

UNDP/GEF YSLME Phase II Project

UNDP/GEF YSLME Phase II Project

Terms of Reference for An Mariculture Specialist to Develop Training Modules of Integrated Multi-tropic Aquaculture in Chinese

Background:

UNDP/GEF is providing assistance through UNOPS to countries bordering Yellow Sea in support of their efforts to address among others the increasing trends of depleting fishery stocks, loss of coastal wetland, land and sea-based pollution and implementation of the Yellow Sea Large Marine Ecosystem Strategic Action Programme (YSLME SAP) adopted by China and RO Korea with support of DPR Korea. One of the assistance programs to implement the SAP is the UNDP/GEF/UNOPS project entitled Implementing the Strategic Action Programme for the Yellow Sea Large Marine Ecosystem: Restoring Ecosystem Goods and Services and Consolidation of a Long-term Regional Environmental Governance Framework, or the UNDP/GEF YSLME Phase II Project. One outcome of the project is “enhanced and sustainable mariculture production by increasing productivity per unit area as a means to ease pressure on capture fisheries.

In China, while IMTA is successfully demonstrated in Sungo Bay, Shandong Province, further replication to other mariculture operations are necessary. In this project, several demonstration sites will be identified to replicate the IMTA measured by the areas of replication, increase in productivity per unit area and reduction of nitrogen and phosphorus from the production processes as successfully demonstrated in Sungo Bay. For the replication of IMTA to broader coastal areas in China to be successful, it is useful to conduct training programs and prepare a training module both in Chinese for use in training of practionners to be used by this project. An agreement has been initially reached with Dongchu Island Fishery Company, the partner that has been demonstrating IMTA in the past decades in Sungo Bay with support of Chinese institutions. Along with the demonstration of IMTA in other sites, a study on site selection in Liaoning, Shandong and Jiangsu of the YSLME for further replication will be undertaken, together with a cost-benefit analysis or valuation of mariculture ecosystem services under the business-as-usual scenario and IMTA scenario. To facilitate the quality management of IMTA, BAP will be developed based on the experiences of further demonstration in several other sites in China and experiences

in RO Korea. National replication plan for IMTA will be prepared with support of YSLME Phase II Project in collaboration with ocean and fishery authorities of China and RO Korea. A regional IMTA guidelines will also be prepared on the basis of the experiences of YSLME in collaboration with PEMSEA, SEADAC, NACA and IW:Learn through organization and conduct of regional and international workshops on IMTA and sustainable mariculture. Regional training in IMTA will also be facilitated through partnership with IW:Learn focusing on Asia and Pacific region.

As the training module serves as the basis for demonstration and replication, ideally it is best completed in 2017 based on the experiences of the Sungo Bay. An Mariculture Specialist will be hired to prepare the training module in close consultation and collaboration with the Regional Working Group on Sustainable Mariculture of the Project. It is expected that coastal managers, farmers, academia and practionners in the areas of mariculture will be primary users of the training modules.

Outputs:

The output of the assignment will be an IMTA training module in Chinse with a total of 100-150 pages, including boxes, tables and graphs describing the process, essential skills to start and operate IMTA coastal areas.

Activities:

Activities include but are not necessarily limited to the following tasks:

- conduct needs assessment and identify target audience of the training program, current roles, knowledge gaps, and outcomes of the training program
- Develop the training modules and materials, which include the following elements :
 - Background and descriptive information
 - Directions on how to use the curricula
 - Course planning forms and checklists
 - Guidance on tailoring each particular workshop or training course so it matches the needs or wants of participants, or fits a program's needs
 - Specific, measurable, and realistic learning objectives
 - Clear and complete modules content
 - Integrated evaluation plan/tools
- Contents of the training modules as a minimum should include:
 - Sustainability principles in IMTA
 - IMTA modalities in China and elsewhere
 - design of an IMTA system
 - identification of biological and environmental factors affecting IMTA system
 - key considerations in IMTA location selection

- key considerations in species selection under different trophic levels
- Assessment of carrying capacity of mariculture ecosystem under different IMTA modalities
- design of a monitoring program for IMTA
- density control;
- economic valuation of IMTA
- suggested further readings
- Present the training modules for review and recommendation for adoption for quality control;
- Assist in adapting the training modules into an online version for use by virtual EBM-LME academy.

Timing: The first draft submitted on November 1, and final training modules submitted by December 10, 2017.

**OUTLINE OF INTEGRATED MULTI-TROPHIC AQUACULTURE (IMTA)
TRAINING MANUAL**

FOR YELLOW SEA LARGE ECOSYSTEM II PROJECT

Chapter 1. Development of IMTA in the world

Introduction: Sustainability principles of IMTA

Section 1. IMTA development in China

Written by Prof. Fang Jianguang, Yellow Sea Fisheries Research Institute,
CAFS

Section 2. IMTA development in the world

Written by Prof. Jiang Zengjie, Yellow Sea Fisheries Research Institute,
CAFS

Chapter 2. Assessment of carrying capacity for IMTA

Introduction: Significance and objective

Section 1. Definition of Production carrying capacity, ecological carrying
and environmental carrying capacity.

Written by Prof. Ge Changzi, Shandong University

Section 2. Assessment of Carrying capacity for farmed marine macro algae

Written by Prof. Fang Jianguang, Yellow Sea Fisheries Research Institute,
CAFS

Section 3. Assessment of Carrying capacity for farmed filter feeding bivalves

Written by Prof. Fang Jianguang, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 4. Assessment of Environmental carrying capacity for fish cage and Strategy of environmental regulating and control

Written by Prof. Mao Yuze, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 5. Assessment of Carrying capacity for IMTA system

Written by Prof. Ge Changzi, Shandong University

Chapter 3. IMTA system Construction and management

Section 1. Integrated aquaculture of macro algae and shellfish

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of farmed macro algae and shellfish
2. Site selection
3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of integrated aquaculture system.
4. Economics and ecological analysis

Written by Prof. Jiang Zengjie, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 2. IMTA of Seaweed, shellfish and fish

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of farmed

- seaweed, shellfish and fish
2. Site selection
 3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of the IMTA system.
 4. Economics and ecological analysis

Written by Prof. Mao Yuze, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 3. IMTA of Seaweed, shellfish and sea cucumber

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of farmed seaweed, shellfish and sea cucumber
2. Site selection
3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of the IMTA system.
4. Economics and ecological analysis

Written by Prof. Fang Jianguang, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 4. Pond IMTA in northern China

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of farmed species, such as crab, shrimps, shellfish jellyfish and sea cucumber
2. Site selection
3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of the IMTA system.
4. Economics and ecological analysis

Written by Associate Prof. Fang Jinghui, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 5. Land based IMTA in Southern China (Zhejiang Province)

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of farmed species, such as crab, shrimps, shellfish jellyfish and sea cucumber
2. Site selection
3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of the IMTA system.
4. Economics and ecological analysis

Written by Prof. Xie Qilang, Zhejiang Provincial Mariculture Institute

Section 7. Sea ranching& IMTA

1. Introduction of biological characteristics/ecological habit of sea ranching species, such as scallops, abalone, sea snails, seaweeds and sea cucumber
2. Site selection
3. Basic elements of biological, environmental and management for construction of the IMTA system.
4. Economics and ecological analysis

Written by Prof. Liang Jun/Zhangyuan, ZoneCo. Ltd. Co

Chapter 4. Ecosystem service and value evaluation of different aquaculture modes

Section 1. Evaluating methods for Ecosystem service and value of different aquaculture modes

Section 2. Value computing for Ecosystem service and value of different aquaculture modes

Section 3. Optimization of aquaculture mode based on ecological service value

Written by Associate Prof. Liu Hongmei, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences

Chapter 5 Monitoring and evaluation of mariculture environment quality

Section 1. AMBI method

Written by Prof. Jiang Zengjie, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

Section 2. MOM system

Written by Prof. Pia Marianne Kupka Hansen, Institute of Marine Research, Norway

Chapter 6. Prospective and Suggestion—based on development of IMTA in Sungo Bay

Written by Prof. Fang Jianguang, Yellow Sea Fisheries Research Institute, CAFS

中国海水多营养层次综合养殖培训中文教材编写提纲

第一章:中国海水养殖的发展 (重点介绍中国海水养殖方式、技术, 空间的变革)

编写人: 方建光, 黄海水产研究所, 研究员

第二章: 多营养层次综合养殖水域养殖容量评估

导言: 包括目的意义、国内外动态

第一节: 容纳量定义 编写人: 葛长字, 山东大学威海分校, 教授

第一节 容纳量的定义

优质水产品是渔业从业者、水产品消费者追逐的目标。为获取大量水产品, 一般以提高养殖生物的放养(或种植)密度、扩大养殖规模为主要措施。随着养殖密度或规模的增加, 养殖区域使用时间的延长, 水域环境恶化明显, 溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)浓度降低、营养盐等的浓度变动剧烈(动物养殖易导致营养盐浓度升高, 而大型藻类等的养殖则可能降低营养盐浓度), 沉积物中有机物等的含量升高, 水域内生物多样性降低, 甚至是浮游植物等饵料生物显著减少, 水域酸碱环境及氧化还原环境等发生显著变化, 即养殖环境负效应凸显(葛长字和方建光, 2006; 葛长字, 2009; 李娟等, 2010; 葛长字和张帆, 2013; 横山壽等, 2002; Ge et al., 2007; Degefu et al., 2011; Han et al., 2017; Wood et al., 2017)。

随养殖环境负效应的加剧, 养殖生物的生长速度、品质下降, 病害发生频繁、甚至是大规模死亡。养殖水域的物质循环、能量输送等维系生态系统正常功能的关键生态过程也会因养殖自身环境负效应而发生障碍, 进而影响系统的生态安全。这种环境负效应的主要诱因在于水域的环境自净能力或物质供应能力与养殖密度或规模不匹配, 即养殖密度或规模超过了水域的容纳量。

容纳量（Carrying Capacity）也称为容量、负荷量、负荷力等，它源于种群密度对种群增长的制约（唐启升, 1996）。研究者的研究领域或关注问题的出发点不同，容纳量有环境容量、生态容量和养殖容量的区分。

环境工作者一般将容纳量理解为**环境容量**，即水、空气、土壤和生物等对污染物的承受量。污染物浓度低于这一阈值，人类和生物能耐受适应，不致发生病害；污染物浓度高于这一数值，人类和生物不能适应，并发生病害。

生态学者则将容纳量理解为**生态容量**，即在特定的环境条件下，生态系统在一定时间内，所能支持的特定种群的有限大小。

在水产养殖业内，容纳量则被冠以**养殖容量**的称谓。关于养殖容量的概念说法很多，大致可分为 5 类，分别是依据水域能为养殖生物提供的合适空间而确定的**物理养殖容量**（Physical Carrying Capacity）；养殖生物产量达到最大时所对应的最大养殖密度，即**产量养殖容量**（Production Carrying Capacity）；对养殖水域生态系统产生不良生态影响的最小养殖密度，即**生态养殖容量**（Ecological Carrying Capacity）；不引起负面社会影响的最大养殖密度或养殖规模，称为**社会养殖容量**（Social Carrying Capacity）（McKindsey et al., 2006）；养殖所造成的环境因子不超过环境阈值（各个国家或地区的水质环境标准）的最大养殖密度，称为**环境养殖容量**（Environmental Carrying Capacity）（阿保勝之和横山壽，2003）。

物理养殖容量取决于水域的底质、水文条件等对养殖生物的空间制约。社会养殖容量则考虑养殖对传统渔业（主要是捕捞业）、从业人员及其家庭等社会经济因子的影响等。如以养殖生物的成功养成为判断标准，决定养殖成败的是养殖密度和产量养殖容量（生态养殖容量、环境养殖容量）间的关系。因此，本文关注的是产量养殖容量（包括生态养殖容量、环境养殖容量），其中，环境养殖容量因其判别依据是环境标准阈值而取决于养殖水域所属国家或地区的政治、经济、和技术水平，

生态养殖容量则关注养殖活动是否对生态安全造成影响。对于特定水域的特定养殖生物而言，生态养殖容量和环境养殖容量均小于产量养殖容量。

养殖容量往往冠以鱼类养殖容量 (Middleton et al., 2014)、虾类 (蟹类) 养殖容量 (金刚等, 2003)、贝类养殖容量 (Filgueira et al., 2015)、藻类养殖容量 (方建光等, 1996) 等, 从这些称谓可看出养殖容量评价主要针对鱼、虾、贝和藻类的单一养殖开展。随着养殖密度或规模扩大, 单一养殖给养殖水域造成的压力递增。为降低其对环境的负面效应, 多营养层次综合养殖 (Integrated Multi-Trophic Aquaculture, IMTA) 成为养殖业可持续发展的必然 (Ferreira et al., 2012)。虽然, IMTA 能充分利用养殖水域的物质和能量, 实现水产品的可持续产出, 它仍然是人类活动对自然生态系统的一种干扰 (Liu et al., 2016)。因此, 随着 IMTA 模式的推广, 对 IMTA 模式下的养殖容量的评价必然是养殖管理工作的重点。

养殖容量是养殖生物与水域环境自净能力或饵料、营养盐供给能力间相互作用的结果。环境自净主要由物理作用、化学作用、生物作用和生物化学作用等驱动, 而物理和生物化学作用在水环境自净中占有主导地位。物理净化直接受水的流速、水交换周期等水动力学特性的影响。生物化学作用受 DO 等的显著影响, 复氧是影响 DO 的重要过程而复氧能力又与水动力学特性有关。因此, 水动力学特性影响水域环境自净能力。此外, 水动力学特性影响水域物质的空间分布, 从而影响饵料、营养盐供给能力。再者, 养殖系统通过食物链 (网) 进行物质循环、能量流动, 而这与生源要素 (氮、磷、硅等) 的生物地球化学过程密切相关。因此, 方法成熟的养殖容量评价模型将养殖水域的水动力特征及生源要素的生物地球化学过程考虑在内。

随着对生态安全的重要意义的深入认识, 养殖业主、行业管理者、普通民众等逐步关注生态系统的稳定性、安全性。较之产量养殖容量, 生态养殖容量评价逐步得到重视 (张继红等, 2008)。

1. 海藻养殖容量评估涉及的关键参数

水化学分析根据《海洋调查规范》和《海洋污染调查规范》所规定的标准进行测定 $s[\]$ 。每个调查水层取 500ml 水样进行叶绿素 a 测定。水样先用 10 目筛绢过滤除掉浮游动物和大型藻类后，用 M-50 过滤瓶和 0.45 μ m 孔径的醋酸纤维微孔滤膜进行抽滤，叶绿素浓度用分光光度计测定。抽滤、测定和叶绿素计算方法见 Parsons。

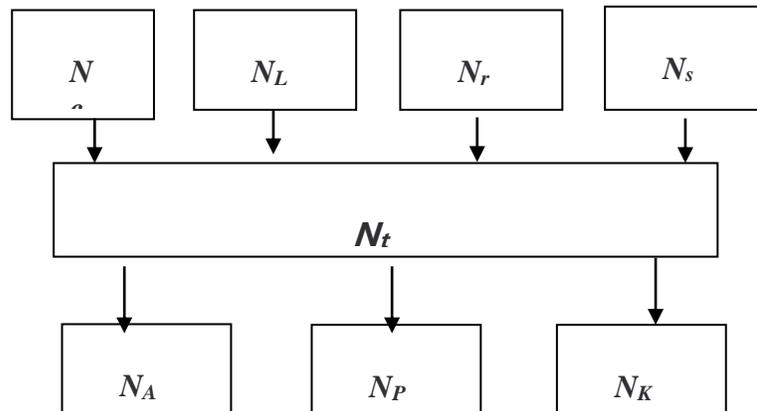
海水流速及交换周期的测定。每次于大潮和小潮期间各连续测定流速、流向 25h。每次分别计算大、小潮期间的海水交换周期，然后大、小潮交换周期的平均值为测定季节的海水交换周期。

初级生产力的测定。测定方法为叶绿素 a 法，用 C14 法测出同化系数后，根据叶绿素浓度计算出不同季节初级生产力和初级生产量。水域初级生产量计算根据 Cade 和 Hegeman 提出的简化计算公式 [6]。

不同养殖时期养殖藻类与附着藻类含氮 tN，的测定从 n 月开始，从湾内、外不同养殖水域采集海带及附着藻类样品，先晒干后放入烘箱内，在 60 $^{\circ}$ C 下连续烘干 48h 后，进行含氮量测定。

2. 海湾中海藻养殖容量评估模型

桑沟湾无机氮的补充、消耗及估算公式桑沟湾的无机氮主要来源与利用如图 2 所示。



Nc-海流交换补充的 N；NL-陆地径流补充的 N；Nr-动物排泄补充的 N；Ns-海底沉积释放的 N；Nt-海域 N 总供给量；NA-附着及野生大型藻类 N 需求量；NP-浮游植物 N 需求量；NK-养殖大型藻类 N 需求量

图 1 既定海域无机营养盐补充消耗示意

Fig2 Sketch map of supplies and demand of inorganic nutrient in the given area

以上营养盐需求与补充计算公式如下：

$$N_c = \sum_{i=1}^n C_{Ni} \times S \times D \times \frac{T_i}{t} \times 10^9 \quad (1)$$

$$N_s = \sum_{i=1}^n C_{Bi} \times T_i \times S \times 10^{-9} \quad (2)$$

$$N_L = \sum_{i=1}^n C_{Fi} \times Q_i \times T_i \times 10^{-9} \quad (3)$$

$$N_p = K_0 \sum_{i=1}^n P_i \times S \times T_i \times 10^{-9} \quad (4)$$

$$N_A = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m K_j (W_j - W_0) \times S \times 10^{-9} \quad (5)$$

$$N_K = N_c + N_s + N_L - N_p - N_A \quad (6)$$

$$P_T = \frac{N_k}{K_1} \quad (7)$$

式中： N_c 为海藻养殖期间海水交换带入湾内的无机氮(t)； N_s 为海藻养殖期间海底沉积中释放的无机氮(t)； N_L 为海藻养殖期间陆地径流带入的无机氮(t)； N_p 为海藻养殖期间湾内初级生产所需的无机氮(t)； N_A 为海藻养殖期间其他大型藻类生长所需无机氮(t)； N_K 为可既定海域中供养殖和野生海藻生长的总无机氮(t)； P_T 为淡干海藻养殖容量； C_{Ni} ：为海藻生长期间某一阶段湾口调查站位的平均无机氮浓度(mg/m³)； C_{Bi} 为海底沉积物中无机氮释放速率(mg/m²/d)； C_{Fi} 为陆地径流中无机氮浓度(mg/m³)； Q_i 为陆地径流量(m³/d)； S 为养殖面积(m²)； D 为平均水深(m)； T_i 为取样间隔(d)； t 为湾内海藻养殖生长期间海水完全交换1次所需时间(d)； P_i 为不同时间湾内浮游植物初级生产量(mgC/m²/d)； W_0 为湾内养殖海藻生长时大型野生藻类初始生物量(mg/m²)； W_j 为不同大型野生藻类的生物量(mg/m²)； K_0 为该湾海水中浮游植物体内 N: C； K_j 为不同品种大型野生藻类含氮量(%)； K_1 为5月下旬淡干海藻中氮含量(%)。m为附着藻类种类；n为取样观测次数。

3. 开放海域大型藻类养殖容量动态评估模型

近20年生态环境调查数据显示，在海带养殖期间（11月-5月）桑沟湾的无机氮为该湾限制性营养盐。因此，在建立海带养殖容量动态评估模型时，我们将无机氮作为大型藻类养殖容量评估主要指标，同时根据海水流动带入、带出选定水域的无机氮总量、不同养殖阶段海带体内无机氮含量、浮游植物的浓度以及对无机氮的需

求量，以及附着藻类的生物量和对无机氮的需求量，建立浅海大型藻类养殖容量动态评估模型，用以估算选定水域的养殖容量。

$$CC \leq \frac{\overline{N}_I \times S \times D + [\overline{N}_{a1} \times CV_{a1} \times A_{a1} - \overline{N}_{a2} \times CV_{a2} \times A_{a2}] \times T_i - \sum_{j=1}^m (B_j \times \overline{AR}_j) \times S \times D}{T_i \times AR_{kelp}}$$

其中：

S:研究水域面积(m²)；D: 研究水域水深 (m)；Ti: 涨潮 (或退潮) 至 i 时的时间(h)；CVa1: a1 点 T 时间内的海流平均流速(m/h)；CVa2: a2 点 T 时间内的海流平均流速(m/h)；Aa1: a1 点所在面的截面积(m²)；Aa2: a2 点所在面的截面积(m²)； \overline{N}_I : i 时养殖水域总无机氮浓度(mg/m³)； \overline{AR}_j : j 种藻类对无机氮的吸收率(mg/h/g)；Bj: 第 j 种藻类 (浮游植物或其它大型附着藻类) 的生物量(g/m³)。m: 浮游植物或其它大型附着藻类的种类数。

该模型与课题组在“九五”期间建立的大型藻类评估模型相比，完成了由静态到动态的变化。利用该模型，可以根据监测的相关数据，对任何浅海养殖水域的大型藻类养殖容量进行估算。目前在国内外尚未见有关大型藻类养殖容量评估模型的报道。

4. 养殖容估算误差

桑沟湾无机氮直接消费者主要由浮游植物、底栖和附着藻类、海带组成。大型底栖藻类的资源量约为 2820t，大叶藻资源量为 550t。大型底栖藻类与大叶藻主要吸收底层或沉积物中的无机氮及其他营养盐，由于该湾海底沉积物中无机氮含量不但大于海水中的浓度而且还向海水中释放，因此，在本研究中没有将底栖藻类和大叶藻吸收的无机氮纳入该湾无机氮收支平衡概算。

通过分析本文中所采用的调查方法和计算公式，主要误差来源有：(1)浮游植物中碳氮比的测定方法。本研究采用碳氢分析仪测定浮游植物体内碳氮比为 925: 1。由于测定时受季节、浮游植物生长状况、海水混浊度的影响，容易产生较大误差。而浮游植物吸收无机氮的数量比较大，因此，碳氮比测定中细微误差的产生，都将对无机氮收支平衡估算产生较大的误差。(2)养殖区域水文海况的变化。表 3 中数据显示，该湾海底沉积物中释放出的无机氮为 540t 左右，约占总无机氮供应量的 45%，是桑沟湾无机氮主要来源之一。因此，容量估算模式中的估算误差将主要来源于海带生长期间大风和海浪等物理水文因素。在海带生长季节，如果有较多的大

风和海浪天气，海水中的无机氮将会大量增加，海带养殖容量也将会大大提高。实践经验同时也证实了这一观点，在海带主要生长季节(11—3月份)发生大风，特别是东北风的频数越多，海带产量和质量越高。相反，如果在这一季节没有较大的风浪，这一年的海带肯定要减产。这是由于桑沟湾较浅，大风推动海浪可以搅动海底沉积物，将沉积物中的无机氮释放到海水中，以满足海带生长需要。若没有较多的风浪天气，海底沉积物中的无机氮释放到海水中的数量就会大幅度减少，因而难以满足海带生长对无机氮的需求。在该研究中，仅根据正常天气情况下海底沉积物中无机氮的释放速率计算海底沉积物中无机氮的释放量，未能将风浪等因子考虑在内。如何将风浪因子对海带养殖容量的影响进行正确估算，将是今后该类研究的重点研究方向之一。

养殖容量的研究，源于70年代末80年代初，Carver、GrantZ)等对位于加拿大东海岸的贻贝养殖区进行了养殖容量的估算。Strand等通过调控池塘中无机氮的浓度等环境因子，计算双壳贝体内氮的增长与消耗和封闭水域养殖系统内氮的流动和转化系数，以达到预测和扩大双壳贝类养殖容量的目的。养殖容量是衡量一个海区养殖潜力的动态指标，主要关键因子的变化均可影响养殖容量的大小。如附着藻类的减少、大风天气的增加、海流的畅通均可使海带养殖容量扩大。此外，对养殖量、生物量、营养盐补充与消耗的计算方法则直接关系到海带养殖容量估算的准确性。关于海带养殖容量的研究，目前国内外尚未见报道。如何使养殖容量估算模式更加简化、全面、实用、准确地应用于实际生产，将有待进一步的研究。

第三节：滤食性贝类养殖容量评估

编写人：方建光，黄海水产研究所，研究员

滤水率测定方法

滤水率(Filtrationrate)是指单位时间滤食性贝类所过滤水的总体积。清滤率(Clearancerate)是指单位时间水中食物颗粒完全被滤食的这些过滤水的体积。只有在滤食性贝类对水中悬浮颗粒的保留率为100%的前提下，滤水率才可能等于清滤率。滤水率是贝类的重要生理指标之一。多年来，尽管人们对滤水率的测定进行了许多研究，但由于测定方法的不同，实验条件的不同，使得测定结果相差很大，很难进行数据间的比较，甚至出现一些相互矛盾的结果。本文就滤水率的测定、计算方法

进行简单的介绍，对各种方法的优缺点进行讨论。同时，对应用各种方法时必须需要满足的条件进行概述。

1 滤水率的测定方法

1.1 直接法

通过物理的方法(如橡胶挡板)将贝类出水管的出水与周围环境中的水分开，并进行收集和测定。该方法使用的较早(Moore1910; Galtsoff1926)。Famme 等(1986)将该方法进行改进，使所测得的结果更可靠以硅酮橡胶膜将贝类入水管和出水管分成两个区，出水管区水位的变化通过安装在浮动的乒乓球上的镜子对激光束的反射来测定。

1.2 流水槽法

水位恒定、饵料浓度恒定的大水箱中的水以一定的速度流入放有贝类的水槽中，通过测定水槽出入水管处

水中的饵料浓度来测定清滤率。计算公式如下：

$$CR=F(1-C2/C1) \quad (1)$$

式中，CR 为清滤率，F 为水槽中水的流速，C1 和 C2 分别为水槽入水管和出水管处水中的饵料浓度。当流

速超过某一临界值时，清滤率等于滤水率。应用直流水槽法的人较多，如 Haven 等(1970)、Walne(1972)、Villier 等(1988)。

1.3 吸水法

将玻璃管置于贝类出水管和入水管的上方 2~4mm 处，吸取出、入水管的水。玻璃水管中的水流速度受水的重力或蠕动泵的影响。测定清滤率 CR，计算公式如下：

$$CR=F(1-Ce/Ci) \quad (2)$$

式中，F 为玻璃水管中的水流速度，Ci 和 Ce 分别为贝类入水管和出水管处水中的饵料浓度。

当流速超过某一临界值时，清滤率等于滤水率。该方法由 Mohlenberg 等(1979)首次提出，Famme 等(1986)和 Kryger 等(1988)应用该法对贝类的滤水率进行测定。

1.4 清滤法

Fox 等(1937)和 Jorgensen(1943)首次应用。这是一种间接的方法，目前应用较普遍。如 Riisgard 等(1981)、Famme 等(1986)、Wildish 等(1992)和 Dupuy 等(2000)。

贝类和海水及饵料放在水箱中，每隔一定时间取样测定水中饵料浓度。根据以下公式计算清滤率(CR)。

当贝类对饵料颗粒的保留率为 100%时，清滤率等于滤水率。

$$CR=(V/nt) \times \ln(C_0/C_t) \quad (3)$$

式中，C₀ 和 C_t 分别为时间 0 和 t 时的饵料浓度，V 为水箱的体积，n 为实验贝类的数目。

1.5 光控水族箱法

这是 Winter(1973)设计的一种可自动记录的装置，能够保持单胞藻饵料浓度的稳定，使连续测定贝类的滤水率成为可能。Riisgard 等(1979)对该装置进行了改进，避免水的重复循环，使该装置可以应用于自然海区藻类浓度较低的条件。光控水族箱中的水流以很高的速度泵入并通过贻贝箱中，通过一个根据浓度可自动调节开关的光电池电路装置从恒化器中泵入藻类，使得藻类的浓度几乎保持恒定。计算公式：

$$FR(L/h)=(z/tn) \times (vC_s/C_e - v) - o/n \quad (4)$$

式中，z 为加入藻类的数量，t 为时间，n 为贻贝的数量，v 为加入 1 个藻的体积，C_s 为恒化器中藻类的浓度，C_e 为光控水族箱中藻类的浓度，o 为不含颗粒物新鲜海水的流速。

1.6 稳定状态法

该方法是根据在一定的藻类浓度范围内，紫贻贝能够连续滤水的现象来设计完成的。从恒化器中以恒定的速度(p)泵入藻类，从另外的箱中以恒定的速度(F)泵入干净的海水，以此保持水族箱中饵料浓度的稳定。

计算公式：

$$FR=(pC_c - FC_a)/(NC_a) \quad (5)$$

式中，N 为紫贻贝的数量，C_a 为恒化器中藻类的浓度，C_c 为稳定状态下培养箱中的藻类浓度。Riisgard 等(1981)应用该方法对紫贻贝的滤水率进行了为期 47d 的测定，测得的结果与应用公式(3)所得的结果相近。

1.7 录像观察法

以显微录像技术跟踪水中颗粒的踪迹，通过对记录图片的分析来推断水流运动和滤水率。这种方法是近些年才设计应用的(Nielsen et al 1993; Riisgard et al 2000)。通过录像记录和数学模型可以计算出鳃丝内部导管中的水流速度。

1.8 温度差异法

通过 1 个小的热敏电阻探头来测定贝类出水管处的水流速度。在热敏电阻器的探头上，装有 1 个小的电

阻器，通过电流的加热，使其温度超过周围水环境的温度。探头周围水流速的大小影响该电阻器的降温程度，

据此测定滤水率。该方法由 LaBarbera 等(1976)首次使用。Meyhofer(1985)和 Vogel(1994)也曾经使用。

19 生物沉积法

该方法是 Hawkins 等(1996)建立的。计算公式：

$$CR=(\text{粪便和假粪中无机物质的量})/(\text{海水中无机物质的浓度}) \quad (6)$$

Cranford 等(1998)也应用了类似的生物沉积法。因为无机物质不能被贝类消化吸收，因此无机物质的排

出速率等于无机物质的摄入速率。根据以下公式计算滤水率：

$$FR=E_{\text{ash}}/F_{\text{ash}}/TPM \quad (8)$$

式中， E_{ash} 为排出的无机物质的量， F_{ash} 为摄入无机物质的量，TPM 为总悬浮颗粒物。

双壳贝类滤水率的测定方法还有叶轮法 (Impellermethod) 和替换法 (Replacementmethod)，这两种方法的应用不广泛，在此不详细介绍。

2 各种方法的优缺点及注意事项

见表 1。

实验方法 Method	优点 Advantage	缺点 Shortcoming	注意事项 Noteandprerequisites
直接法 Directmethod	适宜于贝类生理学的研究，如泵水，系统特性、温度、复合胺、贝类张口程度的影响等	要求有较高的实践经验，受实验种类、大小的限制，应用难度大	

流水槽法 Flow-throughchambermethod	简单、易行，在实验期间可以保持藻类浓度的恒定	对水流速度和水槽形状的要求较高	必须满足的条件：从水槽中流过的水应该在贝类能够触及的范围内，必须避免贝类滤过的水与待滤的水相混，饵料的大小必须在贝类能够100%过滤的范围内，流速必须大于临界值
吸水法 Suctionmethod	避免了直流水槽法对水槽形状、大小的过高要求，既能够避免几何学效应，可以测定埋栖贝类的滤水率，可以用于现场测定	虽然操作简单，但是适用的范围较小	流速必须大于临界值
清滤法 Clearancemethod	该方法可靠性强	实验期间，饵料颗粒浓度随着时间的推移而降低，将对结果产生影响	需要通过补充饵料来消除饵料浓度降低的影响
光控水族箱法 Photoaquariummethod	避免了实验装置内的水循环，对饵料浓度的要求较低，在饵料浓度较低或自然海区的海水的条件下，实验也可以进行	保持藻类浓度稳定的自动记录装置复杂，成本高，操作困难	
稳定状态法 Steady-statemethod	操作简单、可靠性强，可长期保持藻类浓度的稳定		
录像观察法 Videoobservationmethod	比较直观	对仪器的要求较高	
置换法 Replacementmethod	可使被测的贝类保持自然状态		
温度差异法 Thermistormethod	可使被测的贝类保持自然状态，测定的结果较准确	对仪器装置的要求较高，探头的标定复杂	探头的位置放的合适，原则上要求出水管的水流全部经过探头，温度的控制适宜，探头校准
生物沉积法 Biodepositmethod	现场测定，是室内方法有效补充	基于贝类对颗粒物质的保留率为100%的假设条件，公式(8)没将产生的假粪考虑进去	贻贝对直径大于4mm的颗粒的保留率为100%，不同种类的保留率是不同的。需要进行必要的预实验

3 国内研究现状

国内对于滤食性双壳贝类的滤水率的研究起步较晚，20世纪90年代才开始这方面的研究。研究方法主

要有：清滤法和流水槽法(国内称之为静水法和模拟现场流水法)以及生物沉积法。表 2 列出我国目前关于贝类滤水率的测定结果和进展情况。

表 2 我国目前的研究进展情况

Table 2 Research advance infiltration rate of bivalves in China

实验方法 Method	实验贝类 Species of bivalves	实验条件 Experimental condition	实验结果 Result	参考文献 Reference
流水槽法 Flow-through Chamber method	栉孔扇贝 Chlamys farreri	记录水体中的 POM 或 Chla。水温 24-26℃，壳长 55-58cm	滤水率为 54L/h·gDW	孙慧玲，等 (1995)
	栉孔扇贝 Chlamys farreri	记录水体中的 POM 或 Chla。水温 136℃，壳高 54cm 的扇贝滤水率为 2947L/h·ind，水温 179℃，壳高 573cm 的扇贝滤水率为 29L/h·ind	滤水率 FR 与组织干重的关系： FR=29142W03762	匡世焕，等(1996)
	太平洋牡蛎 Crassostrea gigas	盐度 31~32，pH8.1，水温 131~188℃，水槽流速 422~444ml/min	滤水率 FR 与组织干重的关系式： FR=3923W03217	匡世焕，等(1996)
生物沉积法 Biodeposit method	栉孔扇贝 Chlamys farreri	水温 9~19℃ 个体：组织干重 048g	261L/h·gDW	周毅，等(2002、2003)
	紫贻贝 Mytilus edulis	水温 22℃	106ml/h·ind	吴坚(1991)
	泥蚶幼体(面盘幼虫) Larva of Tegillarca granosa 海湾扇贝 Argopecten irradians	水温 26~28℃	体长 L 与滤水率 FR 的关系： FR=000007e00535L	王建光，等(1999) 王王芳，等(2000)
	太平洋牡蛎 Crassostrea gigas		滤水率的单位为 ml/min·gWW F=1704W03042	王俊，等(2000)
清滤法 Clearance rate	菲律宾蛤仔 Ruditapes philippinarum	水温 17℃，壳长 38cm，组织干重 06g	滤水率为 719-833 (单位?)	王俊，等(2000)
	栉孔扇贝 Chlamys farreri	每个桶中放入栉孔扇贝 20 个，取平均值。记录藻类的密度变化。水温 24~26℃，壳长 5cm	滤水率为 004L/h·gDW	袁有宪，等(2000)
	缢蛏		温度为 20，pH 值为 8	潘鲁青，等

Sinonovaculaconstricta	温度 15~30℃、盐度 6~30、pH6~9	时, 滤水率大最大值	(2002)
------------------------	-------------------------	------------	--------

存在问题和今后发展建议

满足各种方法的前提条件是准确测定滤水率的关键。但是目前一些错误的测定方法和错误的结果还在被重复使用和重复引用。表 3 给出在最佳实验条件下测定的滤水率与双壳贝类个体规格的关系, 这些方法得到广泛的认可, 实验结果不受实验方法的影响, 是可靠的。从表 3 可见滤水率与双壳贝类组织干重的关系符合 $F = aW^b$

表 3 以不同方法在最佳实验条件下获得的双壳贝类的滤水率

Table 3 Filtration rates in bivalves measured by means of different methods under optimum laboratory conditions

滤水率测定方法 Methods	贝类种类 Species of bivalves	滤水率与贝类组织干重的关系式 Relationship of F and body dry weight	参考文献 References
吸水法 Suction method	Cardiumechinatum	$F=422W^{0.62}$	Mhlenbergetal(1979)
	Cardiumedule	$F=1160W^{0.70}$	
	Mytilusedulis 紫贻贝	$F=745W^{0.66}$	
	Modiolusmodiolus	$F=600W^{0.75}$	
光控水族箱法 Photoaquarium method	Arcticaislandicaus	$F=555W^{0.62}$	Riisgårdetal(1979) Griffiths(1980)
	Mytilusedulis	$F=737W^{0.72}$	
	Choromytilusmeridionalis	$F=537W^{0.60}$	
清滤法 Clearance method	Pernaperna	$F=885W^{0.66}$	Berryetal(1983)
	Crassostreavirginica	$F=679W^{0.73}$	Riisgård(1988)
	Geukensiademissa	$F=615W^{0.83}$	
替换法 Replacement method	Mercenariamercenaria	$F=25W^{0.78}$	Coughlanetal(1964)

温度差异法	Clinocardiumnuttalii	F=31W080	Meyhöfer(1985)
Thermistormethod	Mytiluscalifornianus	F=79W072	
	Chlamyshastate	F=87W094	

注: F(L/h)为滤水率, W(g)为双壳贝类的组织干重

流水槽法和清滤率法是目前国际上较为常用的方法, 在我国的应用也最为普遍。因此, 本文详细介绍一下在试验中存在的问题以便引起注意和重视。

流水槽法是国际上应用较普遍的方法, 但是, 由于应用该方法的必要条件(见表1)往往被忽略, 导致一些实验结果的误差较大。例如 Walne(1972)应用该方法测定双壳贝类的滤水率与流速的关系, 得出滤水率与流速正相关的结论。该结论是错误的, 因为在该试验中, 始终没有得到流速的临界值(也就是当流速超过某一值后, 随着流速的增大, 清滤率不再增大), 原因是流水槽的设计没有考虑到几何效应, 水槽中的水被双壳贝类循环利用。再比如 Thompson 等(1974)即没考虑水槽的几何效应, 也没考虑流速的临界值, 在试验中所用的流速仅为 50ml/min, 因此, 得出紫贻贝的体重指数为 038 的结果, 与表 3 所列的结果相差较大。还有 Ward 等(1989)、Bayne 等(1993)、Hawkins 等(1999)和 Yukihiro 等(1999)的实验中也都出现了类似的情况。

清滤法是目前应用极为普遍的间接方法, 该方法的结果可靠性相对较大。但是由于饵料浓度过高, 容易导致“饱和缩减作用”(Saturationreduction)的出现。也就是由于饵料浓度过高, 双壳贝类食用的食物出现饱和, 使双壳贝类关闭出入水管, 限制滤水率, 从而使测定的滤水率值偏低。Winter(1973)、Gerdes(1983)和 Cout-teau 等(1994)在实验中测定的结果偏低, 就是由于以上的原因。

表 2 列出了我国在双壳贝类滤水率的研究情况。现就目前存在的问题提出几点建议, 仅供参考。

(1)滤水率是反映贝类生理状态的动态指标, 受环境因素和生物因素的影响较大, 例如水温、盐度、pH 值、海水流速、饵料浓度和质量以及贝类的规格等因素。

由于实验条件的不同，测定的结果往往相差很大。因此，在进行贝类滤水率的测定时，需要注意并且详细叙述必要的实验条件。

(2)目前表述滤水率的单位也比较混乱，有 ml/h·gDW、ml/h·Ind、ml/h·gWW 等，这使得数据的可比性较差，应用起来比较困难。应该尽量与国际接轨，采用国际上常用的单位：L/h·gDW。

(3)滤水率是常数，一般受环境因素如温度、盐度等的影响。清滤率的数值即受环境因素的影响，又受所选测定指标和颗粒数量、体积等影响。对于较大的颗粒也就是当双壳贝类对颗粒的保留率接近为 100%时，清滤率和滤水率数值相近，可互相代替。在进行清滤率的测定时，测定的指标通常有 POM、Chla、TPM、POC、PON 和悬浮颗粒数量和体积(VOL)等等，根据不同的指标计算的清滤率也不尽相同。例如以 POM 和 Chla 为指标测定的清滤率相差较大，9 月份的同一组测定栉孔扇贝清滤率的实验，以 Chla 计算的清滤率为 2449L/h·g，以 POM 为指标计算的清滤率为 4385L/h·g，作者认为滤纸的孔径和颗粒的稳定性可能是导致差异的原因，以 Chla 为指标测定的值稳定性较好(匡世焕等 1996)。有研究结果显示，与 TPM(29%)、POM(32%)、POC(29%)、PON(27%)和 Chla(20%)相比，清滤率的变化与 VOL 的关联最大(47%)。逐步回归结果，VOL 和 Chla 能够解释清滤率变异的 58%。因此，考虑测定的误差大小和简繁程度，建议以 Chla 和 VOL 为指标进行清滤率的计算，以便更能反映清滤率的真实情况(Hawkinsetal2001)。

(4)在应用各种实验方法时，应该将该方法的前提条件、注意事项考虑进去，以尽量避免系统误差。例如应用清除法，随着时间的推移，饵料浓度将逐渐降低，必将对滤水率的结果产生影响。应该补充饵料以降低由此带来的误差。应用流水槽法时，对水流的速度和水槽的形状要求较高，应该重视表 1 中所列的注意事项，以增加国内实验结果的可靠性、可比性和可重复性。

滤水率是滤食性双壳贝类的重要生理指标之一，是双壳贝类能量学的基本参数，可用于推算双壳贝类在特定海区的生长余力(SFG: Scopeforgrowth)。另外，滤水率也是进行养殖容量评估所必须的参数。国内在滤食性双壳贝类滤水率方面开展了一些研究，与国际上的发展相比，在实验方法的研究上还有一定的差距。因此，需要进一步深入研究，以使我们获得的数据更能反映贝类生理特性。同时，研究出更准确、简单、易操作的滤水率的测定方法亦是众望所归。

滤食性贝类容量评估

栉孔扇贝繁殖前后模拟现场流水法简介

实验采用模拟现场流水法 [3]。实验海水的平均温度为 13 ± 516 (月和 Ic) $174 \pm 90^\circ\text{C}$ (月 5)，实验海水中叶绿素 a 在 4 月和 5 月的平均含量分别为 445 和 293 μg 八，PoM 含量分别为 232 和 105 mg 八，TpM 含量分别为 1317 和 379 mg 八，pHS10，盐度为 31 — 32，光照约为 1000lX 。各实验水槽的海水平均流速为 309 — 489 ml/min (4 月) 和 270 — 498 ml/min (5 月)。12 扇贝实验用栉孔扇贝于 1995 年 4 月 19 日取自桑沟湾内崖头镇养殖场，取回实验室后洗刷干净壳上的附着生物，按照扇贝的大小分成 8 个组，包括 7 个实验组 (每组含 4 个大小相近的扇贝) 和 1 个对照组，放于实验水槽中适应 3-6d。实验扇贝的壳高和干组织重范围分别为 265 — 65 cm 和 016-149。

对照组中不放置扇贝，但流水，该组进、出水孔处颗粒物浓度的差异为海水流经滤水率测定槽时沉降作用引起 (在水很浑浊时特别明显)，在计算扇贝的滤水率时应扣除这部分值。

3 实验方法：从 4 月 24 — 25 日 2h4 内每隔 h6 测定 1 次每个水槽的流速、海水中叶绿素 a 和颗粒有机物 (POM) 的含量，以进水孔和出水孔处叶绿素 a 含量的变化分别计算滤水率。2h4 后收集扇贝排出的粪便，用 GFc/玻璃纤维滤纸抽滤滤干后置于干燥器中在 -20°C 温度下贮存以备分析。

叶绿素 a 和 POM 的测定方法参照匡世焕等的方法 [4]。从 5 月 27-28 日在同一批扇贝精卵自然排放后，再测定以上内容。并测定扇贝在该阶段的生长，实验结束后杀死扇贝，煮熟和 60°C 烘干 24h 后分别测定其鲜重和干组织重。

14 计算滤水率(FR)按照匡世焕等的方法。 $FR = F(C_i - c_z)/c$ 。F 为海水流速, c_i 和 c_z 分别为进水孔和出水孔处叶绿素 a 或 POM 的浓度。保留率(R)E, $RE = 1 - F/C$ 。吸收率(EA), $AE = (F - E) / [(1 - E)F]$ 。F 为食物中有机物的含量(PoM/TPM), E 为粪便中有机物的含量(poM/TpM)。

2 结果 21 栉孔扇贝生殖活动前后的摄食到 5 月中旬当海水温度达 16-17℃时栉孔扇贝的精卵均有不同程度的排放, 与自然海区栉孔扇贝的生殖高峰基本一致。在扇贝的生殖活动前后分别测定出的滤水率(表 1), 方差分析(ANovA)结果表明, 两者之间无显著差异(表 2)。尽管如此, 由于海水中可供扇贝滤食的食物含量不同, 扇贝在生殖活动前后对食物的保留率和摄食量是不同的, 生殖活动后的保留率稍大, 但不太显著(ANovA, $F = 0.13$)。在本实验条件下, 扇贝在进行生殖活动前后对叶绿素 a 的平均日摄食量分别为 2535 眼和 172.6 眼。

讨论与结语

对栉孔扇贝在产卵前后滤水率的测定结果表明, 在这一期间扇贝的滤水率无明显的差异。这说明扇贝在完成生殖活动后, 并不是马上增加摄入海水中的食物以补偿生殖过程中的大量能量消耗, 至少有一个逐渐增加的过程。与作者对 9 月和 n 月在同一地点用同一方法对同一种扇贝滤水率的测定结果 s[]相比, 扇贝在 4—5 月的滤水率小于 9 月份, 大于 n 月份。这种差异是生物所处生活环境的理化因子和生物本身生理状况的综合影响造成的。因为海水的温度、盐度、流速、海水中悬浮颗粒物及饵料的数量和质量等都直接影海洋水产研究第卷 17 响到双壳类的滤水率。作者几次对桑沟湾栉孔扇贝滤水率测定的结果表明, 滤水率的变化和温度的变化是一致的, 温度越高, 滤水率越大, 并且几次实验的条件除温度变化较大外, 其他条件基本一致, 这就说明上述差异主要是由于温度的差异引起的, 而扇贝本身的生理状况也是影响因素之一。对不同大小扇贝的滤水率进行回归分析表明, 滤水率和个体干组织重之间均具有较好的幂函数回归关系, 其中指数为 0.3762(<1), 这符合双壳类滤

水率与生物个体大小关系的一般规律。滤水率与扇贝壳高也有较好的幂函数方程关系，但方程中指数为 10392(、1)，近似于直线回归关系。Doerign 等(1986)也发现美洲牡蛎(。女心戌，。叨沉切)的滤水率和壳长之间具有很好的线性回归关系 8[]。作者认为滤水率和壳高的函数方程具有更高的实用价值，利用这一方程，不必杀死扇贝而只需直接测量壳高即可得到扇贝的滤水率值。与太平洋牡蛎(。义泊珑 r。卵挤绍)相似 91[]，栉孔扇贝的吸收率也与个体大小无关，本实验在自然海水条件下测定其吸收率平均值约为 061。这一吸收率值低于作者对太平洋牡蛎的测定结果 9j[]，但稍高于双壳类的平均吸收率水平(054)[]。关于流速对双壳类滤食和生长的影响有过一些报道。wildihs 等(1990)报道，当流速大于 2c5ms/时贻贝(别寥劝昭献 2 讼必)的滤水率受到抑制 1[]。另据报道，当流速超过一定限度时(5 一 2c0ms/)，海湾扇贝(方卯尹男蚶。亡以如绍“加浇川护必哪)和海扇贝(月如为产以印确叩威流必贴)的生长受到抑制(‘2, ’“)。但 Hildreth(1976)表明，在一定的流速(2 一 421/h)范围内，贻贝的滤水率保持恒定(‘)。栉孔扇贝作为喜好水流较急的贝类 1s[]，在本实验条件下，300 一 600ml/min 的水流对它的滤水率无明显的影响，但水流小于 300ml/min 时，扇贝的滤水率明显地减小(表 3)。实验观察到水流较小时扇贝往往聚集在进水孔附近的水流较急的地方，而在 60ml/min 的水流时，扇贝并无避开流急处的反应，这也说明 600ml/min 的水流未达到抑制扇贝滤水率的上限，而这一上限值有待于进一步测定。iK 曰 rboe 等(1981)认为无论采用何种手段，例如增加饵料数量和质量，加入其他物质(如维生素等)，贻贝在室内实验条件下的生长往往达不到其在野外的生长水平 16[]。这是因为生物习惯于其栖息的自然生态环境。在本实验条件下，海水条件与扇贝栖息的自然条件较一致，但底质和海况等其他条件还无法模拟。扇贝在本实验条件下的生长率小于其在自然海区的生长率，但与自然海区笼养扇贝的生长率相差无几。造成这种差异的原因除了扇贝栖息环境的改变外，与扇贝在生殖季节将主要的能量用于生殖活动也有一定的关系。总之，通过本文和其他关于栉孔扇贝摄食生理、生态的系列研究 z[， 3]，对栉孔扇贝在不同季节、不同生理状况及不同水流、温度等条件下的滤水率、同化率及其生长有了较全面的认识。这

对于该扇贝的水产养殖和养殖容量的计算具有重要的理论意义，同时，填补了我国在这一领域的研究空白。但对栉孔扇贝幼体的摄食生理还有待于进一步研究

桑沟湾栉孔扇贝养殖容量评估

贝类养殖容量的研究始于 70 年代末和 80 年代初，早期研究主要集中在生态系统对贝类生产的支持能力。最近，关于贝类养殖对整个生态系统动力学影响的生态建模方面，其中包括食物竞争和营养循环等成为该领域的研究重点，是国际上关于海水贝类养殖持续发展的一个新研究领域。栉孔扇贝 *Chlamys farreri* 是桑沟湾主要海水养殖品种之一。进入 90 年代以来，该湾的养殖扇贝出现了个体小型化，养殖周期延长，死亡率增高，产品质量下降等问题，严重影响了该湾海水养殖业的持续发展。种种迹象表明，桑沟湾栉孔扇贝养殖出现的问题与养殖容量有关。为了确定桑沟湾栉孔扇贝适宜养殖量和养殖密度，中国水产科学研究院黄海水产研究所和加拿大国际发展研究中心、加拿大 Dhatousle 大学合作，于 1993-1996 年期间对该湾的栉孔扇贝养殖总容量和单位面积养殖容量进行了研究。

滤食性生物滤水率、摄食 t 的测定

1993 年 9 月、11 月，1994 年 5 月，1995 年 4—5 月在模拟现场条件下的流水系统中对该湾的主要养殖和附着滤食性生物的滤水率和摄食量进行了测定。测定方法见匡世焕川、孙慧玲 [9] 等。滤水率采用以下公式计算

$$FR = V \frac{(P_{cp} - P_{ex})}{P_{cp}} (1)$$

式中：FR 为滤水率(L/h)； P_{cp} 为进水口处平均叶绿素(ug/L)或 POM(mg/L)浓度； P_{ex} 为出水口处平均叶绿素(ug/L)或 POM 浓度(mg/L)；V 为流量(L/h)。

栉孔扇贝和滤食性附着生物摄食量的计算公式如下：

$$F_{demand} = k \times C_{chl a} \times FR \times 10^{-12} (2)$$

式中： F_{demand} 为生物摄食量(tC/ind/d)；k 为浮游植物体内有机碳与叶绿素 a 比值(40: 1)；FR为 24h 内生物滤水量(L/d)； $C_{chl a}$ 为湾内叶绿素 a 浓度(ug/L)。

初级生产力的测定

用 C_{14} 法测定该湾不同水域的浮游植物同化系数，同时用透明度板测量每个站位的透明度，初级生产力的计算公式采用 $cadec$ 和 Hegeman [9] 提出的计算真光层初级生产力的简化公式：

$$P = \frac{1}{2} PP \times E \times D$$

式中 P 为现场每日初级生产力(mgC/(m²d))；PP 为表层水样潜在生产力(mgC/(m³h))；E 为真光层深度(m)；D 为日出到日落的白天长度(h)。

单位面积养殖扇贝和附着生物密度的估算方法

根据荣成市水产局提供的数据，桑沟湾栉孔扇贝的总养殖量为 20 亿粒，其中壳高 3—4cm、4—5cm 和 5cm 以上的不同规格的扇贝比例大体为 10: 8: 7，即分别为 80、64 和 56 亿粒。按照目前的养殖方法，即按养成笼间距为 1m，每笼 7 层，每层放养 35 个，筏绳间距为 5m 计算，该湾栉孔扇贝的养殖密度为 50 粒/m²。

桑沟湾全年或季节性的主要滤食性附着生物种类有玻璃海鞘、柄海鞘、贻贝、带偏顶蛤等，其中贻贝和带偏顶蛤大部分附着在筏绳和浮漂上，玻璃海鞘则大部分附着在养成笼内塑料圆盘的底面，且生物量较大。柄海鞘分为大和小两类，由于扇贝养成期间养殖笼需要经常更换，附着在养殖器材上的生物大部分被带到岸上曝晒而死亡，因此，大柄海鞘的个体生物量小于小柄海鞘，且大部分附着生长在筏绳和浮漂上。小柄海鞘个体较小，但生物量较大。附着生物的估算方法：每次调查时，分别在大、中、小扇贝养殖区随机取 20 个浮漂、Zm 筏绳和 20 个扇贝进行附着生物计数，取其平均值作为不同季节附着生物的生物量，然后根据第 2 期方建光等：桑沟湾栉孔扇贝养殖容量的研究据总养殖面积、养殖器材和平均附着生物量，推算出总平均附着生物量。

桑沟湾不同季节的由初级生产力所生产的有机碳供应量的计算

桑沟湾初级生产量计算公式如下：

$$F_s = \sum_{i=1}^n (P_i \times T_i \times S) \times 10^{-9}$$

式中： F_s 为有机碳总供应量(t)； P_i 为初级生产力(mgC/m²·d)； T_i 为取样间隔时间(d)； S 为试验水域面积(m²)， n 为取样次数。

栉孔扇贝养殖容估算模式

1. 基于叶绿素 a 的养殖容量评估模型

浮游植物是滤食性生物的主要饵料食物，其主要成分由浮游植物和有机碎屑组成。在内湾水域，由于水浅，沉积于海底的一些有机碎屑可以在风浪的作用下重新悬浮于海水中，特别是在风浪较大的情况下进行海上采集水样时，POM 的浓度将会高于平时，容易产生较大误差。而叶绿素 a 所代表的浮游植物数量和浓度则相对稳定，不易受风浪等物理因素的影响。在测定养殖和附着滤食性生物的滤水率时，采用了模拟现场法，即利用自然海水中的浮游植物和有机碎屑作为被测生物的饵料食物，获得的滤水率则与自然海区环境中滤食性生物的滤水率和摄食率基本相似。为使研究结果减少误差，采用了叶绿素 a 和初级生产力所产生的有机碳作为计算该湾的扇贝养殖容量的关键因子。单位面积初级生产力生产的有机碳减去附着生物对有机碳的需求总量即为桑沟湾扇贝或其他养殖滤食性生物养殖容量，不同时期扇贝单位面积养殖容量估算公式为

$$CC = \frac{P - k \times Chla \sum_j^m (FR_j \times B_j)}{k \times Chla \times FR_s}$$

式中： cc 为扇贝养殖容量(ind/m²)； P 为初级生产量(mgc/m²/d)； k 为浮游植物体内有机碳与叶绿素 a 比值(40: 1)； FR_j ，为不同种类的附着生物滤水率(m³八

dn/d); chl。为叶绿素 a 平均浓度(mg/m³); 尸 R: 为扇贝滤水率(m³/ind/d); B, 为不同种类的附着生物密度(ind/m²); , 为滤食性附着生物种类。

桑沟湾不同规格的栉孔扇贝滤水率、摄食 t 的季节变化从表 1 可以看出,桑沟湾内的栉孔扇贝的滤水率、摄食量因规格和季节不同而变化较大。滤水率和摄食率与扇贝的大小呈正比关系,规格越大,滤水率和摄食率就越高。由于涉及到繁殖等因素,扇贝滤水率和摄食率的季节变化比较复杂。一般来说,其滤水率随着水温的升高而升高,摄食率除了在繁殖季节前期和繁殖期间(4-5 月)较小外,其他季节的变化趋势基本上与滤水率一致。

表 1 桑沟湾栉孔扇贝滤水率、摄食率的季节变化

Table 1 Seasonal variation of filtration rate and ingestion rate of scallop *Chlamys farreri* in Sungo Bay in 1994

Date (dd/mm/)	Chl- a(ug/L)	Filtrationrate(L/ind/h)			Ingestingrate(ugChla/ind/d)		
		3-4cm	4-5cm	5-6cm	3-4cm	4-5cm	5-6cm
20/01	412	025	042	080	2472	4153	7910
28/03	524	070	108	248	8803	13582	31188
25/04	231	159	239	313	8815	13215	17353
28/05	214	164	225	358	8423	11556	18337
09/07	688	226	320	446	37317	52838	73644
24/08	409	286	414	524	28074	40638	51436
25/09	362	276	405	515	23979	35186	44743
14/10	169	196	290	416	7950	11762	16873
15/11	095	025	072	230	1026	1642	5244

2.2 桑沟湾主要滤食性附着生物生物量及摄食的季节变化

桑沟湾全年或季节性的主要滤食性附着生物种类有玻璃海鞘、柄海鞘、贻贝、带偏顶蛤等,以上主要滤食性附着生物的平均生物量和总资源量如表 2 所示。从表 2 可以看出,玻璃海鞘和柄海鞘是该湾最大的附着生物种类,其总资源量约为养殖扇贝的 1 倍。其次为贻贝,带偏顶蛤生物量最小。

表 2 桑沟湾主要滤食性附着生物不同季节的平均个体生物量

Table 2 Total and mean biomass of filtering fouling animals in Sungo Bay in 1994

species	Mussel Mytilus edulis	Modiolus sp	Small Styela sp	Ciona sp	Big Styela sp
Area (hm ²)	4000	4000	4000	4000	4000
Biomass (ind/hm ²)	67500	7500	1000000	1000000	167500
Total(million)	270	30	4000	4000	670

桑沟湾内贻贝、带偏顶蛤和大柄海鞘是常年生存种类,这两种生物主要附着在养殖筏绳和浮漂上。小柄海鞘和玻璃海鞘主要是当年繁殖生长品种,其在冬春季生物量很小,本研究只在 5 月份以后计算其摄食量。表 3 显示,桑沟湾主要附着生物滤水率以贻贝为最大,带偏顶蛤次之;海鞘类滤水率相对较小。玻璃海鞘的滤水率高于当年生柄海鞘约 1 倍左右。各种滤食性附着生物的滤水率 5 月份最大,夏季次之,冬季最小。

表 2 桑沟湾主要滤食性附着生物滤水率 (L/h·ind) 的季节变化

Table 2 Seasonal variation of filtration rates of main fouling animals in Sungo bay in 1994

Month	Mussel Mytilus edulis	Ciona sp	Modiolus sp	Small Styela sp	Big Styela sp
January	0.20		0.05		0.01
May	4.39	0.73	4.01	0.36	3.19

September	1.80	1.13	1.70		
November	0.63	0.35	0.16	0.18	0.02

根据公式(2)和以上滤食性附着生物的平均生物量、滤水率、叶绿素 a 浓度,桑沟湾的滤食性附着生物单位面积日摄食量(g C/hm²/d) 计算结果如表 4 所示。

表 4 桑沟湾主要滤食性附着生物单位面积日摄食量(g C/hm²/d) 的季节变化

Table 4 Seasonal variation of ingestion ration (g C/hm²/d) of main filtering fouling animals in Sungo Bay in 1994

Date (DD/MM)	Chla (mg/m ³)	Ingestion ration(g C/hm ² /d)					Subtotal
		Mytilus edulis	Modiolus sp	Styela sp		Ciona sp	
				Young	adult		
20/01	4.12	53.25	1.50		6.75		61.50
28/03	5.24	68.25	2.25		8.25		78.00
25/04	2.14	94.50	3.00		7.50		104.25
28/05	2.26	87.00	2.25		6.75		96.75
09/07	6.88	280.50	8.25	1188.75	22.50	2311.50	3811.50
24/08	4.09	167.25	4.50	706.50	13.50	1374.00	2265.75
25/09	3.62	147.75	4.50	625.50	12.00	1216.50	2005.50
14/10	1.69	69.00	2.25	291.75	5.25	567.75	936.00
15/11	0.95	39.00	0.75	164.25	3.00	319.50	526.50

表 4 中的数据显示,海鞘类虽然滤水率相对较小,但由于生物量较大,其摄食量约占主要附着生物摄食量的 90%左右。7 月份叶绿素 a 浓度达到全年的最高水平,同时各种滤食性附着生物的单位面积摄食量达到了全年的最大值。11 月份至翌年的 3 月份期间,由于水温较低,各种生物的滤水率较低,因而其摄食量亦处于全年的最低值。

2.3 桑沟湾饵料生物有机碳供应量

根据不同季节的同化系数、叶绿素 a 浓度，桑沟湾初级生产力生产的有机碳周年变化见表 5。该湾初级生产量的变化与生物的摄食习性、水温和叶绿素 a 浓度变化密切相关。在冬季，由于水温和叶绿素 a 浓度相对偏低，其初级生产量亦较低。4-5 月份，正值扇贝和附着生物为繁殖而进行能量储备阶段，滤水率和摄食量均较大，因而抑制了浮游植物的繁殖生长，初级生产力处于较低水平。随着水温的升高，以及营养盐因雨季的到来陆地径流增大而得到了补充，该湾的初级生产量逐渐增大，7 月份达到全年的最高峰。8 月下旬开始，水海洋水产研究第 71 卷温不断下降，浮游植物繁殖速率逐渐降低。但由于此阶段的水温正是适宜扇贝和其他附着生物生长温度范围，其滤水率不但没有降低，反而达到了全年的最高峰(表 1)，因而导致了 10 月份期间初级生产量锐减。

表 5、桑沟湾浮游植物初级生产力生产的有机碳周年变化

T a b l e 5 Seasonal variation of Primaar y Production in Sungo Bay in 1994

Date (dd/mm)	Chla (mg/m ³)	Area (1x10 ⁸ m ²)	PP (mg C/m ² /d)	UADPP (kg C/hm ² /d)	DPP (t C/d)
20/01	4.12	1.33	179.47	1.79	23.93
28/03	5.24	1.33	134.69	1.79	17.96
25/04	2.14	1.33	62.86	1.34	9.05
28/05	2.26	1.33	231.63	0.63	32.25
09/07	6.88	1.33	1419.68	2.32	189.29
24/08	4.09	1.33	974.61	14.20	137.89
25/09	3.62	1.33	963.55	9.74	126.70
14/10	1.69	1.33	206.03	9.63	27.47
15/11	0.95	1.33	179.32	2.06	23.91

PP: Primary production; DPP: Daily primary production; UADPP: Daily primary production of unit area

桑沟湾日初级生产量 3—4 月份最低，分别为 17.96 和 9.05tc/d，甚至低于冬季的日初级生产量。7、8、9 月份期间初级生产量较高，其中 7 月份为 189.29tc/d，达到了全年的最高值。

2.4 桑沟湾栉孔扇贝不同时期总养殖容量

根据公式(5)和表 1、2、3、4、5 中列出的扇贝摄食量、附着生物生物量、滤水率和摄食量以及初级生产量，桑沟湾不同规格的栉孔扇贝养殖总容量和单位面积养殖容量如表 6 所示。

桑沟湾不同季节栉孔扇贝的单位面积养殖容量因扇贝大小和季节不同、饵料供应量不同而变化较大。3 种不同规格的扇贝养殖容量的季节变化基本一样，冬季由于水温较低，扇贝新陈代谢速率较慢，而叶绿素 a 浓度相对较高，其养殖容量最大，4 月份和 10 月份因叶绿素 a 浓度较低，而扇贝滤水率则相对较高，因而其养殖容量最小，其他月份的养殖容量因扇贝滤水率和叶绿素 a 浓度变化较小而较为接近。

当扇贝壳高为 3-4 cm 时，其冬季的单位面积养殖容量最大，变化范围为 167—283 个/m²；4 月份和 10 月份的养殖容量最低，约 20 个/m²左右；其他月份变化范围约为 50-85 个/m²。当养殖的扇贝壳高为 4-5 cm 时，其冬季养殖容量变化范围 9-17 个/m²左右；4 月份和 10 月份的养殖容量为 12 个/m²左右；其他月份变化范围约为 30-60 个/m²。当扇贝壳高大于 5 cm 时，其冬季养殖容量变化范围为 50 个/m²左右；4 月份和 10 月份的养殖容量为 10 个/m²左右；其他月份变化范围约为 17-46 个/m²。

表 6 桑沟湾栉孔扇贝单位面积容量

Table 6 Unit area carrying capacity of Sungo Bay for culture of scallop *Chlamys fafferi*

Date (dd/mm)	DPP (t C/d)	Ingestion of FO (t C/d)	Ingestion of scallop			Unit Carrying capacity		
			3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm	3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm
20/01	23.93	0.25	988.8	1661.2	3164.2	167	99	52
28/03	17.96	0.31	3521.2	5432.8	9306.4	46	30	17
25/04	9.05	0.42	3526.0	5300.0	6941.2	19	12	10

28/05	32.25	0.39	3369.2	4622.4	7354.8	85	62	39
09/07	189.29	15.25	14926.8	21135.2	29457.6	67	47	34
24/08	137.89	9.06	11229.6	16255.2	20574.4	76	52	41
25/09	126.70	8.02	9591.6	14074.4	17897.2	85	58	46
14/10	27.47	3.74	3180.0	4704.8	6749.2	18	12	8
15/11	23.91	2.11	410.4	656.8	2097.6	283	177	55
Mean	65.38	4.39	5638	8204	11504	94	61	34

表 7 桑沟湾栉孔扇贝总养殖容量

Table 6 Total carrying capacity of Sungo Bay for culture of scallop *Chlamys fafferi*

Date (dd/mm)	DPP (t C/d)	Ingestion of FO (t C/d)	Ingestion of scallop			Theoretical CC			Limited CC		
			3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm	3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm	3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm
20/01	23.93	0.25	988.8	1661.2	3164.2	240	143	75	180	107	56
28/03	17.96	0.31	3521.2	5432.8	9306.4	50	33	19	38	25	14
25/04	9.05	0.42	3526.0	5300.0	6941.2	25	16	12	19	12	9
28/05	32.25	0.39	3369.2	4622.4	7354.8	95	69	43	71	52	32
09/07	189.29	15.25	14926.8	21135.2	29457.6	117	82	59	88	62	44
24/08	137.89	9.06	11229.6	16255.2	20574.4	115	79	63	86	59	47
25/09	126.70	8.02	9591.6	14074.4	17897.2	124	84	66	93	63	50
14/10	27.47	3.74	3180.0	4704.8	6749.2	75	50	35	56	38	26
15/11	23.91	2.11	410.4	656.8	2097.6	531	332	104	398	249	78
Mean	65.38	4.39	5638	8204	11504	152	99	53	114	74	40

FO: Fouling organisms; CC: Carrying capacity; DPP: Daily primary production

根据全年初级生产量、滤食性附着生物的资源量和总摄食量、栉孔扇贝的个体滤水率和摄食量，桑沟湾扇贝不同季节的养殖总容量如表 7 中理论养殖容量一栏。表中理论养殖容量的数据是假设该湾全部面积都能养殖扇贝的前提下的养殖总容

量。但由于该湾水深海洋水产研究第 71 卷小于 5m 的浅水区和航道等不能进行扇贝养殖的水面约占总面积的 1/4，因此，该湾的栉孔扇贝实际养殖容量应为 3/4 左右，如表 7 中实际养殖容量一栏所示。

养殖总容量的季节变化趋势与单位面积养殖容量变化趋势相同，冬季容量较大，3、4、10 月份最小，其他月份较为接近。若养殖扇贝壳高为 3-4 cm 时，其平均养殖总容量为 114 亿粒；当养殖扇贝壳高为 4-5 cm 时，其平均养殖总容量降至 74 亿粒；当养殖扇贝壳高大于 5 cm 时，其养殖总容量仅为 40 亿粒，是壳高 3-4 cm 三分之一。

(1) 基于水动力的浅海滤食性贝类养殖容量动态评估模型

课题研究人员在国家“九五”攻关的研究基础上，对已经建立的开放水域贝类养殖容量评估模型进行了改进，使之能够在任何季节、任何时间、任何水域都能够根据测定的数据，对选定水域的滤食性贝类的养殖容量进行评估，为养殖者确定适宜的养殖种类、密度、规模和季节提供了理论依据。

浅海滤食性贝类养殖容量动态评估的原理主要依据营养物质在选择的评估海区的输送、其它滤食性生物的种群和生物量、养殖贝类的摄食生理生态瞬时变化，从而估算既定养殖贝类的动态养殖容量。其评估模型如下：

$$CC \leq \frac{\left((\overline{CoP})_i \times S \times D + \left[(\overline{CoP})_{a1} \times CV_{a1} \times A_{a1} - (\overline{CoP})_{a2} \times CV_{a2} \times A_{a2} \right] \times T \right) - \sum_i^n \sum_{j=1}^m FR_{fi} \times B_{ij} \times T_i}{FR(COP, w)_{bi} \times T_i}$$

S: 研究水域面积(m²)；D: 研究水域水深 (m)；Ti: 涨潮 (或退潮) 至 i 时的时间(h)；CVa1: a1 点 T 时间内的海流平均流速(m/h)；CVa2: a2 点 T 时的海流平均流速(m/h)；Aa1: a1 点所在面的截面积(m²)；Aa2: a2 点所在面的截面积(m²)； $(\overline{CoP})_i$: i 时养殖水域颗粒有机物或叶绿素 a 浓度(mg/m³)；FR_{fi}: i 时滤食性生物个体摄食率(mg/h/ind)；FR_{bi}: i 时滤食性贝类的个体摄食率(mg/h/DWg)；B_{ij}: i 时养殖水域第 j 种滤食性生物总生物量(ind)。m: 附着生物种类数；w: 贝类的组织干重 (g)

该模型与国内外已有的容量评估模型相比，充分考虑到了潮汐、流速、营养物质的分布、饵料营养物质在养殖水域内外的补充与消耗，具有涉及参数多，使用简

易等特点，可以适合于任何时间对任何类型（包括办封闭水域、开放水域）的养殖容量评估。

3 讨论

3.1 桑沟湾栉孔扇贝养殖现状与养殖容量

桑沟湾是我国北方主要栉孔扇贝养殖海区之一，养殖量由 80 年代初的 1200 万粒增加到了 1994 年的 20 亿粒，养殖水面由开始时的几公顷发展到 1994 年 300 多公顷，养殖年产量达到了 5 万 t。1980—1988 年，由于养殖技术的完善和养殖器材的改进，单位面积产量逐年提高。但自 1988 年起，虽然养殖面积和养殖产量增长幅度较快，养殖器材更进一步改进，但单位面积产量不但不再继续增长，反而有所下降。这种情况表明，桑沟湾栉孔扇贝的养殖量，特别是单位面积养殖量已达到或超过其养殖容量。估算结果表明，除 4 月份和 10 月份由于初级生产量较小，养殖量较接近养殖容量外，桑沟湾内不论是何种规格栉孔扇贝，其目前养殖总量均未超过其养殖总容量(表 7)。估算结果是基于桑沟湾总面积而言，但因为不能养殖扇贝的 5m 水深以内和大航道水面约占全湾总面积的 14/左右，因此该湾壳高 3-4 cm、4—5 cm 和 5 cm 以上的栉孔扇贝的有效养殖总容量分别约为 110 亿粒、75 亿粒和 40 亿粒。

在冬季，由于扇贝和附着生物摄食量减少，养殖容量相应较大。但自 3 月份开始，随着生物摄食量的增大，养殖容量迅速减少，4 月底进入第一个低谷，壳高 3-4cm 的扇贝为 20 粒/m²，壳高 4—5 cm 的扇贝为 12 粒/m²，壳高大于 5cm 的扇贝仅为 10 粒/m²。5-9 月份，由于初级生产量增加，扇贝养殖容量亦相应增加，平均小扇贝为 70 粒/m²，中扇贝为 50 粒/m²，大扇贝为 40 粒/m²左右。10 月份叶绿素 a 含量由 9 月份的 3.62ug/L 迅速降至 1.69ug/L，而扇贝摄食率则继续保持较高水平，因此，养殖容量迅速减少至全年的最低水平。虽然 11 月至翌年的 1 月份叶绿素浓度为全年的最低值，但由于扇贝和附着生物摄食量随着水温的骤降而迅速减少，导致养殖容量迅速回升至全年的最大值(表 6, 7, 图 2)。

通过分析养殖容量与养殖密度之间的关系，可以得出如下结论：(1)桑沟湾目前采用的扇贝养殖方法须进行改革和完善，应根据壳高的不同而决定其最佳养殖密

度；即壳高为 3-4 cm 的扇贝其养殖密度应为 70 粒/层，45 cm 为 50 粒/层，5cm 以上为 25 粒/层左右。(2)该湾养殖的扇贝商品规格逐年小型化的主要原因是养殖密度已经大大超过其养殖容量，即最佳养殖密度。(3)该湾扇贝死亡率逐年升高的主要原因之一是养殖密度太大，超过其养殖容量所致。当养殖密度超过其养殖容量时，扇贝因不能得到其繁殖生长所需的正常营养物质而长期处于体弱状态，遇到环境条件变化较大时，特别是遇到病原侵害时，缺乏足够的能量及时进行体内调节以适应外部环境的变化和抵抗病原侵害因而导致死亡。

养殖容量估算方法及误差来源

Bacher 试验结果表明，底栖生物对筏式养殖生物生长的影响与养殖密度对养殖生物生长的影响相比，基本上可以忽略不计。为了简化估算模式，在本研究中关于底栖滤食性生物对养殖容量的影响未考虑在内。

大部分浮游动物可以直接摄食浮游植物，是影响初级生产量的主要关键因子之一。在本研究中，由于考虑到每次取水样测定叶绿素 a 时，浮游动物已经对浮游植物进行了摄食，而且测定时间基本上为每月 1 次，间隔期间较短，因而假设测定数据即为该湾浮游动物摄食后的叶绿素 a 浓度，故没有将浮游动物对初级生产量的影响进行专门分析计算。

目前，国际上研究养殖容量应用较多的方法是根据养殖水域内外 POM 的供应量与养殖滤食性生物的摄食需求量估算其养殖容量。这种方法的特点是通过计算养殖水域的海流流速、POM 浓度以及养殖生物对 POM 的需求量，根据能量平衡理论，估算出养殖水域的养殖容量。笔者认为，当养殖水域较小时，这种方法可以较为准确的估算出养殖水域的养殖容量，但当养殖水域扩大到一定程度时，特别是研究养殖品种较多，养殖面积和养殖量较大的海湾时，由于受气候、流速等因子的影响，沉积在海底的 POM 可以再次进入水中，如此时取水样进行测定，其 POM 浓度将会高于正常值，容易给容量估算模式带来较大误差，其稳定性远不及叶绿素 a。桑沟湾是一个无机氮源较缺的水域，无机氮不仅制约海带生长，同时亦制约浮游植物的生长和繁殖，因此浮游植物生物量的大小则直接决定了该湾扇贝养殖容量的大小。为了尽量使养殖容量估算模式简化，本研究以叶绿素 a 浓度的指标，测定主要滤食性养殖和附着生物的滤水率和摄食量，然后根据浮游植物体内叶绿素 a 与有机碳的比值，计算出初级生产量所生产的有机碳供应量以及养殖和附着生物对有机碳的需求

量。通过比较初级生产量产生的有机碳供应量与养殖和附着生物对有机碳的需求量之间的差异，估算出该湾的养殖容量。该方法与 POM 法相比，具有操作简单，数据受天气变化影响较小，稳定性高等特点，特别适合于估算较大水域养殖容量模式。

养殖容量可分为单位面积养殖容量和养殖总容量。通过估算单位面积养殖容量，可以了解目前的养殖密度是否处于最佳养殖密度范围内，以便根据养殖容量调整养殖密度和养殖模式，使养殖水域达到持续发展的目的。由于该湾面积较大，叶绿素 a 浓度分布不均匀，故其不同水域的养殖容量亦不尽相同。本文只对该湾的单位面积平均养殖容量进行了估算分析，关于该湾不同水域的养殖容量的研究结果将另文进行专门讨论。估算养殖水域养殖总容量，对摸清养殖水域养殖潜力、合理利用海水养殖资源，控制海水养殖发展节奏具有战略意义。本文所讨论的桑沟湾扇贝养殖总容量为该湾可养水面的栉孔扇贝养殖总容量，由于涉及到运输条件、日常管理、养殖器材等因素的限制，目前在该湾湾口处约占全湾总面积 15% 的区域进行扇贝养殖的可行性较小。因此，该湾的扇贝养殖总容量应为表 7 中限定养殖总容量的 4/5 左右，即壳高为 3-4 cm 的扇贝其养殖总容量为 90 亿粒；4—5 cm 为 60 亿粒；大于 5 cm 的扇贝其养殖总容量则降为 32 亿粒左右，随着扇贝壳高的增加，其养殖容量基本上以 1/3 的梯度递减。

养殖容量是衡量养殖水域养殖潜力的动态指标，各种生态环境因子的变化均能引起其较大的变化，因而不同季节，养殖容量不同(表 6, 7, 图 1)。考虑到海水养殖的实际情况，因而将最高值和最低值删除后的平均养殖容量作为该湾的养殖容量似乎更为合理。

作者对桑沟湾全年初级生产量有机碳的估算值为 24000t，高于毛兴华等〔5〕80 年代中期估算的结果(约 8000t 左右)。产生差异的主要原因可能是由于在测定叶绿素 a 时作者使用的微孔滤膜孔径为 0.45 μ ，而毛兴华等人用的微孔滤膜孔径为 0.65 μ 。养殖容量的估算精确性受诸多因子如海流、初级生产力、试验条件等的影响，任何一个因子的偏差都会使容量估算模式产生较大的误差。虽然扇贝的主要饵料为浮游植物，但其还同时摄食一些有机碎屑、小型浮游动物细菌等。本养殖容量估算方法和模式是以叶绿素 a 为指标而建立的，如何将浮游植物以外的食物种类进行定量定性，准确测定滤食性生物最低摄食阈值，完善扇贝养殖容量估算模式，将有待进一步研究。

第四节：鱼类网箱养殖区的环境容量评估及其生态环境调控策略

编写人：毛玉泽，黄海水产研究所，研究员

第五节：多营养层次综合养殖系统养殖容量评估

鱼、虾、贝、藻类等的单一养殖一般随养殖密度或规模的扩大、养殖场使用时间的延长，养殖水域有两类变化趋势，一是养殖产生大量营养盐、粪便或残饵等生物沉积，水体 DO 浓度下降等，如投饵型鱼类养殖过程中，随鱼类放养密度的增加或养殖场使用时间的延长，鱼类排泄的营养盐、排出的粪便、未食用的残饵等，使营养盐浓度增加，而鱼类呼吸、粪便和残饵等颗粒有机物的降解消耗大量 DO 而使其浓度下降；二是养殖消耗大量的营养盐或有机颗粒物（Particulate Organic Matters, POM），如海带等藻类养殖规模或密度超出水域的养殖容量，由于藻类的同化吸收而消耗大量营养盐；蛤仔等滤食性贝类养殖过程，以浮游植物为主要成分的 POM 的浓度与贝类养殖密度的关系复杂，但一般可认为随养殖密度的增加而使水域 POM 的供应不足。不同于单一养殖，IMTA 设计的初衷是利用生物间的互补性，合理搭配养殖生物间的比例，使具有某类功能的养殖生物能利用另一功能养殖生物的代谢产物，进而实现养殖系统内物质充分利用的目的。因此，IMTA 在设计之初就有一个或几个主要养殖品种（Silva et al., 2012）。例如，在投饵型鱼类网箱-大型藻类-碎屑食性鱼类的 IMTA 模式中，网箱养殖鱼类为目标养殖生物，而大型藻类和食碎屑的鱼类往往是辅助养殖品种，大型藻类主要用于吸收利用营养盐，碎屑食性鱼类主要用于清除残饵、粪便等。因此，IMTA 模式下的养殖容量的评价也仅对 IMTA 系统中的一种或几种养殖生物进行。此外，IMTA 源于中国，其更多的生产实践在中国开展，IMTA 养殖容量评价也多在中国水域开展。

如上述章节所述，IMTA 养殖容量评价的方法无外乎物理模型和数值模型法，限制养殖容量的因素也是影响养殖生物生理特性、水域环境规划要求、水域生态安全的生态因子等。

所谓的物理模型评估养殖容量，就是将设计的 IMTA 系统微缩于池塘或围隔中，监测养殖生物的特性、水域的环境因子等而评估养殖容量。为降低凡纳滨对虾 *Penaeus vannamei* 养殖的自身污染，胡振雄等（2013）构建了包含凡纳滨对虾、金钱鱼 *Scatophagus argus*、蕹菜 *Ipomoea aquatica* 的 IMTA 实验系统，并在长 5m×宽 3m×深 1.2m 室外水池中进行为期 8 周的实验，不同实验水池中的凡纳滨对虾和蕹菜的初始生物量相同，而金钱鱼的规格、密度不同，并以凡纳滨对虾和金钱鱼的总

产量最大化、系统对氮/磷的利用率最大化为判断标准，评估了金钱鱼的养殖容量。为改变凡纳滨对虾单一养殖池塘的生物结构单一，饲料利用率低，大量有机质在池塘中累积而致养殖环境恶化和传染性病害大规模爆发等的情形，虞为等（2015）构建了包含凡纳滨对虾、罗非鱼 *Oreochromis mossambicus* 的 IMTA 实验系统，并在深 1.7m，面积 36m² 的围隔中进行持续 70 天的实验，实验中各个围隔的凡纳滨对虾的初始生物量一致，而罗非鱼的放养密度不同，以 $A = \frac{C_N}{C_{Ns}} \times \frac{C_P}{C_{Ps}} \times \frac{C_S}{C_{Ss}}$ 计算沉积物综合污染指数（ C_N 、 C_P 和 C_S 分别是沉积物中氮、磷和硫的含量（mg/g）； C_{Ns} 、 C_{Ps} 和 C_{Ss} 分别是满足环境要求的沉积物中的氮、磷和硫的含量（mg/g）），在凡纳滨对虾养殖密度为 8.3×10^5 ind/m² 时，放养规格 201 ± 25 g/ind 的罗非鱼的密度为 3320ind/hm² 时，围隔沉积物的 A 最小，且罗非鱼放养密度小于 3320ind/hm² 时，综合污染指数 A 随放养密度增加而降低，而当罗非鱼放养密度大于 3320ind/hm² 时，综合污染指数 A 随放养密度增加而增加，因此，罗非鱼的养殖容量为 3320ind/hm²。物理模型是对生产的 IMTA 系统在空间尺度上的合理简化，直观测定环境指标。但，实验周期和生产的 IMTA 系统的养殖周期间存在显著差异。

生态系统的能量和物质，通过不同的路径，按一定的转化效率，在不同营养层之间流动，不同营养层次的生物群落处于平衡状态。基于该原理，Ecopath 模型这一数学模型假设生态系统由不同功能群构成，每个功能群的能量输出和输入保持平衡。在构建的营养质量平衡的系统内，如果大幅度提高某一功能群的生物量，势必会对系统内食性联系紧密的种类产生影响，引起系统能流的变化，即功能群的生态营养效率 EE 发生变化。提高某种养殖生物的生物量直至使系统中另一功能群的 $EE > 1$ ，此时系统允许的生物量即为生态养殖容量。依据这种原理，Xu et al.（2011）利用 Ecopath with Ecosim software 构建了中国珠江三角洲红树-罗非鱼 IMTA 系统，并评价了罗非鱼的养殖容量。基于 Ecopath 模型评价养殖容量，一般不考虑水交换的影响，且生物的食性、营养级的确定存在困难。

将 IMTA 养殖系统的物质循环、能量流动等描述为一个方程组，即可构建模拟 IMTA 的生态动力学模型。这个方程组可包含描述水动力学、浮游植物生物量、浮游动物生物量、养殖生物生物量、DO、营养盐和 POM 等的几个方程。调整养殖生物的生物量初值，可模拟环境因素或养殖生物产量对不同情形养殖的响应（即不同的输出值），利用响应值与养殖生物生物量间的关系等可确定养殖容量。Nunes et al.（2003）针对中国桑沟湾以贝类、藻类为主体的 IMTA 系统，构建了一个包括浮游植

物生物量、溶解态无机氮、悬浮颗粒物、扇贝和牡蛎生物量的箱式模型，模型中桑沟湾的水动力学性质简化为桑沟湾的水交换周期，在海带养殖规模不变的前提下，调整牡蛎和扇贝的生物量，以最大输出产量确定扇贝、牡蛎的养殖容量。同样，针对桑沟湾，Ge et al. (2008) 建立了一个包含浮游植物生物量、溶解态无机氮浓度变化的箱式模型，并考虑水交换、营养盐在沉积物-水界面的扩散迁移，在模拟过程中，桑沟湾海带的养殖规模保持不变，以浮游植物生物量 $8.2\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 为满足滤食性贝类正常生长的最低值，不断调整栉孔扇贝 *Chlamys farreri* 和太平洋牡蛎 *Crassostrea gigas* 的生物量初值，得到栉孔扇贝和太平洋牡蛎养殖容量之间的关系为 $k = -0.2765y + 4.6905$ 和 $0.1333k + 0.0066y \leq 0.6675$ ， K 和 y 分别是现有栉孔扇贝和太平洋牡蛎养殖密度的扩大倍数。史洁等 (2010) 则将桑沟湾贝-藻为主体的 IMTA 系统描述为一个包含水动力学特征的、模拟海带、浮游植物、无机氮和悬浮颗粒物的生态动力学模型，模拟过程中桑沟湾的贝类养殖规模 and 实际生产情况相同，改变海带养殖密度的初值等，以海带的最大输出产量为依据决定海带的养殖容量。这类数学模型方法的可信度取决于所构建的生态动力学模型对环境因素或养殖生物产量对不同情形养殖的响应预测的准确性。此外，模型的建立、运行也需要大量的参数输入、校正。

参考文献

- 方建光, 孙慧玲, 匡世焕, 等. 桑沟湾海带养殖容量的研究. 海洋水产研究, 1996, 17(2): 7-17
- 葛长字, 方建光. 夏季海水养殖区大型网箱内外沉降颗粒物通量. 中国环境科学, 2006, 26(Suppl.): 106-109
- 葛长字. 浅海网箱养殖自身污染营养盐主要来源. 吉首大学学报, 2009, 30(5): 82-86
- 葛长字, 张帆. 菲律宾蛤仔 *Ruditapes philippinarum* 底播区沉积物中有机物的积聚通量及环境指示意义. 应用基础与工程科学学报, 2013, 21(6): 1037-1045
- 胡振雄, 何学军, 刘利平. 对虾-金钱鱼-蕹菜综合养殖的产出效果和氮磷利用的研究. 上海海洋大学学报, 2013, 22(5): 713-719
- 金刚, 李钟杰, 谢平. 草型湖泊河蟹养殖容量初探. 水生生物学报, 2003, 27(4): 345-351
- 李娟, 葛长字, 毛玉泽, 等. 沉积环境对鱼类网箱养殖的响应. 海洋渔业, 2010, 32(4): 461-465

- 史洁, 魏皓, 赵亮, 等. 桑沟湾多元养殖生态模型研究: III 海带养殖容量的数值模拟. 渔业科学进展, 2010, 31(4): 43-52
- 唐启升. 关于容纳量的研究. 海洋水产研究, 1996, 17(2): 1-5
- 虞为, 李卓佳, 林黑着, 等. 对虾养殖池塘混养罗非鱼对底质有机负荷的作用. 中国渔业质量与标准, 2015, 5(3): 8-12
- 张继红, 方建光, 王诗欢. 大连獐子岛海域虾夷扇贝养殖容量. 水产学报, 2008, 32(2): 236-241
- 阿保勝之, 横山壽. 三次モデル堆积物酸素消費速度基养殖環境基準検証养殖許容量推定試み. 水産海洋研究, 2003, 67(2): 99-110
- 横山壽, 西村昭史, 井上美佐. 熊野灘沿岸の魚類養殖場におけるマクロベントス群集と堆積物に及ぼす養殖活動と地形の影響. 水産海洋研究, 2002, 66(3): 133-141
- Degefu F, Mengistu S, Schagerl M. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. Aquaculture, 2011, 316: 129-135
- Ferreira J G, Saurel C, Ferreira J M. Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model. Aquaculture, 2012, 358-359: 23-24
- Filgueira R, Guyondet T, Bacher C, et al. Informing Marine Spatial Planning (MSP) with numerical modelling: A case-study on shellfish aquaculture in Malpeque Bay (Eastern Canada). Marine Pollution Bulletin, 2015, 100: 200-216
- Ge C, Fang J, Guan C, et al. Metabolism of marine net pen fouling organism community in summer. Aquaculture Research, 2007, 38(10): 1106-1109
- Ge C, Fang J, Song X, et al. Response of phytoplankton to the multispecies mariculture: a case study on the carrying capacity of shellfish in the Sanggou Bay in China. Acta Oceanologica Sinica, 2008, 27(1): 102-112

- Han D, Chen Y, Zhang C, et al. Evaluating impacts of intensive shellfish aquaculture on a semi-closed marine ecosystem. *Ecological Modelling*, 2017, 359: 193-200
- Liu D, Behrens S, Pedersen L, et al. Peracetic acid is a suitable disinfectant for recirculating fish-microalgae integrated multi-trophic aquaculture systems. *Aquaculture Reports*, 2016, 4: 136-142
- McKindsey C W, Thetmeyer H, Landry T, et al. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture*, 2006, 261: 451-462
- Middleton J F, Luick J, James C. Carrying capacity for finfish aquaculture, Part II – Rapid assessment using hydrodynamic and semi-analytic solutions. *Aquacultural Engineering*, 2014, 62: 66-78
- Nunes J P, Ferreira J G, Gazeau F, et al. A model for sustainable management of shellfish polyculture in coastal bays. *Aquaculture*, 2003, 219: 257-277
- Silva C, Yáñez E, Martín-Díaz M L, et al. Assessing a bioremediation strategy in a shallow coastal system affected by a fish farm culture – Application of GIS and shellfish dynamic models in the Rio San Pedro, SW Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 64: 751-765
- Wood D, Capuzzo E, Kirby D, et al. UK macroalgae aquaculture: What are the key environmental and licensing considerations? *Marine Policy*, 2017, 83: 29-39
- Xu S, Chen Z, Li C, Huang X, et al. Assessing the carrying capacity of tilapia in an intertidal mangrove-based polyculture system of Pearl River Delta, China. *Ecological Modelling*, 2011, 222: 846-856

编写人：编写人：葛长宇，山东大学威海分校，教授

第三章：国内外 IMTA 发展历程

导言：IMTA 的可持续性原则

第一节：中国 IMTA 发展 编写人：方建光，黄海水产研究所，研究员

第二节：国外 IMTA 现状与进展 编写人：蒋增杰，黄海水产研究所，研究员

第四章：IMTA 的构建与管理

第一节：贝藻综合养殖

1. 海水综合养殖系统中贝类、藻类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 贝藻综合养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素、
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：蒋增杰，黄海水产研究所，研究员

第二节：鱼贝藻多营养层次综合养殖

1. 海水综合养殖系统中鱼类、贝类、藻类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 贝藻综合养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素、
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：毛玉泽，黄海水产研究所，研究员

第三节：藻贝参 IMTA

1. IMTA 系统中海参、贝类、藻类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 参贝藻综合养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：方建光，黄海水产研究所，研究员

第四节：北方池塘 IMTA

1. IMTA 系统中虾蟹类、贝类、海蜇、沉积食性等养殖种类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 综合养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素、场地空间需求、工艺流程
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：房景辉，黄海水产研究所，副研究员

第五节：浙江池塘 IMTA

1. 池塘 IMTA 系统中主要养殖种类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 综合养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素、场地空间需求、工艺流程等
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：林志华，浙江万里学院，教授

第六节：陆基循环水 IMTA

1. 陆基循环水 IMTA 系统中主要养殖种类的生物学特性及其生态习性
2. 综合养殖系统构建，说明构成陆基 IMTA 各功能区的生物、设施和环境因素，系统稳定运转的管理要素、场地空间需求、工艺流程等
3. 经济效益、生态效益分析等

编写人：谢起浪，浙江省海洋水产养殖研究所，研究员

第七节：海洋牧场&IMTA（包括：选址，不同营养级物种选择的关键注意事项，系统构建，影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素等）

1. 海洋牧场生态系统中主要增养殖种类的生物学特性及其生态习性
2. 选址，生态环境条件要求
3. 综合增养殖系统构建，说明影响 IMTA 系统构建的生物和环境因素，管理要素、场地空间需求、工艺流程等
4. 经济效益、生态效益分析等

编写人：张媛/梁峻，獐子岛集团海洋牧场研究中心，高工

第五章：不同养殖模式的生态系统服务和价值评价（包括：经济效益核算、服务功能与价值评价及评价方法）

1. 不同养殖模式的生态系统服务评价内容与方法
2. 不同养殖模式的生态系统服务价值核算
3. 基于生态服务价值的养殖模式优化

编写人：刘红梅，中国科学院烟台海岸带研究所，副研究员

第六章：海水养殖海域生态环境质量评价

1. AMBI 指数评价

编写人：蒋增杰，黄海水产研究所，研究员

2. MOM-B 监测系统

编写人：Pia Marianne Kupka Hansen，挪威海洋研究所，研究员

第七章：展望与建议—基于桑沟湾的 IMTA 发展经验

编写人：方建光，黄海水产研究所，研究员

(2) 养殖品种、规模、产量和布局

桑沟湾位于山东半岛东端，面积 20 万亩，是我国北方开展海水养殖海湾。目前该湾主要养殖大型藻类种类：海带、裙带菜、龙须菜、江蓐等，养殖方式主要为浮筏养殖，年产量约 8 万吨（淡干）；贝类：栉孔扇贝、虾夷扇贝、贻贝、长牡蛎、皱纹盘鲍、菲律宾蛤仔等，除菲律宾蛤仔为滩涂护养外，其余大部分为浮筏吊笼养殖，年产量 10 万吨以上（鲜重）；棘皮动物：刺参、光棘球海胆等。鱼类：许氏平鲉，大泷六线鱼，牙鲆等，以网箱养殖为主，养殖产量月 100 吨左右。

桑沟湾海水养殖模式归纳起来，大致分为四大类：一是单养模式，如海带、扇贝、牡蛎、鲍单养等；二是混养模式，如海带与扇贝、牡蛎、鲍、网箱混养等；三是筏式+底播模式，以海带养殖、网箱养殖为主，底播高值的刺参和海胆；四是多营养层次综合养殖模式（Intergrated mult-tropic aquaculture, IMTA），如海带-鲍-刺参、鲍-海参-菲律宾蛤仔-大叶藻综合养殖。特别是近年来发展起来的多营养层次综合养殖模式，利用不同层次营养级生物的生态学特性，在养殖环节使营养物质循环重复利用，提高产出的同时减少了对环境的影响，这种养殖模式对保障人类食物安全，减轻环境压力都具有不可估量的作用。

(3) 桑沟湾生态环境现状

挪威的大西洋鲑的养殖产业非常发达，已经建立了相应的监测、管理框架以使鲑的养殖产业能够可持续发展。例如，建立了鲑鱼的接种疫苗规程，建立了相关的标准和规章制度，尽可能减少鲑鱼发生病害的危险。尤其重要的是，挪威建立了有关的环境规则—MOM 系统（Monitoring, Ongrowing fish farms, Modelling, 简称 MOM 系统），以确保养殖场周围的环境质量不恶化，不超过预先确定的水平。MOM 系统由模型和监测规程组成，包括环境质量标准（Environmental Quality Standards, EQS），因此，可以利用最小的花费，就可以直接、快速了解养殖场周围的环境条件。根据 MOM 系统，挪威建立了鱼类养殖场的监测标准（Norwegian Standards Association, 2000），现在这一监测标准已经正式立法（Anonymous, 2004）。MOM 系统包括 A、B 和 C 三部分，其中 MOM-A 主要测定网箱下方及周

围的沉积物沉积速率；MOM-B 着重对网箱周围的沉积环境质量进行监测和评价，由三个指标组组成：生物、化学和感官指标组；MOM-C 主要研究底栖生物群落结构。

为了评估桑沟湾以贝藻为主要养殖种类的大规模长期海水养殖活动对生态环境的影响，黄海水产研究所养殖生态团队于挪威海洋研究所合作，利用 MOM-B 对桑沟湾养殖底栖环境状况进行了监测与评估。监测评估结果显示，桑沟湾的大规模贝藻养殖活动从 20 世纪 80 年代开始，经历了 20 多年的养殖，底质环境质量良好，依然属于 1 级。通过分析，认为桑沟湾保持良好底质环境的主要原因与生态养殖模式发展与普及密切相关。养殖的大型藻类能够吸收贝类释放到水体中的营养盐，在转化为藻类自身生物量的同时，还通过光合作用产生释放氧气，可以支持底栖生物的氧气需求，缓解由于有机质的累积所增加的氧气消耗及由此导致的硫化物的富集，进而发挥了对养殖环境的生物修复和生态调控功能。桑沟湾经过 20 多年的大规模贝藻养殖，沉积物环境依然良好，也显示了贝藻多元生态养殖模式是一种可持续发展的养殖模式。

（3）桑沟湾不同养殖系统核心价值比较

随着海水养殖产业的飞速发展，人类对海洋的利用方式和养殖模式逐渐多元化，但人类不同的利用方式直接影响着系统的结构、功能和价值，对不同利用方式下养殖系统所具有的核心服务及价值的大小进行识别和定量，不仅为基于生态系统管理的海水养殖提供可比较的科学依据和经济依据，还可在货币化定量评估的基础上筛选优化养殖模式，为研究健康养殖模式提出新的思路。

由于不同的管理和生态环境的差异，桑沟湾的养殖方式有大型藻类单养、贝类单养、贝藻混养和多营养层次综合养殖等 4 种。不同养殖系统核心价值比较如下：

表 1. 不同养殖模式下的物质生产价值

养殖模式	养殖种类	单位面积产量 kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	市场价格 Y/kg	收入 Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	成本 (Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	服务价值 (Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)
模式 1	海带	14063	6.0	84375	35156	49219
模式 2	扇贝	9375	4.6	43125	11719	31406
模式 3	牡蛎	62500	0.7	43750	18750	25000
模式 4	海带+扇贝	11719	6.0	70313	31641	38672
		5625	4.6	25875	5273	20602
小计				96188	36914	59273
模式 5	海带+牡蛎	11719	6.0	70313	31641	38672
		35156	0.7	24609	10547	14063
小计				94922	42188	52734
模式 6	海带+鲍	15625	6.0	0	37969	0
		9015	200	901442	537921	363522
小计				901442	575889	325553
模式 7	海带+鲍+刺参	15625	6.0	0	4	0
		8654	200	865384	482716	382668
小计		1875	120	112500	11250	106250
小计				977884	493966	483918

注：养殖产量主要参考荣成市海洋渔业部门的生产经营情况表和对桑沟湾周边养殖企业的调查数据；价格和成本来自于对桑沟湾周边养殖企业的调查数据，此价格为到养殖场的收购价格，成本指生产成本，包括苗成本、养殖设施成本、管理成本；“0”表示这两种养殖模式是以养鲍为主，养殖的海带主要作为鲍的鲜活饵料，其收益和物质生产价值不计入内。

表 2. 不同养殖模式下水质净化服务价值

养殖模式	移除的 TN (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	释放的 TN (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	移除的 TP (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	释放的 TP (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	服务价值 Value (Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)		
					正效应	负效应	总价值
模式 1	231.6316	0	53.2969	0	428.24	0	428.24
模式 2	567.9516	522.7598	/	1.6082	851.93	778.39	73.54
模式 3	120.8653	405.5173	/	0.1999	181.3	602.24	-420.94
模式 4	533.7974	313.6559	44.4141	0.965	868.02	467.04	400.99
模式 5	261.0131	228.1034	44.4141	0.1124	458.84	338.75	120.08

模式6	1457.52	0.9858	59.2188	/	2276.04	1.4638	2274.58
模式7	1457.14	0.9658	61.8457	0.0002	2295.24	1.4924	2293.75

：“/”表示无数据；“-”表示亏损；

净化水质价值结果表明，通过海带和扇贝的收获可带走大量的氮，进而起到净化水质的作用，控制养殖海域富营养化的生态功能。但在营养盐相对贫乏的海区，应尽量少养海带和扇贝，以防大型藻类与浮游植物竞争营养盐，从而影响养殖海域生态系统的稳定性。

表 3. 不同养殖模式下气候调节服务价值

养殖模式	固定和移除的碳量 (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	释放的 CO2 (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	服务价值 (Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)				
			正效应		负效应		总价值
			造林法	碳税法	造林法	碳税法	
mode1	4387.5	0	1156.75	4859.32	0	0	3008.04
mode2	906.86	28.3795	239.09	1004.38	7.407	31.1039	602.48
mode3	4907.76	26.5353	1293.91	5435.52	6.9257	29.0827	3346.71
mode4	4200.37	17.0276	1107.41	4652.06	4.4442	18.6622	2868.18
mode5	6416.86	14.9262	1691.78	7106.91	3.8957	16.3591	4389.22
mode6	12311.9	40.6899	3245.99	13635.88	10.6201	44.5961	8413.33
mode7	12528.52	39.3967	3303.1	13875.79	10.2825	43.1788	8562.71

气候调节功能价值：模式7 > 模式6 > 模式5 > 模式3 > 模式4 > 模式1 > 模式2；

表 4. 不同养殖模式下空气质量调节服务价值

养殖模式 mode	产生的氧气量 (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	消耗的氧气量 (kg·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	服务价值 (Y·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)		
			正效应	负效应	总价值

mode1	16875	0	6750	0	6750
mode2	0	19.708	0	7.8832	-7.8832
mode3	0	18.4273	0	7.3709	-7.3709
mode4	14062.5	11.8247	5625	4.7299	5620.2701
mode5	14062.5	10.3654	5625	4.1462	5620.8538
mode6	18750	28.2569	7500	11.3028	7488.6972
mode7	18750	27.3588	7500	10.9435	7489.0565

空气质量调节服务主要是由大型藻类来完成，而海带和牡蛎的养殖可作为调节气候的重要贡献者。

表 5. 不同养殖模式下效益成本分析

养殖模式 Aquaculture mode	净现值 (NPV) (Y·ha-1·a-1)	效益成本比 (BCR)	相对系数 (RC) (Y·ha-1·a-1)
mode1	56847	2.6897	152904
mode2	30693	3.561	109298
mode3	26716	2.4408	65208
mode4	65228	2.8227	184116
mode5	60157	2.4778	149056
mode6	328928	1.5968	525241
mode7	480635	2.0167	969305

由上表可知，不同养殖模式下的 NPV 均大于 0，且 BCR 也都大于 1，说明上述养殖模式都是有效、可行的。随着高值养殖品种的加入（如鲍、海胆、刺参等），系统的 NPV 明显增加。RC 数据显示，在所研究的七种养殖模式中，海带+鲍+刺参多营养层次综合养殖模式可被认为是最优的养殖模式，养殖模式的优化顺序为：模式 7>模式 6>模式 4>模式 1>模式 5>模式 2>模式 3。

所有研究结果都表明，IMTA 养殖模式所提供的服务价值、经济效益、环境效益都远高于混养和单养模式，而大型藻类作为初级生产者，在水质净化、气候调节、空气质量调节方面都是作为重要贡献者，所以，在养殖模式的选择中，大型藻类应作为一个重要的养殖品种给予考虑。

(4) 生态养殖与传统养殖的区别与特点分析

在人们的传统观念中，往往认为养殖生态系统的价值就是物质生产能力，并没有认识到生态系统提供的各种功能性服务价值。由表 6 可看出桑沟湾不同养殖模式下物质生产价值占总价值的 80-90%，系统过程价值占 10-20%，表明虽然桑沟湾养殖活动是以经济效益为主的生产活动，但其对环境的调节作用不可忽视。在进行桑沟湾养殖系统的利用和发展规划时，如果只重视物质生产功能价值，必然会造成生态系统功能价值的损失，使生态系统遭到破坏，产生一系列不良后果。因此，决策者在选择养殖规划方案时，必须要均衡考虑系统内各项生态系统服务，这样才能更加合理有效的在发展经济的同时，保护生态环境，实现生态系统的可持续发展。

表 6. 桑沟湾不同养殖模式下价值汇总

养殖模式	正效应总和 (Y·ha-1·a-1)	负效应总和 (Y·ha-1·a-1)	经济效应 (Y·ha-1·a-1)	环境效应 (Y·ha-1·a-1)	总价值 (Y·ha-1·a-1)
mode1	94561	35156	94500	10186	59405
mode2	44599	12524	60300	668	32074
mode3	47296	19378	48000	2918	27918
mode4	105560	37397	113805	8889	68163
mode5	105405	42541	101250	10130	62865
mode6	919659	575929	625062	18177	343730
mode7	996269	494005	929123	18346	502264

（5）存在的问题

桑沟湾的生态养殖虽然取得了举世瞩目的进步，但仍面临着**养殖空间受挤压、有些海域养殖布局不科学、养殖成本上升、养殖效益下滑、养殖劳动力紧缺等诸多挑战。**

（6）发展对策

1) 发展基于生态系统管理的海水养殖。生态管理的概念最先是由英国生态学家 A.G.Tansey 于 1935 年最先提出的。但关于什么是生态系统管理，因研究对象、目的和专业角度的不同而产生了不同的定义和内涵。如 Agee(1988) 指出生态系统管理指调控生态系统内部结构和功能、输入和输出，使其达到社会所期望的状态；Verbay (1992)则指出生态系统管理指精心巧妙地利用生态学、经济学、社会学以及管理学原理，来长期经营管理生态系统的生产、恢复或维持生态系统的整体性和所期望的状态、利用、产品、价值和服务。生态系统管理的主要目的是通过调整生态系统物理、化学和生物过程，保障生态系统的生态完整性和功能的可持续性 (William,2005)。

随着人们环境保护意识的增强，海水养殖的环境效应和管理问题已引起了社会的广泛关注，海水养殖的管理不再仅仅是通过开发资源以获取最高产量，而应该采取切实可行的步骤，从传统的海水养殖管理转变到基于生态系统的海水养殖管理，将海水养殖纳入生态系统管理以保障养殖业的可持续发展。对海水养殖系统实施生态管理首先要了解其价值特征，这样才能更好地实施生态管理。基于生态系统水平的海水养殖，就是将海水养殖活动与生态可持续发展协调起来，综合考虑生态系统中的生物、非生物和人类之间的相互作用，从而实现不同社会目标之间的最佳平衡。生态系统水平的海水养殖特别强调不同养殖品种之间的配比、不同养殖模式之间的平衡、以及养殖活动与环境条件之间的协调和统一；并以此为技术手段，实现水产养殖业投入产出比的最大化以及环境影响的良性化。在具体实施过程中：一、

管理活动必须综合考虑生态、经济、社会和体制等各方面因素；二、管理对象主要是对海水养殖生态系统造成影响的海水养殖活动，而不是海水养殖生态系统本身；三、管理目标是维持海水养殖生态系统的健康和可持续利用。

通过发展基于生态系统管理的海水养殖，可望解决**养殖空间受挤压、养殖布局不科学**等制约海水养殖健康发展的关键问题

2) 发展标准化生态养殖。随着城市化的进展，我国从事海水养殖的人员严重短缺，且呈现老龄化趋势。为了保障我国水产养殖业的可持续发展，机械化和自动化作业迫在眉睫。目前我国海水养殖，特别是浅海浮筏养殖极度不规范，机械作业难以实施。因此，浅海浮筏标准化养殖将是解决这一矛盾唯一途径。根据不同的养殖种类和养殖方式，确定适宜于机械化作业的养殖器材与设施，统一规范养殖筏架结构与养殖密度，研发机械化收获装备，为促进我国海水养殖机械化作业，进而自动化管理提供技术支撑。

通过发展标准化生态养殖，才能从容应对**养殖成本上升、养殖效益下滑、养殖劳动力紧缺**等诸多挑战。