盖范围使其成为进行宏观生态系统分析的宝贵资源。时间覆盖1950—2019年,包含捕捞时间、物种类别、功能组、经济属性、捕捞国家、作业方式、产量类别、数据是否汇报、产量及产值等信息。为确保分析结果的科学性与准确性,原始数据在使用前进行了系统筛选与预处理:(1)统计不同捕捞国家在中东太平洋的渔业产量。首先剔除所有无法识别拉丁学名的物种记录;其次,在不考虑作业方式、产量类型及汇报状态的前提下,依据国家层级汇总产量数据。进一步剔除年均产量低于100 t的非主要捕捞国。处理后的数据保留了原始渔业产量的91.33%。(2)统计中东太平洋不同种类的渔业产量。在剔除无法识别的种类及年均产量小于100 t的物种后,基于种类层级统计各类物种在不区分捕捞团体、作业方式、产量类型及数据汇报状态下的总产量。为提升后续分析精度,并确保所选物种具有足够代表性,避免稀有物种数据对统计结果产生过度影响,进一步剔除年均产量低于1 000 t的物种,并计算其年均产量。处理后的渔业产量占原始数据渔业产量的88.51%。这种筛选策略确保了分析聚焦于对生态系统结构产生显著影响的主要渔业类群,尽管可能遗漏了部分低产但生态重要性高的物种,但对于宏观的稳态转换分析结果影响较小。

最终整理得到的中东太平洋77渔区渔业生态系统产量数据共包含122个类群,涵盖1门4纲5目17科15属80种。根据Sea Around Us数据库的分类体系,将底栖无脊椎动物、甲壳类、水母类和头足类统一划分为无脊椎类,并将全部122类物种整体划分为中上层鱼类、浅水中底层鱼类、深水底层鱼类、底栖鱼类、岩礁性鱼类、软骨鱼类以及无脊椎类等7个功能组。依据文献报道确定122类物种的中文名称,并结合Sea Around Us数据库中的Biodiversity获取各物种的营养级信息。物种的适宜温度范围通过FishBase(www.fishbase.cn)、SeaLifeBase(www.sealifebase.cn)数据库及相关文献资料获得。为便于分析,将各物种适宜温度范围的中位数定义为其最适温度。依据最适温度,将物种划分为3类:最适温度高于20 °C者为暖水种、低于10 °C者为冷水种、介于10 °C至20 °C之间者为温水种^[19]。

1.2 分析方法

1.2.1 渔业产量数据集的插补

经过对中东太平洋渔业生态系统产量数据的筛选与整理,数据集完整度相对较高,物种产量数据的总缺失率仅为1.60%。为填补缺失值并满足后续统计分析要求,本研究采用基于随机森林算法的多重填补法。针对每个缺失值,执行5次迭代填补循环,每次迭代包含100次随机森林填补运算,直至满足收敛标准,确保填补结果的稳定性与可靠性^[20]。该过程最终生成100套完整数据集,为后续分析提供了数据基础。所有填补操作均通过R语言“mice”包实现。

1.2.2 渔业生态系统代表性指数的计算

根据数据集中各物种对应的最适宜温度与营养级信息,本文进一步计算了渔业生态系统的平均适温(Mean suitable temperature, MST)和平均营养级(Mean trophic level, MTL)。基于各物种最适温度与营养级参数,通过加权计算MST与MTL指标,用以表征渔场生态系统的结构与功能演变。其中MST反映气候变化下的群落结构变迁,数值升高指示暖水种相对丰度增加,数值降低则反映该生态系统中冷水种占据优势^[21]。MTL表征生态系统营养结构与功能状态,数值越高意味着高营养级生物主导的复杂营养关系与更高的生物多样性,数值降低则变化相反^[22-24]。MST与MTL的具体计算公式如下:

$$MST_y = \frac{\sum_i^n C_{i,y} \times T_i}{\sum_i^n C_{i,y}} \quad (1)$$

$$MTL_y = \frac{\sum_i^n C_{i,y} \times L_i}{\sum_i^n C_{i,y}} \quad (2)$$

式中:MST_y为渔业生态系统第y年的平均适温;MTL_y为渔业生态系统第y年的平均营养级;C_{i,y}为第i种类在第y年的产量;T_i为第i种类最适宜水温;L_i为第i种类营养级;n为种类数。

本研究在分析物种渔业产量、平均营养级和平均适温的基础上,为全面评估渔业生态系统的结构和功能变化,并探究其时间动态演变规律,进一步引入物种多样性和功能多样性指标。在多样性指标选择方面,研究将物种均匀度(Species evenness, Eve)作为评价指标,用以衡量群落内物种丰度分布的均衡性,从而反映生态系统的整体多样性状态^[25-26]。物种均匀度的计算基

于生态学经典指标香农指数,该指数源于信息论,通过整合物种丰富度与分布均匀度两个维度,预测了生态系统中随机抽取个体时其物种归属的不确定性^[27]。香农指数(H')的计算公式如下:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_n p_i \quad (3)$$

式中: S 为群落物种丰富度指数,即物种类型总数; p_i 为物种*i*的相对丰度; n 使用2作为底数。

Eve 用于度量群落中相对物种丰富度,依据香农指数进行计算。 Eve 为群落实际的香农指数与具有相同物种丰富度的群落中能够获得的最大香农指数的比值,计算公式如下:

$$Eve = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\log_n S} \quad (4)$$

式中: H' 为香农指数; H'_{\max} 为渔业生态系统内一定的物种丰富度条件下(系统或群落内部的所有物种丰富度相同)的最大香农指数; S 为物种丰富度指数; n 使用2作为底数。

1.2.3 生态系统状态时序划分方法

为方便分析生态系统长期结构演变,将研究时段按年代划分为早、中、后3个时期。以20世纪50年代为例,1950—1953年发生的稳态转换(1950/1951、1951/1952、1952/1953)划为50年代早期,1953—1957年发生的稳态转换(1953/1954、1954/1955、1955/1956、1956/1957)划为50年代中期,1957—1960年发生的稳态转换(1957/1958、1958/1959、1959/1960)划为50年代后期。其他年代按相同方法划分。

1.2.4 中东太平洋渔业生态系统的稳态转换评估

本研究采用主成分分析法(Principal component analysis, PCA)对预处理后的渔业生产数据集进行降维处理,旨在揭示中东太平洋FAO77渔区生态系统结构变化的主要特征。PCA方法通过构建多组在数据中具有代表性且彼此正交(无相关性)的主成分,有效避免了原始变量间复杂相关性对分析过程造成的干扰,简化了数据的结构与分析流程^[28]。为科学确定保留主成分的最佳数量,本研究综合运用卡特尔碎石检验(Cattellscreen test)、凯撒-哈里斯准则(Kaiser-Harris criterion)和平行分析(Parallel analysis)进行判别^[29-30]。经过系统评估后选取前两个特征值最高的主成分进行后续分析,以避免分析结果过

于复杂。这两个主成分可解释数据集中绝大部分的方差信息,基本涵盖了渔业生态系统结构变化的主要趋势与特征。

为识别时间序列数据中的趋势变化与状态转换节点,本研究采用序列稳态转换分析(Sequential t-test analysis of regime shifts, STARS)方法,对渔业产量主成分得分、功能组产量、平均营养级(MTL)、平均适温(MST)及物种均匀度(Eve)进行系统分析。STARS在检测长期生态数据集的阶梯式转变方面具有显著优势,尤其适用于揭示不同时段生态系统状态的阶段性转换过程^[31]。经过尝试性分析,本研究将截断长度1设为10,Huber加权系数设定为1,显著性水平选定为0.05,该参数组合有效保障了方法稳定性与分析可靠性^[32]。同时,为降低时间序列中自相关性的干扰,本研究采用STARS中的“prewhitening”方法对数据进行了预处理。STARS分析程序借助Excel中的Visual basic for applications(VBA)功能实现,下载地址为<http://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/index.html>。

本研究还进一步采用了累计和(Cumulative sum,CuSum)方法对主成分分析得分的变化趋势进行判别。累计和方法是将距平数据(经标准化处理)按时间顺序依次累加,通过生成的累计和曲线,能够直观展现时间序列数据的演进态势,在时间序列数据分析领域已得到广泛应用^[33]。

2 结果

2.1 不同国家的渔业产量

依据捕捞国家或地区分类处理后的中东太平洋产量数据集,一共包括42个捕捞国家,本研究挑选年均产量在前5位的捕捞国家或地区,并将剩余37个捕捞国家统计为其他国家,探究产量的年变化与组成情况。根据图2的结果可知,中东太平洋FAO77渔区1950—2019年年均产量排在前5位的捕捞国家为墨西哥、美国、巴拿马、日本、中国,产量累积占比为86.21%。中东太平洋的渔业产量在1950—1999年基本呈递增趋势,在1997—2019年呈波动变化,直至2019年达到322万t。中国大陆自1988年开始在中东太平洋进行渔业捕捞作业,2015年产量最高,为6万t。

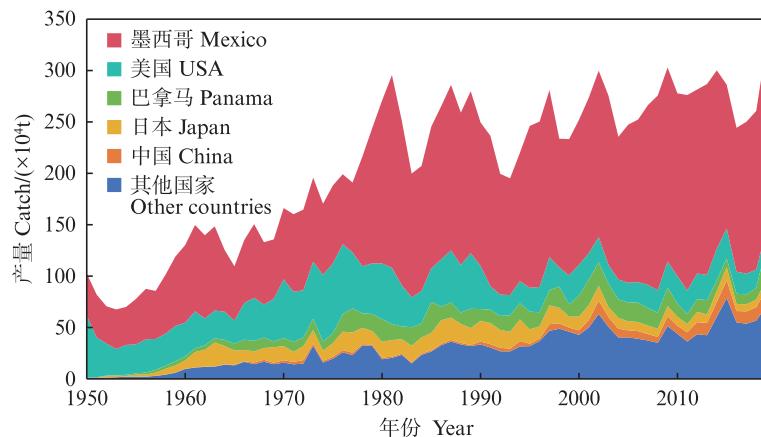


图2 1950—2019年中东太平洋主要捕捞国家捕捞产量变化

Fig. 2 Changes in catch from major fishing countries during 1950 to 2019 in the Eastern Central Pacific

2.2 功能组的变化

1950—2019年间,中东太平洋渔业生态系统结构功能组组成以中上层鱼类为主(图3a)。中上层鱼类占比自20世纪70年代起呈较大幅度的增长态势,由最低占比38.45%增长至70年代后期的63.69%,之后年份中其占比基本高于50%。浅水中底层鱼类在20世纪50年代至70年代波动较小,80年代至90年代显著增加后又快速下降,21世纪初开始逐渐恢复并趋于稳定。深水底层鱼类自1950年开始呈上升趋势,到1979年达到最大值0.62%后波动下降。底栖鱼类占比自20世纪50年代起呈下降变化,由最高占比37.57%降至7.58%;无脊椎类和岩礁性鱼类占比自20世纪50年代起呈上升趋势,后在20世纪60年代呈下降趋势,之后年份呈现波动下降。软骨鱼类自20世纪50年代开始呈现波动上升趋势,2016年占比高达6.26%。

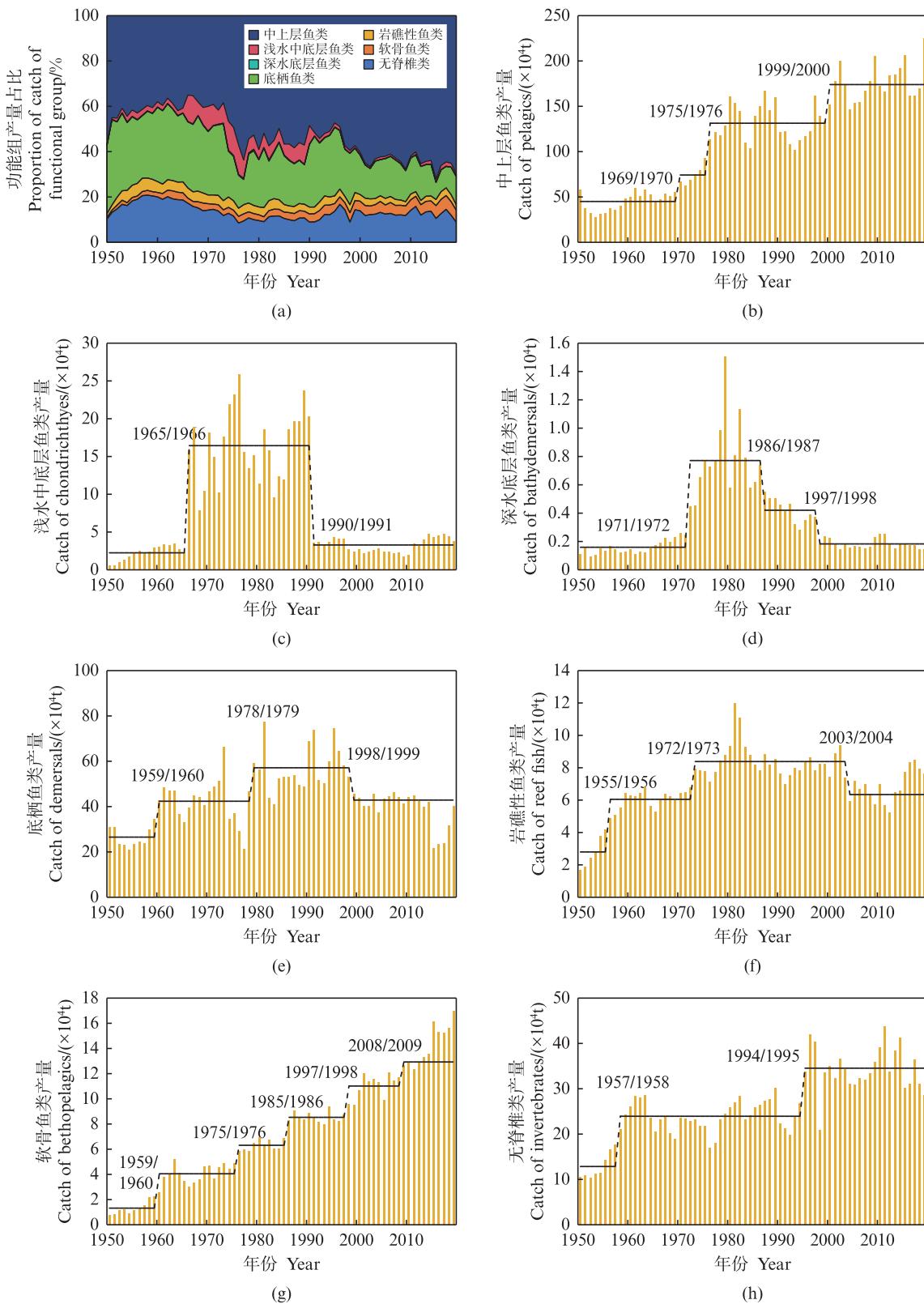
中东太平洋渔业生态系统结构功能组的产量变化存在差异,稳态转换现象集中发生于20世纪50年代后期和90年代后期(图3)。具体表现为:中上层鱼类产量呈明显的年代际变化特征,整体呈先下降后上升的变化趋势,在20世纪80年代后显著增长,其稳态转换时间节点为1969/1970年、1975/1976年和1999/2000年(图3b)。浅水中底层鱼类产量整体呈先上升后下降趋势,21世纪早期有所回升,稳态转换时间节点为1965/1966年、1990/1991年(图3c)。深水底层鱼类和底栖鱼类产量整体波动上升后下降,21世纪早期有所回升,后期又趋于下降,稳态转换时间节点分别为1971/1972年、1986/1987年、1997/1998年

(深水底层鱼类)和1959/1960年、1978/1979年、1998/1999年(底栖鱼类),见图3d和图3e。岩礁性鱼类产量整体呈波动上升趋势,20世纪90年代后增长显著,2010年后虽略有波动但总体保持高位,稳态转换时间节点为1955/1956年、1972/1973年和2003/2004年(图3f)。软骨鱼类产量整体呈逐年波动上升趋势,稳态转换时间节点为1959/1960年、1975/1976年、1985/1986年、1997/1998年和2008/2009年(图3g)。无脊椎类产量整体呈波动上升趋势,在20世纪50年代后期和90年代中期有显著增长,稳态转换时间节点为1957/1958年和1994/1995年(图3h)。

2.3 适温组的变化

1950—2019年间,中东太平洋渔业生态系统适温组以暖水种为主(图4a)。暖水种产量占比呈现波动上升趋势,20世纪80年代中期显著上升,到2019年占比高达80.23%。温水种占比呈现先上升后下降再上升的趋势,整体维持在20%以上。冷水种产量占比最小呈现先上升后下降的趋势,由1977年的最高占比28.56%降至2019年的3.32%。

中东太平洋各适温组产量自有数据记录开始均呈现先上升后下降趋势,稳态转换现象集中发生于20世纪70年代后期,具有明显的年代际变化特征(图4)。具体而言:暖水种产量上升时间最早,始于20世纪50年代前期,并逐年攀升,20世纪70年代后保持稳定波动,其稳态转换时间节点为1958/1959年和1977/1978年(图4b)。温水种产量于20世纪80年代早期开始缓慢上升,21世纪00年代略微波动后呈下降趋势,稳态



柱状图为不同功能组的产量,折线图为STARS检测的不同功能组产量的状态均值。

The bars represent principal component scores of functional groups, while the lines without markers denote regime means detected by STARS.

图3 中东太平洋渔业生态系统功能组产量组成变化及产量变化

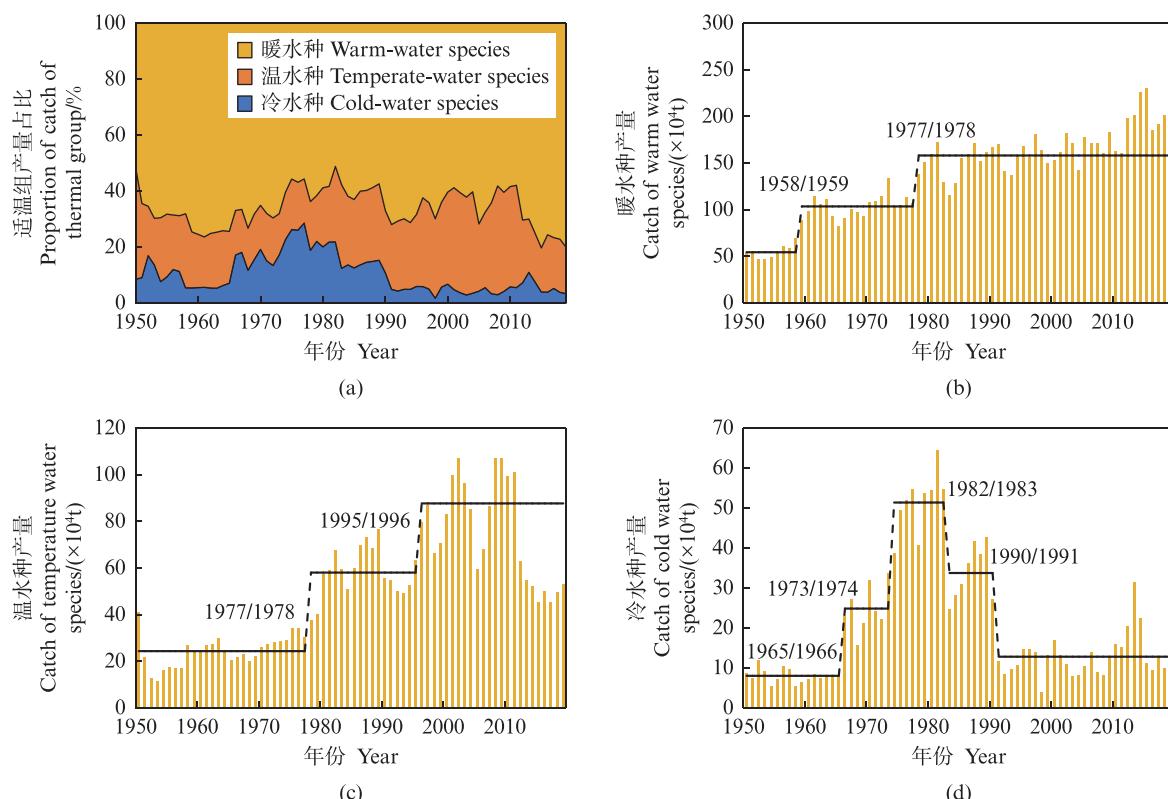
Fig. 3 Composition and catch changes of functional groups in the fishery ecosystem in the Eastern Central Pacific

转换时间节点为1977/1978年和1995/1996年(图4c)。冷水种产量于20世纪60年代早期开始明显上升,但自20世纪80年代早期起,数据点开始波动并逐渐下降,直至21世纪00年代初,其稳态转换时间节点为1965/1966年、1973/1974年、1982/1983年和1990/1991年(图4d)。

2.4 生态系统代表性指数的变化

中东太平洋渔业生态系统代表性指数存在明显的年代际变化特征,稳态转换现象集中发生于20世纪70年代中期(图5)。平均营养级于20世纪50年代早期显示出较大的波动性,随后在

70年代中期呈幅度较小的下降态势,80年代中期有较小的增长,其后保持稳定波动,稳态转换时间节点为1958/1959年、1976/1977年、1985/1986年和2006/2007年。平均适温自20世纪50年代至80年代早期呈现下降趋势,随后呈现波动上升,稳态转换时间节点为1965/1966年、1973/1974年、1982/1983年和1989/1990年。Eve呈现先降低后增高的趋势,在20世纪90年代后期和21世纪初处于较低水平,稳态转换时间节点为1958/1959年、1965/1966年、1976/1977年和2006/2007年。



柱状图为不同适温组的产量,折线图为STARS检测的不同适温组产量的状态均值。

The bars represent principal component scores of thermal groups, while the lines without markers denote regime means detected by STARS.

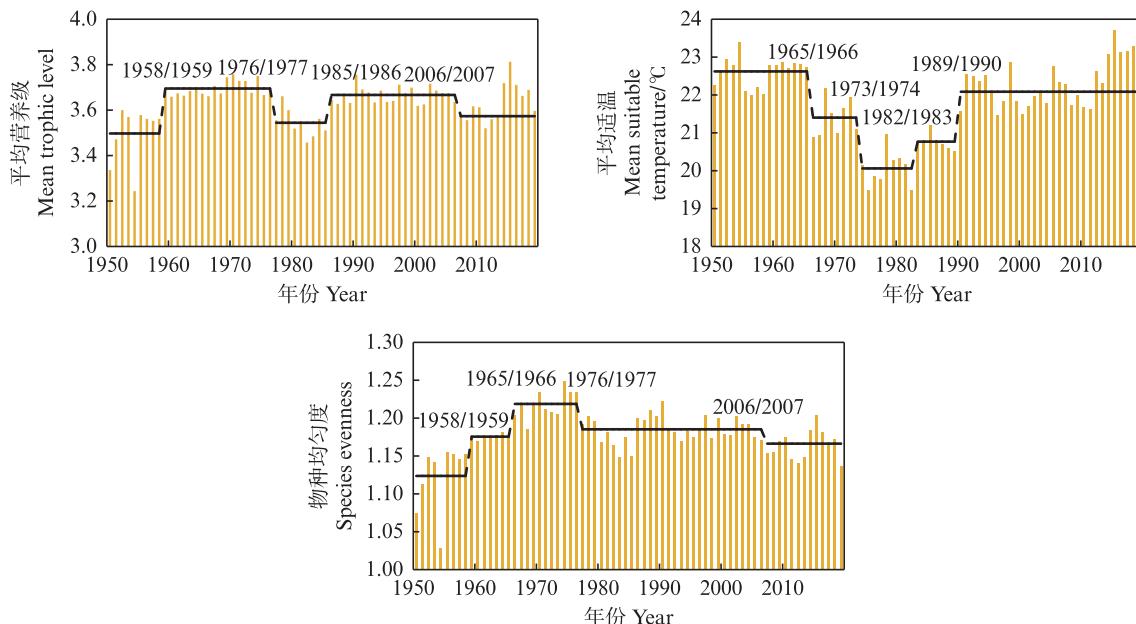
图4 中东太平洋渔业生态系统适温组组成变化及产量变化

Fig. 4 Composition and catch changes of thermal groups of fishery ecosystem in the Eastern Central Pacific

2.5 主成分的变化

中东太平洋渔业生态系统主成分碎石图结果表示,前两个主成分的实际特征值均大于模拟特征值,对生态系统变量的累计解释量为53.26%,因而本研究中选取前两个主成分作为1950—2019年中东太平洋渔业生态系统结构变化的代表(图6)。渔业生态系统第一主成分($PC_{1,bio}$)的解释量为32.57%,其得分自20世纪60

年代起呈长期上升变化,并于20世纪90年代后保持稳定,稳态转换时间节点为1955/1956年、1987/1988年、1996/1997年和2012/2013年。第二主成分($PC_{2,bio}$)的解释量为20.69%,其得分在20世纪90年代前呈长期上升变化,之后整体呈下降趋势,稳态转换现象发生于1955/1956年、1978/1979年、1989/1990年和2006/2007年(图7)。



柱状图为各生态系统代表性指数,折线图为STARS检测的各代表性指数的状态均值。

The bars represent principal component scores of the community indices, while the lines without markers denote regime means detected by STARS.

图5 中东太平洋渔业生态系统平均营养级、平均适温和物种均匀度指数变化

Fig. 5 Changes of mean trophic level and mean suitable temperature and species evenness of fishery ecosystem in the Eastern Central Pacific

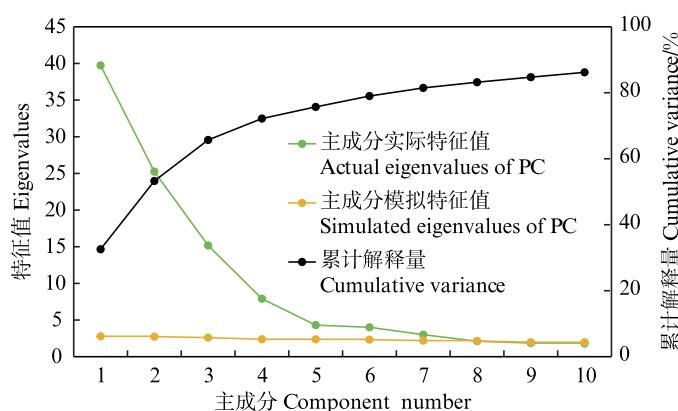


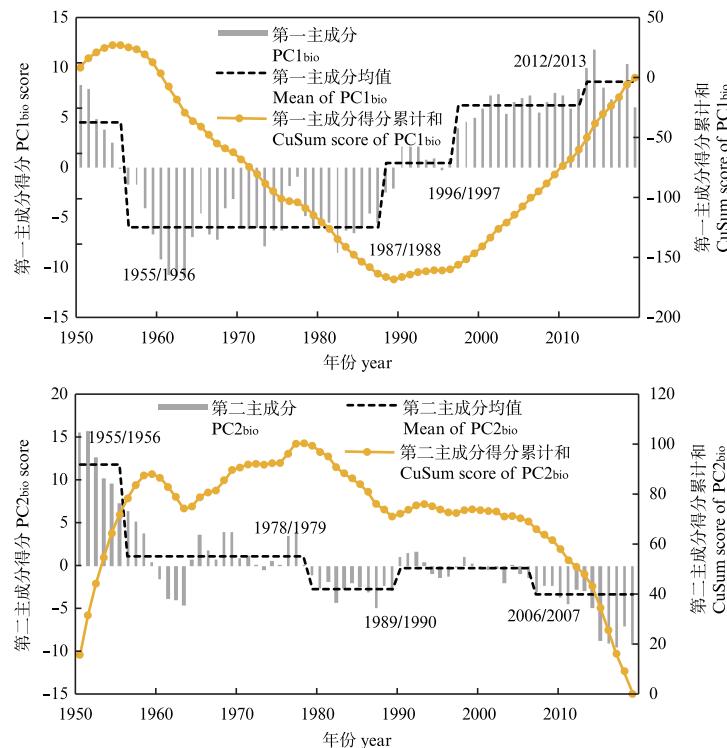
图6 中东太平洋渔业生态系统主成分碎石图及主成分累计解释量(前10)

Fig. 6 Scree plots for the principal components of the ecosystem catch of the Eastern Central Pacific and the cumulative variance (first 10 principal components)

2.6 稳态转换时间节点分布

综合上述对功能组、适温组、生态系统代表性指数以及主成分分析结果的评估,中东太平洋FAO77渔区渔业生态系统结构稳态转换时间节点的统计结果如图8所示。考虑到以年为单位的统计可能过于分散,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。结果表

明,尽管中东太平洋渔业生态系统各指标的稳态转换时间节点分布具有一定的分散性,但整体上呈现出两次明显的集中趋势,主要发生于20世纪50年代后期和70年代中期。这表明该区域生态系统在这些特定时期经历了普遍而显著的结构性变化。

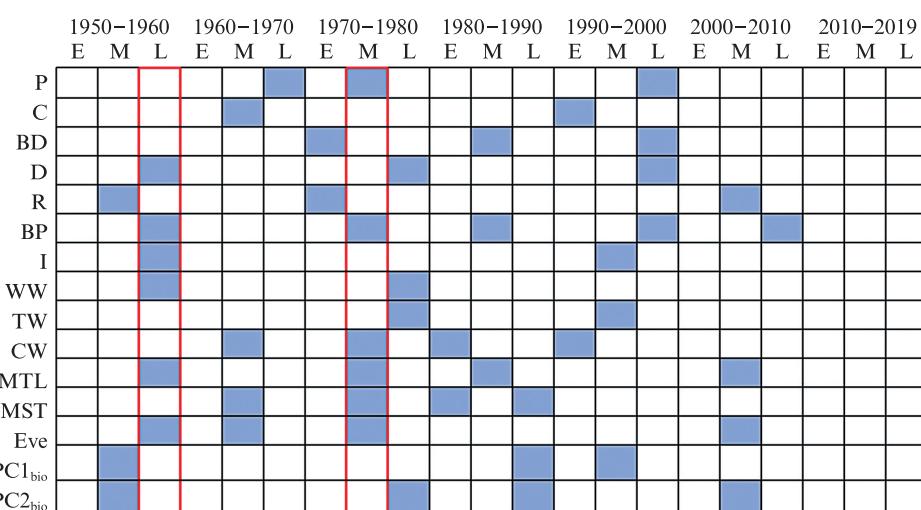


柱状图为生态系统主成分得分,带标记的折线图为生态系统主成分得分累计和,折线图为STARS检测的生态系统主成分得分的状态均值。

The bars represent principal component scores of the ecosystem catch. The lines with markers represent the cumulative principal component scores, while the lines without markers denote regime means detected by STARS.

图7 中东太平洋渔业生态系统的主成分得分

Fig. 7 Variations in principal component scores of the ecosystem catch of the Eastern Central Pacific



E. 早期; M. 中期; L. 后期; P. 中上层鱼类; C. 浅水中底层鱼类; BD. 深水底层鱼类; D. 底栖鱼类; R. 岩礁性鱼类; BP. 软骨鱼类; I. 无脊椎类; WW. 暖水种; TW. 温水种; CW. 冷水种; MTL. 平均营养级; MST. 平均适温; Eve. 物种均匀度; PC₁_{bio}. 第一主成分; PC₂_{bio}. 第二主成分。

E. Early; M. Middle; L. Late; P. Pelagics; C. Chondrichthyes; BD. Bathydemersals; D. Demersals; R. Reef fish; BP. Benthpelagics; I. Invertebrates; WW. Warm-water species; TW. Temperate-water species; CW. Cold-water species; MTL. Mean trophic level; MST. Mean suitable temperature; Eve. Species evenness; PC₁_{bio}. First principal component; PC₂_{bio}. Second principal component.

图8 中东太平洋渔业生态系统结构稳态转换时间点

Fig. 8 Time point of regime shift of fishery ecosystem in the Eastern Central Pacific

3 讨论

3.1 生态系统稳态转换节点判定方法

本研究利用生态系统不同功能组和适温组的产量数据,来探究1950—2019年中东太平洋渔业生态系统结构的长期变化。检测生态系统稳态转换时间节点时,本研究采用了主成分分析(PCA)、序列稳态转换分析(STARS)两种稳态转换检测方法,以确保得出的稳态转换时间节点可靠。PCA和STARS分别用于识别生态系统结构时间序列中的稳态转换节点和最主要的变化特征,目前已应用于多个海洋生态系统的稳态转换节点检测分析中^[11,25-26]。主成分碎石图结果显示,选取的前两个主成分对总体的累计方差解释率为53.26%,说明其对生态系统具有良好的代表性。根据渔业种类PCA结果,在特征值最高的PC1_{bio}中,大多数渔业种类的载荷较高,PC1_{bio}可以较好地代表渔业生态系统中渔业种类的变化情况,即中东太平洋渔业种类的整体变化情况相似,不同渔业种类会对统一的外部条件变化产生相似的响应。稳态转换检测分析结果显示中东太平洋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稳态转换,整体集中在20世纪50年代后期和70年代中期。

3.2 中东太平洋渔业生态系统稳态转换概况

本研究通过对1950—2019年中东太平洋FAO77渔区渔业生态系统结构变化的系统分析,发现功能组、适温组、生态系统代表性指数(MTL、MST、Eve)以及主成分分析结果均发生了稳态转换,且转换节点主要集中在20世纪50年代后期和70年代中期。生态系统稳态转换通常是气候波动、生物地球化学循环、生态动力学以及人类管理干预等多重驱动因素综合作用的结果^[15]。本研究发现,环境气候变化与人类捕捞活动的协同效应是中东太平洋渔业生态系统结构与功能变化的主导因素。在研究初期阶段,即20世纪中期,全球渔业开发仍处于初级阶段,受捕捞能力和资源开发水平限制,环境变化对渔业资源量波动具有主导性影响。然而,随着渔具技术创新、作业方法改进及渔场范围扩展^[3],全球及区域捕捞强度显著增强并持续攀升(图2)。在此背景下,环境变化与人类捕捞行为共同塑造了渔业生态系统状态。

20世纪50年代后期,中东太平洋渔业生态系统发生了显著的稳态转换。在功能组层面,表现为底栖鱼类、岩礁性鱼类、软骨鱼类和无脊椎类(多数为暖水种且营养级较高)产量的增加。在适温组层面,暖水种产量显著上升。在生态系统代表性指数层面,平均营养级(MTL)和物种均匀度(Eve)均有所增加。这一时期,全球渔业捕捞量开始大幅度增加,这可能导致对高营养级鱼类资源的过度捕捞,从而促使渔业转向开发更多样化的物种,包括此前未充分利用的底栖、岩礁性鱼类及无脊椎类等高营养级暖水种^[24]。MTL的增加可能反映了当时渔业扩张初期对高营养级资源的有效利用,而非“捕捞下移”的典型特征。同时,物种均匀度的增加可能指示了捕捞压力尚未导致特定物种出现压倒性优势,或新的捕捞对象被纳入,增加了物种组成的多样性。

20世纪70年代中期,中东太平洋渔业生态系统再次发生稳态转换。此时期,功能组层面表现为中上层鱼类和软骨鱼类产量的增加,适温组层面则观察到冷水种产量的上升。然而,生态系统代表性指数中,平均营养级(MTL)、平均适温(MST)及物种均匀度(Eve)均出现下降。根据政府间气候变化专门委员会(IPCC)的报告,这一时期全球海洋表面温度显著升高。海洋温度的升高可能促使暖水种鱼类的分布范围扩大,而冷水种鱼类则可能向更深或更高纬度迁移,但捕捞压力下,冷水种捕捞量在某些区域仍可能因资源集中或捕捞技术进步而短期增加^[34]。MTL、MST及Eve的下降则更可能表明生态系统中高营养级物种的资源丰度受到气候变化和过度捕捞的双重影响。过度捕捞往往导致大型、高营养级鱼类(如大型捕食鱼类)的资源量减少,迫使渔业转向捕捞低营养级物种,从而引发“捕捞下移”现象,导致MTL下降^[20]。MST的下降则可能指示在特定时期或区域,由于环境压力(如ENSO事件导致的局部冷水上涌)或特定冷水/温水种群的补充成功,使得其在渔获中占据了更大的比例。物种均匀度下降可能意味着少数优势种在捕捞压力下表现出更强的适应性或被过度捕捞,导致群落结构趋于简化。

气候变化是驱动生态系统结构变化的重要因素之一。随着海洋温度上升,物种分布范围和适温偏好发生改变,可能导致MTL和MST的变

化。例如,高营养级物种的迁移和减少可能导致MTL下降,而捕捞种群的适温范围变化则可能导致MST上升或下降,取决于具体物种的响应和捕捞策略。渔业捕捞活动通过改变物种丰度和群落结构,进一步影响生态系统的功能。例如,过度捕捞可能导致某些高营养级物种的减少,进而影响生态系统的稳定性和生产力。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,直接改变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。反之,渔业捕捞活动也可能间接影响气候变化进程。

3.3 不足与展望

中东太平洋FAO77渔区渔业生态系统结构变化呈现出明显的年代际特征,其稳态转换集中于20世纪50年代后期和70年代中期,这些变化与当时的渔业捕捞活动和气候变化均密切相关。本研究强调了气候变化与渔业捕捞活动的相互作用对生态系统结构变化驱动机制的复杂性,并认为未来需深入分析二者的协同效应,以期为渔业资源的可持续管理和生态系统保护提供更为科学和有效的策略。然而,本研究在探讨中东太平洋渔业生态系统结构变化时仍存在一定的局限性,这些方面也为未来的研究提供了方向:本研究主要基于渔业捕捞量数据进行分析,将其作为生态系统结构变化的指示。然而,渔业捕捞活动通常集中于资源丰度较高或渔获率更高的区域和物种,这可能导致捕捞量数据并不能完全、无偏倚地反映实际的生物量和群落结构。对于某些过度捕捞的鱼种,其捕捞量可能占其生物量的很高比例,这本身就是对生态系统产生了显著影响的“取样”行为。因此,捕捞量数据在一定程度上反映了渔业活动对生态系统的影响而非完全中立的生态系统样本。未来的研究若能结合更具代表性的科学调查数据,或通过生物-经济模型对捕捞努力量和资源量进行更精确的估算,将有助于更全面地评估生态系统的真实状态及其对捕捞压力的响应。本研究未能获取中东太平洋渔业捕捞努力量的详细数据,因此难以直接量化人类捕捞活动对渔业生态系统的具体影响。目前仅能通过其他相关指标的变化间接推断人为因素的作用。未来的研究应尽可能整合捕捞努力量数据,以实现对捕捞强度及其生态效应的定量评估。本研究区域涵盖整个中东太平洋

FAO77渔区,范围广阔。在这一宏观尺度上,短时间内难以完成全面的生物采样工作。因此,本研究选择以渔业捕捞量数据作为主要分析依据,以揭示生态系统结构的长期宏观变化趋势。未来若能结合更高分辨率的长时间序列生物调查数据,并开展更精细的区域性资源评估,将有助于构建更为科学、全面的原始数据集,从而为渔业生态系统的深入研究提供更坚实的依据,并可能揭示区域内部的异质性变化。

作者声明本文无利益冲突。

参考文献:

- [1] COSTANZA R, D' ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [2] MARTINETTO P, ALEMANY D, BOTTO F, et al. Linking the scientific knowledge on marine frontal systems with ecosystem services [J]. *AMBIO*, 2020, 49(2): 541-556.
- [3] Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Fishery and aquaculture statistics - yearbook 2020* [M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020.
- [4] FIELD C B, BEHRENFELD M J, RANDERSON J T, et al. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components [J]. *Science*, 1998, 281(5374): 237-240.
- [5] HEWITT C D, GUGLIELMO F, JOUSSAUME S, et al. Recommendations for future research priorities for climate modeling and climate services [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2021, 102(3): E578-E588.
- [6] HASTINGS A, WYSHAM D B. Regime shifts in ecological systems can occur with no warning [J]. *Ecology Letters*, 2010, 13(4): 464-472.
- [7] SCHEFFER M, CARPENTER S, FOLEY J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems [J]. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [8] DORMANN C F, ELITH J, BACHER S, et al. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance [J]. *Ecography*, 2013, 36(1): 27-46.
- [9] WILLIAMS J W, JACKSON S T. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5(9): 475-482.
- [10] MELNYCHUK M C, BANOBI J A, HILBORN R. The adaptive capacity of fishery management systems for

- confronting climate change impacts on marine populations [J]. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2014, 24 (2): 561-575.
- [11] PENNINGTON J T, MAHONEY K L, KUWAHARA V S, et al. Primary production in the eastern tropical pacific: a review [J]. *Progress in Oceanography*, 2006, 69(2/4): 285-317.
- [12] CHAVEZ F P, RYAN J, LLUCH-COTA S E, et al. From anchovies to sardines and back again: multidecadal scale fluctuations of small pelagic fish populations in the California Current [J]. *Progress in Oceanography*, 2003, 60(2/4): 281-303.
- [13] MA S Y, LIU D, TIAN Y J, et al. Critical transitions and ecological resilience of large marine ecosystems in the Northwestern Pacific in response to global warming [J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(20): 5310-5328.
- [14] TIAN Y J, FU C H, YATSU A, et al. Long-term variability in the fish assemblage around Japan over the last century and early warning signals of regime shifts [J]. *Fish and Fisheries*, 2023, 24(4): 675-694.
- [15] MEGREY B A, HARE J A, STOCKHAUSEN W T, et al. A cross-ecosystem comparison of spatial and temporal patterns of covariation in the recruitment of functionally analogous fish stocks [J]. *Progress in Oceanography*, 2009, 81(1/4): 63-92.
- [16] LITZOW M A, MUETER F J. Assessing the ecological importance of climate regime shifts: an approach from the North Pacific Ocean [J]. *Progress in Oceanography*, 2014, 120: 110-119.
- [17] ZELLER D, PALOMARES M L D, TAVAKOLIE A, et al. Still catching attention: *Sea Around Us* reconstructed global catch data, their spatial expression and public accessibility [J]. *Marine Policy*, 2016, 70: 145-152.
- [18] LIANG C, XIAN WW, PAULY D. Impacts of ocean warming on China's fisheries catches: an application of "Mean Temperature of the Catch" concept [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2018, 5: 26.
- [19] 全国科学技术名词审定委员会. 生态学名词 [M]. 北京: 科学出版社, 2007: 29-32.
China National Committee for Terminology in Science and Technology. Chinese terms of ecology [M]. Beijing: Science Press, 2007: 29-32.
- [20] VAN BUUREN S, GROOTHUIS-OUDSHOORN K. mice: multivariate imputation by chained equations in R [J]. *Journal of Statistical Software*, 2011, 45(3): 1-67.
- [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] 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.
- [23] CURY P M, SHANNON L J, ROUX J P, et al. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries [J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2005, 62 (3): 430-442.
- [24] PAULY D, CHRISTENSEN V, DALSGAARD J, et al. Fishing down marine food webs [J]. *Science*, 1998, 279 (5352): 860-863.
- [25] FAITH D P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity [J]. *Biological Conservation*, 1992, 61(1): 1-10.
- [26] HILL M O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences [J]. *Ecology*, 1973, 54(2): 427-432.
- [27] SHANNON C E. A mathematical theory of communication [J]. *The Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379-423.
- [28] GREENACRE M, GROENEN P J F, HASTIE T, et al. Principal component analysis [J]. *Nature Reviews Methods Primers*, 2022, 2(1): 100.
- [29] HUMPHREYS L G, MONTANELLI JRR G. An investigation of the parallel analysis criterion for determining the number of common factors [J]. *Multivariate Behavioral Research*, 1975, 10 (2): 193-205.
- [30] VELICER W F. Determining the number of components from the matrix of partial correlations [J]. *Psychometrika*, 1976, 41(3): 321-327.
- [31] FILHOB M D C, DE MIRANDA L B. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S: coastal segment (4, W) [M]//ROBINSON A R, BRINK K H. The Sea, Volume 11: the Global Coastal Ocean: Regional Studies and Syntheses. Oxford: John Wiley & Sons, 1998: 209-252.
- [32] RODIONOV S N. Use of prewhitening in climate regime shift detection [J]. *Geophysical Research Letters*, 2006, 33(12): L12707.
- [33] 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.
- [34] IPCC. Index [C]//IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2019.

The long-term changes in fishery ecosystem structure in the Eastern Central Pacific

WANG Qian¹, FENG Zhiping¹, YU Wei^{1,2,3,4,5}

(1. College of Marine Living Resource Science 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: To analyze the long-term characteristics of changes in the structure of the fishery ecosystem in the FAO 77 fishing area of the Eastern Central Pacific (ECP), this study utilized fishery catch data from the ECP FAO 77 area from 1950–2019. Combining multivariate statistical analysis methods, specifically Principal Component Analysis (PCA) and Sequential T-test Analysis of Regime Shifts (STARS), we identified the regime shift time points for ecosystem functional groups, thermal adaptation groups, and representative indices (Mean Trophic Level, MTL; Mean Suitable Temperature, MST; and Species Evenness, EVE). The results indicate that the structure of the ECP fishery ecosystem exhibits significant decadal changes, with regime shift nodes primarily concentrated in the late 1950s and mid-1970s. The regime shift occurring in the late 1950s was characterized by an increase in the catches of functional groups such as benthic fish, reef-associated fish, cartilaginous fish, and invertebrates. This was accompanied by a rise in the catches of warm-water species, leading to an increase in the ecosystem's Mean Trophic Level (MTL) and Species Evenness (EVE), reflecting the utilization of diversified resources during the early stage of fishery development. Another pivotal shift occurred in the mid-1970s. At this time, there was a significant increase in the catches of pelagic fish and cartilaginous fish, while catches of cold-water species also increased. However, the ecosystem's Mean Trophic Level (MTL), Mean Suitable Temperature (MST), and Species Evenness (EVE) showed a declining trend. The study indicates that the structure of the ECP fishery ecosystem underwent two major regime shifts over the past 70 years, and the interactive effects of climate change and human fishing activities were key drivers shaping its evolutionary trajectory. This study provides a scientific basis for analyzing the dynamics of the ECP fishery ecosystem and formulating adaptive management measures.

Key words: fishery structure; marine ecosystem; regime shift; long-term changes; Eastern Central Pacific