

引用格式: 杨林, 郝新亚, 沈春蕾, 等. 碳中和目标下中国海洋渔业碳汇能力与潜力评估[J]. 资源科学, 2022, 44(4): 716-729. [Yang L, Hao X Y, Shen C L. Assessment of carbon sink capacity and potential of marine fisheries in China under the carbon neutrality target[J]. Resources Science, 2022, 44(4): 716-729.] DOI: 10.18402/resci.2022.04.06

# 碳中和目标下中国海洋渔业碳汇能力与潜力评估

杨林, 郝新亚, 沈春蕾, 安冬

(山东大学商学院, 威海 264209)

**摘要:** 通过海洋渔业固碳增汇是实现“碳中和”的重要路径, 其中的关键在于科学、精准、系统测算海洋渔业碳汇能力。本文剔除经典“可移出碳汇”模型中部分不具有碳汇功能的碳, 把贝藻通过释放 POC 和 DOC 形成的碳汇纳入测算模型, 基于 2006—2020 年中国 9 个沿海省份贝藻养殖产量面板数据, 评估中国海洋渔业碳汇能力, 并基于 LMDI 分解方法解构中国海洋渔业碳汇能力提升的贡献因素, 预测不同情景下 2030 年中国海洋渔业的碳汇潜力。研究发现: ①2020 年中国海洋渔业碳汇能力达 302.63 万 t/年, 区域差异显著; ②包含不具有碳汇功能的碳会高估海洋渔业贝类碳汇 24.24%, 而不考虑贝藻通过释放 POC 和 DOC 形成的碳汇会低估海洋渔业碳汇 50.70%; ③在当前注重规模效应的发展模式下, 到 2030 年海洋渔业碳汇能力为 335.51 万 t/年~399.92 万 t/年, 碳汇增长潜力有限。基于此, 应推动中国海洋渔业碳汇的增长模式向技术驱动的高质量发展转变, 不断提高中国沿海省份海洋渔业碳汇能力, 持续为实现“碳中和”目标作出贡献。

**关键词:** 碳中和; 海洋渔业; 颗粒有机碳; 溶解有机碳; 贝藻养殖; 碳汇能力; 碳汇潜力; LMDI 分解

DOI: 10.18402/resci.2022.04.06

## 1 引言

中国作为最大的发展中国家, 在保证经济长期稳定发展的前提下, 要于 2030 年前实现“碳达峰”、2060 年前实现“碳中和”, 难度高、时间紧、任务重、挑战大。除了依靠调整能源结构、产业结构转型升级、发展低碳经济外, 提升海洋碳汇能力是中国实现“碳中和”的重要路径<sup>[1-3]</sup>。海洋渔业碳汇是指通过海洋渔业生产活动直接或间接降低大气 CO<sub>2</sub> 浓度的过程和机制, 是海洋碳汇的重要组成部分。在海洋渔业生产活动中, 海洋捕捞, 海水鱼类和甲壳类等投饵型养殖通常被认为是碳源<sup>[4,5]</sup>, 而海水贝藻类养殖具有显著的碳汇能力, 已逐渐得到学界认可<sup>[6-10]</sup>。目前, 如何科学、精准、系统地计量海洋渔业碳汇能力, 已成为亟待解决的问题。

Tang 等<sup>[11]</sup>首先提出“渔业碳汇”的概念, 即通过

渔业生产和收获活动, 将固定在生物产品中的碳移出水体的过程和机制。因此, “渔业碳汇”也被称为“可移出碳汇”。现有研究主要基于“可移出碳汇”概念和模型测算海洋渔业碳汇<sup>[12-14]</sup>。邵桂兰等<sup>[15]</sup>、孙康等<sup>[16]</sup>和 Ren<sup>[17]</sup>分别在测算中国沿海各省海洋渔业碳汇量的基础上, 利用对数平均迪氏指数法(Logarithmic Mean Divisia Index, LMDI)分解方法分析各地区海洋渔业碳汇能力的影响因素。张樨樨等<sup>[5]</sup>、徐敬俊等<sup>[18,19]</sup>和岳冬冬等<sup>[20]</sup>基于“可移出碳汇”模型的测算结果, 结合数据包络分析、空间计量等方法, 进一步探索了中国海洋碳汇渔业的“绿色效率”和空间溢出效应等特征。

厘清海洋渔业的碳汇形成机制, 是测算海洋渔业碳汇能力的基础, 是促进海洋渔业碳增汇的关键一步。然而, 现有的“可移出碳汇”模型忽视了贝类

收稿日期: 2021-10-15, 修订日期: 2022-04-12

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(20&ZD100); 山东省软科学重大项目分项目(2021RZA01018)。

作者简介: 杨林, 女, 山东蓬莱人, 教授, 研究方向为海洋经济、公共经济理论与政策。E-mail: yanglin2128@126.com

2022年4月

生物体中碳的不同来源,将部分不具有碳汇功能的碳纳入测算模型<sup>[21]</sup>,导致海洋渔业的碳汇能力被高估。同时,“可移出碳汇”模型仅包含固定在贝藻生物体中、通过渔业收获“移出”水体的碳,忽视了贝藻生长过程中通过释放颗粒有机碳(Particulate Organic Carbon, POC)和溶解有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)形成的碳汇,这部分碳汇尚无统一的测算标准,在以往的研究中往往被遗漏<sup>[22-24]</sup>,导致海洋渔业的碳汇能力被严重低估。此外,现有的研究明显偏重于对海洋渔业碳汇能力的测算,而忽视了对海洋渔业碳汇增长潜力的分析。“碳中和”目标下,对于海洋渔业碳汇还有多少增长潜力,鲜有文章探讨。

鉴于此,本文尝试在“可移出碳汇”模型的基础上,考虑贝类生物体中碳的来源和贝藻生长过程中的POC、DOC碳汇两个因素,提出新的测算模型,评估2006—2020年中国沿海省份海洋渔业碳汇能力,利用LMDI方法解构中国海洋渔业碳汇能力提升的贡献因素;最后基于以上结果进行情景分析,预测到2030年中国海洋渔业的碳汇潜力。

## 2 模型构建

根据对海洋渔业碳汇内涵的把握,海洋渔业碳汇呈现以下特征:①稳定性。海洋渔业碳汇所固定的碳应具有较高的稳定性,在较长的一段时期内不再返回大气。②非重复性。从海洋生态系统总碳汇核算的视角出发,不应重复核算不同机制内的碳汇,且海洋渔业固定的碳中来自非大气CO<sub>2</sub>或非海水溶解无机碳(Dissolved Inorganic Carbon, DIC)的部分,不应被纳入碳汇核算体系。在现有文献基础上,本文梳理海洋渔业碳汇的形成机制,提出新的海水贝藻养殖碳汇测算模型。

### 2.1 海水贝类养殖碳汇形成机制及其测算模型

Tang等<sup>[11]</sup>提出的“可移出碳汇”模型利用贝类产量和干重比、含碳量等参数测算海水贝类养殖碳汇,包括固定在贝类CaCO<sub>3</sub>躯壳(贝壳)中的碳和软体组织中的碳两个部分。但这一经典模型一方面忽视了贝类生物体中碳的不同来源,将部分不具有碳汇功能的碳纳入测算模型;另一方面遗漏了贝类生长过程中通过释放POC形成的碳汇。

基于稳定碳同位素技术的碳源追踪发现,贝类贝壳中碳的主要来源是水体中的DIC,但约有10%~20%的碳来自海水DOC、POC或海洋沉积物;而软体组织中超过97%以上的碳均来自海水中的DOC、POC或海洋沉积物<sup>[21]</sup>。海水DOC和POC中的碳都属于有机碳,将这些碳吸收在贝类生物体中,并不直接减少大气中的CO<sub>2</sub>或海水中的DIC等无机碳,不应纳入碳汇测算模型。贝类生物体中来自海洋沉积物的碳本身就相对长期、稳定地保存在海水中,通过贝类收获将其移出水体对减少大气中CO<sub>2</sub>的意义不大,也不应被纳入碳汇测算模型。因此,在本文提出的模型中,贝类贝壳中的部分碳和贝类软体组织中的碳不被视为碳汇。

贝类生长过程中,通过排出粪便和排泄物向水体释放了大量的POC,这部分碳通过垂向迁移沉降在海底沉积物中,最终被固定下来形成碳汇<sup>[25]</sup>。根据贝类碳收支方程,贝类总摄食碳( $TC$ )可以被分解为排粪碳( $FC$ )、排泄碳( $EC$ )、呼吸碳( $RC$ )和生长碳( $GC$ ),即: $TC=FC+EC+RC+GC$ 。研究发现,呼吸碳占总摄食碳的比重较稳定,一般在50%左右,排粪碳和排泄碳共占贝类摄食总碳的25%,生长碳则占25%左右<sup>[26]</sup>。由于 $FC+EC$ 和 $GC$ 的比值约为1,据此可推算出贝类生长过程中释放的POC。

综上所述,海水贝类养殖(共*i*种)的总碳汇 $TC^{sh}$ 可基于以下模型测算:

$$\begin{cases} TC^{sh} = \sum_i [C_i^s + C_i^{POC}] \\ C_i^s = P_i^{sh} \times R_i^s \times w_i^s \times (1 - \varepsilon_i) \\ C_i^{st} = P_i^{sh} \times R_i^{st} \times w_i^{st} \\ C_i^{POC} = \left( \frac{C_i^s}{1 - \varepsilon_i} + C_i^{st} \right) \times \frac{FC+EC}{GC} \times r^{POC} \end{cases} \quad (1)$$

式中:海水贝类养殖的碳汇由贝壳碳汇 $C_i^s$ 和贝类生长过程中释放POC所形成的碳汇 $C_i^{POC}$ 两部分构成,而贝类软体组织中的碳 $C_i^{st}$ 则不被视为碳汇。第*i*种贝类的贝壳碳汇 $C_i^s$ 由贝类产量(湿重) $P_i^{sh}$ 、贝壳干重比 $R_i^s$ 、壳碳含量 $w_i^s$ 和贝壳碳源折算系数 $1 - \varepsilon_i$ 等参数测算得出, $\varepsilon_i$ 表示贝壳中来源为有机碳或海洋沉积物的碳占总贝壳碳的比例。第*i*种贝类软体组织中的碳 $C_i^{st}$ 通过贝类产量(湿重) $P_i^{sh}$ 、软体

组织干重比  $R_i^{\text{st}}$ 、软体组织碳含量  $w_i^{\text{st}}$  等参数测算。 $C_i^{\text{POC}}$  可在测算出贝类生长碳后,利用碳收支方程中  $\frac{FC+EC}{GC}=1$  的比例关系测算。POC 碳汇折算系数  $r^{\text{POC}}$  反映了从 POC 到碳汇的转化比率。

## 2.2 海水藻类养殖碳汇形成机制及其测算模型

“可移出碳汇”模型利用藻类产量和含碳量等生物参数,测算海水藻类养殖碳汇。但这一模型仅测算了固定在藻体中、随着渔业收获活动被移出水体形成的碳汇,忽略了藻类在生长过程中通过释放 POC 和 DOC 形成的碳汇。

光合作用是大型海藻的主要固碳机制<sup>[27]</sup>。分子  $\text{CO}_2$  通过扩散作用进入藻类细胞,在低潮干出时,大气中的  $\text{CO}_2$  是大型海藻光合作用的唯一碳源;非干出条件下,大型海藻能通过光合作用固定海水中的 DIC,将其转化为藻体中的有机碳。藻体随着渔业收获活动被移出水体,形成“可移出碳汇”。

但最终被移出水体的碳并不是大型海藻光合生产力的全部。具体来说,由于动力侵蚀和收获期的碎屑凋落、沉降等作用,大型海藻向水体释放了大量的 POC,其释放量约占大型海藻光合生产力的 19%,甚至更高<sup>[22]</sup>。此外,在大型海藻生长过程中,还会向水体释放 DOC<sup>[28]</sup>,其释放量占大型海藻光合生产力的比重约为 5%<sup>[22]</sup>。大型海藻向水体释放的 POC 和 DOC,一部分会被海洋生物利用,在微生物分解和呼吸作用下重新返回大气;另一部分在垂直迁移沉降、海洋微生物碳泵等机制的作用下转化为海洋沉积物或惰性溶解有机碳(Recalcitrant Dissolved Organic Carbon, RDOC)<sup>[29,30]</sup>,从而把碳长期储存在海洋里形成碳汇。

因此,海水藻类养殖碳汇应包括藻体碳汇、藻体通过释放 POC 形成的碳汇与藻体通过释放 DOC 形成的碳汇 3 个部分。其中,藻体释放的 POC 和 DOC 碳汇量可以根据藻体生长过程中释放的 POC 和 DOC 占大型海藻光合生产力的比重进行推算。综上所述,海水养殖藻类(共  $j$  种)的总碳汇  $TC^{\text{al}}$  可

基于以下模型测算:

$$\begin{cases} TC^{\text{al}} = \sum_j [C_j^{\text{a}} + C_j^{\text{POC}} + C_j^{\text{DOC}}] \\ C_j^{\text{a}} = P_j^{\text{al}} \times w_j^{\text{a}} \\ C_j^{\text{POC}} = C_j^{\text{a}} \times \frac{\alpha}{1-\alpha-\beta} \times r^{\text{POC}} \\ C_j^{\text{DOC}} = C_j^{\text{a}} \times \frac{\beta}{1-\alpha-\beta} \times r^{\text{DOC}} \end{cases} \quad (2)$$

式中:海水藻类养殖的总碳汇  $TC^{\text{al}}$  由藻体碳汇  $C_j^{\text{a}}$ 、藻体通过释放 POC 形成的碳汇  $C_j^{\text{POC}}$  和藻体通过释放 DOC 形成的碳汇  $C_j^{\text{DOC}}$  3 个部分构成。由于藻类产量的统计数据一般为干重数据,因此第  $j$  种藻类的藻体碳汇可通过藻类产量(干重)  $P_j^{\text{al}}$  和碳含量  $w_j^{\text{a}}$  测算。 $\alpha$  和  $\beta$  分别表示藻体生长过程中释放的 POC 和 DOC 占大型海藻光合生产力的比重, $r^{\text{POC}}$  和  $r^{\text{DOC}}$  分别反映了生物体释放的 POC 和 DOC 最终转化为碳汇的比率。

## 2.3 数据来源与参数设定

基于上述海水贝藻养殖碳汇模型,测算中国沿海 9 个省份与三大海洋经济圈<sup>①</sup>2006—2020 年海洋渔业碳汇能力。由于数据获取困难,香港、台湾和澳门未包含在沿海省份中;由于天津市和上海市贝藻养殖规模很小,与其他省份差距较大,沿海省份亦未包括天津和上海;因此,共测算 9 个沿海省份。测算所需的贝藻产量数据来源于《中国渔业统计年鉴》。采用的相关生物参数见表 1。贝类养殖碳汇参考 Tang 等<sup>[11]</sup>、吕昊泽<sup>[31]</sup>、孙同秋<sup>[32]</sup>等测量的贝类各部分干质量占比,参考周毅<sup>[33]</sup>和柯爱英等<sup>[34]</sup>等测量的贝壳和软体组织碳含量;藻类养殖碳汇主要参考张靖凡等<sup>[35]</sup>测量的各类大型海藻碳含量<sup>②</sup>。

为计算海洋渔业碳汇,还需贝壳碳源折算系数  $1-\varepsilon_i$ 、POC 碳汇折算系数  $r^{\text{POC}}$ 、DOC 碳汇折算系数  $r^{\text{DOC}}$  等碳汇过程参数。参考权伟等<sup>[21]</sup>,贝壳中来源为有机碳或海洋沉积物的碳约占贝壳总碳的 20%,对贝壳碳源折算系数  $1-\varepsilon_i$  取 0.8。POC、DOC 在海水中的循环、垂直沉降、微生物固定等过程和机制

① 参照自然资源部对海洋经济圈的划分标准,北部海洋经济圈为河北、辽宁、山东和天津,东部海洋经济圈为江苏、上海和浙江,南部海洋经济圈为福建、广东、广西和海南,本文在此基础上去除了天津和上海。

② 有关鲍、螺、江珧、苔菜和麒麟菜的碳含量等生物参数研究较少,本文对鲍、螺、江珧的各部分干重比、碳含量取其他贝类生物参数的均值,苔菜和麒麟菜的相关生物参数取其他藻类生物参数的均值。



2022年4月

表1 模型使用的生物参数 (%)

Table 1 Biological parameters used in the model (%)

种类	贝壳干重占比	贝壳碳含量	软体组织干重比	软体组织或藻体碳含量
贝类				
长牡蛎 <i>Crassostrea gigas</i>	63.80	11.52	1.30	44.90
菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	44.65	11.40	7.67	42.84
栉孔扇贝 <i>Chlamys farreri</i>	56.58	11.44	7.32	43.87
紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	70.64	12.68	4.63	45.98
缢蛏 <i>Sinonovacula constricta</i>	64.78	13.24	6.62	44.99
毛蚶 <i>Scapharca subcrenata</i>	68.64	11.29	5.83	45.86
大型藻类				
海带 <i>Laminaria japonica</i>				24.99
裙带菜 <i>Undaria pinnatifida</i>				30.48
江篱 <i>Gracilaria verrucosa</i>				27.86
紫菜 <i>Porphyra tenera</i>				29.09
石花菜 <i>Gelidium amansii</i>				29.48
羊栖菜 <i>Sargassum fusiforme</i>				23.87

较为复杂,相关定量研究较少,借鉴严立文等<sup>[22]</sup>,对  $r^{\text{POC}}$  和  $r^{\text{DOC}}$  均取  $1^{\text{③}}$ 。经验参数  $\alpha$  和  $\beta$  参考文献<sup>[22]</sup>,分别取 0.19 和 0.05。

基于本文的模型和参数设定,可计算出不同品种贝类和藻类的碳汇折算率( $TC/P$ )。如表2所示,贝类的碳汇折算率(以干重计)在 21%~26%之间;而藻类的碳汇折算率(以干重计)更高,平均碳汇折算率达 36.35%。相同干重下,藻类养殖碳汇量比贝类养殖碳汇量高出约 55%。

表2 贝类与藻类单位干重碳汇折算率 (%)

Table 2 Conversion rate of shellfish and algae carbon sink per unit dry weight (%)

贝类	碳汇折算率	藻类	碳汇折算率
长牡蛎	21.22	海带	32.88
菲律宾蛤仔	23.79	裙带菜	40.11
栉孔扇贝	23.26	江篱	36.66
紫贻贝	24.25	紫菜	38.28
缢蛏	25.79	石花菜	38.79
毛蚶	22.32	羊栖菜	31.41
贝类平均	23.44	藻类平均	36.35

### 3 研究方法

在测算出各地区海洋渔业碳汇能力后,本文采

用LMDI方法解构海洋渔业碳汇能力提升的贡献因素,进一步分析不同区域海洋渔业碳汇能力的影响因素及其变化趋势。相较于其他分解方法,Ang<sup>[36]</sup>提出的LMDI方法没有分解残差,能够处理出现0值的情况,实用性、可操行较强,是分析变量影响因素的常用分解方法<sup>[37-39]</sup>。本文将海洋渔业碳汇按如下恒等式进行三因素分解:

$$TC_{rt}^k = \frac{TC_{rt}^k}{P_{rt}^k} \times \frac{P_{rt}^k}{P_{rt}} \times P_{rt}, k = \text{sh, al} \quad (3)$$

式中:第一项  $TC_{rt}^k/P_{rt}^k$  是  $r$  地区第  $t$  年贝类或藻类碳汇量与其产量的比值,其变化反映贝藻碳汇系数效应(Coefficient Effect,  $CE$ );第二项  $P_{rt}^k/P_{rt}$  是  $r$  地区第  $t$  年贝类或藻类产量在地区贝藻养殖总产量中的比重,其变化反映海洋渔业碳汇的贝藻养殖结构效应(Structure Effect,  $STE$ );第三项  $P_{rt}$  为  $r$  地区第  $t$  年海洋渔业贝藻养殖总产量,其变化表示贝藻养殖的规模效应(Scale Effect,  $SCE$ )。

$r$  地区海洋渔业总碳汇量  $TC_{rt}$  可表示为:

$$TC_{rt} = \sum_{k=\text{sh, al}} (CE_{rt}^k \times STE_{rt}^k \times SCE_{rt}^k) \quad (4)$$

利用LMDI分解的乘法形式,可将地区海洋渔

③ 即假设贝藻生长过程中释放的POC和DOC最终都能形成碳汇。近年来有研究发现,海洋贝藻生物释放的POC和DOC仅依靠生物泵向深海输出的效率可能并不高,且一部分海底沉积POC会返回水体,因此,这一假设可能会一定程度高估贝藻生长过程碳汇。本文对参数  $r^{\text{POC}}$  和  $r^{\text{DOC}}$  进行了敏感性分析,未在文中呈现,有需要的读者可向作者索取。

业碳汇能力提升的总效应(Overall Effect,  $OE$ )分解为3种效应的乘积,每一项均表示该效应变动对总碳汇能力提升的贡献率,其值大于1时为正贡献,小于1时为负贡献,即:

$$\frac{TC_{rt}}{TC_{r0}} = rate_{CE} \times rate_{STE} \times rate_{SCE} \quad (5)$$

其中:

$$\begin{cases} rate_{CE} = \exp \left\{ \frac{1}{L(TC_{rt}, TC_{r0})} \sum_{k=sh, al} \left[ L(TC_{rt}^k, TC_{r0}^k) \ln \frac{CE_{rt}^k}{CE_{r0}^k} \right] \right\} \\ rate_{STE} = \exp \left\{ \frac{1}{L(TC_{rt}, TC_{r0})} \sum_{k=sh, al} \left[ L(TC_{rt}^k, TC_{r0}^k) \ln \frac{STE_{rt}^k}{STE_{r0}^k} \right] \right\} \\ rate_{SCE} = \exp \left\{ \frac{1}{L(TC_{rt}, TC_{r0})} \sum_{k=sh, al} \left[ L(TC_{rt}^k, TC_{r0}^k) \ln \frac{SCE_{rt}^k}{SCE_{r0}^k} \right] \right\} \end{cases} \quad (6)$$

式中:  $L(x, y)$  为对数平均函数,满足:

$$L(x, y) = \begin{cases} \frac{x-y}{\ln x - \ln y}, & x \neq y \\ x, & x = y \end{cases} \quad (7)$$

基于LMDI因素分解的递归方程,通过合理设定不同情景下的3种效应值,可对中国海洋渔业碳

汇能力提升路径和碳汇潜力进行预测。对式(5)进行变形可得:

$$\widehat{TC}_{t+1} = TC_t \times \widehat{rate}_{CE} \times \widehat{rate}_{STE} \times \widehat{rate}_{SCE} \quad (8)$$

式中:  $\widehat{TC}_{t+1}$  为对  $r$  地区第  $t+1$  年海洋渔业碳汇量的估计值。

基于式(8)和3种效应等参数设置,进行递归运算即可得到海洋渔业碳汇能力在不同情景下的提升路径,  $\widehat{TC}_{2030} - TC_{2020}$  即为到2030年的海洋渔业碳汇潜力。

## 4 结果与分析

### 4.1 中国沿海省份海洋渔业碳汇能力测算结果分析

基于模型(1)、(2),测算2006—2020年中国沿海9个省份的海洋渔业碳汇,结果如表3所示。2020年,9个沿海省份海洋渔业总碳汇能力达302.63万t/年,其中贝类碳汇211.91万t/年,藻类碳汇90.72万t/年。根据2020年全国海洋渔业碳汇的测算过程和结果,贝类贝壳和软体组织中不具有碳汇功能的碳共有51.37万t,贝藻生长过程中通过释放POC和DOC形成的碳汇共153.42万t。与经典

表3 2006—2020年沿海省份海洋渔业碳汇能力(万t/年)

Table 3 Carbon sink capacity of marine fisheries in coastal provinces of China's mainland, 2006—2020 (10<sup>4</sup> t/year)

时间	北部海洋经济圈			东部海洋经济圈		南部海洋经济圈				总计
	辽宁	河北	山东	江苏	浙江	福建	广东	广西	海南	
“十一五”时期										
2006	37.65	3.72	60.54	7.90	13.13	51.12	27.65	10.27	1.35	213.33
2007	29.97	3.53	55.30	8.39	12.71	45.36	24.82	8.16	1.04	189.28
2008	31.16	3.76	56.36	8.89	12.19	46.44	24.96	8.15	0.90	192.81
2009	32.21	3.74	59.98	9.68	11.53	49.18	26.06	8.52	0.89	201.78
2010	33.43	4.24	62.83	9.99	12.44	51.42	27.62	9.11	0.95	212.03
“十二五”时期										
2011	37.61	4.00	64.23	10.53	12.42	53.29	28.75	9.36	0.98	221.17
2012	40.59	5.03	68.70	11.10	12.79	56.39	29.27	9.79	1.08	234.73
2013	43.00	6.07	71.36	11.39	13.00	60.26	30.13	10.56	1.22	246.99
2014	44.80	6.65	75.38	11.11	13.47	63.74	30.38	10.79	1.52	257.84
2015	45.22	6.80	78.38	10.51	14.12	68.04	30.74	11.44	1.48	266.73
“十三五”时期										
2016	46.39	6.79	80.88	10.62	15.47	73.22	31.19	12.12	1.55	278.24
2017	46.04	6.98	81.72	11.27	18.09	75.81	29.11	12.73	1.22	282.97
2018	43.40	6.39	82.40	11.13	18.91	81.81	29.68	13.44	0.88	288.04
2019	47.02	5.29	79.26	11.09	20.01	87.23	30.06	13.91	0.47	294.35
2020	48.38	5.64	81.24	11.56	22.04	89.97	28.88	14.41	0.49	302.63

2022年4月

的“可移出碳汇”模型相比较,不考虑贝类生物体中碳的不同来源会高估贝类碳汇约24.24%<sup>④</sup>,而不考虑贝藻生长过程中的POC、DOC碳汇会低估海洋渔业碳汇能力50.70%<sup>⑤</sup>，“一增一减”会低估海洋渔业碳汇能力约33.72%<sup>⑥</sup>。因此,将贝类生物体中碳的不同来源和贝藻生长过程中形成的POC和DOC碳汇两个因素纳入模型对海洋渔业碳汇能力的测算是很有必要的。

图1展示了三大海洋经济圈“十一五”至“十三五”时期贝藻养殖产量和海洋渔业碳汇总量的变化趋势。

整体上看,中国海洋渔业碳汇能力持续增长,区域差异显著。较之2006年213.33万t/年的碳汇能力,到2020年中国海洋渔业碳汇能力增长了41.85%,年均增长率约为2.53%,略低于同期中国贝藻产量年均增速(2.32%)。分区域看,北部和南部海洋经济圈海洋渔业碳汇在全国的占比均在40%以上,而东部海洋经济圈占比约11%。北部海洋经济圈的山东、辽宁和南部海洋经济圈的福建、广东等4个省份贝藻养殖产量较大,四省海洋渔业年碳

汇量占全国总量比例超过80%。

“十一五”至“十二五”时期,中国海洋渔业碳汇能力快速扩张。10年间,中国海洋渔业碳汇能力增长25.03%,达到了266.73万t/年。“十二五”期间,中国政府尤其重视“三农”工作,对海洋渔业采取高投入政策,2012年中国渔业基础设施建设投资近90亿元,是2011年投入规模的近10倍。在加大海洋渔业固定资产投资、渔业柴油补贴、渔业资源保护补助等政策的鼓励下,三大海洋经济圈海洋渔业贝藻养殖规模增长迅速,拉动海洋渔业碳汇能力快速增长。但政策对不同省份和地区的影响效果差异较大,“十二五”期间北部海洋经济圈的海洋渔业碳汇增速最为迅猛,年均增长率为5.36%,远高于同期南部海洋经济圈(4.86%)和东部海洋经济圈(1.78%),与其他地区拉开较大差距。

进入“十三五”时期后,中国海洋渔业碳汇能力增速明显放缓。这一时期,辽宁、河北、山东三省贝类海水养殖面积从100.90万hm<sup>2</sup>缩减至87.80万hm<sup>2</sup>,减少12.99%,贝类海水养殖产量和碳汇量亦随之大幅下降,北部海洋经济圈的海洋渔业碳汇能力

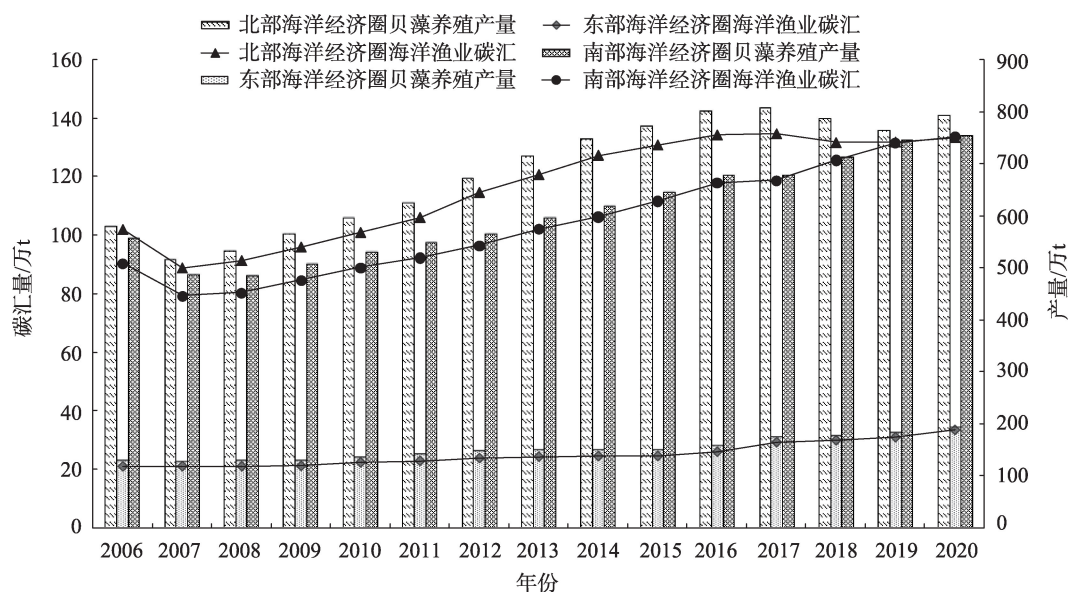


图1 2006—2020年三大海洋经济圈海水贝藻养殖产量和海洋渔业碳汇增长趋势

Figure 1 Growth trend of marine shellfish and algae culture production and marine fishery carbon sink capacity in the three major marine economic circles of China, 2006–2020

④ 计算方法为  $51.37/211.91 \times 100\% \approx 24.24\%$ 。

⑤ 计算方法为  $153.42/302.63 \times 100\% \approx 50.70\%$ 。

⑥ 计算方法为  $(153.42 - 51.37)/302.63 \times 100\% \approx 33.72\%$ 。

出现较大幅度的负增长。可能的原因在于,“十二五”时期北部海洋经济圈贝藻养殖规模的快速扩张,导致局部地区养殖密度过高,已然逼近海洋环境承载力上限。海域水环境恶化、灾害事件频发,严重威胁地区海洋渔业的可持续发展。同时,政府的政策导向也开始调整。根据《全国海洋经济发展“十三五”规划》,“十三五”期间中国政府将重点推进海洋产业优化升级,尤其是针对海洋渔业等海洋传统产业,实行近海捕捞产量负增长政策,并将2015—2020年海洋生产总值年均增长率目标下调1.10%。相较之下,南部和东部海洋经济圈保持较好的增长势头,南部海洋经济圈的福建省和东部海洋经济圈的浙江省,在“十三五”时期依然保持了较高的海洋渔业碳汇增速。

为进一步揭示中国海洋渔业碳汇能力的区域差距及其来源,逐年测算2006—2020年中国海洋渔业碳汇能力的Dagum基尼系数并按三大海洋经济圈进行分解,测算结果如表4所示。

Dagum基尼系数及其分解结果表明,中国三大海洋经济圈海洋渔业碳汇能力的总体基尼系数在0.47~0.50之间,子群内和子群间差异分别贡献了总区域差异的30%和40%左右。这体现出中国海洋渔

业碳汇能力在各海洋经济圈之间及其内部,均有较大差异。“十二五”时期,三大海洋经济圈的子群内基尼系数有升有降,子群间差异贡献率持续上升,表明区域差距不断扩大。进入“十三五”时期后,北部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力增速放缓,而东部和南部海洋经济圈的碳汇能力持续增长,东部和南部海洋经济圈子群内基尼系数增长明显,子群间差异贡献率不断下降,子群内差异贡献率有所上升,总体区域差距依然显著。

4.2 中国海洋渔业碳汇能力提升贡献因素分析

利用LMDI方法解构2006—2020年中国海洋渔业碳汇能力提升的贡献因素,分解结果如表5所示。

整体来看,中国海洋渔业碳汇仍处于粗放式增长阶段。几乎在所有的时期和地区,*SCE*都是3个效应项中的最大值,规模效应一直是海洋渔业碳汇能力提升的主要驱动因素,与相关文献结论基本一致。由于本文测算使用的贝藻碳汇生物参数不随时间变化,碳汇系数效应*CE*的变化主要反映各贝类海产品间、各藻类海产品间养殖结构的调整。分析三大海洋经济圈的养殖结构发现,2010年以来,东部和北部海洋经济圈蛤和蛭的养殖产量占其贝

表4 2006—2020年三大海洋经济圈海洋渔业碳汇能力Dagum基尼系数分析

Table 4 Analysis of Dagum Gini coefficient of carbon sink capacity of marine fisheries in the three major marine economic circles of China, 2006–2020

年份	总体基尼系数	子群内基尼系数			子群间基尼系数			差异贡献率/%		
		北部	东部	南部	北南差异	北东差异	南东差异	子群内差异	子群间差异	超变密度差异
2006	0.475	0.372	0.124	0.461	0.470	0.629	0.525	31.32	41.01	27.67
2007	0.473	0.389	0.102	0.471	0.478	0.591	0.502	31.98	37.97	30.05
2008	0.475	0.384	0.078	0.477	0.480	0.596	0.509	31.79	38.80	29.42
2009	0.481	0.391	0.044	0.480	0.484	0.609	0.518	31.70	39.23	29.06
2010	0.477	0.389	0.055	0.477	0.480	0.602	0.515	31.80	39.19	29.01
2011	0.478	0.379	0.041	0.477	0.480	0.616	0.519	31.40	40.16	28.44
2012	0.477	0.371	0.036	0.480	0.482	0.615	0.518	31.17	41.85	26.97
2013	0.474	0.361	0.033	0.481	0.476	0.612	0.521	31.22	42.68	26.10
2014	0.477	0.361	0.048	0.484	0.479	0.618	0.526	31.23	43.54	25.23
2015	0.483	0.366	0.073	0.490	0.481	0.624	0.539	31.53	42.95	25.52
2016	0.485	0.368	0.093	0.496	0.481	0.620	0.542	31.88	41.48	26.65
2017	0.483	0.370	0.116	0.505	0.486	0.593	0.520	32.26	39.39	28.35
2018	0.488	0.383	0.129	0.515	0.485	0.589	0.535	33.08	36.10	30.83
2019	0.496	0.375	0.143	0.525	0.497	0.592	0.545	32.98	33.49	33.53
2020	0.494	0.373	0.156	0.529	0.502	0.577	0.531	33.04	32.89	34.07



表5 各个时期分区域海洋渔业碳汇能力提升LMDI分解结果

Table 5 Results of Logarithmic Mean Divisia Index (LMDI) decomposition of marine fishery carbon sink capacity growth by subregion in each period

时期	地区	OE	CE	STE	SCE
“十一五”—“十三五” (2006—2020年)	全国	1.419	0.992	1.038	1.377
	北部海洋经济圈	1.327	0.978	0.991	1.369
	东部海洋经济圈	1.598	1.009	1.055	1.501
	南部海洋经济圈	1.480	1.002	1.089	1.356
“十一五”时期 (2006—2010年)	全国	0.994	0.991	1.004	0.999
	北部海洋经济圈	0.986	0.979	0.978	1.029
	东部海洋经济圈	1.066	1.001	1.009	1.056
	南部海洋经济圈	0.986	1.002	1.031	0.954
“十二五”时期 (2011—2015年)	全国	1.206	0.998	1.014	1.192
	北部海洋经济圈	1.232	0.996	1.000	1.237
	东部海洋经济圈	1.073	1.011	1.002	1.059
	南部海洋经济圈	1.209	0.999	1.030	1.175
“十三五”时期 (2016—2020年)	全国	1.088	1.002	1.021	1.063
	北部海洋经济圈	1.009	0.997	1.024	0.988
	东部海洋经济圈	1.288	1.007	1.045	1.225
	南部海洋经济圈	1.133	1.002	1.015	1.115

类总产量的比例不断下降;三大海洋经济圈海带养殖产量占藻类总产量的比例不断下降,而紫菜、江蓠等藻类所占的比例有所上升。尽管各海洋经济圈贝类间、藻类间养殖结构有一定调整,但不同品种贝类间、不同品种藻类间的碳汇效率差异较小,因此,不同时期的碳汇系数效应 $CE$ 在1上下波动,变化幅度较小,对海洋渔业碳汇能力提升的贡献不大。相同干重下,藻类的碳汇折算率比贝类高出约55%,结构效应 $STE$ 的变动对海洋渔业碳汇能力提升会产生较大影响。贝藻养殖结构不断向藻类养殖结构调整是中国海洋渔业贝藻养殖的一个显著特征,从“十一五”到“十三五”,藻类产量在贝藻养殖总产量中的占比不断提高, $STE$ 从1.004连续上升至1.021,对中国海洋渔业碳汇增长贡献也较大。进入“十三五”时期后,资源和环境约束不断增强背景下,中国海洋渔业碳汇能力提升的驱动模式发生较大变化。一方面,规模效应的拉动作用减弱, $SCE$ 从“十二五”时期的1.192下降至1.063,北部海洋经济圈的规模效应下降尤其明显,碳汇规模基数较小的东部海洋经济圈规模效应贡献率则有所提高;另一方面,贝藻养殖结构加速调整,北部和东部海洋经济圈的结构效应调整更为显著,南部海洋经济圈的

结构效应贡献率有所下降。

#### 4.3 中国海洋渔业碳汇潜力情景分析

LMDI分析发现,长期以来中国海洋渔业碳汇处于粗放式增长阶段,规模效应是海洋渔业碳汇能力提升最主要的驱动因素。但进入“十三五”时期后,随着资源和环境约束不断增强,中国海洋渔业贝藻养殖规模增长放缓,规模效应的拉动作用减弱。在这一趋势下,中国海洋渔业碳汇还有多少增长潜力?

根据LMDI分解各因素的变化趋势,本文设置4种海洋渔业碳汇能力提升的情景,预测中国海洋渔业碳汇增长路径,分析“碳中和”目标下中国海洋渔业的碳汇潜力。

(1)基准情景。假设未来中国各区域海水贝藻养殖结构、规模均不再发生变化,以此作为预测的基准情景,即 $TC_{t+1}=TC_{2020}$ 。基准情景采用的各效应参数均为1,不随时间改变。受环境约束、政策调整、市场变化等诸多因素的影响,实际上这一情景不可能出现,设置基准情景的作用主要是为了与其他情景进行对比,分析海洋渔业碳汇能力在不同情景下的提升潜力。

(2)长期平均情景。对2006—2020年海洋渔业



碳汇增长逐年进行LMDI分解,然后将3个因素贡献率的各年几何均值作为长期平均情景参数,分析未来中国海洋渔业碳汇能力以长期平均趋势发展时的情景。在高质量发展目标下,长期以来的高投入、高规模增长模式实际上难以为继,因而长期平均情景是一种比较乐观的情形。

(3)短期平均情景。LMDI分解发现,进入“十三五”时期后,三大海洋经济圈的海洋渔业碳汇能力提升驱动模式出现较大转变。规模效应方面,三大海洋经济圈贝藻养殖增速放缓,甚至出现下降;结构效应方面,贝藻养殖结构逐渐偏向藻类。假设三大海洋经济圈未来将按“十三五”时期的平均碳汇系数效应、结构效应和规模效应增长,分析当中国海洋渔业碳汇保持近年来的平均发展趋势时的碳汇能力提升潜力。

(4)有限增长情景。海洋环境承载力有限,中国海洋渔业长期以来的粗放式增长难以为继,从粗放增长转向高质量发展势在必行。进一步假设未来三大海洋经济圈碳汇系数效应为1,结构效应为“十三五”时期的均值,而规模效应从当前情形逐渐减小至1,分析在各地贝藻养殖规模有限增长的情景下中国海洋渔业碳汇能力提升潜力。假设东部和南部海洋经济圈的规模效应分别从1.062和1.012以等差序列逐渐递减,到2030年地区贝藻养殖规模达峰,不再变化,规模效应值为1;北部海洋经济圈的贝藻养殖规模曾于2017年达到809万t的峰值,随后其养殖规模在800万t/年上下波动,表明北部海洋经济圈贝藻养殖规模可能已经十分接近地

区环境承载上限,可假设其未来的规模效应值为1。

不同情景的参数设置如表6所示。

将4种情景参数带入公式(8),得到不同情景下三大海洋经济圈2030年之前中国海洋渔业碳汇能力的变化趋势,如图2a所示。图2b-2d分别展示了长期平均情景、短期平均情景和有限增长情景下三大海洋经济圈各自的情况。

长期平均情景下假设三大海洋经济圈碳汇能力将按“十一五”时期以来的长期平均增长趋势继续发展,北部海洋经济圈的规模效应为正贡献(大于1),而东部和南部海洋经济圈则是结构效应和规模效应为正贡献。在这一情景下,规模效应是三大海洋经济圈海洋渔业碳汇能力发展的主要驱动因素,到2030年,北部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力将达到166.01万t/年,占9个沿海省份海洋渔业总碳汇能力的42.52%,碳汇潜力为30.74万t/年;而东部和南部海洋经济圈的海洋渔业碳汇能力提升潜力分别为13.61万t/年和43.45万t/年。但是,长期平均情景下,到2030年,北部海洋经济圈海洋渔业碳汇要想超过160万t/年的规模,贝藻养殖产量将较2020年增长22.72%,年均增长2.07%,年产量超过1000万t,在资源和环境约束趋严背景下,这种无上限的增长恐难以为继。

短期平均情景下,东部和南部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力将持续上升,而北部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力则会延续近年来的趋势基本保持不变。到2030年,东部和南部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力将分别达到62.55万t/年和191.80万t/年,在

表6 情景分析参数设置

Table 6 Parameter setting of scenario analysis

不同情形	参数	北部海洋经济圈	东部海洋经济圈	南部海洋经济圈
长期平均情景	$rate_{CE}$	0.998	1.000	1.000
	$rate_{STE}$	0.998	1.004	1.006
	$rate_{SCE}$	1.024	1.030	1.022
短期平均情景	$rate_{CE}$	0.999	1.002	1.000
	$rate_{STE}$	1.003	1.009	1.004
	$rate_{SCE}$	1.005	1.053	1.032
有限增长情景	$rate_{CE}$	1.000	1.000	1.000
	$rate_{STE}$	1.003	1.009	1.004
	$rate_{SCE}$	1.000	1.000~1.056	1.000~1.011

2022年4月

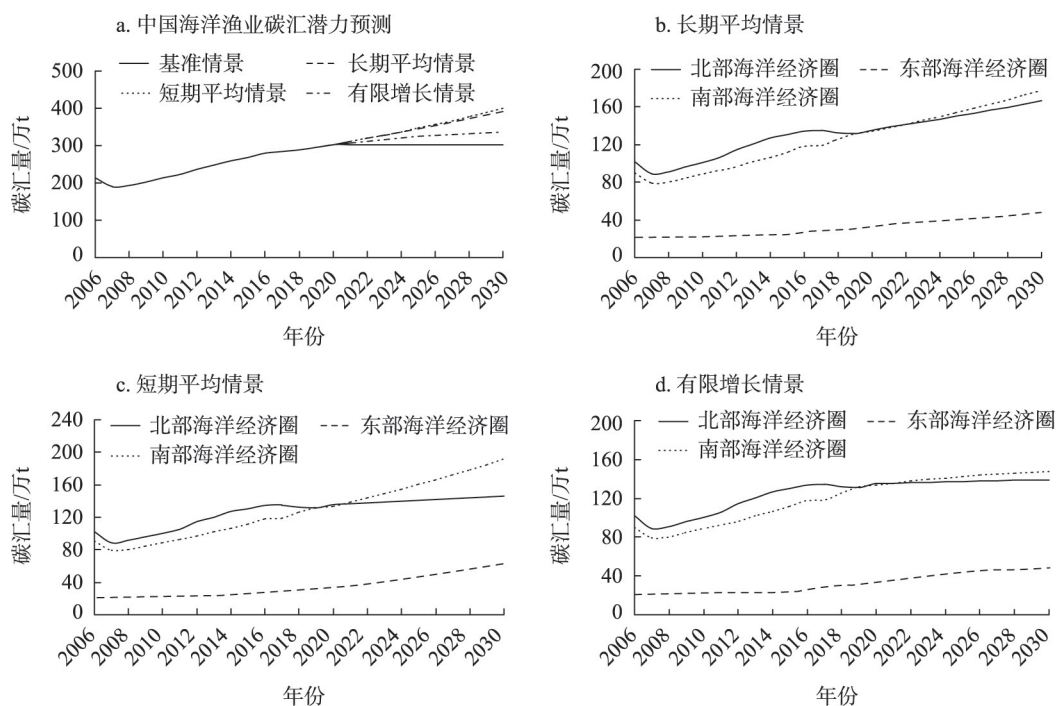


图2 到2030年不同情景下中国海洋渔业碳汇潜力

Figure 2 Carbon sink potential of China's marine fisheries under different scenarios by 2030

9个沿海省份海洋渔业碳汇总能力中的占比分别为15.64%和47.96%,碳汇潜力分别为28.95万t/年和58.04万t/年。而北部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力将缓慢增长至145.57万t/年。

有限增长情景假设三大海洋经济圈的贝藻养殖规模存在一定的增长上限。到2030年,三大海洋经济圈年海洋渔业碳汇能力趋于稳定,北部、东部和南部海洋经济圈海洋渔业碳汇能力分别为139.45万t/年、48.39万t/年和147.67万t/年,分别占9个沿海省份海洋渔业碳汇总量的41.56%、14.22%和44.02%,碳汇潜力分别为4.18万t/年、14.78万t/年和13.91万t/年。南部海洋经济圈将成为与北部海洋经济圈海洋渔业年碳汇量相当的区域。

总体来看,到2030年,9个沿海省份海洋渔业仍共有32.87万t/年~97.28万t/年碳汇潜力。到2030年,长期平均情景和短期平均情景下,中国海洋渔业碳汇能力可达390.43万t/年和399.92万t/年,碳汇潜力分别为87.80万t/年和97.28万t/年。而有限增长情景下,中国海洋渔业碳汇能力可达到335.51万t/年,碳汇潜力为32.87万t/年。在资源与环境约束不断增强的现实背景下,长期平均情景和短期平均

情景仍以规模效应拉动海洋渔业碳汇增长,可能过于乐观。有限增长情景下的中国海洋渔业碳汇潜力仅是长期平均情景和短期平均情景的约1/3。可见,在当前以规模效应为主的增长模式下,受资源与环境约束,中国海洋渔业的碳汇潜力不大,对实现“碳中和”目标的贡献十分有限,单纯依靠贝藻养殖规模扩张提高海洋渔业碳汇能力已不可行,中国海洋渔业碳汇增长亟需向技术驱动的高质量发展转变。

## 5 结论与政策建议

### 5.1 结论

测算海水贝藻养殖的“可移出碳汇”是现有文献测算海洋渔业碳汇的主要方法,然而这一测算模型忽视了贝类生物体中碳的不同来源,将部分不具有碳汇功能的碳纳入测算模型,而遗漏了贝藻生长过程中通过释放POC和DOC形成的碳汇,对海洋渔业碳汇能力的评估误差较大。本文在现有研究基础上,将模型中部分不具有碳汇功能的碳剔除,把贝藻释放POC和DOC形成的碳汇纳入测算模型,利用2006—2020年中国9个沿海省份贝藻养殖产量面板数据,评估中国海洋渔业碳汇能力,分析

中国沿海省份海洋渔业碳汇能力的发展趋势与区域差异,并基于LMDI分解方法解构中国海洋渔业碳汇能力提升的贡献因素,预测不同情景下到2030年中国海洋渔业的碳汇潜力。研究发现:

(1)整体上看,中国海洋渔业碳汇能力持续提升,2020年达302.63万t/年,相当于每年从大气回收CO<sub>2</sub>约1109.64万t。与“可移出碳汇”模型相比较,不考虑贝类生物体中碳的不同来源会高估贝类碳汇约24.24%,而不考虑贝藻生长过程中的POC、DOC碳汇会低估海洋渔业碳汇能力的50.70%，“一增一减”会低估海洋渔业碳汇能力约33.72%。区域层面,中国各区域海洋渔业碳汇能力差异显著,山东、辽宁、福建、广东4省的年碳汇量较大。

(2)从驱动因素来看,中国海洋渔业碳汇能力仍处于粗放式增长阶段,规模增长一直是中国海洋渔业碳汇能力提升的主要驱动力。贝藻养殖结构效应变动对碳汇能力提升也有一定贡献,而碳汇系数效应变动则几乎没有贡献。进入“十三五”时期后,规模效应的驱动作用明显减弱,结构效应的贡献率有所提高。

(3)情景分析表明,在以规模效应为主的增长模式下,到2030年中国海洋渔业碳汇能力可能达到335.51万t/年~399.92万t/年,9个沿海省份海洋渔业仍共有32.87万t/年~97.28万t/年碳汇潜力,但在资源与环境约束不断增强的现实背景下,中国海洋渔业碳汇增长为实现“碳中和”目标的实际贡献可能十分有限。

## 5.2 政策建议

上述研究结果表明,海水贝藻养殖的碳汇功能显著,大力发展以海水贝藻养殖为主的碳汇渔业,是扩增海洋碳汇的有效途径。但在资源与环境约束不断增强的现实背景下,单纯依靠贝藻养殖规模扩张提高海洋渔业碳汇能力已不可行。推动中国海洋渔业碳汇的增长模式从规模效应驱动的粗放式增长向技术驱动的高质量发展转变,是提高中国沿海省份海洋渔业碳汇能力,持续为实现“碳中和”目标作出贡献的关键。具体建议如下:

(1)统筹规划全国海洋渔业碳汇空间和结构布局。尽快在各省、各海洋经济圈实施养殖容量管理

制度,大力推广海水养殖的智能化装备与智慧管控平台,有效提升智能化养殖水平,系统谋划海洋渔业增汇的精准路径,避免部分地区因超负荷养殖、规模过度扩增所导致的海域水环境恶化、灾害事件。

(2)发展和推广不同海域不同品种组合的多营养层级生态养殖模式。通过贝藻混养互利机制提高养殖单产,优化海洋渔业贝藻养殖结构,增强海洋渔业的碳汇功能。同时,推广利用离岸型智能化深水网箱、可移动“养殖工船”等装备,向不同维度拓展沿海各省海洋固碳储碳的有效空间。

(3)加强海洋渔业碳汇过程机制识别研究,探索利用海洋工程增强海洋渔业碳汇系数效应。在促进海洋渔业养殖规模稳步增长的同时,建立和完善海洋渔业碳汇工程技术体系,通过碳汇效率提升来促进海洋碳汇渔业高质量发展,为中国实现“碳中和”目标持续贡献“海洋力量”。

## 参考文献(References):

- [1] 焦念志. 研发海洋“负排放”技术支撑国家“碳中和”需求[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(2): 179–187. [Jiao N Z. Developing ocean negative carbon emission technology to support national carbon neutralization[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(2): 179–187.]
- [2] 范振林. 开发蓝色碳汇助力实现碳中和[J]. 中国国土资源经济, 2021, 34(4): 12–18. [Fan Z L. Developing blue carbon sink to implement carbon neutralization[J]. Natural Resource Economics of China, 2021, 34(4): 12–18.]
- [3] 杨越, 陈玲, 薛澜. 中国蓝碳市场建设的顶层设计与策略选择[J]. 中国人口·资源与环境, 2021, 31(9): 92–103. [Yang Y, Chen L, Xue L. Top design and strategy selection of blue carbon market construction in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2021, 31(9): 92–103.]
- [4] 李晨, 汪琳琳, 邵桂兰. 水产品贸易对渔业碳排放强度的影响: 基于中介模型与门槛模型的检验[J]. 资源科学, 2021, 43(10): 2130–2145. [Li C, Wang L L, Shao G L. The impact of aquatic product trade on the intensity of fishery carbon emissions: Based on intermediary and threshold models[J]. Resources Science, 2021, 43(10): 2130–2145.]
- [5] 张樾樾, 郑珊, 余粮红. 中国海洋碳汇渔业绿色效率测度及其空间溢出效应[J]. 中国农村经济, 2020, (10): 91–110. [Zhang X X, Zheng S, Yu L H. Green efficiency measurement and spatial spill-



2022年4月

- over effect of China's marine carbon sequestration fishery[J]. Chinese Rural Economy, 2020, (10): 91-110.]
- [6] Ahmed N, Bunting S W, Glaser M, et al. Can greening of aquaculture sequester blue carbon?[J]. Ambio, 2017, 46(4): 468-477.
- [7] Ortega A, Geraldi N R, Alam I, et al. Important contribution of macroalgae to oceanic carbon sequestration[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(9): 748-754.
- [8] 赵述华, 叶有华, 罗飞, 等. 深圳近岸海域固碳量核算初步研究[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(S2): 140-147. [Zhao S H, Ye Y H, Luo F, et al. Preliminary study on carbon sequestration accounting in Shenzhen offshore area[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(S2): 140-147.]
- [9] 隋玉正, 陈小璇, 李淑娟, 等. 海岸带蓝碳时空演变及其服务价值评估: 以胶州湾为例[J]. 资源科学, 2019, 41(11): 2119-2130. [Sui Y Z, Chen X X, Li S J, et al. Spatiotemporal change of coastal blue carbon and its service value evaluation: A case study of Jiaozhou Bay[J]. Resources Science, 2019, 41(11): 2119-2130.]
- [10] 唐剑武, 叶属峰, 陈雪初, 等. 海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用[J]. 中国科学: 地球科学, 2018, 48(6): 661-670. [Tang J W, Ye S F, Chen X C, et al. Coastal blue carbon: Concept, study method, and the application to ecological restoration[J]. Scientia Sinica Terrae, 2018, 48(6): 661-670.]
- [11] Tang Q S, Zhang J H, Fang J G. Shellfish and seaweed mariculture increase atmospheric CO<sub>2</sub> absorption by coastal ecosystems[J]. Marine Ecology Progress Series, 2011, 424: 97-105.
- [12] 邵桂兰, 孔海峥, 李晨. 中国海水养殖的净碳汇及其与经济耦合关系[J]. 资源科学, 2019, 41(2): 277-288. [Shao G L, Kong H Z, Li C. Net amount of mariculture carbon sink and its coupling relationship with economics growth of China[J]. Resources Science, 2019, 41(2): 277-288.]
- [13] 于佐安, 谢玺, 朱守维, 等. 辽宁省海水养殖贝藻类碳汇能力评估[J]. 大连海洋大学学报, 2020, 35(3): 382-386. [Yu Z A, Xie X, Zhu S W, et al. Potential assessment of carbon sink capacity by bivalves and seaweeds in mariculture in Liaoning Province[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2020, 35(3): 382-386.]
- [14] 张麋鸣, 颜金培, 叶旺旺, 等. 福建省贝藻类养殖碳汇及其潜力评估[J]. 应用海洋学学报, 2022, 41(1): 53-59. [Zhang M M, Yan J P, Ye W W, et al. Carbon sequestration and its potentiality of marine shellfish and seaweed cultures in Fujian Province, China[J]. Journal of Applied Oceanography, 2022, 41(1): 53-59.]
- [15] 邵桂兰, 刘冰, 李晨. 我国主要海域海水养殖碳汇能力评估及其影响效应: 基于我国9个沿海省份面板数据[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 2614-2625. [Shao G L, Liu B, Li C, et al. Evaluation of carbon dioxide capacity and the effects of decomposition and spatio-temporal differentiation of seawater in China's main sea area based on panel data from 9 coastal provinces in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): 2614-2625.]
- [16] 孙康, 崔茜茜, 苏子晓, 等. 中国海水养殖碳汇经济价值时空演化及影响因素分析[J]. 地理研究, 2020, 39(11): 2508-2520. [Sun K, Cui X X, Su Z X, et al. Spatio-temporal evolution and influencing factors of the economic value for mariculture carbon sinks in China[J]. Geographical Research, 2020, 39(11): 2508-2520.]
- [17] Ren W H. Study on the removable carbon sink estimation and decomposition of influencing factors of mariculture shellfish and algae in China: A two-dimensional perspective based on scale and structure[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2021, 28(17): 21528-21539.
- [18] 徐敬俊, 张洁, 余翠花. 海洋碳汇渔业绿色发展空间外溢效应评价研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2020, 30(2): 99-110. [Xu J J, Zhang J, She C H. Evaluation of spatial spillover effect of green development of marine carbon-sink fisheries[J]. China Population, Resources and Environment, 2020, 30(2): 99-110.]
- [19] 徐敬俊, 张洁, 余翠花. 海洋碳汇渔业绿色发展经济外溢效应评价研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2020, 30(6): 136-145. [Xu J J, Zhang J, She C H. Evaluation of economic spillover effect of green development of marine carbon sink fishery[J]. China Population, Resources and Environment, 2020, 30(6): 136-145.]
- [20] 岳冬冬, 吴反修, 方海, 等. 中国海水养殖业绿色发展评价研究[J]. 中国农业科技导报, 2021, 23(6): 1-12. [Yue D D, Wu F X, Fang H, et al. Green development evaluation of mariculture in China[J]. Journal of Agricultural Science and Technology, 2021, 23(6): 1-12.]
- [21] 权伟, 应苗苗, 周庆瀚, 等. 基于稳定碳同位素技术的养殖贝类碳源分析[J]. 上海海洋大学学报, 2018, 27(2): 175-180. [Quan W, Ying M M, Zhou Q H, et al. Carbon source analysis of bivalve-culture based on stable carbon isotope technique[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2018, 27(2): 175-180.]
- [22] 严立文, 黄海军, 陈纪涛, 等. 我国近海藻类养殖的碳汇强度估算[J]. 海洋科学进展, 2011, 29(4): 537-545. [Yan L W, Hang H J, Chen J T, et al. Estimation of carbon sink capacity of algal mariculture in the coastal areas of China[J]. Advances in Marine Science, 2011, 29(4): 537-545.]
- [23] 徐敬俊, 覃恬恬, 韩立民, 等. 海洋“碳汇渔业”研究述评[J]. 资源科学, 2018, 40(1): 161-172. [Xu J J, Qin T T, Han L M, et al. A review of research on marine carbon sink fisheries[J]. Resources Science, 2018, 40(1): 161-172.]
- [24] 张继红, 刘纪化, 张永雨, 等. 海水养殖践行“海洋负排放”的途径[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(3): 252-258. [Zhang J H, Liu J H, Zhang Y Y, et al. Strategic approach for mariculture to practice “ocean negative carbon emission”[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(3): 252-258.]
- [25] Sui J J, Zhang J H, Ren S J, et al. Organic carbon in the surface sediments from the intensive mariculture zone of Sanggou Bay:

- Distribution, seasonal variations and sources[J]. Journal of Ocean University of China, 2019, 18(4): 985–996.
- [26] 何苗, 周凯, 么宗利, 等. 饵料浓度、温度对缢蛏能量代谢的影响[J]. 海洋学报, 2017, 39(8): 129–135. [He M, Zhou K, Yao Z L, et al. Effects of algae concentration and temperature on energy metabolism of *Sinonovacula constricta*[J]. Haiyang Xuebao, 2017, 39(8): 129–135.]
- [27] 杨宇峰, 罗洪添, 王庆, 等. 大型海藻规模栽培是增加海洋碳汇和解决近海环境问题的有效途径[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(3): 259–269. [Yang Y F, Luo H T, Wang Q, et al. Large-scale cultivation of seaweed is effective approach to increase marine carbon sequestration and solve coastal environmental problems[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(3): 259–269.]
- [28] 焦念志, 刘纪化, 石拓, 等. 实施海洋负排放践行碳中和战略[J]. 中国科学: 地球科学, 2021, 51(4): 632–643. [Jiao N Z, Liu J H, Shi T, et al. Deploying ocean negative carbon emissions to implement the carbon neutrality strategy[J]. Scientia Sinica Terrae, 2021, 51(4): 632–643.]
- [29] 焦念志. 海洋固碳与储碳: 并论微生物在其中的重要作用[J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(10): 1473–1486. [Jiao N Z. Carbon fixation and sequestration in the ocean, with special reference to the microbial carbon pump[J]. Scientia Sinica Terrae, 2012, 42(10): 1473–1486.]
- [30] 王誉泽, 鲁攀, 刘纪化, 等. “三泵集成”打造海洋CO<sub>2</sub>负排放生态工程[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(3): 279–287. [Wang Y Z, Lu Y, Liu J H, et al. Advocating eco-engineering approach for ocean carbon negative emission[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(3): 279–287.]
- [31] 吕昊泽. 缢蛏、光滑河蓝蛤和河蚬对盐度的适应性及碳、氮收支研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014. [Lu H Z. Study on the Adaptability to Salinity, the Budgets of Carbon and Nitrogen of *Sinonovacula constricta*, *Potamocorbula laevis*, *Corbicula fluminea* [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2014.]
- [32] 孙同秋, 韩松, 鞠东, 等. 渤海南部毛蚶营养成分分析及评价[J]. 齐鲁渔业, 2009, 26(8): 10–12. [Sun T Q, Han S, Ju D, et al. Nutrition component analysis and assessment of *Scapharca subcrenata* in the south of Bohai Sea[J]. Shandong Fisheries, 2009, 26(8): 10–12.]
- [33] 周毅, 杨红生, 刘石林, 等. 烟台四十里湾浅海养殖生物及附着生物的化学组成、有机净生产量及其生态效应[J]. 水产学报, 2002, (1): 21–27. [Zhou Y, Yang H S, Liu S L, et al. Chemical composition and net organic production of cultivated and fouling organisms in Sishili Bay and their ecological effects[J]. Journal of Fisheries of China, 2002, (1): 21–27.]
- [34] 柯爱英, 罗振玲, 薛峰, 等. 2004–2014年温州市养殖贝类碳汇强度研究[J]. 水产科技情报, 2016, 43(3): 155–159. [Ke A Y, Luo Z L, Xue F, et al. Study on carbon sink intensity of cultured shellfish in Wenzhou from 2004 to 2014[J]. Fisheries Science and Technology Information, 2016, 43(3): 155–159.]
- [35] 张靖凡, 蔡恒江, 赵玥茹, 等. 獐子岛岩相潮间带大型海藻有机碳含量及 $\delta^{13}\text{C}$ 值的季节变化特征[J]. 海洋科学, 2020, 44(2): 56–65. [Zhang J F, Cai H J, Zhao Y R, et al. Seasonal variation in the total organic carbon contents and the  $\delta^{13}\text{C}$  values of macroalgae in the rocky intertidal zone of the Zhangzi Island[J]. Marine Sciences, 2020, 44(2): 56–65.]
- [36] Ang B W. Decomposition analysis for policymaking in energy: Which is the preferred method?[J]. Energy Policy, 2004, 32(9): 1131–1139.
- [37] 刘玉珂, 金声甜. 中部六省能源消费碳排放时空演变特征及影响因素[J]. 经济地理, 2019, 39(1): 182–191. [Liu Y K, Jin S T. Temporal and spatial evolution characteristics and influencing factors of energy consumption carbon emissions in six provinces of central China[J]. Economic Geography, 2019, 39(1): 182–191.]
- [38] 胡庆龙, 伍亚. 基于社会经济因素的中国PM<sub>2.5</sub>排放的区域差异分解分析[J]. 数量经济技术经济研究, 2020, 37(6): 169–185. [Hu Q L, Wu Y. Decomposition analysis of PM<sub>2.5</sub> emission differences between regions of China based on socio-economic factors [J]. The Journal of Quantitative & Technical Economics, 2020, 37(6): 169–185.]
- [39] 孙思奥, 汤秋鸿. 黄河流域水资源利用时空演变特征及驱动要素[J]. 资源科学, 2020, 42(12): 2261–2273. [Sun S A, Tang Q H. Spatiotemporal patterns and driving factors of water resources use in the Yellow River Basin[J]. Resources Science, 2020, 42(12): 2261–2273.]

## Assessment of carbon sink capacity and potential of marine fisheries in China under the carbon neutrality target

YANG Lin, HAO Xinya, SHEN Chunlei, AN Dong

(School of Business, Shandong University, Weihai 264209, China)

**Abstract:** Increasing carbon sequestration and sink through marine fisheries is an important way to achieve “carbon neutrality”, in which the key lies in the scientific, accurate, and systematic calculation of the carbon sink capacity of marine fisheries. In this study, some carbon without carbon sink function in the classical “removable carbon sink” model was removed, and the carbon sink formed by shellfish and algae by releasing particulate organic carbon (POC) and dissolved organic carbon (DOC) was included. Using the panel data of production of shellfish and algae in nine coastal provinces of China’s mainland from 2006 to 2020, the carbon sink capacity of China’s marine fisheries was evaluated, and the contributing factors to the improvement of China’s marine fishery carbon sink capacity were deconstructed based on the Logarithmic Mean Divisia Index (LMDI) decomposition method. Then we predicted the potential of China’s marine fishery carbon sequestration by 2030 under different scenarios. The results show that: (1) The carbon sink capacity of China’s marine fisheries will reach 3.03 million tons in 2020, with significant regional differences; (2) Including carbon without carbon sink function will overestimate the carbon sink of marine shellfish fishery by 24.24%, while ignoring the carbon sink formed by shellfish and algae by releasing POC and DOC will underestimate the carbon sink of marine fishery by 50.70%; (3) Under the current development model that relies on scale effect, the carbon sink capacity of marine fisheries will reach 3.36~4.00 million t by 2030, and the growth potential of carbon sink is very limited. Based on this, China should promote its marine fishery carbon sequestration growth to a technology-driven and high-quality development model to continuously improve the coastal provinces’ marine fishery carbon sequestration capacity and contribute to the realization of the target of carbon neutrality.

**Key words:** carbon neutrality; marine fishery; particulate organic carbon; dissolved organic carbon; shellfish and algae culture; carbon sink capacity; carbon sink potential; LMDI decomposition