

国际海洋水色协调工作组报告及论著  
海洋研究科学委员会（SCOR）联合项目  
地球观测卫星委员会（CEOS）合作机构  
2009年IOCCG报告八

# 遥感技术 在渔业和水产养殖中的应用

YAOSEN JISHU ZAI YUYE HE SHUICUAN YANGZHENGZHONG DE YINGYONG

国际海洋水色协调工作组（IOCCG）  
余 景 于 杰 姚立军 译

中国农业出版社

## 国际海洋水色协调工作组系列报告：

1. *Minimum Requirements for an Operational Ocean-Colour Sensor for the Open Ocean* (1998)

海洋水色传感器在大洋中使用的基本要求

2. *Status and Plans for Satellite Ocean-Colour Missions: Considerations for Complementary Missions* (1999)

卫星海洋水色补充计划的现状和前景

3. *Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters* (2000)

近岸等二类水体水色遥感

4. *Guide to the Creation and Use of Ocean-Colour, Level-3, Binned Data Products* (2004)

海洋水色 3 级产品制作和使用指南

5. *Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications* (2006)

固有光学特性遥感的原理、算法验证和应用

6. *Ocean-Colour Data Merging* (2007)

海洋水色数据融合

7. *Why Ocean Colour? The Societal Benefits of Ocean-Colour Technology* (2008)

为什么选择海洋水色？海洋水色的社会效益（2008）

8. *Remote Sensing in Fisheries and Aquaculture (this volume)*

遥感技术在渔业和水产养殖中的应用

本报告承蒙加拿大太空局 (CSA) 赞助印刷，谨致谢忱。  
非常感谢加拿大太空局 (CSA) 对本报告印刷给予的赞助

编辑：Marie-Hélène Forget, Venetia Stuart, Trevor Platt

遥感技术在渔业和水产养殖中的应用由加拿大太空局（CSA）发起和赞助，发起人是 Trevor Platt。报告人如下：(按字母顺序排序)

Cedric Bacher, Gary Borstad, Alida Bundy, Emmanuel Chassot, Changsheng Chen, Christopher Clark, Nicholas Dulvy, Rashmin Dwivedi, Paul Fanning, Joao Ferreira, John Field, Alain Fonteneau, Marie-Hélène Forget, Kevin Friedland, César Fuentes-Yaco, Jon Grant, Steve Groom, Guoqi Han, Nick Hardman-Mountford, Johanna Heymans, Nicolas Hoepffner, Evan Howell, Chuanmin Hu, Kimberly Hyde, Hidetada Kiyofuji, Donald Kobayashi, Peter Koeller, David Kulka, Beena Kumari, Masahiro Kuno, Alan Longhurst, Vivian Lutz, Satsuki Matsumura, Bruce Monger, Jesus Morales, Shailesh Nayak, Jay O'Reilly, Daniel Pauly, Daniel Pendleton, Andrew Pershing, Trevor Platt, Jeffrey Polovina, Mini Raman, Nicholas Record, Anne Richards, Cristina Rodriguez-Benito, Sei-Ichi Saitoh, Shubha Sathyendranath, Kenneth Sherman, Him-matsinh Solanki, Venetia Stuart, Fumihiro Takahashi, Maureen Taylor, Cara Wilson, Linda Woodard.

丛书编辑：Venetia Stuart

引用格式：

IOCCG (2009)。遥感技术在渔业和水产养殖中的应用。Marie-Helene Forget, Venetia Stuart, Trevor Platt (编辑), 国际海洋水色协调工作组报告, 第 8 卷, 加拿大达特茅斯, IOCCG。

国际海洋水色协调工作组 (IOCCG) 是由卫星海洋水色领域专家组成的国际组织, 它的主要职责是为海洋水色领域数据使用者、管理者和机构提供联络和交流平台。

国际海洋水色协调工作组 (IOCCG) 成员有加拿大太空局 (CSA)、法国国家太空研究中心 (CNES)、加拿大贝德福德海洋学研究所渔业及海洋部、欧洲空间局 (ESA)、德国吉斯达赫特 GKSS 研究中心、巴西国家空间研究所 (INPE)、印度空间研究组织 (ISRO)、日本宇宙航空研究开发机构 (JAXA)、欧盟联合研究中心 (JRC)、韩国海洋研究和发展研究所 (KORDI)、美国国家

航空航天局 (NASA)、美国国家海洋和大气管理局 (NOAA)，中国国家海洋局第二海洋研究所 (SIO)。

---

网址: <http://www.ioccg.org>

---

国际海洋水色协调工作组发行

(加拿大新斯科舍省达特茅斯市，邮箱: 1006，邮编: B2Y 4A2)

ISSN: 1098-6030 ISBN: 978-1-896246-59-8

© IOCCG 2009

Bounty Print Ltd.，公司 (加拿大，哈里法克斯) 印刷

# 目 录

## ① 第 1 章 SAFARI 介绍 / 1

---

- 1.1 概述 / 1
- 1.2 遥感技术与海洋生态系统 / 1
- 1.3 遥感技术对渔业生产、评估和管理的贡献 / 2
- 1.4 《生态系统方法》遥感应用框架 / 3
  - 1.4.1 指标 / 3
  - 1.4.2 目标 / 4
  - 1.4.3 DPSIR 框架 / 5
  - 1.4.4 基线和参考条件 / 6
- 1.5 地球观测和社会效益 / 7
- 1.6 本报告的范围和结构 / 8

## ② 第 2 章 气候变化，生态系统变动和渔业产量 / 9

---

- 2.1 气候变化，海洋温度和初级生产力 / 9
  - 2.1.1 海洋表面温度 / 9
  - 2.1.2 海洋生产力 / 10
- 2.2 渔业海洋学：物理海洋学、浮游植物和鱼类之间的纽带 / 12
  - 2.2.1 浮游植物与鱼类的统计关系 / 12
  - 2.2.2 粒径谱 / 18
  - 2.2.3 物质能量平衡模型 / 20
  - 2.2.4 端到端模型 / 22
- 2.3 结论 / 24

## ③ 第 3 章 遥感技术在资源评估上的应用 / 25

---

- 3.1 简介 / 25
- 3.2 北极长额虾 (*Pandalus borealis*) / 26

3.2.1	东部苏格兰陆架的补充量 / 26
3.2.2	缅因湾的补充量 / 29
3.2.3	纽芬兰-拉布拉多陆架沿纬度方向补充量的差异 / 30
3.3	黑线鳕 ( <i>Melanogrammus aeglefinus</i> ) / 32
3.3.1	苏格兰陆架的补充量和春季大量繁殖 / 32
3.3.2	乔治沙洲秋季浮游植物藻华和补充量之间的关系 / 33
3.4	白长鳍鳕 ( <i>Urophycis tenuis</i> ) / 34
	大沙州幼鱼个体的补充量 / 34
3.5	结论 / 35

## ④ 第4章 海洋资源管理中遥感技术的应用 / 38

4.1	简介 / 38
4.2	渔业管理：改变范例 / 39
4.2.1	大海洋生态系统 / 39
4.2.2	大洋区域 / 41
4.2.3	海洋管理区 / 43
4.2.4	珊瑚礁监测 / 43
4.2.5	卫星遥感技术在基于生态系统管理方法中的应用 / 44
4.3	海洋灾害 / 46
4.3.1	有害藻华 / 46
4.3.2	溢油 / 46
4.3.3	浊流事件 / 47
4.4	保护物种的研究和管理 / 47
4.4.1	关注海龟，一种减少延绳渔业中对海龟误捕的工具 / 48
4.4.2	露脊鲸预测 / 49
4.5	结论 / 50

## ⑤ 第5章 遥感技术在渔业捕捞中的应用 / 51

5.1	简介 / 51
5.2	利用遥感技术实现渔业创收：用于印度西海岸水域的技术 / 52
5.2.1	方法 1：结合叶绿素和海洋表面温度进行潜在捕鱼区定位 / 52
5.2.2	方法 2：利用海洋水色中的额外信息 / 53
5.2.3	方法 3：利用风场更新潜在捕鱼区位置 / 55
5.2.4	渔业预测的验证 / 56

**5.3 西北太平洋黑潮区域鲣渔业的实验分析 / 57**

5.3.1 三重县的鲣渔业 / 57

5.3.2 使用海洋表面温度和海洋水色分析鲣渔业 / 57

**5.4 TOREDAS 遥感 GIS 信息服务 / 61**

5.4.1 系统概述 / 61

5.4.2 前景 / 63

**5.5 印度洋的金枪鱼围捕渔业 / 65**

5.5.1 遥感数据在金枪鱼渔业上使用的生态判别 / 65

5.5.2 金枪鱼船队可用的商用遥感产品 / 66

**5.6 结论 / 67****第 6 章 遥感技术在海水养殖中的应用 / 68****6.1 简介 / 68****6.2 选址 / 69****6.3 挪威峡湾初级生产力参数化 / 71****6.4 案例分析 / 71**

6.4.1 日本扇贝养殖的食物资源 / 71

6.4.2 “SPEAR” 项目 / 72

6.4.3 圣米歇尔山海湾的贻贝养殖建模 / 72

6.4.4 加拿大东部贝类高密度养殖中悬浮物的消耗 / 73

6.4.5 加拿大东部卡迪根湾的有害藻华 / 74

6.4.6 智利南部有害藻华的监测 / 75

**6.5 结论 / 77****第 7 章 建立渔业、水产养殖和管理机构间的联系 / 79****7.1 简介 / 79**

7.1.1 与美国的资源科学家和管理人员建立联系 / 81

7.1.2 遥感技术与废水分管理 / 82

7.1.3 波斯塔协会/ GRIP 地理数据门户网 / 83

**7.2 网络，能力建设和协调 / 84**

7.2.1 安塔尔网络 / 85

7.2.2 ChloroGIN 网络 / 86

7.2.3 非洲海洋信息系统 / 88

7.2.4 InterRisk / 89

7.3 未来展望 / 90

参考文献 / 92

缩略语 / 116

# 第1章 SAFARI 介绍

Nick Hardman-Mountford, Alida Bundy, Nicholas Dulvy, Trevor Platt

sa-fa-ri (sə -färē)：意思是旅行（斯瓦希里语）。

## 1.1 概述

地球是一颗蓝色的星球，其表面 3/4 被水覆盖。出于多种原因，人类必须时刻关注海洋状况，但是实施起来确是困难重重。由于人类无法在海水中生存，海洋面积庞大是人类面临的最基本障碍，与陆地环境不同，海水在三维空间快速流动，探测工作尤为复杂。传统测量船观测平台大大增进了我们对海洋的认识，但仍然存在很多局限，特别是只能实现某一时刻单一站点的观测。但是利用航天器（卫星）上的搭载仪器可以高效率观测整个海洋的变化。

卫星遥感技术在陆地和海洋中均得到了广泛应用。包括物理过程（海表温度、风、海面高度、表面波、冰覆盖，不久的将来还可以实现盐度的观测）、生态系统、水质（二者均通过水色观测实现）和实时监测。这些均与渔业和水产养殖相关。当我们尝试了解气候变化相关过程对养殖和渔业的影响时，这些应用显得更加重要。本章阐述了各种遥感技术在渔业研究、实践和管理中应用的成果，以期为社会做出重大贡献。

## 1.2 遥感技术与海洋生态系统

鱼类是生态系统的一员，除此之外，鱼类赖以生存的水体以及温度和营养盐等物理和化学要素，作为鱼类食物来源的浮游生物和渔业开发活动等也是生态系统的组成部分。太阳是这个生态系统的能量来源。在水生生态系统中，太阳辐射被浮游植物体内的光合色素捕捉并用于生物活动。浮游植物作为水生食物链的基础，正是以这种方式将生态系统与食物来源结合起来。浮游植物体内

色素的存在，让我们可以描绘海水的颜色，从而知晓浮游植物的多寡。这一目标可以利用搭载可测量可见光光谱传感器（水色辐射计）的卫星实现。

浮游植物的另一个特性是对环境变化敏感。生产力、生物量、粒级分布、群落结构、季节变动都受到周围物理条件的制约，这些物理条件以小时、天、季节和年为单位变动。海洋表层富含浮游植物，它的环境短期来看受到天气变化的影响，长期来看受到气候变化的影响（气候是长期天气条件的平均）。我们知道地球的气候正在发生改变，海洋也将不可避免地经历相应的改变（见第2章，关于与渔业相关的生态系统和气候变化的详细讨论）。

浮游植物必定会受到影响，不过我们不能确定以什么方式影响。我们知道天气年年不同。特别是温带地区的春季，春季是浮游植物的生长季节，受到风应力和云量等天气条件的影响，天气呈现年际变化。也就是说，春季浮游植物大量繁殖时间节点的变化，部分受天气制约。重要的是，在春季大量繁殖期生成的浮游植物，是春季进行繁殖的很多鱼类和无脊椎动物仔稚体的重要食物来源。如果要保证仔稚体有足够的生存机会，就必须在恰当的时间和场所保证食物的数量和质量。换言之，对于鱼类仔稚体来说，大海并非到处都存在适宜生存的环境。天气和气候影响海洋上层的环境，进而影响水生食物链的基础浮游植物，这种影响最终将向高营养级传递。环境影响从浮游植物沿食物链层层传播时会有减弱的趋势，但是仍然不能掩盖环境变化对已开发种类补充量的影响。如今海洋水色卫星遥感技术提供了足够的时间和空间分辨率数据，可以用于解释物理环境和生物之间的联系，第3章将详细说明。

### 1.3 遥感技术对渔业生产、评估和管理的贡献

鉴于渔业资源对于人类的价值和重要性，有必要进行责任性管理。然而以往管理主要以单一物种或多个物种为对象，只关注数量变动，忽视环境变化，造成管理失败，甚至带来灾难性后果。例如，20世纪70年代早期，过度捕捞和环境变化导致秘鲁凤尾鱼渔业崩溃，使成千上万的以植食性鱼类为食的海鸟和哺乳动物饿死，造成了灾难性的经济危机。随着人们对这种失败经验的广泛认识，诸如《生态系统方法》《基于生态系统的渔业管理 美国》《渔业的生态系统方法 欧洲》(Pikitch等, 2004; ICES, 2005)等一系列准则、指南和政策应运而生。这种新的模式嵌入在可持续发展的整体框架中，要求当代人的活动不能损害子孙后代的利益。尽管不同地区管理细节上有差别，但是相信《生态系统方法》的最终目的是在人类合理利用资源的同时维护海洋生态系统的健康，为当代和后代造福。(WSSD, 2002; ICES, 2005)。因此，《生态系统方法》可以描述为：对人类活动的一种全面、整体的管理，以与生态系统及其动

态特征相关的科学知识为基础，认识和探明对海洋生态系统健康至关重要的一些影响，实现对生态系统物质和服务的可持续利用，维护生态系统的完整。《生态系统方法》明确指出渔业不仅仅具有生物性，而且还具有生态学、社会学和经济学方面的属性。渔业捕捞对不同地区的经济增长有着不同程度的贡献，但是越来越多的人认识到在沿海地区为数不多的几种就业机会中，渔业捕捞通常占据当地经济活动的主导地位。

一直以来，《生态系统方法》在渔业管理中应用的最主要的局限是缺乏用于生态系统结构和过程研究的数据，比如温带春季浮游植物大量繁殖的时间和程度，或者东边界流地区上升流的强度。有些国家投入了大量资金和精力，用于鱼群的常规监测，为渔业管理中的资源量评估提供数据支持。但是《生态系统方法》的应用需要更加广泛的数据基础来支持决策。此外，为了保证与生态系统状态相关的信息具有可操作性，要求所有地区采样的时间分辨率高（对于某些应用至少需要每天采样，比如：对有害藻华的监测）。利用调查船和锚系设备采样是获取相关信息的重要手段，但是仅依靠调查船和锚系调查并不能满足应用时对时空分辨率的要求，而且成本太高。因此，我们还需要借助其他采样平台。

卫星遥感技术已经改变了我们对地表、陆地、大气和海洋的认识。遥感技术也使很多科学进步成为可能，它们提供的数据已经成功应用到天气预报和军事计划设计中。因此，如果能够将遥感技术应用于海洋生态系统可持续管理中，将具有重大意义。已经收集到超过 10 年的海表水色、红外辐射度和海表高度数据，它们提供了诸如叶绿素浓度、海表温度和洋流等多种信息。海洋水色数据与海洋生态系统密切相关：叶绿素是对浮游植物生物量的描述，代表着海洋生态系统营养级的基础。某一时刻浮游植物可持续生物量以及下行效应（浮游动物摄食）和上行效应（环境胁迫）包含了大量的生态系统信息，但其中大部分还未解答。海水中其他颜色成分（光吸收和散射）可以被探测到，如有色溶解有机物质和沉积物。海表温度可以反映很多物理过程，是海洋生态系统中的基础要素。海表高度可以用来提取中尺度环流和海况信息。多尺度特征对很多生态系统过程非常重要（比如拉斯克窗对初次摄食的幼体的作用）。

## 1.4 《生态系统方法》遥感应用框架

### 1.4.1 指标

将遥感应用于生态系统方法研究时，需要弄清楚相关人员对运行时间和空间尺度的要求。因此，有必要针对特定目标开展稳健性观测。这类标准被称为“指标”。其可以定义为：

“一个变量，指标或者参数。它的变动揭示了一个系统的关键因素的变化。相比于参考点或参考值，指标的位置和趋势表明系统内的当前状态和发展动态。指标提供了目标和行动之间的桥梁”(FAO, 1999 年)。

根据 UNEP (2003)，指标提供了 4 个基本职能：简化、量化、标准化和沟通。指标可以将复杂凌乱的数据简化，它们以科学对比观测和数据统计手段为基础。指标需要为决策者、使用者和大众提供可以沟通和利用的明确信息(参见第 7 章，使用者沟通相关的信息)。

**表 1.1 目的，满足驱动-压力-状态-影响-响应 (DPSIR，参见 1.4.3 小节)  
和某些候选指标的基本统计属性**

指标	目的	DPSIR	统计属性
渔业资源现存量（低于或高于生物安全线）	可操作（渔业）管理 <sup>1</sup>	压力	定量的、持续的、复合的
北海鱼群平均栖息深度	监测（气候变化） <sup>2</sup>	状态	定量的、持续的、复合的
鱼群平均规模	监测（捕鱼影响） <sup>3</sup>	状态	定量的、持续的、复合的
浮游植物颜色	监测（水文气象胁迫） <sup>4</sup>	状态	定量的、持续的、复合的
飞马哲水蚤与哲水蚤的比值	监测（气候条件变化） <sup>5</sup>	状态	定量的、持续的、复合的

1. Piet 和 Rice (2004); 2. Dulvy 等 (2008); 3. Jennings 等 (2002); 4. Edwards 等 (2001); 5. Reid 等, (2003)。

指标用途广泛，从大范围监测到特定的可操作管理。因为它们有特定的目标，与单纯应用生态系统测量方法相比，能够提供更高水平的解释，所以它们一般直接或间接地以观测变量为基础构造一个新的变量。这种变量可以是简单的时空数据集合，也可以是更高水平的数据整合，提供涵盖该系统的全面的、多元化的手段。指标可以是定性的，也可以是定量的：可以是二进制的（如，启动/停止），也可以是依次变化的（如，三种或者更多状态）或者是连续的（表 1.1）。它们可以是组件式的参数（春季大量繁殖时间序列，种类丰富度）或者合成指标（鱼群的平均规模或者鱼群平均栖息深度）。

选择指标时关键要考虑他们的可解释性。因此，某一指标宜对应一种压力（如，气候变化），而不是对应多种压力（如，利用程度，物种入侵等等）；任何指标应该恰当地反映某种压力，并能为人所知；指标对于压力变化的敏感度应该适当的与背景环境变化相关 (Rice, 2003; Rice 和 Rochet, 2005)。

## 1.4.2 目标

筛选符合目的的指标仅应在当前研究的管理体系的远景、期望目标和特定目标的框架下实施。它们使人们可以科学评价生态目标，以及人类希望从海洋

环境中想要了解什么。在加拿大，渔业和海洋部的职责是：“管理加拿大海洋和主要水道，保证其洁净、安全、高效、开放……并确保渔业资源的可持续利用，协调海洋贸易和商业”。英国人的梦想是追求“洁净、健康、安全、高效、生物多样化的海洋”。为了实现这个梦想，他们开展了一系列有可行性的专项研究工作，比如“确保浮游动植物自然群体数量和变动维持在安全限度内，”或者“确保鱼类和头足类的数量、种类和群落结构多样化、高产出，并能适应环境变化”(Rogers 等, 2007 年)。

为了保证遥感数据演化的生态学新指标可用，需要对其进行测试和验证，从而保证其达到预期目的。现有的指标也应该保证质量，并定期验证从而确保其保持相关性。在很多情况下，有些指标在没有完全认识清楚之前，即被用作管理决策，因此，应该另行说明该种指标的不确定程度，以及可适用性。

### 1.4.3 DPSIR 框架

《生态方法》广义的框架以 DPSIR (驱动-压力-状态-影响-响应) 框架为核心，用来评估环境质量（参见图 1.1）。该框架用于描述人类活动与生态系统服务的质量和数量的关系，以及社会对政策、认知和行为的改变的响应 (OECD, 2003 年)。DPSIR 框架常包括下列因素：

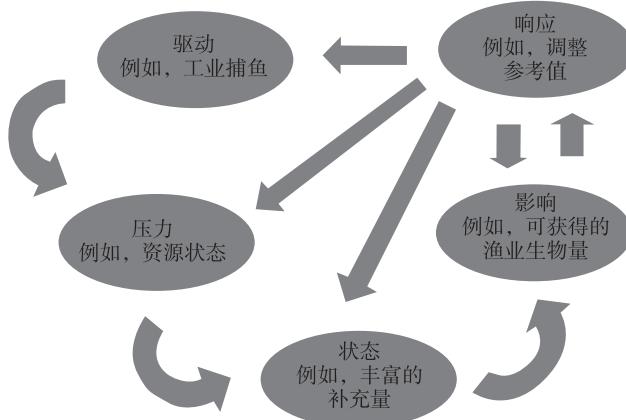


图 1.1 DPSIR 循环，示范不同类型的指标

1. 驱动力，包括高水平的社会、经济或者环境问题，比如人口数量增长，或者燃油价格的迅速变化。
2. 压力是描述系统的驱动因素的一个更加具体和直接的标准（如捕捞压力和强度，或者氮素输入）。
3. 状态指的是所研究的生态系统当前的社会、经济或者生物状态（叶绿

素浓度，目标鱼类种群的产卵量，经济活动雇佣的渔民），这些通常是社会关心的焦点问题。

4. 影响是压力对状态作用的结果（例如，濒危物种的数量增加 10%，产卵群生物量低于极限参考值 5%，有害藻华发生的次数增多且严重程度增加）。

5. 响应是需要将所研究的系统返回到系统参考值或特定限定值的限制范围的管理活动。

大部分指标的开发都是在 DPSIR 框架下进行的，实际上，大部分指标的设计仅涵盖了与压力和响应有很小用途的生态状态 (Rogers 和 Greenaway, 2005 年)。因此，至少在欧洲，《生态方法》的焦点已经缩小到仅仅考虑广义 DPSIR 框架内更加易于管理的压力-状态-响应部分。

#### 1.4.4 基线和参考条件

观测到的指标变化本身不能提供信息，除非将其放在空间、时间和生态系统的情境下。FAO (1999) 指出指标状态的波动应该揭示系统的关键因素，指标的位置和趋势与参考点或参考方向相比较，应该表明当前的状态和系统的动态 (Jennings 和 Dulvy, 2005)。我们也必须知道参考条件应用的环境（比如地理范围），以及参考点附近波动水平。

目标参考值指的是需要达到的状态（或压力），比如对于某一种鱼类来说，目标参考值可能是指维持最大可持续产量。而极限参考值是不期望达到的状态，因为达到该值意味着风险将迅速发展成为无法接受的情形，比如物种消失（或者不可恢复），或者持续的有害藻华。一般来说，我们没有足够的知识来设定防御计划和极限参考值，在这种情况下，确保状态或压力沿着正确的参考方向发展可能更容易，如增加鱼群平均规模 (Jennings 和 Dulvy, 2005)。

理想情况下，我们想知道如果没有人类的影响，生态环境是什么样，我们偏离了这个基线有多远。这需要了解系统未受影响前的变动水平，有必要收集大量的长时间序列的可信数据。但这并不容易，所以我们会用当前条件来界定参考水平，这种方法可以满足对将来变化的评估，但是无法了解过去的情形。因此，如果研究目的是进行复原，采用当前条件不足以实现这一目标。我们必须精心选用基线，因为它可能会导致基线偏移 (Pauly, 1995)，可能导致对“良好”条件的认识下降。关于环境基线的更深层次的讨论，请参阅 Hardman-Mountford 等 (2005)。对于遥感应用来说，大部分海平面要素（温度、颜色、高度、风）的观测时间都已超过 10 年。维持这些时间序列用于持续观测生态系统特性和精度，来研究气候相关的变化，是一个迫在眉睫的问题。

## 1.5 地球观测和社会效益

海洋生态系统对社会的贡献有很多方面，远不止于从渔业和水产养殖活动中获得经济收益和食物供给。为了解这些利益的“价值”，探讨生态系统的食物和服务供给成为当前的热点：市场法（可能）使各种海洋使用者认识到它的重要性（参阅 Beaumont 等，2007, 2008，了解这一方法的全面论述）。这些服务包括供给服务（即食物供给），调节服务（如海洋碳固定），文化服务（如海洋的娱乐用途）和支持服务（如为幼鱼和无脊椎动物的仔稚体提供育苗场）（UNEP, 2006）。

食物供给（即从生态系统获得的产品，比如食物）是与渔业和水产养殖直接相关的生态系统服务。鱼类提供了世界上 20% 的蛋白质，是超过十亿人口最主要的蛋白质来源。鱼类捕捞和养殖直接提供了大约 4 100 万的就业机会（FAO, 2007），以及间接提供了 1.62 亿的就业机会（UNEP, 2006）。显然，如果这些工作机会能够维持，那么整个社会，尤其是被雇用的人将因之受益。

但是，海洋和淡水生态系统正经历着迅速的改变，原因是资源的耗竭、污染、栖息地的毁坏、生物多样性的减少和气候的变化。这些都威胁着生态系统，从社会经济的角度来看，威胁着它们提供的商品和服务。在这种背景下，遥感技术应该做出哪些贡献，更好地调节人类对生态系统的影响，并可持续地利用自然资源呢？

捕鱼是一种空间性活动，遥感数据本质上也是空间性的。在采用空间管理手段时，比如海洋保护区域或者季节性休渔，这一点尤为突出。渔船空间分布可以直接指导相关管理制度制定和实施。遥感技术在探测各种物种空间分布方面的应用已经取得了长足的进步。比如，人们发现携带卫星追踪标签的金枪鱼和海龟均追逐海洋锋（Royer 等，2004；Polovina, 2005）。这些知识提高了对这些种类行为和分布的认识，这对管理是有帮助的，有利于开发利用管理，减少对非目标种类的误捕。第 4 章将重点讲述遥感在渔业管理上的应用。

遥感的另一种应用就是通过探测水文参数（如锋面）指导目标性渔业捕捞，印度、日本、秘鲁这几个国家都有应用（Saitoh 等，1986；Nayak 等，2003）。这种方法在提高捕捞效率和减少燃油消耗方面具有优势，并能因此减少温室气体排放，也有可能减少误捕。但是，这也增加了人们对其可能导致过度开发鱼类存量的担心，因此需要考虑明确的实施过程与其他保护管理工具（比如配额机制）并用。这些方法将在第 5 章进一步讨论。

遥感也可以用于水产业，遥感可以提供如水质、营养传递、海表温度等各种参数，用来判断何处适合进行鱼类和贝类养殖（Perez 等，2003 年）。有害

藻华 (HABs) 探测对捕捞和养殖非常重要：叶绿素-a 浓度和海表温度遥感图有助于快速探测 (Stumpf 等, 2003 年) 和认识有害藻华的形成 (Tanga 等, 2006 年)。第 6 章将讨论遥感在海水养殖中的应用。

## 1.6 本报告的范围和结构

本报告所依托的 SAFARI 项目由加拿大太空局赞助，对地球观测组织 (GEO) 的工作做出了贡献。地球观测组织致力于加强、提高、协调和量化在地球观测上的投入给人类社会带来的价值。它围绕着多种社会价值领域进行组织布局。SAFARI 特别关注把地球观测应用到渔业和水产养殖的可持续管理中的社会价值。在这个领域，乃至地球观测组织取得社会效益的领域，我们希望将地球观测数据的使用从研究领域发展到应用领域。

在下面各章中，我们将介绍现有成果以及未来展望。旨在让读者认识到地球观测数据在渔业和水产养殖领域的潜在应用价值。这是一个充满智慧挑战的领域，其对社会的价值毋庸置疑，因而对它的研发势在必行。

## 第2章 气候变化，生态系统变动和 渔业产量

Nicholas Dulvy, Emmanuel Chassot, Johanna Heymans, Kimberly Hyde,  
Daniel Pauly, Trevor Platt, Kenneth Sherman

气候影响着浮游植物大量繁殖的时空分布，对幼鱼数量和无脊椎动物的现存量和年补充量具有深刻影响，最终影响海洋生态系统的结构和动态。春季大量繁殖的浮游植物是很多鱼类和无脊椎动物仔稚体唯一的食物来源。春季浮游植物藻华与海表层鱼卵在空间和时间上的吻合程度对鱼类仔稚体的存活有着重要的影响（Hjort, 1914; Cushing, 1990; Mertz、Ayers, 1994; Platt 等, 2003）。卵和仔稚体在下沉至海床栖息地之前的一到两个月内，在水柱中形成一个浮游带。在表层水体中，鱼类和无脊椎动物的仔稚体储存的能量仅够生存很短的时间，除非它们通过索饵迁移或移动到浮游动植物旺盛，又足以维持它们生长的初级生产力的水域，否则仔稚体就会饥饿致死。处于幼体期的鱼类和无脊椎动物的变异模式受到浮游植物的物理动力调节，最终，这种环境变异可以影响更高营养级新个体的资源补充量、繁殖能力和生物量。海洋水色遥感可以提供相应时空分辨率的数据，用来研究海洋环境的变化与鱼类及生态系统生产力之间的关系。本章中，我们主要讨论大尺度物理环境的年际变化，以及对鱼类和无脊椎动物的影响。尤其关注气候变化对海洋温度和初级生产力的影响，并重点讨论评价全球渔业生产的新方法。

### 2.1 气候变化，海洋温度和初级生产力

#### 2.1.1 海洋表面温度

过去 100 年间，全球温度上升了  $0.6^{\circ}\text{C}$  (IPCC, 2007)。过去 25 年间， $64$

个大海洋生态系统 (LMEs) 中绝大多数已经出现暖化现象, 仅有 2 个被发现温度降低了: 即, 加利福尼亚地区的太平洋上升流区域和洪堡海流大海洋生态系统 (Sherman 等, 2009; Belkin, 2009)。巴塔哥尼亚陆架和波罗的海大海洋生态系统温度分别升高 0.08 和 1.35°C。波罗的海和北海的迅速升温已经得到证实, 根据灯光船只和年度渔业调查船只获得的每日温度记录, 波罗的海和北海附近海域在过去的 25 年里, 海洋温度上升了至少 1°C, 夏季温度增幅最大, 为 1.60°C (MacKenzie 和 Schiedek, 2007; Dulvy 等, 2008)。中纬度到高纬度的大海洋生态系正经历着最迅速的升温 (在过去的 25 年里, 大于 0.60°C, 其中北大西洋升温最快 (图 2.1))。这与在北极圈观察到的气候迅速变化一致。通过对这片海域深度常规模式特性的观察发现, 它引发了大西洋海水的快速热渗透 (Barnett 等, 2005)。

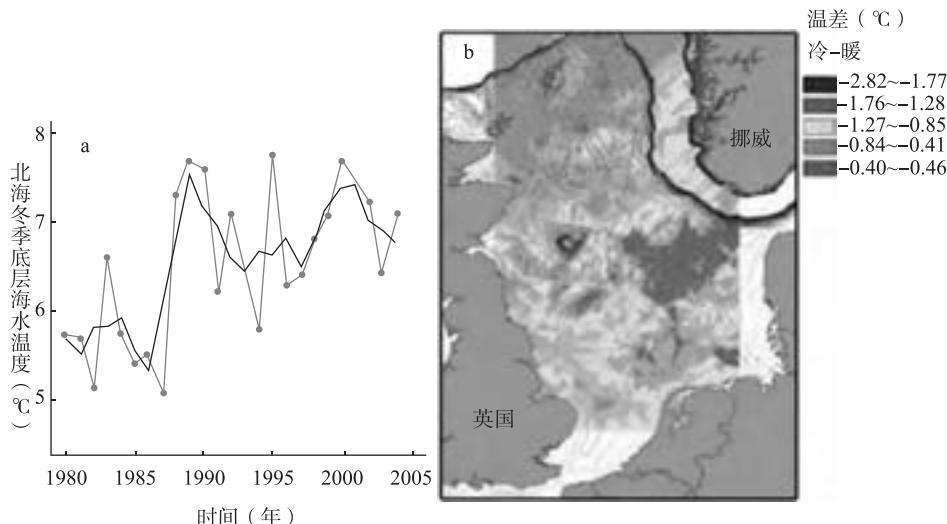


图 2.1 (a) 北海冬季平均底层海水温度的变化 (灰线), 3 年连续观测值的平均值 (黑线)。摘自 Dulvy 等, (2008 年)。(b) 北海夏季底层暖水空间分布。通过计算寒冷时期 (1983—1987 年) 和温暖时期 (1990—2003 年) 的温差表示海水暖化现象。(Dulvy 和 Stelzenmuller, 数据未发表)

## 2.1.2 海洋生产力

气候变化和未来海洋初级生产力的关系很可能是渔业捕捞和生产的重要决定因素 (Cushing, 1982 年)。代谢异速理论表明, 温度升高将严重影响初级生产力和呼吸作用之间的平衡, 因为呼吸率的增加幅度大于初级生产力的

增加幅度 (López-Urrutia 等, 2006 年)。因此, 根据新陈代谢模式估计截止 2100 年上层海洋生物区每年将固定 4 亿吨碳, 相当于吸收至少 21% 的二氧化碳 (López-Urrutia 等, 2006 年)。目前, 气候变化对全球初级生产的影响以及这些影响带来的区域变化的经验研究, 尚有很大的不确定性。通过新陈代谢理论预测的初级生产力降低的结果与海洋生物化学和常规循环模式 (GCM) 预测的结果相符。这些预测气候变化的模式将导致海洋表面营养的进一步匮乏, 这些模式注重小型浮游植物的作用, 而忽略了大型硅藻的贡献 (Bopp 等, 2005)。

过去 25 年里, 全球海洋叶绿素浓度已经发生了巨大变化, 从 20 世纪 80 年代开始下降, 继而在 1998 年至 2000 年上升, 之后因为气候原因而下降。依据 CZCS (1979—1986 年) 和 SeaWiFS (1998—2002 年) 海洋水色观测数据的最新比较结果, 20 世纪 80 年代以来全球海洋平均叶绿素浓度下降了 6% (Gregg 等, 2003)。10 年间发生叶绿素浓度下降的事件中有近 70% 发生在北半球高纬度地区, 与海表温度的上升和大气中的铁在海洋中沉积的降低相关 (Gregg 和 Conkright, 2002; Gregg 等, 2003)。大洋环流的变化很小 (Gregg 和 Conkright, 2002) 或者说浓度正处于下降期 (Antoine 等, 2005)。不同区域之间存在很大的异质性。东北大西洋的海面升温伴随着偏冷地区浮游生物数量的增加, 和偏暖地区浮游生物数量的降低 (Richardson 和 Schoeman, 2004)。自从 1951 年以来, 南加利福尼亚海域海洋温度的上升导致了大型浮游动物生物量下降了 80% (Roemmich 和 McGowan, 1995)。近年, 1998 年强厄尔尼诺发生后全球叶绿素浓度增加, 这种现象一直持续到 2000 年, 该年出现了圣女现象, 之后全球叶绿素浓度下降。这些变化在很大程度上归咎于海表温度的变化, 以及与 ENSO 循环和多元 ENSO 指数相关的层化现象 (Behrenfeld 等, 2006)。

一项通过 6 种耦合的“大气-海洋全球循环模式” (AOGCMs) 进行的分析表明, 未来初级生产力可能提高甚少, 截止 2050 年为 0.7%~8.1%, 相当于工业化以前的状态 (Sarmiento 等, 2004)。但是, 这一预测的置信水平很低, 主要是因为主要增加区域位于热带 (Antoine 等, 2005)。但是这种微小的增长在全球不同区域和生物群落中的情形差异显著。AOGCMs 估计在亚热带环流低生产力有分层现象水体中的叶绿素降低 (Sarmiento 等, 2004)。这种现象在海洋水色研究中已被观测到, 观测结果表明该时期大多数叶绿素浓度  $< 0.07 \text{ mg m}^{-3}$  的寡营养海域面积增加了 15%, (Polovina 等, 2008)。大西洋寡营养环流面积增幅最大, 增速为每年 4.3%。这与因全球变暖而导致的中纬度地区热含量提高和垂直层化的预测一致。

## 2.2 渔业海洋学：物理海洋学、浮游植物和鱼类之间的纽带

近年来，卫星技术提供了全球性、系统性、日变化以及小尺度的初级生产力，为估算鱼类和其他高营养水平的甲壳类、软体类、爬行类、鸟类和哺乳动物的丰量和生物量提供了前所未有的契机。在整个生态学领域以及从低到高的营养水平进行数据整合，仍旧面临着挑战，需要结合一系列现场观测，且理论专家、专业科学家和模型开发者之间的合作（Platt 等，2007；Cury 等，2008）。目前有 4 种广义的方法通过初级生产力估计鱼类和其他高营养水平生物体的可捕量和生物量：统计模型，粒径谱模型，能量守恒模型和“端到端”或者“物理到鱼类”生态模型。统计方法依赖于大尺度生态系统特征间的关系。其他三种方法是建立在物理、化学和生态学法则和原理上的方法。

### 2.2.1 浮游植物与鱼类的统计关系

人类已经发现环境变化与章鱼、虾、上层鱼类和太平洋鲑鱼的种群变化及捕捞量间的关系。这些研究提高了人们对物理海洋学与浮游植物及更高营养水平生物产量相关机制的认识。我们现举几个无脊椎动物的例子，有助于人们理解其他事件（Cole，1999；2000 年；Hardman-Mountford 等，2003；Mueter 等，2005；Bonhommeau 等，2008）。在圣劳伦斯湾的 northwest 西北部，通过遥感手段发现在北方长额虾 (*Pandalus borealis*) 仔稚体时期，仔稚体存活和后期群体生物量与海表温度和海表叶绿素-a 浓度有关（Ouellet 等，2007）。叶绿素浓度与仔稚体存活呈正相关，绝对温度与仔稚体存活呈负相关。但是，仔稚体的最大存活率与升温的最大程度相关。春季藻华的发生、持续时间和强度强烈影响北方长额虾 (*Pandalus borealis*) 幼体背甲的长度（Fuentes-Yaco 等，2007）。西班牙西北部海域章鱼 (*Octopus vulgaris*) 的捕捞量与风结构和上升流关系密切。捕捞前 2 年内的春季和夏季（4 月到 9 月）中的上升流天数所占的百分比（离岸 Ekman 输送  $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-1}$ ），与章鱼的捕捞量呈正相关（Otero 等，2008）。上升流的强度与遥感观测的初级生产力呈正相关。章鱼仔稚体在夏末到早秋期间产卵，此时正好是上升流末期和初级生产力高值期。强上升流导致初级生产力增强，这对 2 年后章鱼捕捞量有极大的正面影响。

生态学领域一种比较普遍的观点认为通过控制食物链底端初级生产力的水平和变化，通过上行控制高营养级生物的丰富量和生物量。初级生产力，食物

链中营养级数量和营养级间能量消耗情况（传递效率）一直被认为是反映全球渔业捕捞的最佳指标（Ryther, 1969 年）。在大尺度空间，已经证实鱼类产量与初级生产力密切相关（Iverson, 1990 年）。在西北大西洋的中纬度地区的 9 个渔业区（Frank 等, 2006 年），西北太平洋的 11 个渔业水域（图 2.2）（Ware 和 Thomson, 2005），14 个欧洲生态地区（Chassot 等, 2007）以及 1 000 种已开发的鱼类和无脊椎动物（Cheung 等, 2008a）都有关于初级生产力（或者用初级生产力的代名词——年均叶绿素-a 浓度）与长期平均渔业捕捞量之间呈正相关的研究。

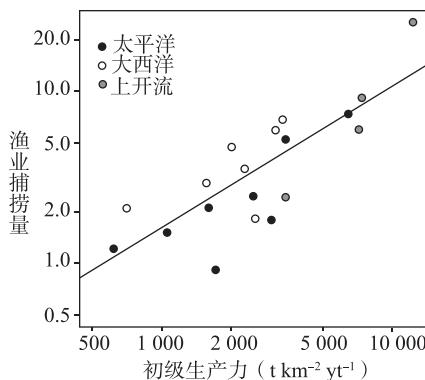


图 2.2 上岸渔获量（捕捞量）和一些大海洋生态系中的初级生产力的关系（摘自 Ware, 2000）。每年  $1\ 000\ t\ \text{km}^{-2}$  的初级生产力约相当于每年  $1\ t\ \text{km}^{-2}$  的鱼类捕捞量

西北大西洋南部的生产能力较高，这与较高的渔业产出有关。这种关系有可能忽略对生态系的悠久开发历史，结合大尺度空间分析，有可能忽略对鱼类和其他次级生产的下行捕食控制（Frank 等, 2006）。北方的生态系统生产能力较低，渔业产出低，表现出渔业捕捞中捕食者数量枯竭。很大原因是由于低温条件下大型捕食者数量低增长率（Myers 等, 1997）。在低初级生产力地区，捕食者数量减少导致初级生产力提高。这个目标可以通过减少对中型捕食性鱼类的掠食，并增加对浮游动物的掠食，从而降低浮游动物丰富量的方法来实现（Frank 等, 2006）。要弄清捕捞和气候对浮游动物变化的影响仍然具有挑战性，因为二者同时影响着生态系统结构（Greene 和 Pershing, 2007）。虽然较低碳的系统对渔业的下行控制更为敏感，但是最终初级生产力为长时间序列平均的较高营养级产量或者食物链网容量设定了上限（Frank 等, 2006；Chassot 等, 2007）。这些限制有助于了解支持渔业发展、可持续性或者说渔业的生态足迹所需的初级生产力。

### 2.2.1.1 基于遥感技术衡量渔业的足迹

生态足迹指的是由渔民和其他人以生态系统产品和服务的形式，占据的有效生态系统区域。生态足迹用生态系统的生态产出与人为消耗之间的比例表示（Wackernagel 和 Rees, 1996）。卫星遥感技术为渔业科学家提供了可以为以浮游植物为基础的生态系统和珊瑚礁渔业计算可以支持渔业生产的初级生产力。

植食性渔业是全球渔业捕捞的主要组成，尚有待估测。初级生产力被全球不同生态类型（海岸线、大陆架、上升流、海洋）的渔业利用，它支撑着为动物提供食物来源的金字塔，自从 20 世纪 90 年代就开始计算了（Pauly 和 Christensen, 1995）。渔业的 PPR 由渔获种类的营养级决定：生产一吨的高营养鱼类（如金枪鱼）所需的初级生产力远远高于低营养水平的鱼类（如沙丁鱼），因为海洋中从一个低营养级向下一个高营养级的传递效率通常是 10%（Pauly 和 Christensen, 1995；韦尔, 2000）。因此要计算已知重量的渔获所需的初级生产力，就需要知道这些鱼类的平均“营养级”（TL）、假设“营养效率”（TE）和渔获量，Pauly 和 Christensen (1995) 给出如下等式：

$$\text{PPR} = \text{catch} \cdot (1/\text{TE})^{\text{TL}-1}, \quad (2.1)$$

或者假设 TE 为 10%：

$$\text{PPR} = \text{catch} \cdot 10^{\text{TL}-1}, \quad (2.2)$$

为了优化 Pauly 与 Christensen (1995 年) 使用的广义生态系统类型，渔获数据来自“海洋围绕我们项目（Sea Around Us Project）”，该项目向联合国粮农组织（FAO）提交 0.5 度单元格的数据，并且依据专属经济区（EEZ）和大洋洋生态系统（LME）进行重组（Watson 等, 2004）。迄今为止，这些“名义”上岸量不包含丢弃的副渔获，非法的和其他未上报的渔获，因为这些数据只有为数不多的几个国家进行了估测（Zeller 等, 2007；Zeller 和 Pauly, 2007）。FAO 提供的鱼类和无脊椎动物类群的营养级数据来源于时间相关、地点相关和食性相关的研究（[www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) 和 [www.sealifebase.org](http://www.sealifebase.org)）。全球初级生产力评估是基于遥感 SeaWiFS 数据的，按照年度循环的形式逐月整理（1997 年 10 月至 1998 年 9 月），空间分辨率为 9km。因此，这些数据只能大概代表特定年份的初级生产力以及存在捕捞数据的时期内的平均初级生产力（1950 年至 2004 年）（更多信息可登陆：[www.seaaroundus.org](http://www.seaaroundus.org)）。为了减小 EEZs 和 LMEs 的差别，PPR 最大值采用具有最高值的 5 个年份的平均值进行计算。

不同的 EEZs 内支持渔业所需的初级生产力各不相同，从澳大利亚 EEZ 的 1% 和 2%，到冰岛 EEZ 的 60%~80%。毛里塔尼亚 EEZ 有来自欧洲和亚洲国家的远洋渔船以及体型相对较小的毛里塔尼亚渔船进行捕捞。所有这些渔船的捕捞占据观测到初级生产力的 15% 到 20%（图 2.3）。

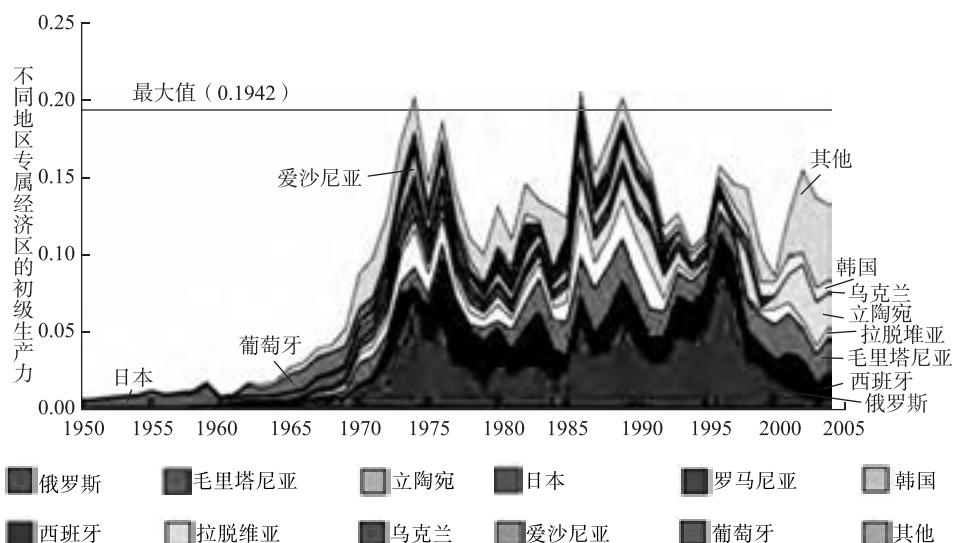


图 2.3 位于非洲西北部的毛里塔尼亚专属经济区渔业所需初级生产力 (PPR)。在这一生态系统中，来自欧洲和东亚的远洋渔船占据了大部分初级生产力 (体现在渔获量上)，毛里塔尼亚所占比例甚少；在 20 世纪 70 年代早期和 80 年代末的 PPR 将近 20%

大部分大海洋生态系 (LEMs) 渔业所需的初级生产力 (PPR) 的最大值低于 20%，其中 30 个 LEMs 的 PPR 低于 10% (图 2.4)。其中的 16 个是位于北极圈、南极圈和澳洲的大海洋生态系统。也就是说极少数的 LMEs 的 PPR 值可以达到极高值 (>50%)。这可能是因为：①该方法的假设和数据 (如采用某一年的 SeaWiFS 全球遥感数据得出初级生产力，并以此代表 1950 年以来的所有年份)；②高估上岸量，如，某个区域报告的渔获，其实是从其他区域捕捞的 (Watson 和 Pauly, 2001 年)；③高产期延长，目标种类洄游，特别是觅食回游，超出大海洋生态系的边。这种情况在黑潮 (Kuroshio) 大海洋生态系有发生，几年来，沙丁鱼大大地扩张了活动范围。再比如，有一些北大西洋小型大海洋生态系鳕鱼和其他底栖鱼可能在一个大海洋生态系中被捕捞，但是却是在另一个生态系中觅食。全球初级生产力评估都会发生问题，但是可能并不严重，因此不是图 2.4 所示的模式的起因。这种方法可以认识到渔业所需的初级生产力，但是需要进一步的工作来确定什么比例的初级生产可以可持续地逐年消耗，而不会影响生态系统的恢复性和整体性，即生态足迹或者以浮游植物为基础的渔业的“鱼迹”。

近年来，通过结合航空摄影和卫星遥感技术，首次对全球范围内珊瑚礁进行了精确测量，估算了珊瑚礁渔业的足迹 (Spalding 和 Grenfell, 1997 年；Spalding 等, 2001)。对 49 个岛国的珊瑚礁渔业的生态足迹进行了计算，约占全球珊瑚礁的 41%。根据联合国粮农组织收集到的上岸渔获量估算人类对珊瑚礁

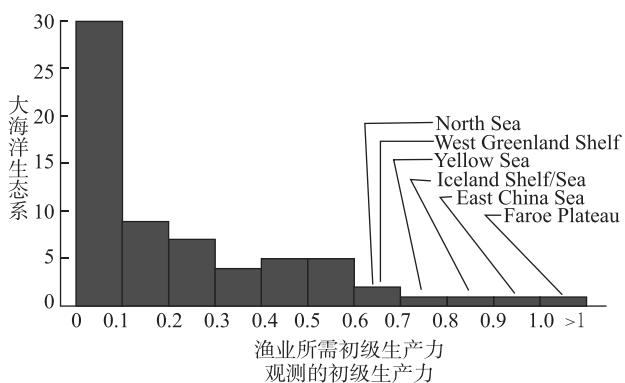


图 2.4 全球 64 个大洋生态系 (LMEs) 渔业所需的最大初级生产的分布。大部分 LMEs 的最大 PPR<20%；有些 LMEs PPR 的值极高 (>60%)，由于高报捕捞量，以及/或界限未能围绕重要种类的整个分布范围

珊瑚礁鱼类、软体动物和甲壳类的消耗，可持续渔业的产量为每年  $5 \text{ t km}^{-2}$ 。据估计，珊瑚礁渔业总上岸量目前比可持续发展的产量高 64%。因此，渔业占据的珊瑚礁区域与可用有效区域相比，超出了约  $75\,000 \text{ km}^2$ ，澳大利亚大堡礁的区域则达到了 3.7 倍 (Newton 等, 2007)。在那些单位珊瑚礁区域人口密度更大的国家，足迹的规模更大 (图 2.5)。

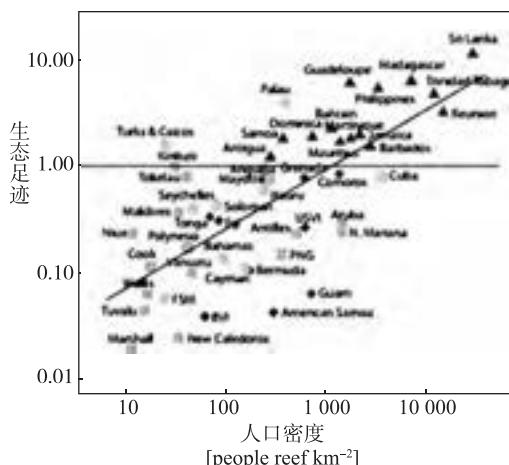
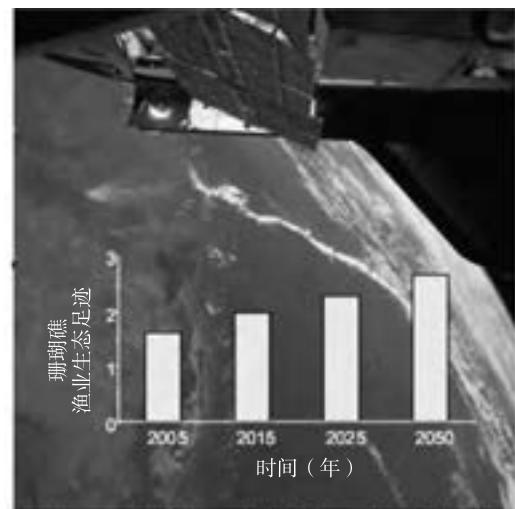


图 2.5 人口密集的岛屿没有可持续的珊瑚礁渔业足迹。单位面积的人口密度与珊瑚岛生态足迹呈正相关。珊瑚岛渔业的现状以 4 种颜色显示：绿色方块——未探索，橙色圆点：全面开发，红色三角形——过度开发，黑色菱形——系统崩溃。直线表示最小二乘回归模型  $\log_{10}Y = -1.59 + 0.53$  ( $\log$  每平方千米珊瑚礁 10 人) 虚线代表生态足迹=每年  $5 \text{ t km}^{-2}$  的最大可持续产量为 1 足迹 (摘自 Newton 等, 2007 年)

随着人口数量的增长，截止 2050 年，珊瑚礁渔业的生态足迹将从 1.64 增加到 2.7，被渔业占据的区域与可用区域相比，将超过 196 000km<sup>2</sup>（图 2.6）。有些关键的假设需要进一步的工作，以优化足迹估测（Newton 等，2007），包括：修正珊瑚礁栖息地的定义和估算（Andréfouët 等，2006），优化珊瑚礁渔业上岸量的估算（Zeller 等，2006；Zeller 等，2007），更好地理解珊瑚礁的可持续产量（Halls 等，2006；McClanahan 等，2008）。然而，人们越来越清晰地认识到，对珊瑚礁足迹的首次估计可能不足。为全球海洋增加更多珊瑚礁栖息地并非可行的管理办法。但是这些足迹首次指明了热带岛国面对的挑战——保证持续增加的人口的生计，保证珊瑚礁持续的恢复能力和生产能力。



**图 2.6** 随着人口数量的增长，49 个岛国珊瑚礁渔业生态足迹的增长。从 2005 年渔业占据的珊瑚礁区域与可用有效区域相比，超出约 75 000km<sup>2</sup>，澳大利亚大堡礁的区域达到了 3.7 倍。背景是从亚特兰蒂斯号航天飞机上俯瞰澳大利亚昆士兰州大堡礁（图片由美国国家航空航天局（NASA）提供）

### 2.2.1.2 观测到的初级生产和大海洋生态系渔业捕捞量的变化

预测和观测的海洋生产力的变化如何影响渔业捕捞是人们高度关注的问题。为了回答这个问题，研究者正在分析大海洋生态系的范围内（LME）初级生产力和渔业捕捞量的变化（Sherman 等，2007；Sherman 等，2009）。在过去的 10 年里，初级生产力没有连续性的变化趋势，在分析的 63 个大海洋生态系中，只有 4 个大海洋生态系初级生产力的年度变化是显著的，其中一个大海洋生态系（孟加拉湾）的初级生产力下降，其他 3 个的初级生产力升高（哈

得孙湾、洪堡海流和红海) (Sherman 等, 2009)。纳拉甘塞特实验室利用“光吸收海洋初级生产力”模型计算初级生产力月平均和年平均值, 卫星数据由美国国家海洋和大气局东北渔业科学中心提供, 模型用到的叶绿素数据由卫星数据通过模型计算得出, 光衰减数据由光合有效辐射计算得出。

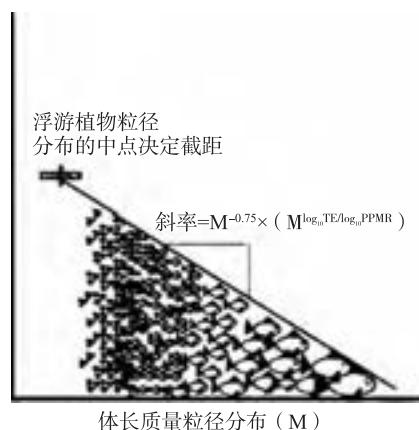
气候变暖对全球生物量产量的影响并不完全与增加或者降低产量的持续变化相关。不同类型大海洋生态系中渔业产量对气候变暖的响应存在差异。渔业产量的增加和降低趋势都可在快速升温、中速升温和慢速升温的大海洋生态系中观测到。但是观测结果很复杂, 因为在很多发展中国家, 在鱼类蛋白质和食品安全的驱动下, 捕捞强度增加导致开发甚至过度开发鱼群。在一半大海洋生态系(31个)中观测到渔业生物量产量增加, 在其余的32个大海洋生态系中观测到了降低趋势(Sherman等, 2009)。在挪威海、法罗高原和冰岛陆架大海洋生态系观测到因为气候变暖而导致渔业产量增加现象。这3个大海洋生态系占据了全球海洋渔业产量的5%, 是因为受浮游动物上行效应, 以及在北大西洋北部海域升温的影响。鲱鱼、蓝鳕和毛鳞鱼群体在浮游动物摄食场所的扩张中受益(Beaugrand等, 2002; Skjoldal和Saetre, 2004; Hjermann等, 2007)。副极地环流将暖流带入东北大西洋, 且强度增强, 这对大海洋生态系的初级生产力和渔业有利。相反的, 对于相对更加温暖的东北大西洋南部的大海洋生态系(北海大海洋生态系、凯尔特-比斯开大陆架大海洋生态系和伊比利亚沿海大海洋生态系)来说, 副极地环流携带的暖流致使其初级生产力和渔业产量均有所降低。在南欧这些快速升温的大海洋生态系中, 年平均海洋渔业生物量产量因为过度开发而下降, 但也可能是因为温暖海水中浮游动物丰量水平的下降(Valdés等, 2007), 以致鱼类的分布向北延伸(Perry等, 2005; Dulvy等, 2008)。

### 2.2.1.3 未来气候变化对鱼类和渔业分布的影响

如果鱼类的分布发生变化, 那么渔业捕捞的分布将发生什么变化呢? 使用生物气候包络模型的方法, 假设气温升高 $2.5^{\circ}\text{C}$ , 黄花鱼的地理分布(黄鱼属小黄鱼)将向北移动, 分布范围增加, 分布区域从中国海向日本水域延伸(Cheung等, 2008 b)。渔业产量保持不变(假定初级生产力的分布和数量不变), 但是潜在捕捞渔场的地理分布发生明显改变。目前, 大部分捕捞来自中国和韩国, 但是随着气候变化, 渔业捕捞潜能将有所提高, 尤其是在日本和朝鲜(Cheung等, 2008 a)。

### 2.2.2 粒径谱

静态粒径谱模型包括3个变量和2个参数, 用来预测海洋动物的丰量和生物量: ①初级生产; ②浮游植物粒径分布; ③海洋表面温度; ④食肉动物/掠



**图 2.8** 每个体分类时间平均丰富量的中上层粒径谱。体长质量 [ $M$ ] 粒径谱倾斜是转移效率 (TE) 和食肉动物/掠食对象质量的比例 (PPMR) 的函数。截距和起点取决于初级生产力, 也确定浮游植物粒径谱在起点的分布。这个中上层谱包括浮游植物、浮游动物和鱼类。事实上, 底层和远洋无脊椎动物 (海蜇、鱿鱼、蟹、蠕虫) 占据中间的体长级别, 哺乳动物和海鸟则位于最大的体长级别

食对象的比例; ⑤转换效率 (图 2.8)。卫星遥感技术使在全球小尺度范围内对初级生产力和海洋表面温度进行时间集成的测量成为可能。大部分海洋的初级生产力 ( $\sim 90\%$ ) 由遥感估测, 除了季节性冰覆盖的高纬度地区和非浮游植物生长的区域如珊瑚礁、海藻林、海草和底栖微藻占主导的区域 (Duarte 和 Cebrián, 1996)。不同粒径浮游植物的分布取决于局地的初级生产力。高初级生产力分布在海水混合充分的浅海、近海岸、陆架系统和沿海上升流海域。这些区域可以支持大型浮游植物 (直径  $> 100\mu\text{m}$ ), 常常形成大片具有黏性的区域, 这些浮游植物可以直接被食草类鱼类利用。离岸寡营养海域主要由超微和微型浮游生物 (分别是直径在  $5\sim 25\mu\text{m}$  和  $< 5\mu\text{m}$ ) 组成 (Agawin 等, 2000; Marañón 等, 2001, 2007)。生物所占比例随着温度的升高而增大, 可以用波尔茨曼因子或者范特霍夫-阿列纽斯等式  $e^{-E/KT}$  来描述,  $E$  是新陈代谢激活的能量 ( $0.63\text{eV}$ ),  $K$  是波尔茨曼常数 ( $8.62 \times 10^{-5}\text{ eV K}^{-1}$ ),  $T$  是开氏温度 ( $^{\circ}\text{C} + 273$ ) (Brown 等, 2004 年)。海洋中, 食肉动物的重量一般是其掠食对象的  $300\sim 1\,000$  倍 (Cushing, 1975 年; Jennings, 2005; Brose 等, 2006)。由于生长速度不同, 食肉动物/掠食对象重量比值的增加相对有限; 鱼类和很多其他海洋肉食性动物的口部尺寸相对于全身尺寸以固定的比例增大。根本原因是只有更大型的生物才能捕获和食用更大的猎物。这就限制了可以支持的营养级的数量: 食物链底端的浮游植物粒径越大, 食物链则越短 (Ryther, 1969,

Jennings 和 Warr, 2003)。食物链越长, 效率和生产能力越低, 因为转移效率偏低导致能量在每一营养级的流失。每一营养级有 5%~15% 的能量流失, 原因是呼吸和排泄作用, 或者能量从这一生态系中排出 (Pauly 和 Christensen, 1995; Ware, 2000)。

静态或者平衡粒径谱方法已经被用来估测全球鱼类产量和生物量, 在没有捕捞活动的情况下, 以  $36\text{ km}^2$  为单位应用遥感估算初级生产力。当初级生产力总量为每年  $4.1 \times 10^{11}\text{ t}$  时, 估计全球海洋动物的生物量 ( $>10^{-5}\text{ g}$  净重) 为  $2.6 \times 10^9\text{ t}$ , 年产量为  $1.1 \times 10^8\text{ t}$  (Jennings 等, 2008 年)。全球范围内, 鱼类生物量和产量高值区位于上升流和中纬度大陆架海域。这些区域体重达 10g 的鱼类的总生物量为  $5.3 \times 10^8\text{ mt}$ , 产量是  $1.1 \times 10^8\text{ mt}$  (图 2.9)。

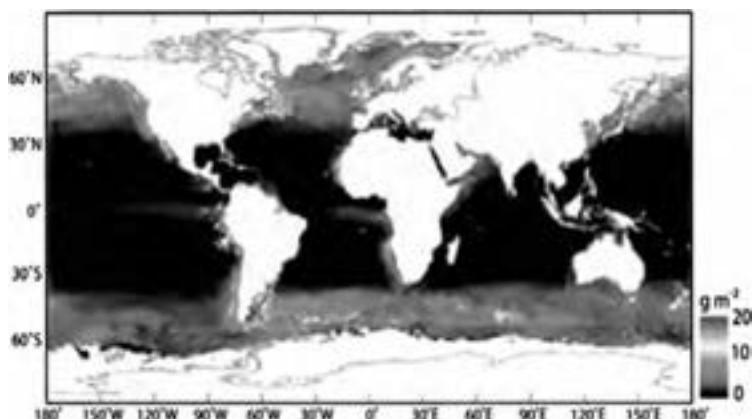


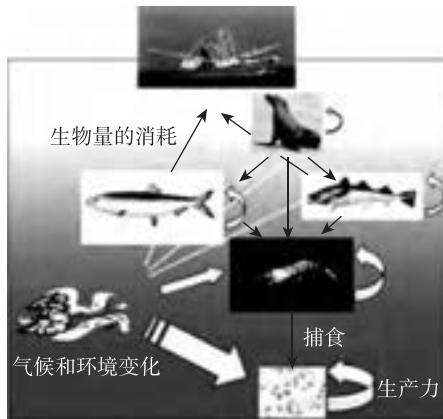
图 2.9 海洋硬骨鱼类生物量的全球分布。图中白色区域初级生产力不可用。(摘自 Jennings 等, 2008)

尽管这种方法简单且参数不多, 但是对转移效率和食肉动物/掠食对象质量的比例的范围较为敏感。进一步的优化需要对转移效率和食肉动物/掠食对象的比例开展新的研究, 以及这些参数随环境的变化。目前, 这一方法仅能为大型功能组提供基于个体大小的输出 (如硬骨鱼和软骨鱼), 在区分能量级、不同大小个体生活史时期的分布、根据粒径谱预测生物丰富度时需要的能量 (Jennings 等, 2008)。目前, 开发了基于初级生产力不同粒径大小体分布的动态粒径谱模型 (Hirata 等, 2008), 提供食肉动物对浮游植物生产力的反馈, 形成对局地鱼类生物量和产量更真实的估算 (Blanchard 等, 2009)。

### 2.2.3 物质能量平衡模型

能量在生态系统中的流通可以通过各种食物链网模型来描述, 比如生态营

养盐模型 Ecopath 和生态网络分析。Ecopath 模型依赖于不同功能组生物产量和生物量间的平衡，以生物间的觅食关系和不同营养级间能量转移效率为基础（图 2.10）（Polovina, 1984；Pauly 等, 2000）。



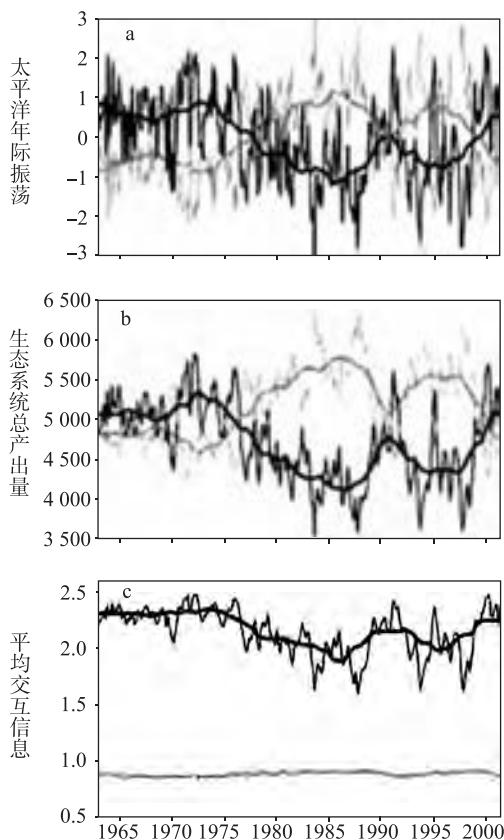
**图 2.10** 海洋生态系统的 Ecopath 质量平衡“箱”模型。弯箭头的大小代表初级生产力；黑色向上箭头表示能量沿着食物网通过捕食向上传递；黑色向下箭头表示能量的消耗。整个生态系统受到气候变化和环境变化的影响，最低营养级生物受到的影响最大、最直接，环境变化对浮游植物生产力的影响较大

生态网络分析与营养级间接效应和再循环方式的分析技术结合起来（Ulanowicz, 1986）。具体来说，初级生产变化导致的营养级间接效应和能量/营养再循环，可以借助 Ecopath 动态模拟的生态网络分析来描述（Christensen 等, 2005）。Ecopath 模型可用来解决一系列问题，包括估算支持全球渔业产量所需的初级生产力（Pauly 和 Christensen, 1995），评估气候变化和捕捞影响高营养级种类动态变化的相对重要性（Guenette 等, 2006）。环境变化对生态系统的影响可以通过观察该系统中所有子系统的变化发现。整个生态系统产出量就是生态系统中能量流通的总量，通过捕食和分解方式从低营养级向高营养级传递，因而会受到环境变化的影响（Ulanowicz, 1986）。

例如，在阿拉斯加湾，整个生态系统的产出量（图 2.11 a, b）由太平洋年际振荡（Heymans 等, 2005）描述的阿留申低压系统和海洋表面温度对生态系统的初级生产的影响带来的变化所驱动。太平洋年际振荡对东南阿拉斯加生态系统产出量有正面影响，对西部和中部阿留申群岛有负面影响。但是，在消除环境因素的直接影响后，可以观测到流系结构变化的影响。具体来说，“平均交互信息”是一种网络分析指数，衡量生态系统中由功能相似的物种组成的生态系统隔层之间，能量和物质流动的结合程度（Ulanowicz 和 Abarca-

Arenas, 1997)。

我们可以看到，在阿拉斯加湾的两个不同的生态系统（阿留申群岛西部和中部以及阿拉斯加东南部）中，平均相互信息大不相同，并且不与环境驱动直接相关（图 2.11c）。在 20 世纪 70 年代末期体制转变后，阿留申群岛大型食肉动物（斯特勒海狮）的减少，简化了能量和物质在生态系统中流通的通道，而在东南阿拉斯加则没有经历此类简化，因为研究期间大多数种类增加了。



**图 2.11** (a) 阿留申群岛（黑色）和东南阿拉斯加（灰色）的太平洋年代振荡 (PDO); (b) 生态系统总产出量的变化; (c) 平均交互信息。  
(摘自 Heymans 等, 2007)

## 2.2.4 端到端模型

端到端模型的目标是：①表现生态系统的所有组成，从非生物成分到生物食物链网；②不同尺度物理和生物过程；③双向交互和反馈；④考虑到气候变

化的动态胁迫以及人类通过多通道和营养级的影响 (Travers 等, 2007; Cury 等, 2008)。这些模型建立在第一性原则的基础上, 目标是精确地表达影响海洋的动态物理量 (风、潮汐、洋流和光线透入) 以及其他对初级和次级生产力的影响。这些模型通常包含关联模型或者耦合模型, 采用某种形式的水动力学模型, 驱动生物地球化学的模型, 为更高营养级提供初级生产力和浮游动物生产量 (Lehodey 等, 1997; Megrey 等, 2007)。

最简单的生物地球化学模型侧重中上层海洋环境, 且包括一些浮游生物 (plan kton) 功能群体, 比如, 营养-浮游植物-浮游动物动态模型, 诸如 ROMS-NPZD (区域海洋模型系统-NPZD), NEMURO (用于研究区域海洋学的北太平洋生态系统模型), POL-GCOMS (Proudman 海洋实验室-全球海岸海洋模型系统) 以及 DGOM (绿色海洋动态模型) (Le Quéré 等, 2005; Kishi 等, 2007)。复杂模型包含底层-表层栖息地、底层功能群体以及沉积化学等, 比如, ERSEM (欧洲区域海洋生态系统模型) (Allen 等, 2001; Siddorn 等, 2007)。关键是将生物化学和低营养级模型的产出转化为鱼类或者更高营养级, 或最终喂养掠食动物从更高营养级回到低营养级 (Travers 等, 2007)。

目前, 没有通用模型可以将与渔业相关的低营养级动力转化为高营养级动力。但是目前有一些与群体数量动态模型相关的重要研究证实这种机制存在的可能性。它们关注低营养级肉食性鱼类, 比如太平洋鲱 (*Clupea harengus pallasi*) 和太平洋针鱼 (*Cololabis saira*) 的动力学特性 (Ito 等, 2004; Megrey 等, 2007)。关于端到端模型, 还有很多理论难点和实践上的挑战, 包括数据的可用性, 基于不同形式和离散方法的次级模型的耦合, 主要生态过程如可以在不同组成之间生成回馈的分泌和排泄, 以及通过区分不同的时空尺度和功能复杂性, 整合不同营养级成分 (deYoung 等, 2004)。这类评估捕捞和气候变化对海洋生态系统结构和功能影响综合性模型的开发是关键的挑战 (deYoung 等, 2004; Cury 等, 2008)。卫星数据全局性的特性使其非常适合作为端到端模型的输入, 也适合通过数据同化技术进行模型评估 (Kuroda、Kishi, 2004)。

群体数量动态端到端建模方法是依照特定的情境量身定制的, 具有在营养通道突然转换时获得生物多样性的优势, 比如以沙丁鱼和凤尾鱼为优势种时受到气候压力而发生转移 (Cury 等, 2008)。发展更高营养级生态系统动态端到端模型比较实际的方法是, 将一种低营养级生物地球化学模型与粒径谱模型或者 Ecopath with Ecosim 模型相结合 (图 2.12)。

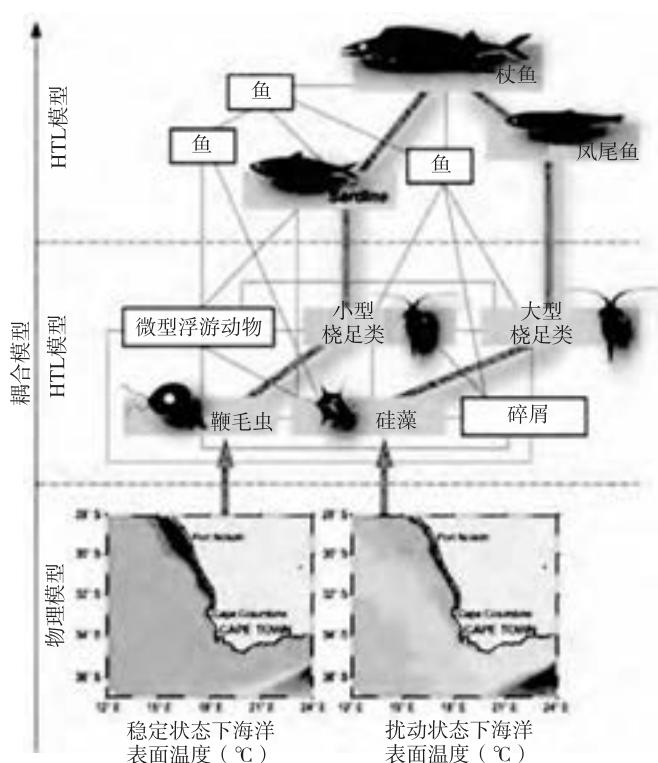


图 2.12 端到端模型可以通过结合物理大气调解的水动力学模型到低营养级模型（上层和底层）再到高营养级鱼类生产模型（Cury 等，2008）而建立。方框代表关键种类或者种类群体，线条代表营养关联（通道），箭头代表水力模型对低营养级模型的影响。（摘自 Cury 等，2008）

## 2.3 结论

一个世纪以来，渔业海洋学逐渐成熟。理论的迅速发展，加上协作和综合性建模的努力，特别是长时间序列全球遥感海洋水色和海洋表面温度数据的积累，使得大空间尺度假设试验和模型快速开发和验证成为可能。结合浮游植物和鱼类生产的跨营养级模型的开发，及时满足了解和预测全球气候变化对于海洋生态系统的影响的需求。

## 第3章 遥感技术在资源评估上的应用

Peter Koeller, Kevin Friedland, Cesar Fuentes-Yaco, guoqi han, David Kulka, Jay O'Reilly, Trevor Platt, Anne Richards, Maureen Taylor

### 3.1 简介

目前，卫星遥感数据在渔业海洋学中得到了广泛应用（Santos, 2000年），但是在资源量评估方面还只是起步阶段。实际上，各种环境数据在资源量评估模型中的成功应用很少，有以下几个原因：第一，传统评估采用单一种类方法，仅仅评估存量的群体数量动态——鱼类资源量犹如“银行账户”，并有资本（生物量），利息（增长），存款（补充）和提款（自然死亡和捕捞死亡）——由调查船和渔业（捕捞，投入）数据来确定。第二，环境因素对“银行账户”的影响是复杂的，认识不足并且测量困难，最终他们从传统评估模型中被剔除，大大地限制了模型的准确率和效率。

“渔业生态系统方法”的出现为研究环境因素对鱼类资源量动态影响的研究提供了动力，将这一方法应用到评估过程中显得尤为急迫。开发一个能够表征重要经济鱼类和甲壳类补充量的因子非常重要，有两个原因：一是，捕捞的不利影响，不能从“正常”环境驱动的变化中分离出来，除非人们对后者已经完全了解。二是，环境要素改变资源量-补充量的关系，这是界定参考点并实现渔业可持续发展所需要的最重要的信息。

最近，界定存量-补充量关系以及认识环境因素对它们的影响，已经成为渔业研究的“圣杯”，但是由于它的复杂性，以及涉及的或大或小的空间尺度，或长期或短期的时间过程，无法用传统的海洋学方法解析。卫星数据，尤其是海洋水色（叶绿素-a 浓度）、海洋表面温度、海面高度数据使这些目标的实现成为可能，结果是特别适合与以生态系统为基础的评估和管理框架进行的资源量评估相结合。

从卫星获得的海洋表面数据，也是研究仔稚体存活和补充量以及可捕捞的群体数量时最需要的（现在研究人员可以轻松获得）。大洋中许多具有经济价值的种类会在靠近海面的地方产卵，这些地方为处在生命关键时期的仔稚体提供了最易于获取且大小和质量均合适的营养，这些营养或者是浮游植物（用海洋水色测量），或者由初级生产者转化的中小型浮游动物。在温带，春季浮游植物大量繁殖，主要是受到季节性太阳辐射的驱动，受到局地环境要素特别是海洋表面温度的影响，影响水柱的稳定性和浮游植物生长所需营养盐的可用性。年“平均”海洋表面温度的差异可以通过卫星数据进行时间和空间观测，这在以前是无法实现的。改变“平均”浮游植物大量繁殖的条件，具有经济价值的种类也相应地改变它们的繁殖循环。这种变化会导致产卵时间与它们所需要的春季浮游植物大量繁殖时间的不一致，导致较弱的年龄级。相反的，产卵时环境条件是“理想的”，则导致优秀年龄级。这些特殊的条件和事件是渔业生物学家极其感兴趣的，因为这会产生对渔业发展有利的较强年龄级。理解这些过程可以提高渔业预测，并延长渔业预测的时期，即从出生到捕捞的时期内，对于某些种类可能超过十年。本章中的案例研究描述了遥感数据在补充量研究中的重要作用。

## 3.2 北极长额虾 (*Pandalus borealis*)

### 3.2.1 东部苏格兰陆架的补充量

与其周围同类相比，冷水性虾（北极长额虾）对生态和经济重要性明显提高，导致其底层鱼类掠食者降低，主要是鳕；北大西洋振荡带来的变化对尺度环境产生的压力开始显现（Parsons 和 Colbourne, 2000 年；Lilly 等, 2000 年；Koeller, 2000；Worm 和 Myers, 2003）。两种因素都有可能。掠食压力降低必将导致近期虾类生物量的大幅度增加，但是环境因素对于虾类数量，特别是对于在春季孵化之后的仔稚体的存活有着重要的影响。Dow (1964 年) 首先对缅因湾虾的孵化进行了重点观测，发现其与春季海洋表面温度间接相关，从孵化到其补充到渔业中大约存在 4 年的滞后。换句话说，春季较冷的海表温度有助于上层仔稚体的存活。这些观察以及类似观察与实验室仔稚体饲养实验存在差别，后者则倾向于相反的表现，即在较暖或升高的温度中生存更好。这些关系背后的机理到近年来一直难以解开 (Koeller 等, 2009 年)。针对缅因湾、圣劳伦斯湾以及苏格兰陆架的研究将使用卫星数据继续探索相关问题。

Ouellet 等 (2007 年) 发现，在圣劳伦斯湾，春季较冷的海表温度迅速升温。成年虾一般会在这个季节孵化。他们也注意到，海洋表面温度间接与上层水柱的稳定性有关，同样影响春季浮游植物大量繁殖的动态。尤其是在春季暴

风雨活动中，水柱不稳定（春季海洋表面温度较低）提高了从较深水层到真光层的营养盐混合，仔稚体生长期浮游植物生产水平持续高值。与实验室研究结果一致，孵化后快速升温导致较快的生长率，有利于存活。缅因湾和圣劳伦斯湾获得的结果在苏格兰陆架进行了验证，重点研究2001年春季孵化的较强年龄段。在12年内的观测中，该年龄段成体虾的产卵数最多（图3.1）。仅仅以此为基础，人们可能会预测出将有更多的仔稚体存活。但是，卵发育时的底层温度和孵化时的表层环境才是那些更加丰富的仔稚体被排出的更适宜的条件。2001年春季的表层温度其实较低，导致繁殖期开始时间比平均繁殖期要晚，之后迅速升温（图3.2上）。产卵也比往年晚，最终大量繁殖和孵化都接近快速表面升温期的平均值——在孵化后大约1周内，温度为4℃，或者更高。相反的，在1999年（图3.2下）表层温度比平均值高，可能导致了那一年大量繁殖期较早。较早的孵化与较早的大量繁殖对应。但是，两种活动的发生比迅速升温的时期早——直到孵化完成1个月后，温度才达到4℃以上，尽管比平均表面温度偏高。而且，产卵数量比平均值要少。

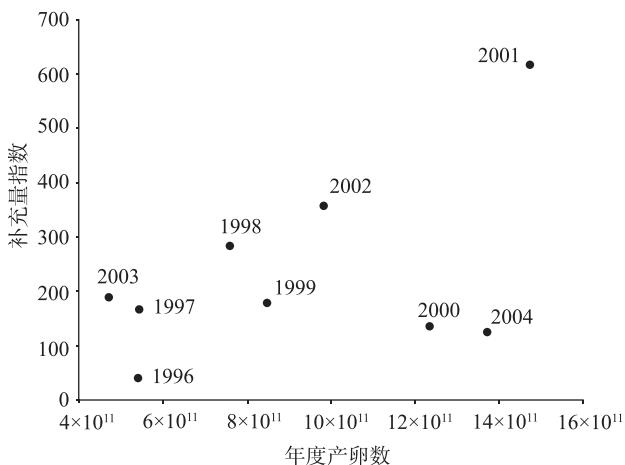


图3.1 苏格兰陆架，因最大年度产卵数导致的2001年特大年龄段，卵在2000年夏季到2001年春季之间孵化

是什么原因导致这两年的孵化时间存在如此巨大的差别呢？苏格兰陆架底层水温受到拉布拉多洋流冷水入侵的强烈影响，该洋流沿着陆架向南移动，涌入深深的虾洞，在这里雌虾完成孵化。经检测2次孵化期底层水温受到拉布拉多洋流的强烈影响。在1998—1999年孵化期期间，因为1997—1998年冷水入侵的消逝，底层水温迅速升高。虾卵受温度升高的控制，导致孵化期缩短并较早产卵。在2000—2001年孵化温度因为拉布拉多洋流恢复再次下降，导致孵化期延长，虾卵孵化较晚。

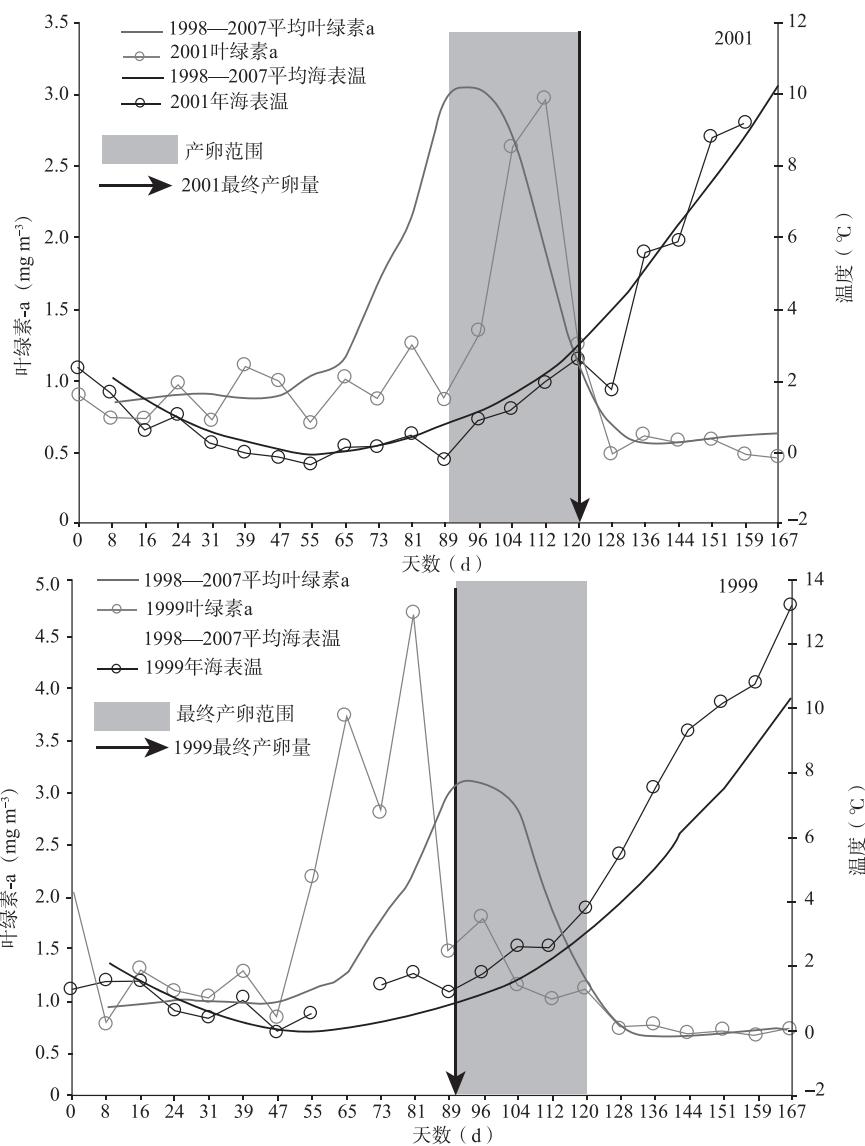


图 3.2 在 2001 年（上图）卫星探测的苏格兰东部陆架海洋表面温度比平均值相对较低，导致了春季大量繁殖较晚。另外，卵的孵化也比平常完成得晚，导致孵化和卫星获得的大量繁殖期一致。因为两种活动在该年春季发生较晚，间隔较短，大气导致表层海水迅速升温，环境适宜仔稚体幼体——足够的食物和较暖的海水促进了快速的生长。相反的，在 1999 年，苏格兰陆架（下图），春季表层温度比平均值高，导致了春季大量繁殖较早。较早的孵化与较早的大量繁殖对应。虽然孵化和大量繁殖非常一致，但二者偏离快速升温时期较多。另外，该年度的产卵数低于平均值（图 3.1），在不太适宜的条件下，较少的卵被孵化，该年龄级并不理想。

苏格兰陆架的研究结果表明，海洋表层和次表层过程必须匹配，从而产生较大的年龄级。2001年，两种不同且明显不相关的环境因素对于两个不同的生命历史阶段的影响导致卵孵化期和适宜的海表温度/食物供给匹配良好：拉布拉多洋流影响卵的培养和孵化期；大气影响海表水温、大量繁殖期和仔稚体存活。

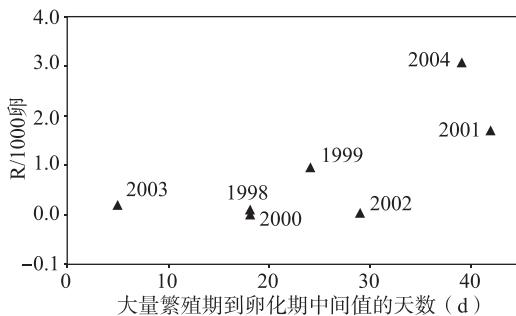
在阐述（近）次表层（near surface）对苏格兰陆架北极长额虾（*Pandalus borealis*）补充量的重要性中，卫星数据一直发挥关键的作用。如果能够评估仔稚体排出与表层环境的匹配程度，并且评估结果正式地与评估/管理流程结合，这些数据集将很重要。未来的研究，尤其是那些采用卫星测高法的研究，在确定表层海水运动在关键的春季中上层仔稚体阶段将仔稚体保存在适宜的栖息地中所起到的重要作用方面，将极富价值。后文3.4.1一节中将以白鳕为例进行阐述。

### 3.2.2 缅因湾的补充量

北极长额虾（*Pandalus borealis*）仅分布在缅因湾南部，在缅因湾西部相对较冷的海水中最为丰富（Haynes和Wigley，1969年）。Richards等（1996年，2004年）阐述了温度和产卵群体规模在确定年龄级强度中的重要性。仔稚体时期海水表层温度对补充量有重大的负面影响，即：较冷的温度导致较高的补充量。虽然，由于极地种类分布和南部纬度地区丰量的降低，直观看来温度的负面影响是正确的，但是大多数实验室研究结果表明缅因湾常规温度范围内，较暖的海水对于存活有积极的影响（Nunes，1984；Stickney和Perkins，1977；Wienberg，1982；Ouellet和Chabot，2005）。这说明春季海水表层温度的影响机理与温度对于虾的生理活动或者存活的直接影响相比，更加复杂。这可能是因为海水温度对冬季/春季浮游植物大量繁殖时间的影响，与其对北极长额虾（*Pandalus borealis*）孵化时间的影响有关。胚胎发育率受到温度的强烈影响，缅因湾海岸水域的大量繁殖期主要取决于太阳辐射和海水上部混合层的光合有效辐射（PAR）（Townsend和Spinrad，1986）。因为孵化期和大量繁殖期受制于不同的影响机理，它们可能分离，出现仔稚体出现和食物出现时间不一致的阶段。这就是经典的Cushing（1975年；1990）“匹配/不匹配”假设，表明仔稚体的存活取决于仔稚体和它们的食物出现的时空一致性。

匹配/不匹配假设目前正在通过比较浮游植物大量繁殖与虾孵化期进行验证。大量繁殖期根据高分辨率的SeaWiFS图像进行估测，孵化期来自渔获物中携卵母虾的比例。这两个过程的时间偏移通过比较渔业单独调查的北极长额虾（*Pandalus borealis*）年度存活量得出。二者之间的关系表明孵化滞后于大

量繁殖发生时间约 40 天时虾的存活情况更佳（图 3.3）。我们所研究的假设，是相对较早的大量繁殖导致浮游动物的大量生长，为较晚阶段的虾的仔稚体提供较好的食物（Rasmussen 等，2000 年）。



**图 3.3 缅因湾北极长额虾 (*Pandalus borealis*) 仔稚体的存活与大量繁殖期和孵化期的偏移 (孵化期中间值)。根据排出的每 1000 颗卵生成的幼体虾的数量 (1 岁虾的丰富量) 估测存活量**

这个项目的结果，与缅因湾北极长额虾 (*Pandalus borealis*) 的渔业管理有直接的关系。因为该地渔业几乎无一例外地经营携卵母虾，因此采取保护手段允许足够的携卵母虾逃离是群体可持续化的关键。卫星数据可以用来预测虾孵化时间（利用海水表面温度）和大量繁殖的发生（从叶绿素浓度）等指标。这可以为预测当年存活条件提供支持，从而调整管理方式，尤其是在预测存活前景不佳的情况下。

### 3.2.3 纽芬兰-拉布拉多陆架沿纬度方向补充量的差异

Fuentes-Yaco 等（2007 年）利用 SeaWiFS 数据描述了纽芬兰-拉布拉多陆架春季浮游植物的大量繁殖。其特征包括：观测到的叶绿素-a 最大值（强度）；生物量首次超过最大值（开始）的时间点；最大值出现的时间点；生物量维持在该极限值之上的时长（图 3.4）。结果表明，大量繁殖期强度和时间与虾类生命周期各阶段的背甲长存在显著关系，表明大量繁殖特征对于生长有直接的影响，正如 Koeller（2006）所指出的一样。

图 3.5a 代表纽芬兰-拉布拉多陆架大量繁殖强度的平均（6 年）气候学指标，表明南端和北端持续性的、可以识别的高浮游植物浓度，被中部区域相对较弱的浓度值分割。图 3.5b 表明大量繁殖强度和雄虾及雌虾的背甲长存在联系；在虾的生命周期各阶段均发现类似的结果（Fuentes-Yaco 等，2007）。很明显，浮游植物大量繁殖的特征影响该区域虾的大小和生长。渔业海洋学首次提出的卫星数据与某种海洋种类生长的关系，可以帮助回答某些重要的渔业难

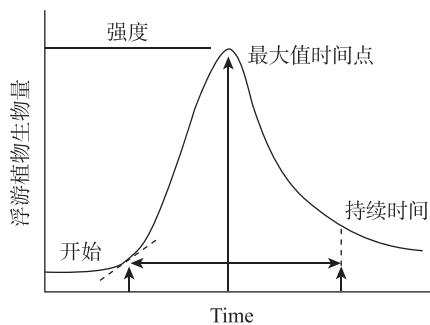


图 3.4 描述浮游植物大量繁殖特征的生态指标：①强度或者最大叶绿素-a 的浓度（对浮游植物生物量的估计）；②大量繁殖期开始，浮游植物生物量曲线的倾斜超过界定的极限值的时间点；③浮游植物大量繁殖期达到最大的振幅的时间点；④时间生物量曲线的下降比例的倾斜达到极限值的时间长

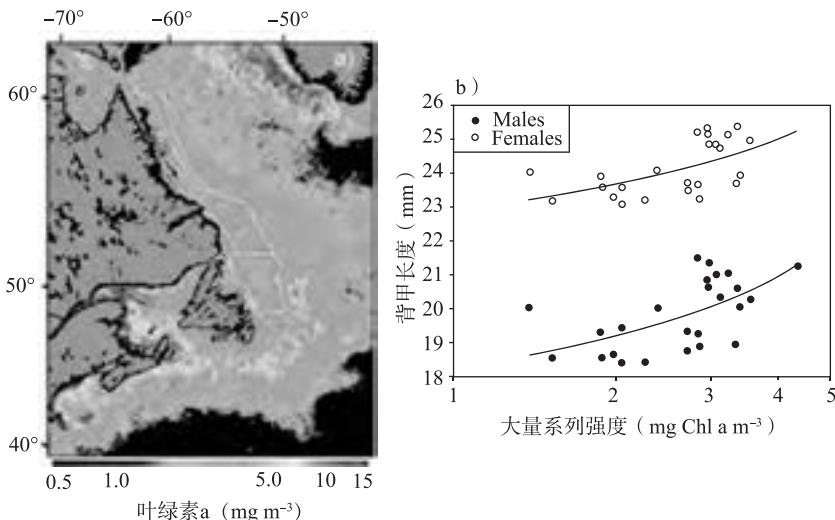


图 3.5 (a) 最大叶绿素-a 浓度的气候学特点；(b) 纽芬兰-拉布拉多大陆架叶绿素-a 最大值和雄虾及雌虾的背甲长之间的关系，线条代表非线性回归的意义 ( $p < 0.001$ )

题，比如，纽芬兰虾类尺寸和生长率降低的原因 (Koeller 等, 2007)，这对于当地的渔业有着重要的经济影响。

### 3.3 黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*)

#### 3.3.1 苏格兰陆架的补充量和春季大量繁殖

在北极长额虾 (*Pandalus borealis*) 这个案例中（见上一节），各种鱼类仔稚体的食物供给的变化也与春季浮游植物大量繁殖的时间相关，与产卵的时间相关 (Cushing 的匹配/不匹配假设)。

只有随着海洋水色遥感数据的出现，渔业海洋学才得以采用合适的方法，在合适的时间和空间范围内解决这一假设。早期实验检验了新斯科舍大陆架的黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*)，也检验了与春季大量繁殖特征的波动相关的补充量的变化，春季大量繁殖特征包括振幅、开始、最大值出现时间和持续时间（参见 3.2.3 节）。

采用 CZCS, POLDER 和 SeaWiFS 数据描述大量繁殖。黑线鳕补充量的数据来自 30 年的资源量拖网调查。该时期内，有两年（1981 年和 1999 年）存在例外的年龄级，发现与春季浮游植物大量繁殖较早的年份相符 (Platt 等, 2003 年, 另请参阅 IOCCG2008)。仔稚体补充量（正常产卵生物量）中的异常现象（当地气候的变化）与春季大量繁殖时机的变化高度相关（图 3.6），表明较早的大量繁殖带来较高的黑线鳕补充量。在不采用卫星数据的情况下，这些观测无法进行。

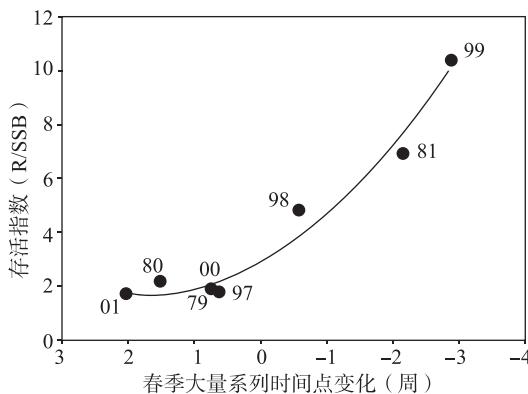


图 3.6 苏格兰陆架黑线鳕存活指数（利用产卵存量生物量归一化存活指数）对比卫星获得的春季浮游植物大量繁殖时间的变化

这个研究也讨论了浮游植物和鱼类之间营养联系的持续性，比如环境变化引起的浮游植物波动，以及仔稚体存活的变动等，都可以被探测到。对于产卵期较长的鱼类，比如黑线鳕，早春大量繁殖可以增加那些在产卵期出生较早的

仔稚体的存活。环境对鱼类的重要性日益成为人们关注的焦点。

### 3.3.2 乔治沙洲秋季浮游植物藻华和补充量之间的关系

近年来，乔治沙洲黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 存量的枯竭催生了更严厉的管理手段，通过增加补充量和存量规模，在一定程度上导致了较大型的产卵群体。实际上，70 年细心地监管表明，产卵库存和补充量（衡量 1 岁鱼类的数量）之间是正相关关系 (Brodziak 等, 2006)。但是，正如几乎所有存量-补充 (s-r) 布局一样，乔治沙洲黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 的存量关系是复杂的，这是因为环境因素的年际变化调整着潜在的 s-r 模式。

Friedland 等 (2008; 2009) 发现没有证据表明环境因素影响海洋鱼类补充量的一般假设，包括：卵和仔稚体存留在产卵和孵育区域的变化；黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 产卵的时间点；仔稚体和幼体个体的生长；首选食物资源的可用性；以及春季大量繁殖的时间。尤其值得注意的是，这些因素没有一个与乔治沙洲 2003 年补充量的例外情况相关。相反，他们发现这个区域决定黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 补充量的最重要的环境因素是秋季浮游植物大量繁殖的级数，是通过影响产卵前一年雌性的繁殖条件实现的。

秋季大量繁殖很多年份都在乔治沙洲的浅滩部分发生。某些年份持续几个月，而有的年份则可能根本就没发生。可以通过很多方式描述秋季大量繁殖的特征，包括一种称为“级数”的计算统计参数 (Friedland 等, 2008)，级数的定义为 SeaWiFS 水色传感器估测的每周叶绿素浓度的总和。级数反映了浓度和叶绿素浓度增加的持续时间。产卵前一年秋季浮游植物大量繁殖的级数与后期的补充量高度相关 (图 3.7)。这种相关促成了“父母条件假设”，表明秋季大量繁殖通过增加成熟个体喂食条件，从而增加繁殖产出的数量和质量。

秋季大量繁殖和黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 补充量的联系依赖于乔治沙洲生态系统 (*Melanogrammus aeglefinus*) 食物链网过程和黑线鳕鱼的摄食生态。该系统由上层水柱的光合作用提供食物，但是黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 生活的底层群落进食下沉的大量繁殖产物 (Witte 等, 2003)，进而被屑食性生物黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 摄食，该类有机体包括小海星、端足类甲壳动物和多毛类动物 (Garrison 和 Link, 2000)。相反的，鳕是更大的食鱼性动物，这可能部分解释了为什么尽管采取了管理措施，鳕的补充量没有提高——它的补充量似乎与乔治沙洲的秋季浮游植物大量繁殖无关。父母条件假设的进一步检验需要把黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 的环境条件及繁殖力与大量繁殖条件相比较。没有卫星数据，这种分析是不可能做到的。

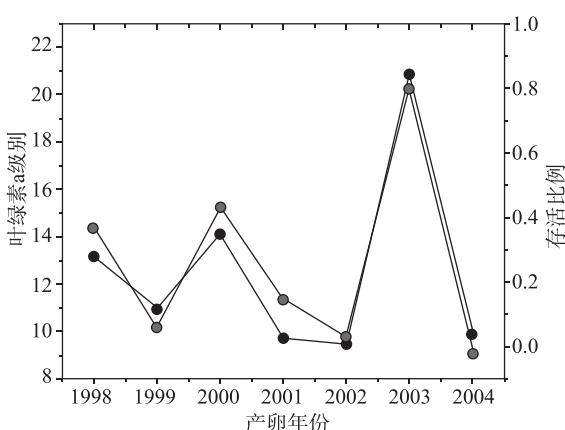


图 3.7 产卵前一年乔治沙洲秋季大量繁殖的级数（灰色圆点），乔治沙洲黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 的存产量产卵年份的存活比例（黑色圆点）。叶绿素级别是一种大量繁殖指数，反映秋季浮游植物大量繁殖的浓度和持续时间。存活率是补充量与产卵规模的比例，可以纠正产卵存产量规模的影响

### 3.4 白长鳍鳕 (*Urophycis tenuis*)

#### 大沙州幼鱼个体的补充量

20世纪70年代以来，大沙州白长鳍鳕群体的数量经受了大幅的波动。拉布拉多洋流携带冰冷的北极海水沿着陆架边缘移动，水量存在较强的季节性和年际变化 (Han 和 Tang, 1999 年)，可能影响该区域经济鱼类的生态，包括白长鳍鳕的分布。人们采用卫星测高数据和海洋模型探索了拉布拉多洋流对 1999 年白长鳍鳕幼体的补充量的潜在影响。

用一种计算机模型 (Han 等, 2008 年) 来重建海洋循环模式的月变化，包括例外的补充年份 1999 年。1999 年，利用卫星测高法与模型相结合，根据经验重建海水循环。通过平均多年模型月度循环模式计算长期平均流场模式。也考虑了次表层洋流，假定海面和次表层异常相同（不变量），或者它们与底层流是垂直的。与模型得出的气候平均洋流相比 (图 3.8a)，重建的 1999 年月平均 (图 3.8b) 具有较弱的顺坡向拉布拉多洋流，并在大沙州西南边缘增强。这对于白长鳍鳕鱼生命周期早期具有重要的意义，尤其有助于仔稚体在适宜区域存留。

Werner 等 (1993) 和 Berg (1993) 从月平均循环角度模拟跟踪中上层卵、仔稚体和幼体。由底栖鱼类拖网调查时进行的白长鳍鳕卵巢的检验，以及

中上层及新近定居的幼体的分布来确定排放地点、模拟的时间、被动漂移颗粒。雌性在4—5月沿着西南陆坡产卵；夏季观测数据不可用，产卵期长度未知，但是10月没有观测到成熟的鱼类个体，表明产卵在秋季前已完成（Kulka等，2005）。该年度的中上层幼体，可能在春季/夏季出生，经观测于8—9月在大沙州南部的浅滩部分集中（Kulka等，2005年），在同一区域的下层水体中观测到新近定居的幼体与群体中较老的成员分离。这里也是大沙州外部最暖的区域，构成了一个孵育区（图3.8a）。

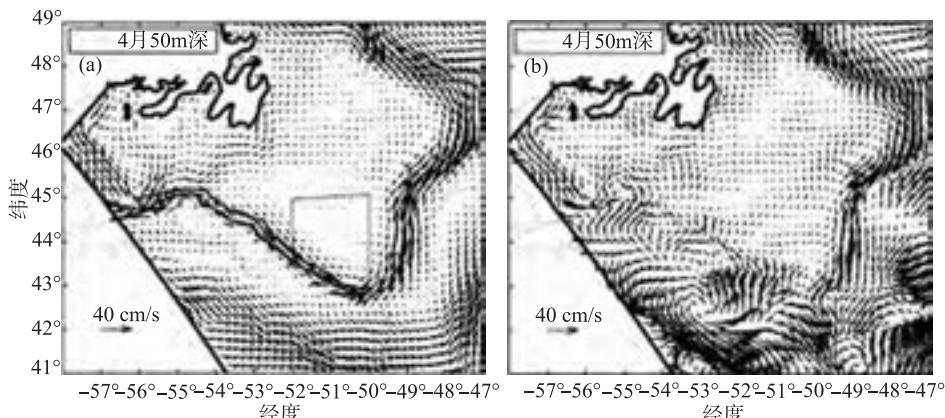


图3.8 4月50m深的循环模式：(a) 模型气候学。图中描绘了卵的水平范围的起始阶段追踪线，以及大沙州西南的孵育区域。(b) 1999年使用卫星测高数据和模型重建的循环

模拟显示了1999年卵和到达孵育区的仔稚体的数量比常规年份更高（图3.9）。很明显，1999年的循环模式包括一个减弱的顺坡向拉布拉多洋流和一个增强的向岸流，对于卵和仔稚体到达并停留在孵育期提供更好的运输和停留

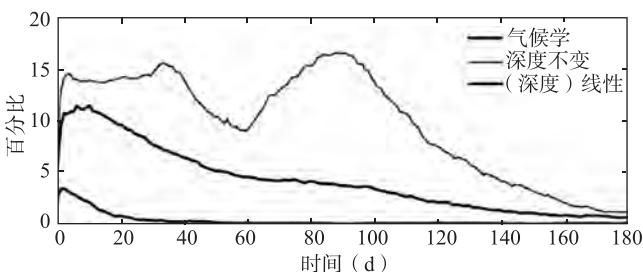
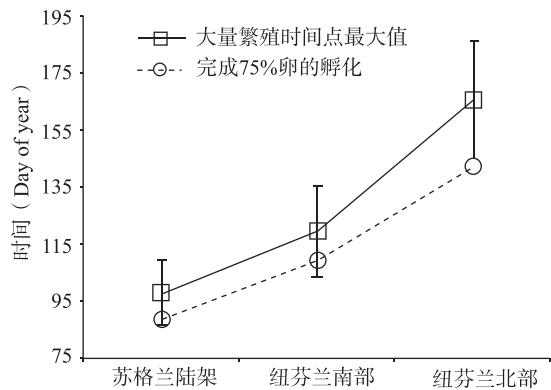


图3.9 大沙州的孵育区颗粒百分比随着时间的演变，显示了气候学月均循环区域的正常年份在50m排放，以及1999年假设深度不变或者线性下降洋流变化的排放。模拟采用的颗粒在4月1日排放，并跟踪了6个月

机制（图 3.8）。调查数据表明，1999 年产卵雌性个体的数量与其他年份并没有实质性的不同。但是，SeaWiFS 海洋水色数据表明，在 1999 年，孵育区附近的春季大量繁殖比正常情况早了几个星期，可能影响了补充量，正如 3.3.1 一节中 Platt 等（2003）所述。1999 年海洋表面温度也大幅升高，有利于存活和生长。同样，在不采用卫星数据的情况下，该研究不可能实现。

## 3.5 结论

本章中的案例研究都侧重个性事件——由于事件发生时有可用的时空尺度数据，因此只能这样做——没有卫星数据不可能有这些发现。有 3 个研究关注了 3 种不同群体的极地北极长额虾 (*Pandalus borealis*) 种类，该种类是目前世界上最重要的野生渔业资源之一。也有可能这些种类最适合研究“匹配-不匹配”理论 (Cushing, 1990) 的生态和物理流程，因为它的生命史与北大西洋的春季大量繁殖活动非常匹配——仔稚体孵化的时间与太阳循环和浮游植物大量繁殖在纬度上的变化时间平行（图 3.10，Koeller 等, 2009）。在缅因湾和苏格兰陆架的独立研究（第 3.2.1 和 3.2.2 节）得出非常相似的结论，表明该方法不仅可以进行个别区域的研究，更可以广泛地利用。虽然研究仍在继续，但是优化的结果有时候偏离了直接的评估应用，比如，在计算良好年龄级出现的可能性时，在当前的环境条件下，有些研究发现已经作为通用的管理考虑使用。苏格兰陆架大量繁殖期更大的变化，以及次表层对孵化时间的强烈影响（第 3.2.1 节）表明良好的匹配结果在较强年龄级不太可能发生。渔业依赖



**图 3.10** 根据太阳活动周期的纬度不同描述卫星获得的春季大量繁殖时间随纬度的变化，卵的孵化恰逢其分布的所有纬度地区处于春季大量繁殖期。显示了苏格兰陆架（北纬 45°）、纽芬兰南部（北纬 50°）和纽芬兰北部（北纬 58°）平均大量繁殖时间和完成 75% 孵化的时间

的正是这种较强的年龄级。因此，可以探索更有预见性的存量管理方法。第3个研究（第3.2.3节）展示了虾类生长和卫星观测之间的联系，首次在渔业研究领域明确地应用卫星图像，而不限于补充量研究。

对于邻近黑线鳕 (*Melanogrammus aeglefinus*) 群体的两项研究，集中在补充过程的两个截然不同的方面，一个是春季大量繁殖特征影响仔稚体存活，另一个是秋季大量繁殖父母条件明显决定后代的强度。最后，白长鳍鳕补充量的研究列出了卫星数据在研究其他重要因素的应用，根据海洋表面流确定中上层仔稚体存活适宜的栖息地 (Sinclair, 1987年)。卫星测高数据被用在研究关键的定居阶段之前海洋表面洋流特征，以及描述成功的年度级别可能导致仔稚体和幼体在一个条件更适宜存活的区域停留。

应该注意到，本章的重点并非意在详述卫星数据在存量评估和当前评估相关的研究中的应用——更确切地说，是阐明卫星数据在这些领域的不同应用，并阐述当前正在研究显著过程，或多或少地与它们的可用性有直接的关系。也要注意到，发生在西北大西洋的案例——不是说所有，或者甚至大多数，类似的应用都来自这一区域。比如，近年来采用遥感数据对加利福尼亚洋流中太平洋沙丁鱼和鳀的产卵栖息地的研究 (Reiss等, 2008)。目前工作（未发表的）采用来自卫星的物理海洋学和季节初级生产力数据，研究它们与仔稚体出生日期、仔稚体生长率和这些种类的繁殖成功率之间的关系。显然卫星数据在渔业海洋学和鱼类存量评估中的重要性越来越大，应用也越来越广泛，这已成为一种全球现象。

## 第4章 海洋资源管理中遥感技术的应用

Cara Wilson, Changsheng Chen, Christopher Clark, Paul Fanning, Marie-Helene Forget, Kevin Friedland, Evan Howell, Chuanmin Hu, Kimberly Hyde, Donald Kobayashi, Alan Longhurst, Bruce Monger, Jesus Morales, Daniel Pendleton, Andrew Pershing, Trevor Platt, Jeffrey Polovina, Nicholas Record, Shubha Sathyendranath, Kenneth Sherman, Linda Woodard

### 4.1 简介

卫星数据具有连续性、全球覆盖性和高时空分辨率的特性，使它成为监测和描绘影响海洋资源的栖息地和生态系统的重要工具。遥感参数，比如海洋表面温度、海洋表面高度、海洋水色、海风和海冰，体现了影响海洋资源的重要栖息地特征。大多数物理特征对生态系统具有重要意义，比如海洋锋、涡、辐合带、河流羽流和近岸区域，如果没有卫星数据，就无法充分识别这些特征。类似地，卫星数据在解决上升流、有害藻华（HABs）、季节转换和厄尔尼诺过程等中的作用也很关键。卫星海洋水色数据尤其重要，因为正是它的遥感属性，直接测量生态系统的生物组成。比如，海洋水色数据提取的叶绿素信息可以用来观测浮游植物大量繁殖的时间和程度，而浮游植物大量繁殖则通过影响补充量从而影响未来鱼类的群体数量（Platt 等，2003；Friedland 等，2008）；阐明海洋的生产能力（Pauly 和 Christensen，1995；Sherman 等，2005）；探测对于渔业有重要意义的锋结构的年际差别（Polovina 等，2001；Bograd 等，2004）；绘制在厄尔尼诺期间生产能力下降海域的空间范围（Wilson 和 Adamec，2001）。本章将介绍卫星数据用于提高渔业管理的一些具体案例。

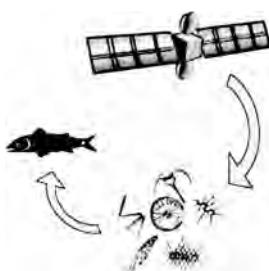
## 4.2 渔业管理：改变范例

传统上来说，渔业管理策略关注相关地理隔离区域的单一种类。但是，不管是某个鱼种，还与该种类对应的渔业，都不是孤立的。鱼类及其渔业存在于由植物、动物（包括人类）和非生命构成的交互网络中。因此，人们越来越清醒地认识到需要整体的方案：考虑各种资源以及潜在冲突利用的累积影响，以此为基础来管理整个生态系统，不受政治因素的干扰。以生态系统为基础的管理方法和常规方法之间的概念区别是关注生态系统所有组成的可持续性，而不仅仅以渔业为目标。对这种能够更好地理解整个生态系统的结构和功能的广泛方法的需求的迫切性已经非常明显，因为很多渔业，包括一些管理严格的渔业，当管理者尝试把目标种类隔离时都降低了产量。很多因素如渔业、污染、海岸开发、捕捞压力、肉食动物掠食以及其他生态交互、流域管理，都需要被考虑在内（Sherman 等，2005；Ruckelshaus 等，2008）。人们发展了各种各样的系统来定义海洋中不同的生态系统或者分区。大海洋生态系统（LME）概念被广泛地用于近岸海域（Sherman 和 Alexander，1986；Sherman，1991；1993；Duda 和 Sherman，2002；Sherman 和 Hempel，2008），并且很多方法用来界定大洋中的生态分区（Ryther，1969；Sieburth 等，1978；Longhurst，1995；Platt 和 Sathyendranath，1999；Devred 等，2007；Spalding 等，2007）。

通过卫星获得的全球海洋表面温度和叶绿素数据已经成为划分海洋生态区域的手段。一直以来，全球海洋均采用采样船只进行抽样调查，效果不佳。一是因为在如此广袤的区域利用船只采样所涉及的供给难题，二是因为海洋具有较高的动态性，这使得船只采样方法无法从时间上或者空间上恰当地研究海洋的很多特性。海洋卫星数据解决了很多此类难题，近年来大量卫星海洋学数据的可用性显著增强。然而，在解释卫星测量的基本参数，即海洋表面叶绿素-a 的数量与较高营养级之间的关系中，我们面临着挑战（图 4.1）。

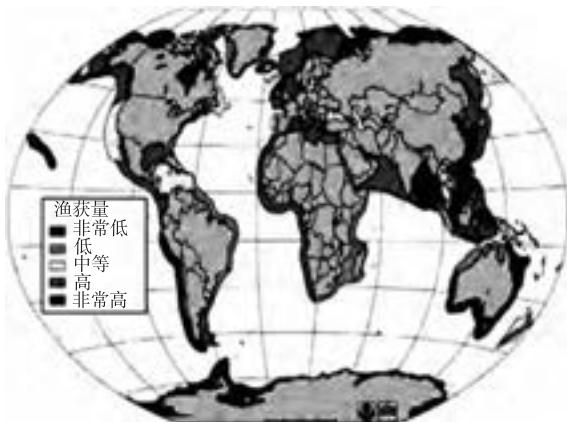
### 4.2.1 大海洋生态系统

大海洋生态系统（LMEs）指的是环绕江河流域和河口到陆架的向海边界，以及大型洋流系统的外缘的海域。大海洋生态系统的物理范围和界限以水深测量、水文地理、生产力和营养关系为基础（Sherman 和 Alexander，1986；Sherman，1991 年；Sherman 等，2007；Sherman 和 Hempel，2008）。64 个大海洋生态系统（图 4.2）占据全球最高水平的初级生产力，以及全球渔业年产量的 80%（Garibaldi 和 Limongelli，2003；Sherman 等，2009）。但是，过



不同种类和尺寸的浮游植物中的叶绿素a

**图 4.1** 图示鱼类数量和卫星海洋水色数据估算的特征之间关系的简化图，诸如浮游植物种类和尺寸等，浮游植物和营养食物链顶端之间动物间可能存在多个等级的连接。另请参见图 2.10 及图 2.12



**图 4.2** 全球 64 个大海洋生态系统的简介，显示了 2000—2004 年的渔获量（摘自 <http://www.lme.noaa.gov/>）

度捕捞、海洋栖息地的破坏、外来污染的积累，极大地降低了近岸水域的生物量和多样性，以致生态系统退化，沿海人们依靠海洋资源作为生计和对蛋白质的需求受到了威胁 (Duda 和 Sherman, 2002)。

大海洋生态系统是资源管理者对生态系统的描绘，在管理共用生态系统的各国间提供合作基础的管理方案的开发中，是一种具有战略意义的方法。大海洋生态系统管理方案开发了一个 5-模块的方法，包括以下指标：①生产力；②鱼类和渔业；③污染和生态系统健康；④社会经济；⑤分析整个生态系统变化的管理方法 (Sherman 和 Hempel, 2008)。这种生产力模型特别重要，因为初级生产力与生态系统对鱼类资源和渔业的容量有关 (Pauly 和 Christensen,

1995)。采用卫星叶绿素和海洋表面温度数据，可以获得大海洋生态系统较高空间分辨率的初级生产力，并可以监测它的季节和年际变化。卫星数据提供了大尺度的物理和生物环境来更好地理解鱼类数量的变化。卫星数据的关键构成部分是时间序列，气候季节循环的显著异常可以依据它提供的基线来确定，也可以确定不同生态系统参数的长期增加或者下降。比如，卫星的海洋表面温度和叶绿素，以及它们的时空变动特征，是美国东北部对大海洋生态系统现状进行两年一次报告的关键指标 (<http://www.nefsc.noaa.gov/omes/OMES/>)。

#### 4.2.2 大洋区域

很多大海洋生态系统都位于近岸水域（图 4.2），其初级生产力一般大于开放的环流。但是，为了管理全球渔业，需要一种方法来划分大面积大洋中生态系统的界限。最简单的系统是由经纬线界定的四边形区域，但是对于渔业管理来说，需要把鱼类资源量及其关键的栖息地也考虑在内（Halliday 和 Pinhorn, 1990）。以生态系统为基础的管理方法也需要用到生态结构和物理环境的信息。

Longhurst (1995; 1998; 2007) 制定了全球海洋生态分区的繁殖等级，他采用卫星叶绿素数据，结合其他数据集，利用相似的物理和生物季节特征描绘海洋中的直线型区域。但是，生态分区在时间上并不固定，而是具有很大的季节和年际变化。近年来，Devred 等 (2007) 利用海洋水色数据开发了一种确定海洋生态分区暂时性边界的方法（图 4.3）。通过这一方法，不仅可以确定分区的气候学位置，还包括分区的季节性和年际性的变化。

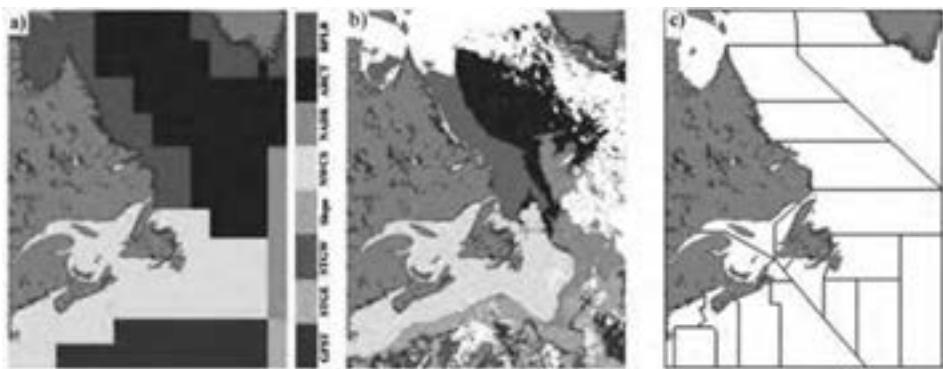


图 4.3 西北大西洋的生态分区，(a) 根据 Longhurst (1998) 的静态分区；(b) 根据 Devred 等 (2007) 的动态分区，从 2001 年 10 月 16 日至 31 日；(c) 西北渔业组织的静态划分（参阅 Halliday 和 Pinhorn, 1990）。（图片摘自 Platt 和 Sathyendranath, 2008）

划分海洋分区的相关方法以浮游植物主要种类为基础。一般来说，较小的浮游植物（微型浮游植物）在海洋环流中占主导地位，较大的浮游植物（小型浮游植物）在近岸水域占主导地位（Ryther, 1969）。这些不同的生态系统也具有不同的平均营养级数量。比如，Ryther (1969) 给海洋分区中的 5 个营养级分别指定了一个数字，其中 3 个位于近岸分区，一个半在上升流分区。上升流区域生物链较短，全球大部分渔业产量来自这里，说明卫星观测的叶绿素与鱼类产量之间关联更强。但是即使是贫营养环境，微型和超微型浮游植物食物链网，以及整个微生物的食物链网之间的相关性，都是当地和区域的渔业的关键问题（Mousseau 等, 1989; Rossi 等, 2006; De Figueiredo 等, 2007）。

人们提出了各种方法利用从海洋水色数据提取的浮游植物吸收特性来识别浮游植物粒径等级（Ciotti 等, 2002; Devred 等, 2006; Uitz 等, 2008）。Vidussi 等（2001）依据出现的微微、超微小型浮游植物和小型浮游植物的组分，利用大量色素生物标记对浮游植物自然数量进行分级。Uitz 等（2006）采用浮游植物的这些指标，说明叶绿素浓度与浮游植物粒径结构间一般模式：浮游植物粒径分级的一般趋势是从超微浮游生物占主导的贫营养水域，向叶绿素浓度较高的微型浮游生物占主导的区域变动。因为叶绿素浓度可以利用遥感技术轻易获得，可以利用卫星叶绿素数据估算可能的浮游植物粒径等级结构。Nair 等（2008）评估了海洋水色数据在获得关于浮游植物粒径分级信息方面的应用，Brewin 等（2009）对利用卫星数据估测浮游植物粒径分级结构的多种方法进行了比较。

细胞尺寸是重要的捕食标准，因为大多数鱼类仔稚体是可见的捕食者，但是浮游植物生物量和组成也在食物链网动态中扮演着各种角色。比如，仅以硅藻类为食，会对某些鱼类仔稚体的生长和存活，以及桡足类的孵化和繁殖有负面影响，这是很多食肉种类在早期仔稚体阶段的一种重要食物来源（Hunter, 1981; Kleppel 等, 1991; Kleppel, 1993; Ban 等, 1997; St. John 等, 2001）。上升流系统中沙丁鱼和凤尾鱼交替占据主导地位，表明浮游植物群落结构中发生了变化，鞭毛藻类对沙丁鱼占主导的环境起到支持作用，而硅藻类则支持凤尾鱼占主导的环境（Cury 等, 2008）。这些结果促成了海洋水色数据的渔业应用方法，不仅基于叶绿素-a 的总浓度，也以浮游植物的构成为基础。

要想使生态分区的级别有益于渔业管理，就有必要首先说明中上层生物群的分布，实际上，遵循相同的模式和界限。尽管鱼类数量数据和卫星数据的时空分辨率存在巨大的差异，我们已经观测到在较高营养级中界定的生态分区相同。延绳捕捞数据表明金枪鱼种类分布界限沿着朗斯特分区边界（Royer 和

Fromentin, 2007; Corbineau 等, 2008)。比如, 黄鳍金枪鱼在西部热带海洋的分区中占据主导地位; 太平洋和大西洋热带分区较浅的温跃层中, 大眼金枪鱼占主导地位; 而长鳍金枪鱼则占据所有海洋盆地的中部环流分区; 蓝鳍金枪鱼被极大地限制在较高纬度的分区。这些说法的提出必须谨慎, 因为其他因素, 比如在某些区域对于延绳捕捞的管理限制, 可能很容易产生令人困惑的结果。

### 4.2.3 海洋管理区

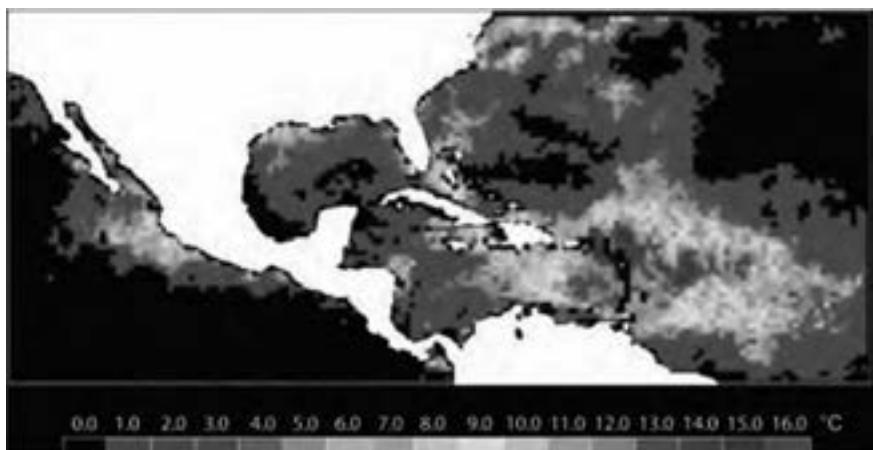
海洋管理区 (MMAs) 是以生态系统为基础的渔业管理方法的重要方面。在整体管理方法中, 海洋管理区的范围从海洋保留区, 即禁止所有开发利用活动的“不可 - 捕捞”区域 (数量相对较少), 到更加常见的“多种用途”区域, 比如海洋禁猎区和海洋保护区, 各种各样的活动均受到管理, 从而保证海洋资源的可持续性。海洋水色卫星给出的叶绿素和浑浊度是生物地理栖息地的关键指标, 用于海洋栖息地范围内海水的生物地理学评估。存在持续上升流的区域和有持续海洋锋的区域的特征均可以利用海表温度卫星数据获取, 并用于近岸管理 (Stegmann 等, 2006)。对上升流和海洋锋的描述, 以及二者边界的季节性扩张和收缩, 已经在识别新的海洋管理区, 以及监控其效率的设计方案中得到了应用 (Alpine 和 Hobday, 2007)。

### 4.2.4 珊瑚礁监测

珊瑚礁生态系统支持着珊瑚、鱼类和底层种类的高度生物多样性, 其中, 珊瑚是珊瑚礁系统结构和生态的基础。珊瑚礁对环境是敏感的 (温度、光照、水质和水动力学), 对人类和气候带来的影响极为敏感 (Kleypas 等, 2001), 它们是全球最容易受到威胁的近岸生态系统 (Pandolfi 等, 2003; Hoegh-Guldberg 等, 2007)。珊瑚与微生物黄藻是共生关系, 黄藻通过光合作用为珊瑚提供氧气和部分有机化合物。当受到外部压力时, 很多礁栖生物一同驱逐与其共生的黄藻, 珊瑚虫因而丧失色素, 颜色变得几乎透明如动物的白色骨骼, 这种现象被称为珊瑚白化。

严重的白化事件可以对珊瑚带来相当长时间的影响。恢复的比例根据物种不同而存在差别, 共生海藻的全部恢复所需时间也不同, 短则两个月, 多则一年。如果环境压力较强并一直持续, 珊瑚可能会死亡。自从 20 世纪 80 年代末开始, 珊瑚白化现象因为热压力越来越频繁, 也越来越严重。与 1997—1998 年的厄尔尼诺现象有关的高海表温度, 在全球很多海洋中引起珊瑚白化, 尤其是在西太平洋和印度洋。其他重大白化事件发生在大堡礁和西北夏威夷群岛 (2002) 和加勒比海 (2005) (图 4.4)。

卫星遥感可以对全球海洋进行近实时全局观测，拥有遥测珊瑚礁海域的能力，已经成为珊瑚礁管理者和科学家的重要手段（Mumby 等，2004；Maina 等，2008；Maynard 等，2008）。自 1997 年以来，美国国家海洋和大气管理局已经生产了近实时且可通过网络获取的卫星海表温度产品，以便对可能因为热压力而引发珊瑚白化的环境条件进行监控。目前，美国国家海洋和大气管理局珊瑚礁观测项目为进行全球珊瑚礁群落管理提供了一些业务产品，比如海洋表面温度异常区，白化高发区异常区（bleaching HotSpot anomalies），升温周（Degree Heating Weeks）（图 4.4），以及热带海洋珊瑚白化指标（Tropical Ocean Coral Bleaching Indices）（Strong 等，2006）。这些产品提供有效的全球早期预警系统，但是在预测某区域白化活动的严重程度时不能保证精确性（McClanahan 等，2007；Maynard 等，2008）。澳大利亚联邦科学与工业研究协会的 ReefTemp 项目专门针对澳大利亚的大堡礁制定了基于卫星的白化风险指标（Maynard 等，2008）。



**图 4.4** 加勒比海 2005 年夏季不在常升温的图像，在此期间发生了大规模的白化事件。结果表明海洋表面温度异常高于预期夏季最高温度，持续时间超过一周，即为“升温周”（DHWs）。一个 DHW 相当于海洋表面温度比预期夏季最高温度高 1℃。DHW 大于 10 表明存在较高并持续的海洋表面温度，珊瑚礁很可能已经发生严重的白化，可能已死亡

#### 4.2.5 卫星遥感技术在基于生态系统管理方法中的应用

小安地列斯群岛大部分近岸渔业资源现已被全部开发或者过度开发（尤其是经济价值较高的），对于鱼类的需求（包括来自旅游和休闲捕捞的压力）一直在增加。因此，该地区的渔民和政府积极地增加他们的渔业活动。为了顺应

目前的理念，该地区政府开始在以生态系统为基础的渔业管理框架下，组织这种扩张活动。

国家要求联合国粮食农业组织（FAO）在评估该区域中上层生态系统和渔业状态的数据和信息以及必要的模型开发方面提供协助。并要求对以生态系统为基础的管理方法实施提供建议。最终促成了小安地列斯群岛中上层生态系统（LAPE）项目。该项目采用新的且已发表的必要科学信息，为小安地列斯群岛的中上层渔业的生态可持续发展提供科学基础。

该项目整合了渔业、初级生产力、营养关系和 Ecopath 模型需要的其他生态因素（Christensen 等，2005），估计中上层渔业群落中能量的注入和流通。LAPE 研究区初级生产力评估以此营养模型为基础。对该生态系统的初级生产力，利用卫星叶绿素数据，结合项目过程中获得的实地测量数据，进行了大致估算（Platt 等，2008 年）。小安地列斯群岛中上层生态系统的年平均初级生产力非常低，约每年  $99 \text{ g C m}^{-2}$ （图 4.5a）。最高初级生产力区域位于南部，邻近委内瑞拉和特立尼达岛海域。这些区域具有丰富的营养盐来源，这些营养盐来自奥里诺科河的河水和较小范围内的亚马孙河。初级生产力夏季增长、冬季降低，这是叶绿素浓度、太阳辐射、光合作用和生物量主要参数的季节变化的结果（图 4.5b）。河流流量的季节性变化也可能影响叶绿素浓度和初级生产力年际模式（Muller-Karger 和 Aparicio Castro，1994）。

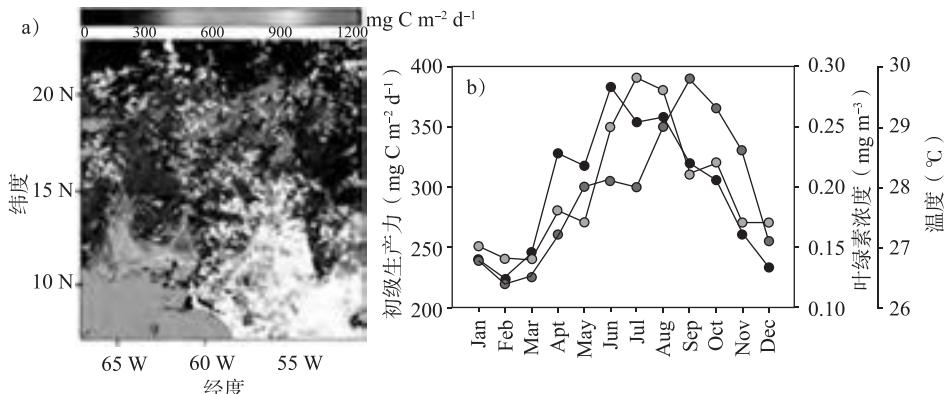


图 4.5 (a) 2006 年 5 月小安地列斯群岛中上层生态系统研究区初级生产力图。采用最近邻法指定不同参数（Platt 等，2008）。光合参数的采样点是叠加的。(b) 2006 年卫星遥感估算的初级生产力的季节变化，海洋表面温度，叶绿素-a 浓度

小安地列斯群岛中上层生态系统是生产力相对较低的生态系统，该系统中很多重要的经济鱼类依赖于从其他海域洄游的种类。因此该区域生物量的大部分是外来的，来自其他地方的初级生产力。这些种类也受制于其分布的其他区

域的渔业活动，对它们进行有效管理需要相关国际渔业组织，如国际大西洋金枪鱼资源保护委员会的介入。

## 4.3 海洋灾害

由于全局性和高频率的观测，卫星遥感可提供有效手段管理海洋灾害，如有害藻华（HABs）、溢油、浊流事件，这些都可能严重地威胁海洋系统。因为这些危害与周围环境相比，经常（虽然不是总是）具有独特的光学信号，所以可以通过遥感监测。

### 4.3.1 有害藻华

有害藻华（HABs）是有毒海藻的暴发性生长，对人类、海洋有机体或者近岸生态系统有负面影响。有害藻华可以导致甲壳类动物生存的海床和海滩的关闭，大量的鱼类、海洋哺乳类动物和海鸟的死亡，改变海洋栖息地（参见第9章，IOCCG，2008，第6章，本报告）。因此，有害藻华对商业、休闲渔业、旅游和有价值的栖息地造成负面影响，并对当地经济和沿海居民的生计带来极大的影响。有害藻华的预警可以提高对此类活动的控制，将其对社会的危害最小化。

评估有害藻华的发生位置和移动趋势需要大空间尺度和高频率的观测，海洋水色卫星数据是有害藻华预警的重要组成部分。通过叶绿素异常法可以识别“新的”藻华，这种方法需要考虑卫星叶绿素算法中遇到的近岸水域复杂的光学特性（Stumpf等，2003；Tomlinson等，2004）。对于有着较高有机物含量的一些近岸水域，MODIS卫星提供的荧光数据有可能对藻华范围提供更好地估测（Hu等，2005）。但是，因为持续藻华会造成漏测，并不是所有高叶绿素浓度特征都是有害藻华，所以有害藻华的明确识别一般需要现场海水抽样。尽管存在这些局限，海洋水色已经被证明是管理有害藻华的有效手段，在美国国家海洋和大气管理局已经业务化，在欧洲南森（Nansen）环境遥感中心也在进行业务化。

### 4.3.2 溢油

合成孔径雷达（SAR）数据因为覆盖率广，空间分辨率高，可以穿透云层和夜间观测能力强的特点，成为探测溢油的最有用的卫星传感设备（Fingas和Brown，1997，2000年；Liu等，2000；Brekke和Solberg，2005）。但是，合成孔径雷达SAR数据在极地区域以外的重复访问性不强，有效观测溢油的海洋状态窗口狭窄（风力 $1.5\sim6\text{m s}^{-1}$ ）（Hu等，2003；Brekke和Solberg，

2005)。粗糙的空间分辨率,云遮掩问题,以及需要可见光支持,这些因素通常限制了海洋水色数据在溢油监测中的应用(Fingas 和 Brown, 1997, 2000; Hu 等, 2003)。但是,近年来 MODIS 250 m 分辨率图像(MODIS 有两个波段有 250 m 分辨率)方面的应用说明了中等分辨率海洋水色辐射计数据的可用性,因其接近全天候的覆盖率,可以探测混浊海水中发生的相对较大规模的溢油水体(Hu 等, 2009)。这些 MODIS 波段原本为陆地应用设计的,但是对于近岸监控应用也很有效果,因为其高空间分辨率可以探测近岸海域的此类特征。

### 4.3.3 浊流事件

浊流或者沉淀物再悬浮事件,通常由暴风雨或者强风引起,因为再悬浮的沉淀物反向散射信号强,可以轻易地从海洋水色图像识别(Acker 等, 2004; Hu 和 Muller-Karger, 2007)。比如,2005 年 7 月飓风丹尼斯经过后,几乎整个西佛罗里达陆架都被大量的再悬浮沉积物覆盖。这种海水浊流事件,常伴随营养盐增加引起的藻华,引起海水含氧量降低,导致底层生物死亡(Adjeroud 等, 2001)。MODIS 250m 数据已经被用来以较高空间分辨率预测浊流和沉积物浓度(Hu 等, 2004; Miller 和 McKee, 2004; Chen 等, 2007),从而将此类应用延伸到中等规模的河口。

## 4.4 保护物种的研究和管理

在 20 世纪 80 年代末,西北夏威夷群岛管理僧海豹幼崽存活率、海洋繁殖率、珊瑚礁鱼类密度的实地项目,表明该区域的生态系统已经发生了变化。但是,因为缺乏相关时空尺度的海洋学数据,很难构建可比较的环境指标,或者猜测环境变化与较高营养级变化之间的关系(Polovina 等, 1994)。SeaWiFS 海洋水色传感器于 1997 年发射,使得对太平洋海盆尺度生物变化的评估成为可能。从 SeaWiFS 图像上可以看到,冬季,北部冷的、表层叶绿素浓度高,垂直混合的海水与南部夏威夷群岛北部的环礁海区热的、表面叶绿素浓度低,垂直分层的亚热带海水之间的边界分布在夏威夷环礁群岛的北部(Polovina 等, 2001),(Kure、Midway 和 Laysan Atolls)。该界限被定义为“叶绿素锋过渡带”(TZCF)(Polovina 等, 2001)。

有些年份,叶绿素锋过渡带全年都停留在北方这些环礁的北面,而在其他年份,叶绿素锋过渡带在冬季向南偏移很远,环绕这些环礁的是叶绿素较高的海水。叶绿素锋过渡带比冬季的常年位置偏南,则北部环礁的生态系统产量更高,反之亦然。尤其是在冬季,叶绿素锋过渡带迁移到比平均位置偏南的区

域，僧海豹幼崽存活率在 2 年后有所增加 (Baker 等, 2007)。两年的滞后期表明需要时间增强初级生产力，以便补充僧海豹幼崽掠食的食物链网。人们应该采取一些管理活动，比如制订一项启蒙计划来提高幼崽的存活，卫星海洋水色 2 年预报可以用来预测出现较低存活率年份的可能性，从而根据需要实施管理措施。

#### 4.4.1 关注海龟，一种减少延绳渔业中对海龟误捕的工具

夏威夷中上层延绳渔业偶尔会捕捞到一些海龟种类，如受威胁的赤蠵龟，一直以来占据海龟副渔获的大多数。自 1997 年以来，多只被抓获的赤蠵龟佩戴了安格斯传送器，并由延绳船只放生 (Polovina 等, 2000)，从而分析其迁移和捕食区域，最终目的是在空间上将赤蠵龟从渔业活动中隔离。近年来，通过放生日本名古屋市的名古屋港水族馆孵卵饲养的赤蠵龟，被追踪的赤蠵龟数量有所上升。为了描绘海龟的栖息地特征，有必要在实际环境中进行追踪。卫星海洋表面温度、海洋水色、海面高度、海洋风数据在界定北太平洋赤蠵龟栖息地方面都很重要 (Polovina 等, 2000; 2004; 2006; Kobayashi 等, 2008)，并能够绘制季节性栖息地图 (图 4.6)。

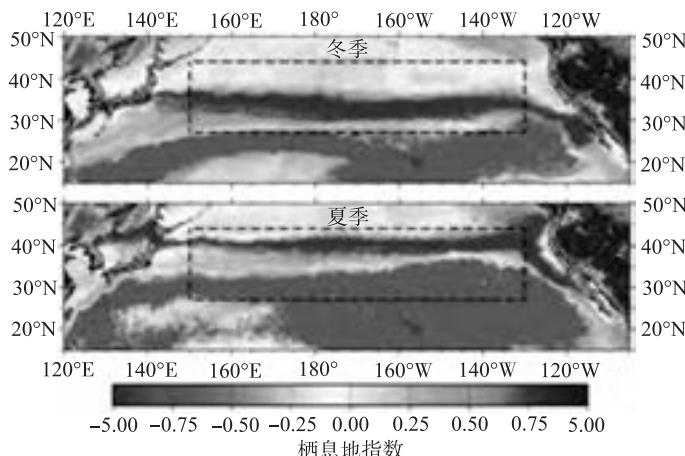


图 4.6 基于 Pathfinder 海洋表面温度，SeaWiFS 叶绿素和 3 个磁性变量绘制北太平洋中上层赤蠵龟季节性气候栖息地图。深黑色区域代表赤蠵龟出现率可能较高的海区。(摘自 Kobayashi 等, 2008)

如今，通过结合收集赤蠵龟跟踪数据获得它的栖息地信息、环境卫星数据、渔业数据和渔业误捕数据，使预测赤蠵龟出现可能性较高的区域以及与延绳渔业的关系成为可能 (Howell 等, 2008)。2006 年，美国国家海洋和大气管理局发布了一种实验产品，名为 TurtleWatch (意为关注海龟) (参见 How-

ell 等, 2008; 以及 [www.pifsc.noaa.gov/eod/turtlewatch.php](http://www.pifsc.noaa.gov/eod/turtlewatch.php)), 使用卫星海洋数据来绘图, 以近实时的频率发布赤蠵龟和延绳互动可能性较高的区域, 渔民因而可以避开它们。

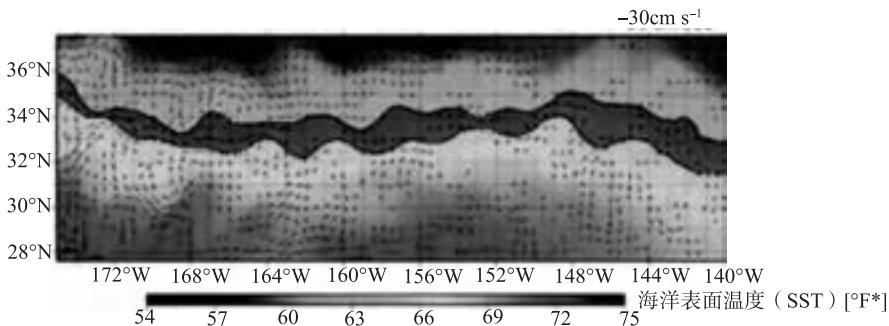


图 4.7 TurtleWatch 产品。海洋表面温度作为颜色背景, 卫星测高法估测地理洋流, 如黑色箭头所示, 棕色表示最容易发生赤蠵龟误捕的区域 (在该区域 63.5°F 和 65.5°F 之间)。这些区域的延绳渔业应该受到限制, 从而降低误捕

这个信息让赤蠵龟以及在赤蠵龟数量互动允许限制条件下生产的渔民都受益。最容易发生赤蠵龟副渔获的区域是渔民应该避开的区域, 即位于 63.5~65.5°F 等温线之间的区域 (图 4.7)。由于最容易发生赤蠵龟副渔获的区域具有时间动态特性, 因此, TurtleWatch 工具每天生成并以近实时方式发布。TurtleWatch 也可以通过地球之眼卫星公司商用渔业信息系统搭载在漁船上。

#### 4.4.2 露脊鲸预测

北大西洋露脊鲸现存不足 400 只, 是最濒危的鲸类之一 (Kraus 等, 2005)。这一种群在美国和加拿大海域度过了大部分时光, 冬季在佛罗里达、佐治亚和南加利福尼亚的破冰区, 索饵场在缅因湾海域。这一种群的恢复因为较高的死亡率而受到限制, 特别是因为船只碰撞和被捕捞网具纠缠。因为它的栖息地与获利型渔场和美国主要港口的船运航线重叠, 减少其死亡率将面临政治和经济的挑战 (Kraus 等, 2005)。目前的管理战略包括通过在露脊鲸可能出现的区域和时间调整捕捞网具或船只的速度, 限制不利影响。因此, 所有管理都需要知道露脊鲸何时何地会出现。问题是如何在动态海洋环境下识别这些可能的区域?

定位露脊鲸的新方法是将卫星获取的综合信息与露脊鲸主要捕食对象模型相结合。露脊鲸摄食小型甲壳纲桡足类, 特别是大型和丰富的物种哲水蚤。在

① 非许用单位,  $1^{\circ}\text{F} = -17.2^{\circ}\text{C}$ 。

桡足类高度密集的区域，会发现大量的露脊鲸（Pendleton 等，2009）。哲水蚤生命周期的很多重要阶段都能利用卫星数据评估。从一颗卵生长成一个成体需要的时间与温度有关，在较暖的水里，生产繁殖时间较短。叶绿素，即浮游植物的代名词，是水蚤的主要食物，决定雌性桡足类动物产卵的速度。通过卫星数据获得速度信息与计算机模型重建的海流的结合，可以制作水蚤生物量的估算图，并与露脊鲸的分布相关（Pershing 等，2009a, b）。这一系统的初始测试预测，因为 2008 年寒冬的出现，水蚤群体的出现会延迟，露脊鲸到达主要春季进食场所科德角的时间比正常情况晚 3 个星期。全面的数据分析尚未完成，据目前显示露脊鲸的抵达时间与模型预测相近。这些预测目前在更广泛的时间和空间范围进行扩展，不久将能与露脊鲸和桡足类的观测结果结合。

## 4.5 结论

因为海洋水色数据的多方面应用仍处于积极的研究中，这种潜能的大部分尚未与渔业管理结合。比如，从海洋水色数据评估浮游植物大小、功能类型和生理学的能力，是新发展的遥感技术，很多方法仍需要广泛的验证。但是，卫星海洋水色数据已经在阐述补充机制如何将浮游植物波动沿食物链传递到更高营养级具有指导意义（Platt 等，2003；Friedland 等，2008；以及本报告第 3 章）。这些观测结果为了解浮游植物如何变化成为中上层生态系统的关键因素，以及如何成为其时空变化的测量手段提供了关键的例证，应该被考虑到以生态系统为基础的管理中（Watson 等，2003；Levin 等，2009）。

## 第5章 遥感技术在渔业捕捞中的应用

Sei-Ichi Saitoh, Emmanuel Chassot,, Rashmin Dwivedi, Alain Fonteneau, Hidetada Kiyofuji, Beena Kumari, Masahiro Kuno, Satsuki Matsumura, Trevor Platt, Mini Raman, Himmatsinh Solanki, Fumihiro Takahashi

### 5.1 简介

在有历史记载之前，鱼类就是人类的重要食物来源，可以预见我们的后代仍将如此。可持续渔业生产是最关键的问题之一，应该通过有效的渔业管理提高捕捞技术。全球范围内的渔业上岸量分析结果表明，捕捞渔业生产自从2000年以来有所下降或者保持不变，反映出很多地区存在过度捕捞（Hilborn等，2003）。这是全球对渔业资源可持续利用最关注的问题。气候或者海洋环境的变化也可以影响鱼类的资源量（Cushing, 1982），所以把过度开发和气候/海洋环境的变化都纳入考量，这对努力解决渔业资源的可持续性尤为重要。联合国粮食与农业组织（FAO）（1995）制定了“负责任渔业行为守则”，详细地阐述了渔业管理的指南。

有效的渔业管理需要相关法规的实施，以及当地渔民对渔业捕捞的可靠汇报。中上层渔业的海洋学信息对有效的和可持续的捕捞实践也很重要，并因而可以帮助维系捕捞产业。使捕捞产业更加经济可行，提高渔民的认知，努力保护海洋资源，从而提高可持续渔业的发展。本章列出了几个案例，展示了当地政府、渔业科学家和当地渔民共同努力，实现有效且可持续的渔业管理。

渔业卫星遥感技术自从20世纪80年代发展起来，其在各个领域以及同步观测中的应用效果已经在一些文献中有所介绍（如Saitoh等，1986；Feidler等，1987；Podestá等，1993；Semedi等，2002；Kiyofuji和Saitoh，2004；Zainuddin等，2004；Simpson，1992），Simpson（1992）描述了卫星遥感技术应用于渔业的必要参数和操作方法，综述了可操作的渔业系统。

利用遥感技术进行渔业资源开发是基于对鱼类常常聚集的索饵场的识别这一原理。热锋面和叶绿素锋通常指示高生物生产力，因此有较大的可能性发现鱼类。本章展示了3个不同区域将遥感技术应用于渔业捕捞业的案例：印度西海岸、西北太平洋（日本）和西印度洋。

## 5.2 利用遥感技术实现渔业创收：用于印度西海岸水域的技术

通过观测卫星海洋表面温度和叶绿素浓度图像上的海洋特征或梯度变化，有可能找到鱼类索饵场。水团流动形成热梯度和/或颜色梯度，往往预示着该区域的高生物生产力。通常，温跃层充当着阻碍营养物从深水传输到真光层的角色。但是，如果物理过程导致上升流，营养物质则会进入真光层。其结果是，表层水的生产力提高。在卫星图像上这种现象以锋面结构的形式体现。

通过卫星数据定位潜在捕鱼区（PFZ）的方法最初是通过检测锋面、涡、上升流等海洋特征表现出的海洋表面温度梯度而建立的（Lasker等，1981；Laurs等，1984；Maul等，1984；Xingwei和Baide，1988；Kumari和Nayak，2000）。然而，这种方法的局限在于，遥感海洋表面温度仅能表示表层水的情况。海表面升温，尤其是夏季的赤道和热带海域，导致了海水的强分层，从而阻止低温的富营养海水从更深层向表面输送。相应抑制了卫星图像中海洋表面温度的梯度。因此，海洋表面温度图像并不总能满足对潜在捕鱼区的识别。以海洋表面温度为指标的另一个问题是，表层锋面结构受到海表风和流的扰动，即使上中等强度也是如此。

与热传感器不同，海洋水色传感器由于可见光更强的穿透能力，可以探测到水面表面以下的信息，并且可以借助叶绿素时间序列预测锋面和涡扩散等海洋特征。同样也有助于成功检测到生态系统发展的不同阶段中生物量浓度的变化差异。已经开发和验证了3种方法，用来预测印度西海岸近岸水域潜在捕鱼区，将在下一节进行具体说明。

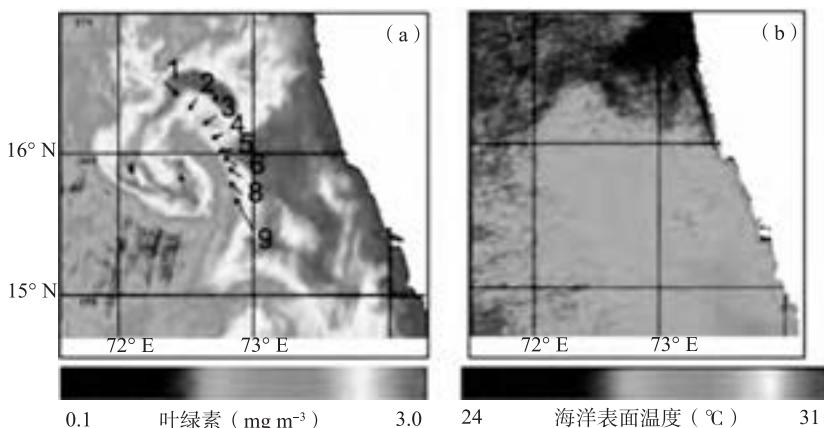
### 5.2.1 方法1：结合叶绿素和海洋表面温度进行潜在捕鱼区定位

通常我们希望叶绿素和海洋表面温度图像上远离海岸水域显示共同的梯度特征，因为两种特征之间的逆相关性。海洋表面温度图像上的冷水表明存在较高浓度的营养。与此对应，高叶绿素水体可清楚地在海洋水色图像中看到。基于此生物和物理过程的耦合，为获得叶绿素-海洋表面温度合成图像中的共同梯度特征，发展了实验性预测方法（Solanki等，2000）。在热锋面和颜色渐变

区域附近都会观测到高渔获。以这种方法得到的预测是成功的，得到了渔民的好评。

### 5.2.2 方法 2：利用海洋水色中的额外信息

对比海洋表面温度和叶绿素图像，可以在叶绿素图像上观测到几处另外的锋面结构，这些结构可以供鱼群停留（Dwivedi 等，2005）。第二种方法是利用这些颜色梯度，相对稀疏的热梯度是夏季热带水域海洋表面温度图像的一个特征，这是表层水迅速升温的结果。图 5.1a 展示的是一张 2003 年 11 月 17 日叶绿素图像，其中的水团呈逆时针方向旋转的态势。其对应的海洋表面温度图像（图 5.1b）并没有很清楚地显示该旋转运动，而且涡中心并不能在此图像中观测到。鱼倾向于聚集在涡的旋臂处（图 5.1a 中捕鱼轨迹的 1~9 号），该区域报告的渔获量更高，在 109~903 kg/h 的范围（与 64 kg/h 的平均数相比）。



**图 5.1** 不仅是涡的中心，涡的旋臂同样也会引发鱼群聚集。图中所示范例为：  
 (a) Oceansat-LOCM 和海洋表面温度图像得出的叶绿素图像。(b) AVHRR 数据得出的叶绿素图像，取自果阿海岸及附近海域，印度西海岸（2003 年 11 月 17 日）。海洋表面温度图像没有显示与叶绿素图像对应的涡信息。箭头 1~9 表示鱼类活动轨迹

#### 5.2.2.1 海洋特征历史数据的重要性

叶绿素图像可以揭示锋面结构信息，但选择适当的颜色梯度对其在渔业中的应用非常重要。需要根据海洋水色时间序列图像来研究海洋特征的历史（图 5.2）。这些图像显示从 2000 年 1 月 16 日到 18 日存在叶绿素上升的趋势（图 5.2a, b）。相应地在 1 月 18 日记录了一个高渔获值（79 kg/h，大于当地平均标准偏差之和）。在 1 月 18 日的叶绿素图像中可以看到箭头指示的扩散锋面

(图 5.2b)。这种特殊结构同样可以在接下来不同阶段的两张图像看到。随后,叶绿素从 1 月 18 日到 20 日呈下降趋势 (图 5.2c), 导致较低的渔获量。多天的叶绿素图像显示叶绿素呈下降趋势, 这表明水团环流的衰减导致生产力的降低。对该水团低渔获的报告反映了曾经聚集于此觅食的鱼群已经分散。低渔获量也可能因过度捕捞所致 (Maury 和 Gascuel, 2001 年)。

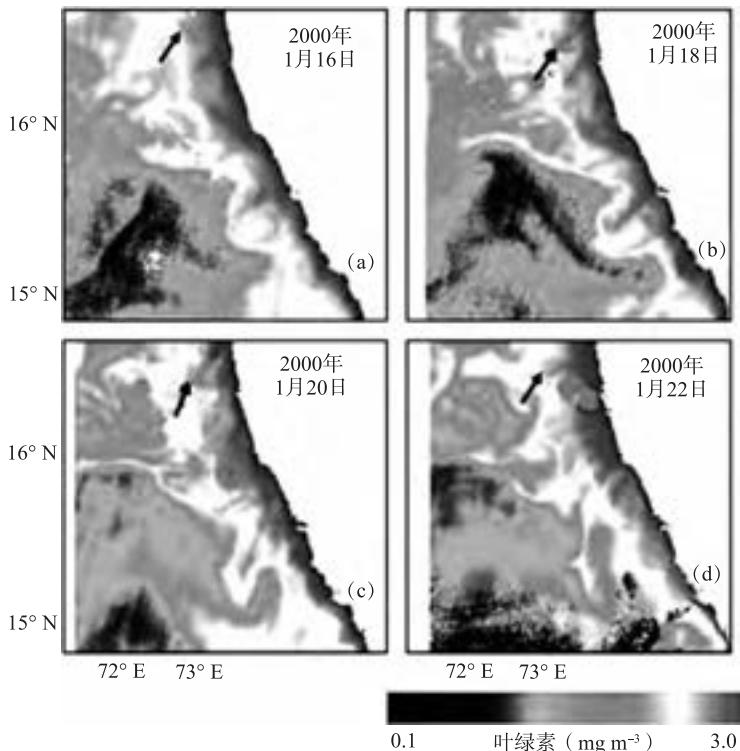


图 5.2 应用“颜色梯度”生成渔业预测的说明。印度西海岸果阿海岸水域的印度 OCM 传感器叶绿素时间序列图像 (2000 年 1 月 16 日、18 日、20 日、22 日)

### 5.2.2.2 利用海洋水色预测海洋特征

早期对多天 SeaWiFS 叶绿素图像的研究表明, 通过观测一系列图像中不同阶段的旋转水团, 可以实现短距离预测涡发展的可能性。基于海洋表面温度的方法不能用于涡预测, 这是因为海洋表面温度图像仅仅反映当低温富营养物的海水从深水层至表层时才能显现出涡的特征。一旦富营养海水被上升流从下层带入真光层, 则上层的初级生产力增加。此外, 即使海洋表面温度图像中上涌的表层迹象已经消失, 光合作用仍在继续增强。海洋水色图像可以反映出表面以下环流导致的表面特征的变化。海洋水色时间序列图像预测的一些特征可

用于有效渔业开发，并且可以补偿在非生产区捕捞导致的时间损失。这种利用特征形成的先进知识的方法是利用 OCM 多天叶绿素图像实现的。从预测点获得的探捕结果如图 5.3 所示，一个潜在的旋转水团如图 5.3a 中箭头所示。图 5.3b 证实了漩涡的形成。随后 2 月 20 日进行的底拖网捕捞作业得到了显著提高的渔获量。

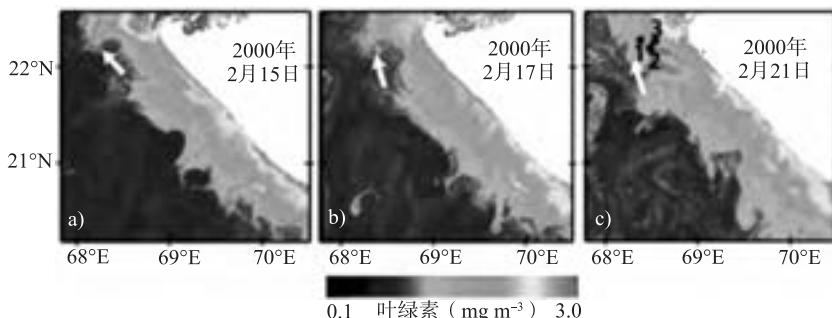


图 5.3 印度 OCM 传感器显示的印度海岸西北部叶绿素时间序列图像（2000 年 2 月 15 日、17 日和 21 日），显示了可用于提供潜在捕鱼区信息的海洋特征的发展。数字 1、2、3 指的是捕鱼区

### 5.2.2.3 案例研究：利用海洋水色进行海洋资源的探测

浅大陆架区的近岸水域通常处于严重的捕捞压力之下，有必要减少捕捞负荷以确保生物资源的可持续发展。一种方法是将捕捞力量转移至大洋。20 世纪 90 年代末期，出现的可操作的海洋水色传感器使之成为可能。近岸水域中观测到的生物物理耦合可能并不总是像大洋那么强，因此海洋表面温度图像中观察到的热梯度是否与产量增强相关联是不确定的。无毒的藻华——夜光藻，具有异常高的叶绿素浓度 ( $>2\text{mg m}^{-2}$ )，每年的 1 月和 3 月间都在阿拉伯海北部的深水海域出现（参见 Gomes 等，2008 年）。冬季季风期的高生产力是由冬季降温和对流的混合导致的。有人尝试观察鱼群对这些藻华的响应。在印度大陆架以外的近海水域，在藻华的外部边缘得到了异常高的金枪鱼渔获量（上钩率）。这些高上钩率表明，与藻华相关的初级生产力为鱼类提供了富足的觅食场所，只要不出现缺氧的情况，藻华可以支持渔业。初级食物的充足供给为食物网的更快发展提供了必要的条件。当这些事件持续较长时间之后，发达的食物链得以维持，获得渔业丰收的概率不断增加。

### 5.2.3 方法 3：利用风场更新潜在捕鱼区位置

渔民收到预报时，潜在捕鱼区的海洋特征迹象可能会发生变化。借助风速的时间序列 ( $w$ , 单位  $\text{m/s}$ ) 和 QuikSCAT-SeaWinds 观测到的风向数据，可

计算出预期的位移 ( $s$ , 单位 km/天) (索兰奇等人, 2005), 经验关系式如下:

$$s = 1.36 (w) + 1.7422; r^2 = 0.82 \quad (5.1)$$

依据预测的特征变化可以修正潜在捕捞区的位置。图 5.4 显示了在叶绿素图像覆盖风场得出的典型结果。在捕捞作业期间, 预报可以通过提供给合作机构进行验证 (Solanki 等, 2005, 2008)。超过 80% 的案例显示结合风场的预报成功率增加 (预报的可靠性), 并得到了一致的积极反馈。

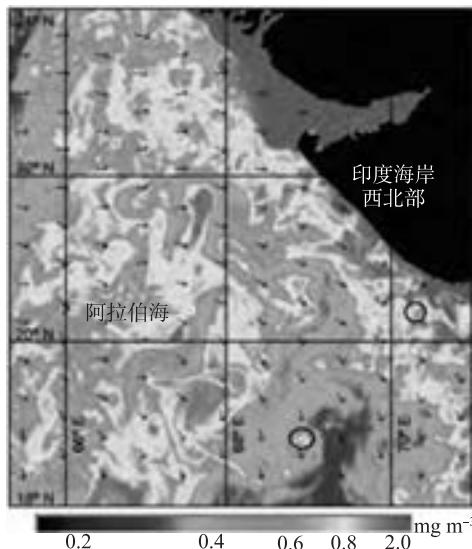


图 5.4 利用来自 QuikSCAT 的风场时间序列数据计算梯度变化, 对潜在捕鱼区的方位进行更新。圆圈代表潜在捕鱼区域

#### 5.2.4 渔业预测的验证

使用上述 3 种方法进行的探捕预报, 通过增加迭代改进, 并在近实时情况下采用按计划和可控制的捕捞作业进行了验证。

引入海洋水色的实验性预报经过验证成功率 (可靠度) 在 70%~80%, 渔获增幅为 70% 到 200%。对比之前的基于海洋表面温度的方法的 50% 成功率和 40%~50% 渔获增幅来说, 这是一个进步。整合后的方法已交给印度海洋信息服务国家中心 (INCOIS), 并在全国范围内实施。

利用风场的时间序列和一个内部改进算法, 计算了梯度的空间变化和潜在捕鱼区的迹象 (Solanki 等, 2005, 2008)。相应更新了潜在捕鱼区的位置。我们发现在预测方法中增加风的考量之后, 可靠性提高到 82%~85%。

总之, 利用来自可操作传感器的海洋水色和海洋表面温度数据, 已开发出

一套综合的潜在捕鱼区识别方法。选择海洋表面温度和叶绿素图像中共同的锋面结构，基本可确保无误。然而，在这两种图像中具有共同锋面结构的数量相对较少。还有许多叶绿素图像中可检测到的特征在相应的海洋表面温度图像中并不存在。选择性地使用来自海洋水色数据的额外特征，可成功识别那些无法从相应海洋表面温度图像中检测到的潜在捕鱼区。海洋水色辐射具有比海洋表面温度技术“看到”更深处水层的能力，因此海洋水色数据相比海洋表面温度数据能揭示更多与渔业相关的特征。

## 5.3 西北太平洋黑潮区域鲣渔业的实验分析

### 5.3.1 三重县的鲣渔业

三重县位于纪伊半岛（日本本州岛）的东海岸。海岸线长约140km，面朝熊野滩海（西北太平洋）。沿海有73个渔港。包括小尾挂机艇在内有约12 000艘渔船，它们在近岸和近海区域作业。该县2006年的总渔获量为18.8万t，其中1/3是鲣，说明这一种类对三重县渔民的重要性。虽然捕捞业只占该县经济总产量的0.4%，但拥有自己的渔业研究所，向当地渔民提供有关海洋条件的信息。

在日本有两种打捞鲣的方法：一种是近海的杆线捕捞法，要用比较大的船（50~450t，有10~30个渔民），另一种是近岸曳绳钓渔业，使用小船（3~5t，有1~2个渔民）。前者驶离母港后要经历10~50d的航行，而后者当天即可往返。这两种类型都对与海洋条件有关的潜在渔场很感兴趣。当地科学家对渔场和海洋条件间的关系进行了调查研究（Nishimura, 1987；Takeuchi和Nakaji, 1998；Kuno等, 2001）。对渔民而言好渔场的定义不仅包括高密度的鱼群，而且要离母港不远。小渔船可前往的最大距离为100km。鲣鱼渔场的位置太远时，渔民就会改变目标鱼群。海洋信息可以每天通知渔民该打捞哪种鱼，以及渔场的位置。

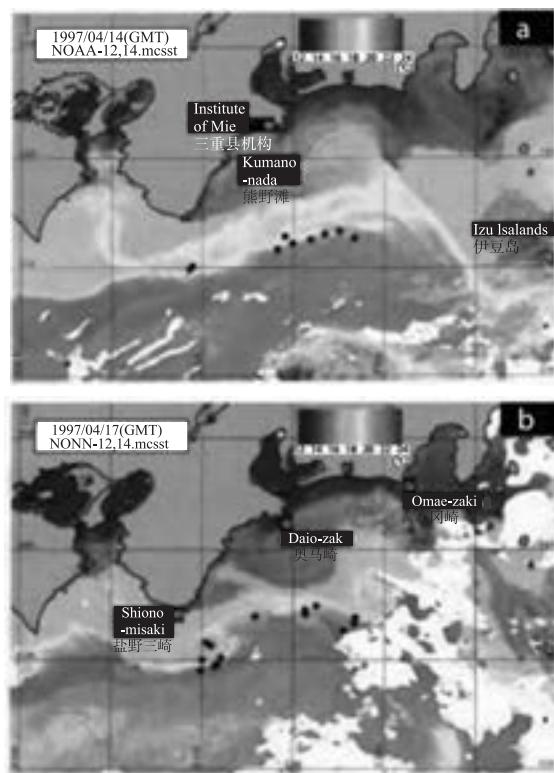
### 5.3.2 使用海洋表面温度和海洋水色分析鲣渔场

西太平洋鲣在菲律宾东部和马里亚纳北部地区产卵，幼鱼期逗留在这些低纬度地区。成熟后，大部分鱼群向黑潮锋区迁移，到达日本海岸。在这些区域索饵后，又返回南部产卵。向北和向南的迁移分别被称为索饵迁移和产卵迁移。三重县的小船渔民以向北迁移受黑潮弯曲影响的鱼群为目标。15个从事近岸拖钓鲣生产的渔民参与了1997年和1998年的渔场试验，提交渔获量信息，包括随船GPS测量的渔场位置，渔获量的大小，鱼种和海洋表面温度。聚集成群的热带金枪鱼表现出时空分布特征，鱼群聚拢形成集合体或聚集体（参见Ravier等, 2000）。这些聚合被称为“渔场”。调查船“浅间丸号”也被

用于此实验。渔船每天都收集海洋和渔获量数据，但他们去的只是高渔获潜力的区域，因此来自这些位置的数据是有偏移的，而研究船沿着设计路线航行，也不依赖于经济渔场。

三重县渔业研究所接收了来自 NOAA 的 AVHRR 数据（图 5.5a），并加工生成海洋表面温度图，叶绿素浓度图则从 OCTS 和 SeaWiFS 传感器获取。将卫星海洋表面温度和叶绿素数据与渔船记录的海洋表面温度现场测量结果和浅间丸调查船测量的叶绿素浓度进行比较，每天都在 SST 和叶绿素浓度地图上叠加鲣渔场。

图 5.5 中清晰可见温暖的黑潮洋流（红色）和寒冷的近岸海水（蓝色）。海洋表面温度数据表明熊野滩近岸区域被冷水覆盖。海洋表面温度分布通常呈季节性变化，在春季近岸水域温度不断增加。然而，在 1997 年，升温比往年要晚，所以在这些水域中并没有找到鲣。相反，在黑潮边缘形成了渔场。利用海洋表面温度数据来预测潜在鲣渔场的效果是显著的。渔获位置的水温为 19~21℃，比日本东北海域（Uda, 1960）鲣的适宜温度（20~23℃）要低 1~2℃。春季熊野滩渔场的月平均海洋表面温度范围为 19.7~20.7℃，在整个捕鱼季相当稳定，不同年间亦是如此（表 5.1）。



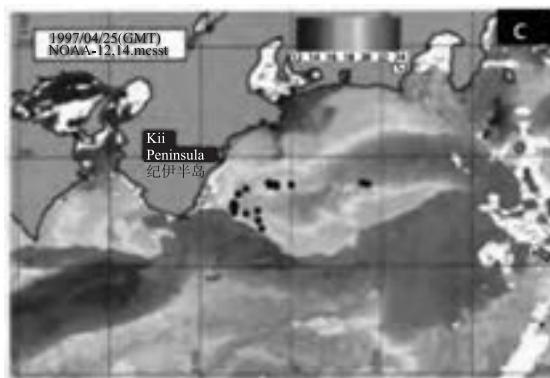


图 5.5 1997 年 4 月 14 日、17 日和 25 日 NOAA / AVHR 观测到的日本本州岛（三重县）东南海岸海洋表面温度图像，黑色圆圈代表鲣曳绳钓渔场

表 5.1 春季熊野滩曳绳钓鲣渔场的月平均海洋表面温度 (°C)

年份	1997	1998
二月	— (0)	20.7 (37)
三月	19.9 (30)	19.9 (113)
四月	19.7 (241)	20.0 (291)
五月	20.6 (89)	19.9 (36)
平均	19.9 (360)	20.0 (477)

注：括号内给出了渔场的总数。

在图 5.6 中，熊野滩的鲣渔场叠加在 1997 年 4 月 25 日的 OCTS 叶绿素图像上，并与图 5.5c 海洋表面温度数据对应。叶绿素浓度大于  $1 \mu\text{g}/\text{L}$  的近岸水域均未观察到鲣渔场，而在浓度小于  $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$  的区域获得了小渔获（图中深蓝色）。最佳渔场都集中在黑潮水域接近海洋水色锋面的位置，这些区域叶绿素浓度为  $0.2 \sim 0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 。

天气好时，海水表层被强烈的太阳光加热，近岸水域和黑潮流之间海洋表面温度的差异变得很小。例如，在图 5.7（左）可以看出，尽管黑潮北部边缘向东延伸至盐野岬，熊野滩近岸海域和黑潮之间海洋表面温度差异仍相对较小。在近岸区域看不到显著的模式。因此，很难仅从海洋表面温度图像上检测水团的分布。另外，对应的叶绿素图像（图 5.7 右）清楚地显示了黑潮水的入侵和一个位于近岸水域的小尺度涡。低叶绿素浓度的黑潮水域显示为紫色（叶绿素浓度  $a < 0.1 \mu\text{g}/\text{L}$ ），而近岸水域则有较高的叶绿素浓度。浅间丸调查船的

现场海洋学观测显示近岸水域表层叶绿素-a 浓度为  $0.32 \mu\text{g/L}$ , 在近海水域则为  $0.16 \mu\text{g/L}$ 。在图 5.7 (右) 中很明显看到在近岸和近海水域之间海洋水色锋面的边缘带形成了鲣渔场。

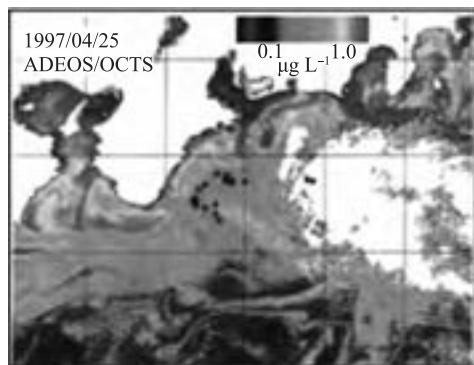


图 5.6 日本本州岛东南沿海的叶绿素浓度,由 ADEOS 搭载的 OCTS 传感器拍摄于 1997 年 4 月 25 日。曳绳钓鲣渔场都以黑点标示

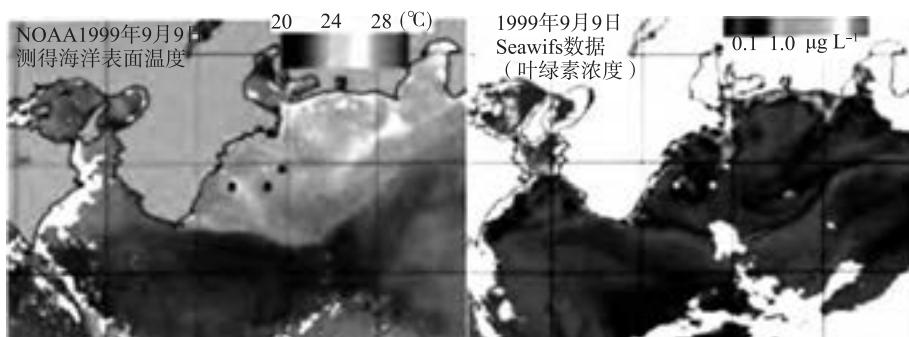


图 5.7 1999 年 9 月 9 日 AVHRR 海洋表面温度图像 (左) 和 SeaWiFS 观测的叶绿素浓度 (右)。在 SST 图像上黑点表示浅间丸调查船发现的鲣位置, 在叶绿素图像上以黄点表示

Tameisha (1997 年) 将海洋水色图像与获得的鲣曳绳钓渔场的位置对比,认为海洋水色锋面比海洋表面温度锋面在提供鲣渔场信息方面起到更大作用。海洋水色传感器与红外辐射计海洋表面温度卫星数据相比,可以探测到更深水层的信息 (Matsumura, 1991; Matsumura 和 Shiromoto, 1993),因此在预测渔场上更加有效。研究发现鲣渔场都处在一个狭窄的海洋表面温度范围内,并随季节和地区变化。将来对渔场信息的分析必须针对每个鱼种在所有季节和区域进行。海洋水色数据对渔场的识别非常有用,尤其是在夏天

强烈的太阳辐射加热海洋表层水体的时候，相比之下，海洋表面温度数据则不太有效。

## 5.4 TOREDAS 遥感 GIS 信息服务

在过去的 10 年里，GIS（地理信息系统）被公认为是将渔业资源时空分布信息可视化并进行分析的重要工具。GIS 是一个对生物学信息进行归档、管理、分析和显示的强大工具（Al-Garni, 1996 年），其在陆地研究中的应用已日渐广泛。近来，GIS 已广泛地应用于渔业和海洋学研究（Nishida 等, 2001, 2004）。

在本节中，将介绍一套新开发的广泛应用于日本的渔业信息服务系统，目的是满足渔业资源可持续发展需求。这项研究和开发的目标种类是日本鱿鱼（太平洋褶柔鱼）、秋刀鱼、鲣和长鳍金枪鱼，这些是日本普遍并且重要的食物来源。前期科学研究表明，这些目标种类分布广泛，并围绕日本列岛迁移。为目标种类选择了四块不同的区域，其中日本鱿鱼在日本海，秋刀鱼和鲣在黑潮和亲潮地区，长鳍金枪鱼在黑潮延伸区，以及日本鱿鱼和秋刀鱼在北海道周围岛屿。

### 5.4.1 系统概述

这套系统研发的目的在于，通过互联网及卫星向公众提供和传递信息，以支持捕捞作业或资源管理。该系统由四个基本要素组成：

- ◆ 一个数据采集系统；
- ◆ 一个数据库；
- ◆ 一个分析模块；
- ◆ 一个 GIS 系统（网络及船载 GIS）。

该系统的重要目标是：①在渔业作业期间，通过互联网和卫星连接传输近实时数据；②基于科学调查结果预测最佳渔区；③提供高附加值的渔业海洋学信息（Kiyofuji 等, 2007）。

#### 5.4.1.1 数据采集单元和数据库

系统近实时处理叶绿素浓度、海洋表面温度、云遮挡和海冰的数据产品，为渔业生产提供支持。一类水体和二类水体 1 km MODIS 叶绿素-a 浓度由 MODIS 生物光学算法估算（Clark, 1997；Carder 等, 1999）。处理了海洋表面温度白天和夜间的数据（Brown 和 Minnett, 1999），但只处理了海冰白天的数据。所有处理后的数据都通过 FTP 发送到数据库服务器。

### 5.4.1.2 分析模块

数据分析和图像处理使用了 ERDAS IMAGINE 软件，对等值线、梯度和异常的提取及计算使用 Fortran77 或 IDL（交互式数据语言），ArcGIS 则用于从栅格格式到矢量数据格式的转换。在进行如估计潜在渔区等工作时，这些软件包都是集中整合使用的。

分析模块的结果经过由简单到复杂不同阶段的处理，构成了一个从 1 级到 5 级的层级结构。1 级结果是栅格图像数据，如海洋表面温度和叶绿素-a 浓度。2 级被定义为单一图像处理，数据源自海洋表面温度图像平均值或梯度的计算，或者对高浓度叶绿素-a 的提取。3 级是 1 级和 2 级数据的叠加产品。4 级产品包含用实验室开发的算法估算的渔场范围。5 级产品是对渔场信息提前一天或两天的预测。上述产品提取的参数参见下节内容。

这些程序是自动运行的，这样渔民可以通过与卫星（海事卫星互联网服务和数字分组通信服务）及 S 波段数字多媒体广播服务（S-DMB）的通信，得到近实时的信息。利用卫星通信服务，用户可以动态生成所有产品，如叠加、使用船载 GIS 测量最近的港口或渔场的距离。这个服务被称为 TOREDAS（资源环境数据可追踪及可操作采集系统）。用户还可以使用 S-DMB 服务以广播方式接收多种类型的海洋数据（海洋表面温度、叶绿素-a 浓度、海流、黑潮轴线位置等）和天气信息。这些系统通过最小化渔场搜索时间及提供到最近港口的距离，实现对高效渔业活动的支持。

### 5.4.1.3 GIS 系统

分析模块的输出是基于网络的，在出港前对捕捞作业进行规划时要求有网络连接才行（网络 GIS），而在离岸后进行捕捞活动时则需要有卫星连接（船载 GIS，图 5.8）。网络 GIS 服务是利用 ArcIMS 开发的。它通过互联网提供动态地图和 GIS 数据。对目标区的访问是受限制的，用户需要进行注册。一旦登录到网络 GIS，用户可以选择不同时间尺度的图像，如每天、每周、每周移动平均和月合成。选择了时间尺度之后，用户便能看到最新版本的图像。用户还可以放大和缩小图像的尺寸，测量任一目标区比如港口和预判的捕捞位置的距离。

开发了一种操作方法评估船上的捕捞作业。船载 GIS 的功能是显示、叠加和测量到最近港口或渔场的距离，从目前的捕捞位置搜索最近的渔区，并连接 GPS（全球定位系统）。捕捞前，渔民就能得到最新的信息，如图像和预估渔区。一旦他们出航，还可以通过卫星连接获取信息。离岸时接收到的近实时信息中最重要的是沿着黑潮暖涡和孤立的黑潮冷涡周围的预估渔区，如图 5.8 所示。所有数据都可在 30s 内成功传递，表明在捕捞作业期间访问这些信息是可行的。

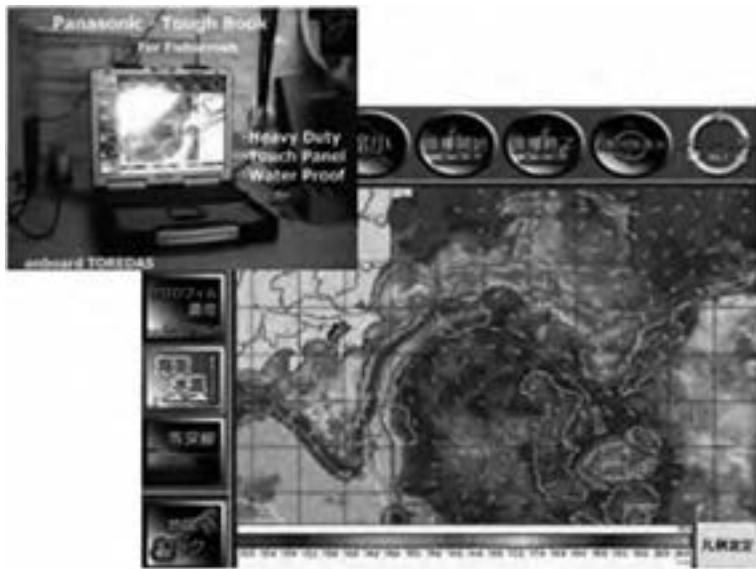


图 5.8 船载电脑系统及在船载 GIS 上显示的海洋表面温度图像，展现了一片预估的潜在渔场和海洋表面温度锋

### 5.4.2 前景

TOREDAS 系统是专为渔民开发的，便于他们将卫星数据和地理信息系统（GIS）结合使用。人们正考虑进一步开发该系统来促进渔业的可持续发展和渔业资源管理。

由于现代科技提供了有利条件，卫星数据如海洋表面温度和海洋叶绿素等已经积累得非常丰富。在分析资源分布和海洋环境的时空关系上，卫星数据是几种必需的数据集之一。但在渔业研究中，卫星数据的使用频率仍然很低，主要是因为数据处理和分析的过程很复杂。此外，为了对捕捞区的形成做出更好地评估，诸如空间统计或地理统计等详细分析也应该包括在内（Kiyofuji 等，2005 年）。因此，发展稳健的方法论仍是有待探索的领域。最近的研究运用了“广义加性模型”和“广义线性模型”等统计模型来探测远洋种类的最佳栖息地，这有利于未来对渔场做出更精确估计（Zainuddin 等，2007；2008）。在不久的将来，为了更好的评估多种类的资源量，需要研究和发展时空分析技术（Mugo 等，2008）。这也为渔业科学提供新的科学视角和研究领域。

2006 年 6 月，一家名为 Spacefish 的公司成立 (<http://www.spacefish.co.jp>)，并推出 TOREDAS 的渔业信息服务产品。不久前，TOREDAS 增加了“渔船管理系统”功能模块，使该系统可监测每条渔船的航线。图 5.9 显示了太平洋

秋刀鱼捕捞船队使用系统监测航线的例子。该图清楚地显示渔船直接从母港驶往渔场，引入 TOREDAS 系统后捕捞作业燃油消耗降低 30%。为完善系统的船舶管理功能，尤其是对捕猎鱿鱼和秋刀鱼的船舶来说，公司提高了 TOREDAS 系统的遥感夜光成像功能。众所周知，渔船夜间灯光可以很好地反应渔场位置信息，这是由于夜间渔船会使用高功率电灯吸引鱿鱼群和秋刀鱼群。通过空间对比，TOREDAS 系统预测的渔场和捕捞地点可以提升预测的准确度。图 5.10 为船载 TOREDAS 展示的对比效果。这种特征有提高其监控能力的巨大潜力，可以实现对捕捞潜量的监测。



图 5.9 在 2006 年 9 月 1 日至 10 月 30 日，由日本北海道西部的母港出发，直接前往渔场的太平洋秋刀鱼船队的航线

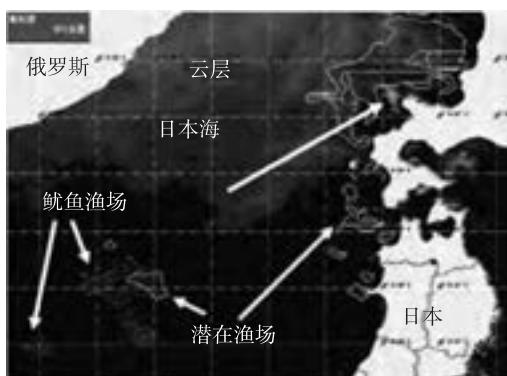


图 5.10 2008 年 10 月 3 日，日本海夜间灯光影像显示了渔船上高功率电灯的位置，以及 TOREDAS 系统所预测的潜在渔场

以生态系统方法为基础的资源管理方法正在全球成为潮流。TOREDAS系统和服务可以为这一方法在日本的发展做出贡献，至少可以有助于其走出第一步。如此一来，该系统有助于降低因搜寻合适的捕捞地点花费的能源和时间消耗，从而可建立高效渔业，降低投入成本，提高能源效率。

## 5.5 印度洋的金枪鱼围捕渔场

自 20 世纪 50 年代初以来，全球主要市场的金枪鱼类的年捕捞量稳步提高，到 21 世纪初已经达到 400 多万 t (Majkowski, 2007)。热带黄鳍金枪鱼、鲣、大眼金枪鱼构成了全球金枪鱼捕捞的主体，并且主要出自 3 个大洋，主要通过延绳和围捕捕获 (Fonteneau, 1997)。自 20 世纪 70 年代末以来，围捕已经成为捕获金枪鱼的主要方式，特别是 80 年代中期，法国和西班牙的主要围捕在印度洋西部发展迅速 (Stequert 和 Marsac, 1989)。围网渔业存在多种不同的捕捞方式，如“集鱼装置”（自然或人工的）和捕捞鱼群（可能和鲸鱼有关）。一个捕捞航次中捕捞量的大小首先取决于船长探测金枪鱼群和密度的能力，其次取决于利用围网捕捞的成功率。因为探测鱼群在围捕中的作用尤为关键，当装置放在自由游动的鱼群中时，船长搜寻鱼群需要依靠很多指标。另外，当集鱼装置配有雷达装置时，可以更精确地确定鱼群的位置。渔民已经开发了利用金枪鱼群空间分布与海水水团的动态、特征和过程以及地形间的关系来探测金枪鱼群的方法。为了提高捕捞效率和捕捞量，捕捞金枪鱼的渔民很久以前就已经开始使用遥感数据了。自 20 世纪 70 年代后期开始，借助 METEOSAT-1（一颗地球同步卫星），东大西洋的渔船可以通过传真接收海表温度图数据。目前，法国在印度洋西部的围网渔业正使用最先进的遥感装置来捕鱼。

### 5.5.1 遥感数据在金枪鱼渔业上使用的生态判别

热带金枪鱼是大洋高度洄游的顶端肉食性动物，其时空分布与环境呈强相关关系 (Lehodey 等, 1997)。最近十来年，几项以渔业数据、超声波遥测数据、档案式标签数据为基础的分析，已经为金枪鱼数量变动和环境的关系提供了有价值的见解。具体来说，温度、盐度、含氧量和捕食的难易程度都会影响当地金枪鱼的资源量、潜水行为、水平运动以及从当地向中尺度或海盆尺度区域迁移的机制 (Block 等, 1997; Brill 等, 1999; Maury 等, 2001; Zainuddin 等, 2008)。金枪鱼是活跃和机会性的肉食性动物，其主要在白天的海洋上层觅食。在大洋中寡营养的热带水域，它们要不停地游动寻找猎物密集地，来满足它们对高能量的需求 (Stequert 和 Marsac, 1989)。有利于叶绿素形成高浓度的水文结构有可能与金枪鱼捕食相关，渔民们已经运用这一水文特征作为衡

量金枪鱼资源丰富的潜在区域的指标。一般来说，准地转系统如穹和赤道热脊和非地转系统如赤道辐散带和近岸上升流，已经被确认是富养系统，金枪鱼常集中于此进食 (Stretta, 1991)。遥感数据的出现揭示了海洋水团的动力学大致特征，使对富养水域的探测成为可能。最近可以实现对中等尺度海洋特征的探测，如与金枪鱼鱼群有关的上升细流、锋面和涡 (Kumari 等, 1993; Royer 等, 2004)。有这样一个例子，2005 年 2 月，一大群金枪鱼出现在  $3\text{ 500 nm}^2$  以内的区域，有多达 20 000t 的金枪鱼被捕获，主要是黄鳍金枪鱼，这与 12 天前观察到的反气旋涡附近暴发的浮游植物藻华密切相关 (Fonteneau 等, 2008 年)。如今，船长们已经可以很容易获取到卫星反映的海洋特征信息，这些信息被大多数围网渔船用于探测金枪鱼的集中区域。

### 5.5.2 金枪鱼船队可用的商用遥感产品

最近十年来，为捕捞服务的卫星图像商用产品快速发展，目前除了气象云图用于观测海表流场和温度锋的海表温度图和海表高度异常数据外，还有海洋水色数据、微波温度数据和次表层温度图（通过类似 MERCATOR 和海洋模型得出）。两家全球公司 CLS (CatSat 系统) 和 Orbimage (现为 GeoEye) 主导了市场，他们将卫星信息以处理好的数据文件的形式（需要一到数天时间）通过电邮发送给渔船。遥感数据文件与航行信息化一起被用来导航，而地理信息系统则以用户友好型方式为渔民提供可视化地图和存储数据。特别是叶绿素-a 浓度用来指示海洋特征，一方面用来预测集鱼装置随洋流的漂浮方向，另一方面可用来寻找富营养水域，推断出金枪鱼潜在密集区与浮游植物藻华暴发时间有 2~8 周的延迟。地球图像产品供应公司之间的主要区别包括：使用的卫星和传感器类型不同，数据的时空分辨率不同，以及是否提供潜在金枪鱼渔场定位的数据分析服务。结合船只大小、集鱼装置、探鸟雷达和回声定位仪器，遥感数据通过增加金枪鱼探测和捕捞的准确度，提高了金枪鱼围网作业效率。遥感数据的使用植根于尺度不断变化的时空框架中，船长通过这一框架获得探测资源的信息，最终获得渔业丰收（图 5.11）。

遥感数据对各个国家的大多数围网渔业都是可用的。尽管如此，不同船长和航次采用的渔船、方案、方法和使用的卫星信息也大不相同。海盆尺度的海表温度图、叶绿素图和海表洋流图，通常可以帮助渔民在大面积海洋水域中确定存在高密度金枪鱼鱼群可能性很小的水域。一般而言，渔船首先抵达具有高密度、小规模和短暂鱼群的水域是最有效的。

尽管世界上绝大多数高度洄游的金枪鱼和类似金枪鱼的种类已经被充分开发，甚至是过度开发 (Maquire 等, 2006)，通过开发技术因素 (子) 如遥感数据金枪鱼船队的效率得以提高，但也造成了一些问题，譬如导致生产能力过

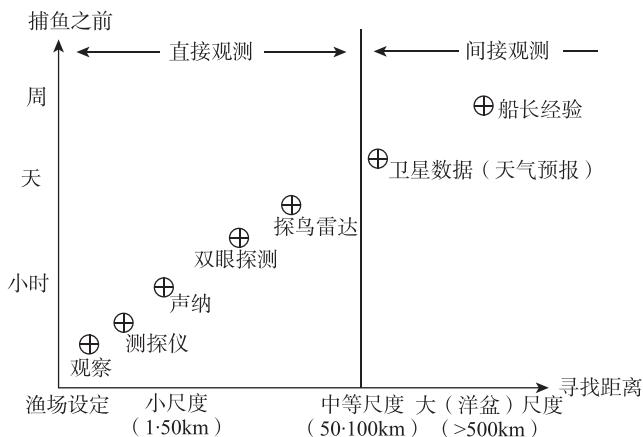


图 5.11 印度洋围网渔业用于探测金枪鱼鱼群的主要工具的时空尺度

剩，降低经济收益和对金枪鱼资源管理不到位。此外，既然提高了渔船的捕捞效率，就有可能忽视了存量的评估，并最终导致全球金枪鱼物种的保护问题，这些因素也难以囊括在捕捞效益的估算之内。

## 5.6 结论

有人认为，遥感技术应用到渔业生产为过度捕捞提供了途径，这样说是不公平的。随着其他技术的进步（雷达、声呐等），应用于遥感数据的工具不断更新，并被广泛用于提高渔民探测海洋资源的能力。就大洋生态系统中的中上层渔业而言，这点尤为正确，大洋中不同尺度从海盆到局部海域，中上层资源与环境特征密切相关。然而，既然渔业捕捞潜量和渔船容量增加是不可阻挡的，并且受到很多经济和技术因素的影响，让遥感技术承担过度捕捞的责任非常不恰当。通过配额制或其他类似的手段以可持续的方式经营渔业是捕捞机构的责任。在管理机构设定的权限范围内，遥感可以通过节省搜寻所用的时间和能源来提升效率，尤其是在汽油价格和捕捞活动相关成本增加的时期。这些工具对人工渔场也非常有用，比如在印度水域在那里遥感产品通过对 PFZ 的识别来支持渔业活动。

展望未来，我们希望所有渔场，包括处于领域之外的开放海域中的渔场，都能以生态系统为基础进行管理；也期待遥感技术能以其擅长的方式帮助开发出理想的、可操作性强的生态系统指标，使管理更加合理（Platt 和 Sathyendranath, 2008; IOCCG, 2008）。如果使用得当，遥感技术是渔场可持续发展的主力，而不是破坏可持续发展的帮凶。

## 第6章 遥感技术在海水养殖中的应用

Jon Grant, Cedric Bacher, Joao G. Ferreira, Steve Groom, Jesus Morales, Cristina Rodriguez-Benito, Sei-ichi Saitoh, Shubha Sathyendranath, Venetia Stuart

### 6.1 简介

许多水产养殖种类（如双壳类、虾）一般采用悬浮喂养，从天然颗粒物中摄取营养，其中最有营养的是浮游生物。贝类养殖密度过大时，由于浮游动物的消耗，导致食物成为限制因素，要研究这些生物的生长和繁殖，就需要了解他们的食物来源。鉴于浮游植物对这一过程的重要性，虽然关于遥感技术应用于水产养殖这一课题的相关工作不多，但是海洋水色遥感必会是一个突出的研究领域。除了食物需求，海洋水色也可被用来检测影响贝类生长的生物物理学条件，特别是对某些种类（例如扇贝）来说是有害的浑浊度。

遥感海洋水色在鱼类和贝类养殖领域存在巨大的应用潜力，下面的示例证实了这一点。具体来说，这些应用包括以下几个方面：

- ◆ 识别叶绿素高浓度区域，为养殖场地的选择提供帮助；
- ◆ 剔除不适宜养殖的区域，包括温度不适宜、水质混浊，或有害藻华易发性等因素；
- ◆ 生态模型（例如产能）边界条件的描述；
- ◆ 模型结果的地面验证，尤其是空间模型输出结果；
- ◆ 通过食悬浮类生物的放养来量化浮游物的消耗；
- ◆ 鱼类养殖模型中初级生产力的参数化。

本章将研究遥感在鱼类和贝类养殖中的应用，重点是其在海洋水色方面的应用。部分研究案例来自相关介绍，其他则是实际发生的。近年来大量水产养

殖方面的研究，如规划贻贝养殖点（Alexandridis 等，2008），已开始使用来自高分辨率商业卫星（例如，“快鸟”卫星、SPOT-5、陆地卫星和雷达卫星等）的图像信息。这种图像的其他应用将在下文进行简要介绍。

## 6.2 选址

遥感数据在近海养殖业选址中应用已有超过 20 年的历史（Kapetsky 等，1987；Kapetsky 和 Aguilar-Manjarrez，2007）。过去，卫星图像主要以两种不同的方式使用：

- ❖ 在实地工作之前作为调查工具（参见 Edwards，2000 年）；
- ❖ 在为区域规划或水产养殖设施设计绘制适宜性地图时，作为 GIS 分析的输入数据（Giap 等，2003；Buitrago 等，2005）。

近海水产养殖选址一般是基于高空间分辨率传感器（如陆地卫星、Spot 卫星等）的多光谱图像，而在近年来采用了新的传感器，如 Aster、印度遥感卫星（IRS）LISS/PAN 等作为补充（Dwivedi 和 Kandrika，2005）。在开放海域利用遥感图像进行水产养殖选址（如网箱养殖业、软体动物筏或延绳钓系统等）的应用则更晚。相对于陆地水产养殖规划中需要高空间分辨率图像，开放海域养殖业选址则需要使用大量中等分辨率图像（如 AVHRR、SeaWiFS、MODIS 和 QuikSCAT），用来对具有高动态特性的海洋环境进行季节和年际差异分析，也可用来确定环境模式和水产养殖备选地点动态，或是绘制水产养殖适宜度分布图。卡那利群岛（西班牙）附近海域进行了海鲤和石斑鱼网箱选址研究，该研究大量利用 NOAA-AVHRR 观测的海表温度数据来确定合适的养殖温度（Perez 等，2003）。随后 Travaglia 等在 2004 年提到了另一种方法，以 ERS-2 和 RADARSAT 雷达图像为基础，在菲律宾海域进行虱目鱼网箱养殖调查和监测。

水产养殖选址适宜性地图基于 GIS 模式，以遥感图像作为输入，预先建立水质和养殖标准（Ross 等，1993）。表 6.1 以地中海网箱养殖为例，总结了该地区确定适宜进行网箱水产研究区域的西班牙标准（摘自 JACUMAR，2008）。

**表 6.1 在西班牙地中海海域进行网箱养鱼选址和环境监测的参数标准**  
(摘自 JACUMAR, 2008)

变量	好	中	差
海岸裸露程度	局部	被遮盖	无遮盖
浪高 (m)	1 至 3	<1	>3

(续)

变量	好	中	差
水深 (m)	>30	15~30	<15
水流速度 (cm/s)	>15	5~15	<5
污染程度	低	中	高
最高温度 (°C)	22~24	24~27	>27
最低温度 (°C)	12	10	<8
平均盐度 (‰)	25~37	15~25	<15
盐度波动 (‰)	<5	5 月 10 日	>10
溶解氧 (%)	100	70~100	<70
悬浮颗粒/浑浊度	低	中	高
沉积物类型	沙或碎石	混合物	泥
水质等级	贫养	中养	富养
淤积程度	低	中	高
捕食者	无	较少	大量

另一套在近海水域进行水产品种集约化养殖的选址标准还包括垃圾处理原则，这是因为用于鱼类网箱、蚌类，或珍珠养殖严重的水体或沉积物质量问题已在爱尔兰、日本和希腊得到关注 (Chamberlain 等, 2001; Yokoyama 等, 2002; Yokoyama 等, 2004; Pitta 等, 2005)。表 6.2 展示了一些已出版的对应于不同水产养殖种类的水质标准，包括针对所选水质标准可以使用的用于评估的一些卫星传感器。在这方面，利用海洋水色和高度传感器对海洋水产养殖区的水质进行监测是遥感技术的一项重要应用。

表 6.2 卫星传感器用于近海水产养殖选址的实例

物种/种群	培养技术	国家	可用 RS (无线电高空测候) 传感器
鲑	网箱 <sup>1</sup>	苏格兰	AVHRR
牡蛎	筏养 <sup>2</sup>	委内瑞拉	AVHRR, SeaWiFS, MODIS, MERIS, AT-SR
蚌类	陆上、近海 <sup>3</sup>	澳大利亚	AVHRR, SeaWiFS, MODIS, MERIS, AT-SR, QuikSCAT
欧洲海鲤	网箱 <sup>4</sup>	西班牙	AVHRR
扇贝	悬挂网笼 <sup>5</sup>	日本	SeaWiFS, MODIS, AVNIR

1. Ross 等 (1993); 2. Buitrago 等 (2005); 3. PIR (2000); 4. Perez 等 (2003); 5. Radiarta 等 (2008)。

## 6.3 挪威峡湾初级生产力参数化

挪威峡湾上游具有较高的蚌类和贝类养殖潜力，但都处于高崖边的狭窄部位，不利于遥感定位。卫星可以观测到从沿岸到近海的区域，但由于挪威峡湾的长度和峡湾地貌的复杂性，这片海域远不能成为养殖点。在这种情况下，需要关注的重要研究课题是通过卫星观测离岸至近岸水域海洋水色获得的初级生产力和叶绿素两项数据的适用性。卫星所观测到的峡湾各处的初级生产力和叶绿素数据，被用来与北海沿岸得到的相同数据进行比对。这些观测结果可以用来与各种海湾系统的近岸水域得到的结果相比较，从而可以根据卫星覆盖效果更好的区域的数据来推算进行水产养殖海湾的叶绿素情况。

这引发了针对近岸-离岸综合海岸环境的定性评估，这些区域受近岸循环、上升流、河流汇入以及其他物理和地球化学变量的控制。发生在加拿大东部圣劳伦斯湾的马格达伦群岛的实例说明外推法有望成功。格兰德·恩崔环礁湖是一个用于贻贝养殖的浅海湾，并计划继续发展水产养殖（Grant 等，2007 b）。由于入口通向开放海湾，环礁湖与近岸水域紧密相连，所以承载能力模型中适用的边界条件可以用时间序列海洋水色数据来推算。为了弄清如何将这种联系应用到承载能力模型的初始化当中，相关的研究正在进行。

## 6.4 案例分析

### 6.4.1 日本扇贝养殖的食物资源

在日本北部通过悬挂和沉底喂养的方式养殖扇贝是一项重要的渔业活动。综合生物物理、物流和其他限制性的数据，Radiarta 等（2008）实现了喷火湾扇贝养殖区域的约束映射，以量化选址。生物物理数据包括海表温度、叶绿素（OC4v4）、浑浊度（离水辐射在 555nm）以及水深，其中海表温度来自 MODIS，水质数据来自 SeaWiFS。物流方面的考量包括正面变量（如到码头距离）和负面变量（如河口）。这些数据同样也来自于卫星图像（可见光和近红外）。应用于水产养殖的约束映射案例甚少，通过对环境变量相对重要性的加权法获得的定量效果更好。结果表明，88% 的海湾地区适宜扇贝养殖，而其中 56% 在适应性评价中赢得了高分。这种类型的专题制图，利用了来自各种遥感传感器的数据，结合通过 GIS 空间分析得到的决策支持，使得水产养殖规划更具严谨性和洞察力。

Mustapha 和 Saitoh（2008）曾试图将扇贝养殖的成功归功于春季处于繁殖高峰，以及这个季节正是北海道沿岸冰消融和强风减弱的时期。冰覆盖量可

通过被动微波数据获取，叶绿素数据则通过 SeaWiFS 获取。尽管观察到了它们相互间作用的年际变化，但并未发现它们与扇贝产量的关系。Radiarta 和 Saitoh (2008) 研究了日本喷火湾中叶绿素、浑浊度和温度的时间变化。用这些数据解释春季繁殖高峰期的季节性趋势，并将其与扇贝产量相关联。显然叶绿素、浑浊度和温度时间序列可由此法得出，为生态系统仿真模型提供边界条件。这在缺少现场数据的模型参数化方面尤其有用。喷火湾是一个长度约 50km 的大型开放系统，相比于上文提到的马格达伦群岛小规模的复杂海岸线，它的应用更加轻松。

#### 6.4.2 “SPEAR” 项目

“SPEAR” 项目（人类居住、集水、水产资源的可持续选择）是欧盟委员会与发展中国家开展国际合作计划中的一个项目 (Ferreira 等, 2008)。它的目标包括了中国贝类、鱼类和海藻类等水产养殖的可持续化管理。研究人员利用各种遥感数据（陆地卫星、MODIS、MERIS、AVHRR 等）获得了桑沟湾（黄海）和黄墩湾（上海以南）海岸带资源、土地使用和海洋养殖区域的特征。MODIS 和 MERIS 的遥感数据用来调查离岸湾区域。叶绿素和浑浊度的分布基于网络方式提供的数据增强了数据的可用性 (<http://www.biaoqiang.org/gis>)，但是目前还不能在网上得到所有的数据。此外，谷歌地球已经被研究作为显示手段。一系列的方法被开发用来评估这些系统的承载能力和影响（如，Xiao 等, 2007; Sequeira 等, 2008），生产的遥感数据将使城市水体富营养化及其与水产养殖的关系的建模更加详细具体。尽管结果仍处在分析当中，地理信息系统 (GIS)、基于网络的测绘、建模和遥感技术的应用给这项研究带来的价值表明，它不只是海洋水色在水产养殖中的一次初步尝试，而且是在这一研究领域的标志性进展。

#### 6.4.3 圣米歇尔山海湾的贻贝养殖建模

法国的圣米歇尔山海湾是一个重要的贻贝和牡蛎养殖区。这个海岸具有强潮差的特点 (14m 范围)，贻贝生长于潮间带贝类海床。法国海洋开发研究所 (IFREMER) 的科学家研究了海湾中的生产潜力，以预测现有养殖点的承载能力，以及潜在的新养殖点 (Thomas 等, 2006)。

运用了“动态能量预算”的方法，将浮游植物叶绿素作为贻贝生长生物能量模式的主要输入。这个方法中，叶绿素的功能之一便是建立贻贝的摄取方程。分辨率为一千米的 SeaWiFS 数据被用到 O'Reilly 等 (1998) 的 OC4 算法中推导叶绿素数值。因为强潮差系统通常都很混浊，所以有必要调整泥沙和碎石等悬浮颗粒的算法。大量现场采样提供了一个格外准确的现场数据库。根据

Gohin 等 (2005) 的研究, 555nm 的离水辐射度与浑浊度相关, 所以这种联系被用来校正叶绿素数值。

2003 年 3 月至 2004 年 11 月期间, 每天获取该海湾 358 像素以上的 SeaWiFS 数据。尽管空间分辨率相对较低, 但还是可以观察到该海湾叶绿素自东到西的梯度变化 (图 6.1)。虽然很多时候数据不能覆盖到海岸线, 但是可以覆盖养殖区, 并可以充分反映饵料的时空变化。有了叶绿素和其他卫星获取的温度数据的支持, 可以用“动态能量预算”模型反映贻贝生长的情况。首先, 选择五个与养殖区域一致的区域, 利用卫星数据检验模型预测结果, 并与测量的贻贝生长数据对比。其次, 将贻贝生长模型应用到所有像素段, 评估更大范围的选址潜力。生长轨迹和贻贝湿重预测结果都与实地观测的生长数据一致。这次研究成为第一例贝类养殖生长模型与海洋水色数据的成功结合。

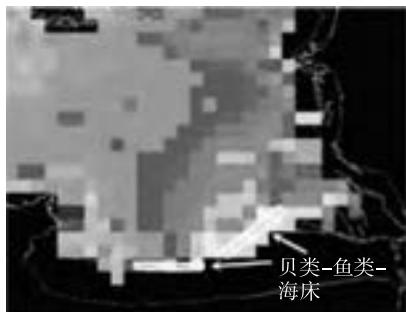


图 6.1 法国圣米歇尔山海湾 2004 年 5 月平均叶绿素,  
图像幅宽为 33km

#### 6.4.4 加拿大东部贝类高密度养殖中悬浮物的消耗

连续挂线吊养中的浮游植物消耗被认为是资源限制性的证据。但是由于浮游植物分布时空变化大, 要查明这个过程非常困难。此外, 要观测到因悬挂喂养导致的显著减少, 要求有较高的环境叶绿素浓度。而且在分散的养殖场中其效果可能因地而异, 必须在一个大范围的养殖区域存在持续性的消耗时才能发现。如果有大量的浮游植物的迁徙足迹信息, 则海洋水色可作为描述它们的理想手段, 正如上面例子所述。

在另一项将遥感应用到悬浮物消耗的研究中, Grant 等 (2007 a) 使用 CASI 机载高光谱遥感仪器, 在加拿大爱德华王子岛特拉卡迪海湾的高密度养殖区观测到叶绿素的梯度。这些观测是对悬浮物区迅速变化的快照, 因此必须得出该过程的动态特征。首先, 叶绿素梯度以地质统计学的方式记录, 确认由于养殖场导致了浮游植物的消耗 (图 6.2)。接下来, 运行一个与循环和路径

相关的数值模型，以表明仅仅非生物扩散过程不会造成如此程度的损失。后续研究（Grant 等，2008）将这种养殖规模的过程认为是海湾中叶绿素因悬浮饲养而减少的最大模式的一部分。

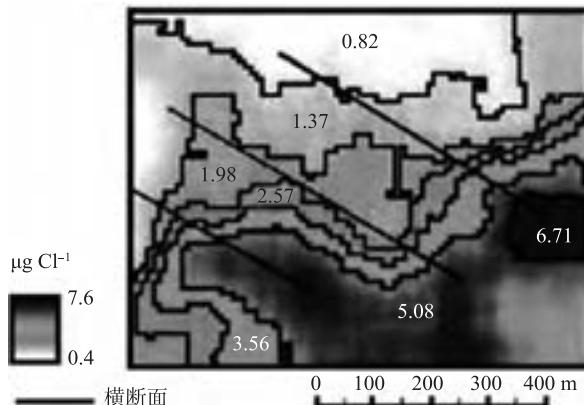


图 6.2 加拿大东部贻贝生长中的悬浮物消耗。叶绿素单位为“ $\mu\text{g Cl}^{-1}$ ”，伴有从右下流向左上的海流。养殖区叶绿素锐减，面积占据了图像的大部分区域。摘自 Grant 等 (2007 a)

#### 6.4.5 加拿大东部卡迪根湾的有害藻华

遥感在进行水产养殖点周围浮游植物动态变化的常规监测上非常有用。理想情况下，人们也想确定浮游植物是否有害。如果有害藻类具有一些可用来将其与其他类型的浮游植物区分开的光谱光学特性，也许就只能通过遥感来实现。只有极少数有害藻华如束毛藻和裸甲藻具有这种可以用遥感探测的特征。没有这些特征时，遥感在这方面的主要用途是对水产养殖区附近海域海藻动态变化进行系统性和持续地观测。当遥感显示出藻类生物量快速变化时，就需要进行更详细的现场观测，鉴定海藻类型，并确定是否对水产养殖有潜在危害。

爱德华王子岛的卡迪根湾（加拿大）的案例研究有助于说明遥感用于监测有害藻华的潜力和局限。1987 年秋季，首次报道了当地养殖蓝贝（贻贝类）的大规模中毒事件，导致了失去人类生命的惨痛损失，给水产养殖产业造成大量经济损失（Addison 和 Stewart，1989）。导致中毒的罪魁祸首是软骨藻酸的神经毒素，来源可追溯至一种归属于硅藻属的多列拟菱形藻（Bates 等，1989）。初步的科学调查重点关注产毒藻类的生理学特征，并关注现场采样以了解该藻类在该区域的时空分布变化。然而现场观测缺少了遥感可以提供的对周边的观测，因此在时间和空间上一定程度地限制了这些调查。早期研究表明，多列拟菱形藻有良性和毒性两种菌株。此外，毒性菌株只有在其生命周期

的衰老期才产生毒素 (Subba Rao 等, 1990)。

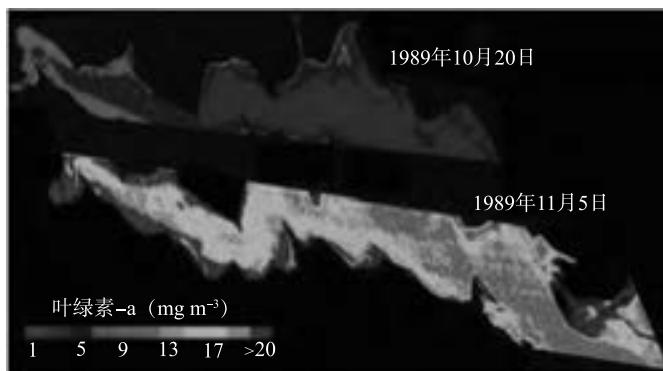


图 6.3 1989 年 10 月 20 日和 11 月 5 日, 加拿大爱德华王子岛卡迪根河下游的色素分布, 生成于 CASI 机载遥感成像仪。两图中叶绿素浓度使用了相同色标。摘自 Sathyendranath 等 (1997)

当毒性拟菱形藻又一次在卡迪根湾暴发时, 研究人员在危机的基础上开展了一个遥感试验。实验表明, 遥感的优势使其成为可以表现藻华生长和分布范围的一种高效经济的工具 (图 6.3)。但实验也有助于说明选择现场和遥感观测相结合, 比单独使用二者任一, 都能更好地满足水产养殖的需求。Sathyendranath 等 (1997) 无法从多列拟菱形藻的有毒菌株上找到任何可与良性菌株相区分的吸收特性, 这限制了通过遥感识别有毒菌株的可能性。因此, 他们认为很难针对有毒藻华制定一套遥感技术标准, 建议根据有毒藻华的不同类型, 相应制定出解决问题的标准。目前, 遥感的应用仍然是以水产养殖为中心, 对附近的浮游植物浓度和分布进行日常监控。一旦遥感显示藻类特征迅速变化, 则立即会激活一项陆基的“毒性监测”。

#### 6.4.6 智利南部有害藻华的监测

智利南部是一片水质清澈的群岛区域, 拥有众多的水道、港湾、海湾和岛屿, 是鲑养殖和其他类型水产养殖的理想场所 (图 6.4)。过去几年里, 这一地区的水产养殖业呈指数级增长, 时至今日, 智利已成为最大的鲑养殖生产国之一, 此外还拥有正迅速发展的贝类养殖业。这些水产养殖同样也为有害藻华 (HABs) 的生长创造了有利条件。浮游植物经常在温暖、平静和分层的水域中大量繁殖, 比如由于人类活动导致营养盐升高的河口或入海口。不难预料, 过去几年里智利的这片水域经受着有害藻华增加的困扰。有害藻华对渔业资源、沿海水产养殖经济以及公共卫生具有直接和间接影响。通过分解作用, 高

密度藻类的大量繁殖可导致水中氧气严重消耗，有可能杀死无法逃离受影响区域的网箱养殖鱼类。一些有害藻华也会产生可在食物链中较高层级的生物体中导致疾病或死亡的强力毒素，包括可以对人类生命造成威胁的一些症状。例如，2002 年，大规模链状亚历山大藻华在智利南部造成了 73 例麻痹性贝类中毒及两例死亡，原因是食用了受污染的扇贝。目前，每年春季和夏季有害藻华都会一如既往地冲击着智利南部的水产养殖业。



**图 6.4** 位于智利艾森地区（11 号地区）的鲑养殖场，可看到两套设备，每个模块有 12 个网箱。摘自：Mariscope Chilena（海洋学分部），2008

近年来，卫星海洋水色辐射测量（OCR）成为监测巴塔哥尼亚最偏远地区的有害藻华分布和发展的有效工具之一。Mariscope Chilena（海洋学分部）将卫星数据应用于该渔区浮游植物生物量的远程监控。来自 MERIS 和 MODIS-Aqua 传感器的图像显示了 2004 年和 2005 年暴发于智利南部的裸甲藻的发展范围（图 6.5）。哈特菲尔德咨询公司、欧洲太空总局同 Mariscope Chilena 一道，开发了一个用于未来近实时数据集成的信息框架，以提升水产养殖设施的管理和监测水平（智利水产养殖项目）。本项目交付的产品包括：叶绿素-a 浓度（来自 MERIS 和 MODIS 的合成图像）；来自 MODIS 的海表温度；来自 MERIS 反射率的透明度（赛克盘深度）；来自 MERIS 的悬浮颗粒物等的每日综合数据。

自此 Mariscope Chilena 开发出一个有效的预警系统来监测有利于有害藻华发展的条件。他们识别有害藻华发生风险较高的最关键区域，并开发了一个跨学科的数据库，在结合实地测量和气象信息的同时，获取近实时的卫星数据。卫星数据用于识别强热锋形成的区域，以及营养物和浮游植物滞留的区域。这些区域为浮游植物生长提供了最理想的条件，因此存在发生高密度藻华的风险。使用这些跨学科的信息，Mariscope Chilena 如今能够在可操作的基

础上，就受到潜在有害藻华影响的区域向水产养殖公司提供预警。该服务对保险公司而言是一重大利好，但仍处于概念验证阶段，有待调查。

有害藻华预警为水产养殖公司提供了足够的时间（以天数计）做好应急预案，以减轻对养殖场的破坏。仅仅提前四天的预警就有足够的响应时间来最小化一次有害藻华的影响，例如推迟向网箱投放鲑鱼苗。来自 OCR 的数据在潜在有害藻华预报的发展当中起到了关键性的作用，这反过来又有助于提高水产养殖业的整体效益。此外，OCR 数据对于确定鱼类和贝类生长最适宜的区域同样具有巨大的价值。水产养殖场的位置是贝类产业最重要的因素之一，因为它对贝类的增长率有着显著的影响。

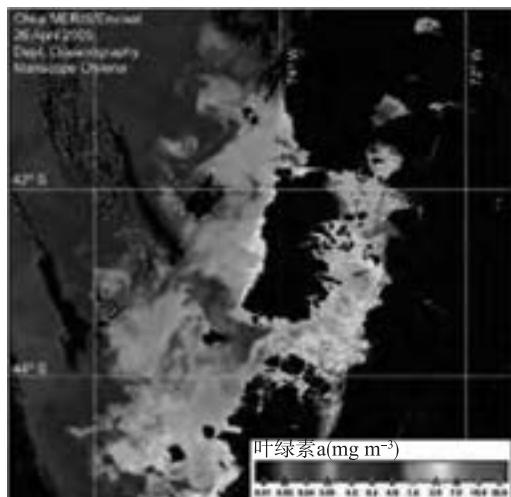


图 6.5 裸甲藻在智利南部的一次大幅度蔓延，由 MERIS 传感器拍摄于 2005 年 4 月 26 日。图像数据来自欧洲太空总局提供的类别一 1336 号项目内容

## 6.5 结论

卫星海洋水色在贝类养殖中的应用仍有两个问题悬而未决。首先是分辨率——许多养殖点小于单个像素可以探测到的尺度，例如不到 1km 宽的小型河口和海湾。通过对色素使用 MODIS 500m 分辨率，或对浑浊度使用 250m 分辨率，以及 MERIS 的全分辨率（300m）图像，这种情形得到一定的缓解。此外，近岸像素往往由于大气校正和/或标准海洋水色产品中的 2 级标志而出现缺失。可以通过使用自定义大气校正的 0 级处理来减轻这一问题（Hu 等，2000）。第二个问题是接近度——有可能采用了相近区域（如上文中提到的水

湾外近岸水域) 的遥感数据。边界条件相比水产养殖场的接近度非常重要, 因为悬挂喂养会影响水质和颗粒悬浮, 使得边界条件必须依赖于养殖条件。

除了边界条件, 海洋水色可应用于模型输出的地面验证。空间模型得出的叶绿素等变量是难以校验的, 除非由拖航仪器来实施 (Grant 等, 2008)。遥感变量的时间序列则尤其有用, 因为浮游物覆盖区是高度变化的, 并且有可能需要求平均值用于和模型输出进行对照。

除了模型, 有必要评估贝类的生物物理学需求, 以确定潜在养殖区域。尽管很多变量都很重要, 但仅几个可以通过遥感来获取, 即温度、盐度、叶绿素和浑浊度。要强调的是, 海洋水色在描述生物物理需求方面具有巨大潜能。浑浊度和叶绿素是美国国家航空航天局 (NASA) 的海洋水色产品, 如上文所述温度也可轻易获取。盐度可获取自作为 CDOM 函数的海洋水色研究 (Binding 和 Bowers, 2003), 以及未来欧洲太空总局探测器的土壤湿度和海洋盐度 (SMOS) 任务和美国国家航空航天局 (NASA) 的水瓶座任务 (计划分别发起于 2009 年和 2010 年)。地面测量结果一直被用于为水产养殖绘制基于生物物理学要求的适宜性地图, 例如不列颠哥伦比亚省政府项目 (<http://ilmbw-ww.gov.bc.ca/cis/projects/sarp/vanisl.htm>)。这显然是遥感在贝类养殖方面颇具潜力的一项应用。

## 第7章 建立渔业、水产养殖和 管理机构间的联系

Alida Bundy, Gary Borstad, (John Field, Steve Groom, Nicolas Hoepffner, Chuanmin Hu, Vivian Lutz and Cara Wilson

### 7.1 简介

在全球范围内，鱼类是蛋白质的重要来源，在很多国家，渔业和水产养殖对食品安全非常重要。为了满足全球对这类营养的需求，需要在国家甚至国际层面上对渔业进行有效可持续性管理。从国际层面来看，海洋资源管理已经从一个单一种类资源评估和管理发展成为更全面的“渔业生态系统方法”(EAF)，或者其他说法(粮农组织，2003；Garcia等，2003；Daan等，2005；Pitcher等，2008)。EAF除了仍然包括对单一种类资源的评估，还扩展到至少包括渔业对生态系统的更广泛影响，环境对种类动态的作用，其他活动以及管理决策制定过程中利益相关者的参与(Rice，2008)。

海洋遥感相对较新，但目前在全球范围都已被应用到海洋资源利用和管理的许多领域。遥感数据尺度使得它适用于局地、地区、国家和国际的研究，其在渔业生态系统方法的应用(Polovina和Howell，2005；Platt和Sathyendranath，2008)，包括环境对种类动态的影响，渔业和其他活动对生态系统的更广泛影响，更直接关系到渔业评估、管理和运营，例如，为渔业绘制潜在捕鱼区(PFZ)的地图(Solanki等，2005)。其他应用包括海洋的生态和过程研究(Ware和Thomson，2005；Chassot等，2007)，气候变化和海水养殖。然而，遥感的适用范围不仅于此，更多的应用包括海岸带问题、石油和天然气开发、海洋保护区等。

普遍认为地球观测数据在渔业管理中具有重要作用，可以提供重要信息。通过遥感获取的有关影响海洋资源的环境变量的相应信息，可显著降低资源管理的运行成本。传统海洋调查方式成本较高且耗时较长，为用户提供的信息常

常是不完整和不充分的。尽管卫星数据大大提高了在海水和资源方面的监测能力，但是它的一些局限性也被使用者发现，例如获取数据不充分、分析手段不足以无法让外界理解这些信息。目前的关键是建立遥感和数据使用者之间的联系，数据使用者包括科学家、渔业和水产养殖从业者、管理者和政策制定者等。他们的疑问和需求可以通过遥感来实现。

遥感的许多应用利用了海表温度、叶绿素和海面高度等参数。卫星获得的这些全球性覆盖的时间序列数据最少可追溯至十年以前。这些遥感数据的连续性、全球覆盖和高时空分辨率使得它们成为监测和研究海洋生态系统特征的一个重要手段。但是，大数据量对科学家来说是一个挑战。遥感数据应用的挑战性来自下列多个原因：

- ❖ 卫星数据可能很难获取、掌握和处理，尤其是对从未使用过它们的人而言。
- ❖ 获取相关参数的步骤相当复杂，例如：
- ❖ 通过叶绿素估算初级生产力；
- ❖ 利用海表温度数据确定锋面位置；
- ❖ 获取异常数据需要的气象条件；
- ❖ 将卫星数据与遥测记录匹配要求严谨的“数据挖掘”；
- ❖ “一站式”卫星数据销售：
- ❖ 人们忙于日常工作，没时间开展新的分析工作。
- ❖ 与渔业数据集相比，卫星数据的时间序列相对较短。

解决这些问题最直接的方法是形成跨学科的研究团队，在这个团队中，遥感科学家与渔业科学家形成团队协作，来解决关键问题（例如，Platt 等，2003；Fuentes-Yaco 等，2007；Chassot 等，2007；Friedland 等，2008；Koeller 等，2009）。然而，这种方式的局限性是更多问题和任务亟须遥感科学家来予以解答。在美国，NOAA 正开发利用创新性的方式来建立联系，如培训讲习班和促进数据使用和访问（第 7.1.1 节）。

这种跨学科研究方法还可以应用到资源管理领域。在美国佛罗里达州，2003 年工业废水管理的案例，向我们展示了各利益相关方，包括管理者、决策者、渔业界、科学家和普通公众如何共同应对紧急情况，即约 45 亿 L (12 亿 gal) 的酸性富磷废水即将倾泻入附近的坦帕湾河口的巨大风险（7.1.2 节）。遥感数据通过提供有关水流和可能扩散地点的信息，以及对可能导致有害藻华的富磷水的扩散进行后续监测，在这一紧急情况的成功处理当中起到了关键性的作用。

在一些情况下，在地区、国家和国际层面都已开展专门手段建立科学家和

资源管理者使用卫星数据的通道，例如，波斯塔协会为地球观测图像数据的用户开发了一个简单、可访问的“卫星影像门户网”（第 7.1.3 节）。其重点关注于科学家和渔业、水产养殖部门的管理人员所感兴趣的二级产品。在国家层面上，印度海洋信息服务国家中心（INCOIS）向印度渔民提供“潜在渔区”（PFZ）预报。PFZ 预报是利用卫星海表温度和海洋水色数据生成的，渔民可用于定位捕捞，可以提高最高作业效率 ([http://www.incois.gov.in/lncois/advisory\\_pfz\\_main.jsp](http://www.incois.gov.in/lncois/advisory_pfz_main.jsp)，详见第 5 章)。荷兰太空计划署（NIVR）通过“用户支援计划”资助项目，目标是为地球观测数据用户，科研，产业和政策研究中新应用的开发，以及为业务应用提供支持。他们将部分资金用于支持一个应用 MERIS 叶绿素-a 分布图，并结合现场数据采集和生物物理建模，来监测荷兰近岸水域有害藻华特征的项目。该项目的成果是包含基于 MERIS 的近实时预报和生物物理模型功能的模型系统。

野生群体管理需要估算他们的密度。海洋哺乳类动物管理办公室（美国华盛顿）的生物学家们正在研究一个简单的遥感图像数据应用，他们的职责是确保阿拉斯加太平洋海象的种群数量始终保持在一个最佳的可持续范围之内，以及海象依旧是白令海和楚科奇海洋生态系统当中一个健康、活跃的组成部分。他们正在探索如何利用“快鸟”高分辨率卫星图像对太平洋海象进行数量监测，因为太平洋海象个体足够大，可通过高分辨率卫星图像进行观测 ([http://www.csc.noaa.gov/crs/rs\\_apps/issues/quickbird\\_walrus.htm](http://www.csc.noaa.gov/crs/rs_apps/issues/quickbird_walrus.htm))。

### 7.1.1 与美国的资源科学家和管理人员建立联系

美国 NOAA 一直致力于发展遥感和渔业科学家、管理者及决策者之间的联系。2005 年 NOAA 开始举办专为海洋资源管理者设计的卫星课程。这些课程有两个主要的好处：除了向管理者传授卫星数据的实用性，并教他们如何访问和使用数据这一主要目标，课程还提供了一个机会去更好地了解用户需求，使得那些需求得到更好地解决。有许多方法可提高现有卫星数据的可访问性，例如允许数据按范围和时间截取的数据传输程序，和可将卫星数据流直接导入到资源管理人员常用软件中的客户端应用。例如，许多资源管理人员利用 ArcGIS 作为决策支持工具，但是将卫星数据导入 ArcGIS 历来是一个相当繁琐的过程。为解决这个问题，NOAA 开发了一个 ArcGIS 扩展，允许用户浏览现有的卫星数据在线目录，可下载及保存，并将它们直接导入 ArcGIS 中，大大节约了时间和精力（将卫星数据导入 ArcGIS 的工具：[www.pfeg.noaa.gov/products/EDC/](http://www.pfeg.noaa.gov/products/EDC/)）。另一个例子是为更好地了解和描述动物的栖息地而将环境卫星数据与标记动物的遥测记录相匹配的过程。结合遥测

轨迹，对卫星观测的叶绿素、海表温度及高度的全球数据集进行挖掘，对不太熟悉大型卫星数据集的大部分海洋生物学家来说是一项艰巨的任务。但是，利用 THREDDS 目录、OPeNDAP 服务器的数据传输能力，已开发的简单脚本（供 R 和 Matlab 使用）简化了这一过程，并正在向海洋生物学家推广 (<http://coastwatch.pfeg.noaa.gov/xtracto/>)。

### 7.1.2 遥感技术与废水管理

2003 年发生在美国佛罗里达州的工业废水管理的案例，展示了各利益相关方如何共同协作应对紧急状况。

2001 年初，一家磷肥厂宣告破产，在露天的蓄水池里遗留下约 45 亿 L (12 亿 gal) 酸性富磷废水无人处理，随着佛罗里达季节性的降雨，水池容量激增，废水存在倾泻的危险，威胁到附近的坦帕湾河口。在 1997 年 12 月曾发生过类似的灾难，另一家工厂的约 1.9 亿 L (5 000 万 gal) 酸性废水倾泻入阿拉菲亚河，杀死了超过 100 万条鱼，并严重污染了当地的湿地。

佛罗里达州环境保护署 (FDEP) 实施了很多方法管理废水，降低它们对河口的威胁。然而，2003 年全年发生了预期的强降雨，迫使 FDEP 寻找快速的解决方案。在征集一个最佳解决方案的过程中，FDEP 向环保人士、渔民、资源管理人员、公众以及科学家们征求意见，并获得了美国环境保护署 (EPA) 的紧急许可证，在水质处理之后（满足所有 EPA 标准），使用驳船操作将废水排入墨西哥湾。从 2003 年 7 月 20 日至 11 月 30 日，利用 35 艘驳船将约 9.39 亿 L (2.48 亿 gal) 处理过的废水排放到海湾。

在这次应急管理中，卫星遥感扮演了两个重要角色。在排放前，卫星数据被用来帮助勾勒出驳船即将排水区域的大致范围（图 7.1）。通过对实时卫星数据的分析，确定了卢普洋流的位置，该强流可以快速地带走废水和其中物质。在排放期间和之后，卫星数据提供了及时准确的信息以评估废水排放对近岸水环境的潜在负面影响（例如，排放会激发有害藻华吗？）。

在排放的过程中，对每天的卫星数据进行分析，研究卫星叶绿素浓度和海洋水色特征，并与历史同期进行比较 (Hu 和 Muller-Karger, 2003)。结果表明，在西佛罗里达大陆架和佛罗里达群岛的附近海域，叶绿素没有异常变化。在排放区域附近或下游未出现因卢普洋流直接对流和稀释而产生生物活动增强的迹象。仅在排放位置下游的几个小范围内观测到叶绿素浓度的增加 (0.01 ~ 0.02 mg m<sup>-3</sup>)。这些增加可以忽略不计，确实只能通过 MODIS 卫星才能观测到，船载仪器无法做到。

显然这种紧急情况的成功管理只能通过各利益相关方，包括管理者、决策者、渔业界、科学家和公众之间的协作努力来实现。卫星遥感在监测我们的海

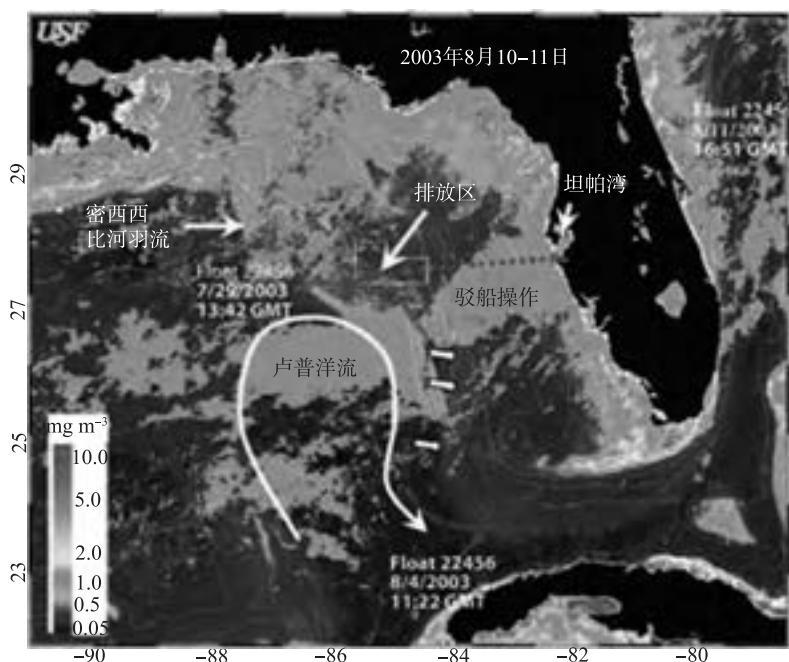


图 7.1 2003 年 8 月 10-11 日 MODIS 叶绿素 a 浓度，自 2003 年 7 月 20 日开始，1.026 亿处理过的废水排放于墨西哥湾。图像上覆盖着的是一个卢普洋流之中的阿爾戈漂流器的轨道。白色箭头所指便是卢普洋流的运动方向

洋环境和帮助做出管理决策方面发挥了显著的应用价值。

### 7.1.3 波斯塔协会/ GRIP 地理数据门户网

Borstad 协会/GRIP 地理数据门户网旨在为地球观测图像数据的用户提供一个简单、可访问的界面。它采用 GIS 界面，目前可以为西北半球 ( $0-90^{\circ}\text{N}$ ,  $0-180^{\circ}\text{W}$ ) 提供  $9\text{ km}$ 、 $8\text{d}$  平均的 CZCS, SeaWiFS 与 MODIS 图像，以及为加拿大西岸、纽芬兰和五大湖区提供  $1\text{ km}$  和  $300\text{m}$  范围的每日 MODIS 和 MERIS 图像（图 7.2）。重点关注渔业和水产养殖领域科学家和管理者感兴趣的副产品，包括叶绿素、海表温度、 $nL_w$  (551)、 $K_{490}$ ，以及 MERIS 估算的黄色物质和总悬浮物。

为及时向用户提供数据，系统每天会自动下载并处理图像，当天可获取  $1\text{ km}$  的 MERIS 低分辨率数据，SeaWiFS 和 MODIS 有  $2\sim 4$  周滞后。MERIS 全分辨率 (FR) 产品对水产养殖业最有吸引力，因为其  $300\text{ m}$  的空间分辨率可以提供狭窄进水口的有用信息，大部分不列颠哥伦比亚省的渔业和贝类养殖分布在这些地区。

科学界还对交互式的“时间分析器”感兴趣，它可以为当前选择的研究区域返回叶绿素、海表温度和  $nL_w$  (551) 或  $K_{490}$  的时间序列。通过鼠标点击可获取 ASCII 格式的数值。其他正开发的工具包括“时间断面探查器”，可以按用户选择的断面生成一段时间内的叶绿素等值线图，以及 SeaWiFS 叶绿素图像的“时间动画”。

目前地理数据门户网的用户大多是对沿海和海洋气候相关的现象感兴趣的海洋学家和渔业科学家。随着 MERIS 高分辨率图像变得更易获取，该网站吸引了更多来自水产养殖户和管理者的关注。MERIS 全分辨率图像可以近实时获取后，这种使用预计还要增加。

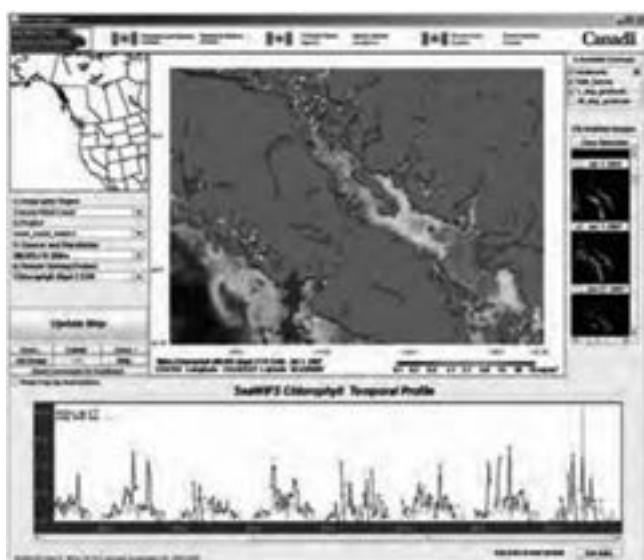


图 7.2 波斯塔协会/GRIP 地理数据门户网的 GIS 用户界面

项目通过加拿大渔业、海洋和环境部门得到了加拿大航天局的支持，再加上波斯塔协会的支持，项目研发仍在继续。预计目前可用的地球观测数据很快就会得到额外的海洋学数据的补充，包括风、洋流等，还可能有与阿尔戈漂流数据或 AVHRR 图像的连接。图像门户网可通过 <http://www.borstad.com/grip.html> 进行访问。

## 7.2 网络，能力建设和协调

正如本专著论述，卫星数据是非常宝贵的一种手段，通过估算叶绿素-a，对有害藻华进行监测、协助渔业捕捞、渔业管理和海岸带管理。然而，许多潜

在的用户，特别是在发展中国家，没有可进行下载和处理，甚至是查看数据的基础设施。同样，通过叶绿素-a 的现场采样来验证卫星图像的工作也非常有限。此外，需要网络和能力建设来分享卫星数据使用经验，以支持渔业和水产养殖管理。

影响卫星海洋水色信息在渔业研究中的应用程度的两个主要因素是：①数据的可靠性和可获得性。为了提高卫星叶绿素（表示浮游植物的生物量）的可靠性，需要在世界各种海洋和大洋中进行更多的生物光学和生物学研究。这样就有高质量的现场数据来验证卫星产品，以及局部调整用来估算感兴趣目标数量的算法，在许多缺乏现场数据来验证卫星信息的沿海区域尤为如此。②数据的可获得性，也已经被认为是遥感数据在渔业海洋学应用的一个限制因素（Podestá, 1997）。海洋水色的应用已经取得了巨大进步，如上所述，尽管大量数据可以自由使用，但应以对非专业用户友好的方式来展现。

处理地理或空间数据的工具在过去十年中发展迅速，如今在有关数据库创建、监控、制图和可视化的海洋生态系统研究中也是应用广泛。例如，地理信息系统（GIS）实现了多个不同来源的数据间相互整合，并且还提供了一个出色的平台可将科研成果传达给包括决策者在内的更广泛的群体。

研究网络提供了一个有效的方式来处理数据分布的两个方面。在一个研究网络内，由不同国家主要开展生物海洋学研究中心组成的网络，能够将遥远地区的现场数据汇集到一个统一数据库中，通过成员间承诺共享数据、资源尤其是专业知识，有助于提高每个中心研究的进度。加入一个网络可以参与到不局限小范围单个研究的更大规模的研究当中，通过加入到更大尺度的地区甚至全球范围的研究，有助于加强本地的研究结果。

### 7.2.1 安塔尔网络

拉丁美洲的安塔尔就是这种研究网络的一个范例（图 7.3），由国际海洋水色协作组 IOCCG 和全球海洋观测合作伙伴（POGO）共同建立。该网络是在多个美洲国家的正在实施的方案的基础之上建立的，包含了遥感和现场观测两种方式。目前该网络由来自 7 个国家的近 30 位研究人员组成，这些成员包括拉美当地的科学家和来自北美的顾问。他们提出将来自时间序列基站的实测数据与遥感观测数据联系起来，从而建立起一个综合数据库为科学、教育和管理服务。在安塔尔网站 (<http://www.antares.ws>) 上，海表温度和叶绿素的卫星信息（包括每日图像和 ASCII 数据，来自美国太空总署的 MODIS 数据，经过了南佛罗里达大学海洋遥感研究所的处理），以一种易于使用的格式，免费向公众开放。未来通过整合地区内不同国家的新的中心，同时加强实地时

间序列基站和网站上提供卫星信息的设施，以进一步促进网络的发展。目前，在阿根廷至少有 5 个研究小组开始将安塔尔网站上提供的卫星信息应用于有关鳕、巴塔哥尼亚北极长额虾 (*Pandalus borealis*)、鳀，帝王蟹和其他沿海经济鱼类的分布和资源的研究。



图 7.3 截图来自安塔尔主站（左）和成员开办的含本地信息的区域性网站（右上）。二级映射，由 MODIS 卫星观测，选中区域（图中灰色区域）的叶绿素-a 和海表温度结果，HDF 和 ASCII 格式。图像提供 FTP 下载，单个像素数据可通过指定坐标或经由一个简易用户界面（右下）点击图像来获取

### 7.2.2 ChloroGIN 网络

2006 年 9 月，研究人员通过扩展安塔尔网络，创建了叶绿素全球综合网络 (ChloroGIN)，并开发出一个模型，通过地区的“高级中心”提供遥感数据，并制定对卫星结果进行实地校准验证的协议。卫星资料在一些区域中心得到处理，并通过互联网供应给发展中国家的终端用户网络。

在南非，ChloroGIN 网络主要用于监测有害藻华，提前数天对可能的有害藻华发布预警。这对牡蛎和贻贝养殖业，以及龙虾资源管理非常有帮助。对龙虾管理来说，藻华腐烂使沿海水体中氧浓度降低，进一步可能导致龙虾的迁移，甚至是大规模的搁浅，给龙虾养殖业带来灾难性的后果。

ChloroGIN 创建了一个门户网站（图 7.4），提供的链接可跳转至南非、拉美、印度、英国、美国和欧盟的研究中心的地区和全球数据的现有供应商（请参见 <http://www.chlorogin.org/world/>）。这些提供了定期的叶绿素-a 图像及相关产品，如海表温度和其他变量（每日、每周或每两周，根据各个地



图 7.4 ChloroGIN 门户网站（中心）与各种区域性和全球数据供应商的网站截图

区的需要和条件）。该网页链接了许多地区，鼠标点击任一个都将跳转到该地区数据提供商的网站。其中就有著名的印度 PFZ 信息和南非沿海有害藻华监测网。点击区域框外面，是一个 NASA 提供的全球叶绿素-a 数据的页面的链接。

尽管仍处于初期阶段，ChloroGIN 为国际协作、网络和能力建设发展提供了一个结合点。例如，来自非洲和欧洲的 ChloroGIN 合作伙伴正在参与地名为 DevCoCast 的欧洲框架项目（GEONETCast 在发展中国家的应用）。GEONETCast 是一个将环境数据以较低成本发布的系统，供求双方均为互联网基础设施薄弱的发展中国家，使用的是基于数字视频广播技术的卫星。DevCoCast 沿用 GEONETCast 的理念，向非洲国家（纳米比亚、坦桑尼亚、加纳和塞内加尔等），南美洲国家（巴西）和亚洲国家（中国）提供来自南非和欧洲等地的地区数据提供者的卫星数据，内容包括叶绿素-a、其他海洋水色相关产品及海洋表面温度，这些产品来自 MODIS，AVHRR 和 MERIS。通过在海洋科学研究所安装一系列 GEONETCast 接收器，也有利于提升他们的基础设施（图 7.5）。

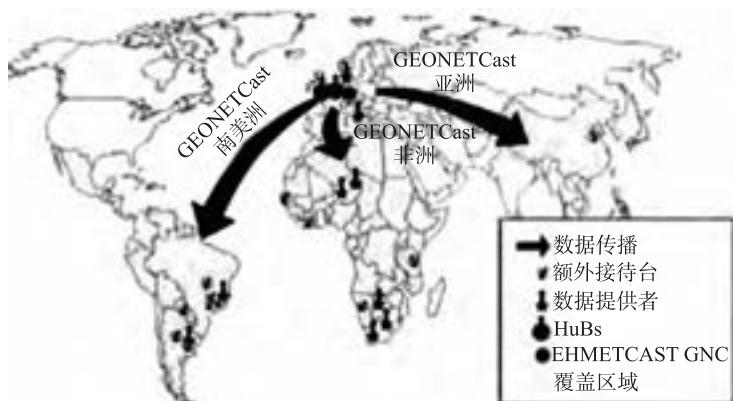


图 7.5 DevCoCast 数据流程图

展望未来，ChloroGIN 的另一个目标是开发更多的工具来支持渔业和水产养殖管理，其中包括实测数据与卫星数据的整合、对比和分析，数值预测模型，还有一系列衍生品，如洋流或藻华锋面位置和涉及国界或省界的藻华位置。两个系统分别是 JRC-AMIS 系统和 InterRisk 系统。

### 7.2.3 非洲海洋信息系统

非洲海洋信息系统（AMIS，<http://amis.jrc.ec.europa.eu/>）作为欧盟委员会联合研究中心“可持续发展观测计划”（<http://acpobservatory.jrc.it>）的一部分得到了开发。它是根据欧盟可持续发展战略（CEC，2002）而建立的，旨在为大多数的用户群体提供相应的生物物理信息，以在非洲周围的沿岸和海洋水域进行水质评价、资源监测和气候变化研究。

AMIS 是一个简单、易于操作的图形应用工具，用于将非洲海洋信息通过网络进行发布和传播（图 7.6）。该系统主要依赖于来自光学和热传感器的地球观测数据，并按照（航天局有关的）标准和达成共识的算法进行了处理。其中包括：

- ❖ 提供连续、详细、准确的来自光学和红外传感器的相关生物物理学参数；
- ❖ 沿海国家建立的用于全球性诊断和海洋环境变化分析的指标；
- ❖ 优化和实现一个基于海洋资源信息和分析（GIS）的跨学科系统，使决策者和公众可全面持久地使用这些信息。

目前，用户能够以可出版的格式自动生成图像、散点图、直方图和时间序列。AMIS 应用范围从水质管理、监控可能影响生态系统和资源分配的问题（例如有害藻华、沿海污染等）到气候研究，以及研究海洋资源与主要影响要



图 7.6 AMIS 互联网网页的屏幕截图

素之间的关系。该系统非常快捷、简易，已成为一个非常实用的高级用户程序。

#### 7.2.4 InterRisk

InterRisk（欧洲海洋和近岸海域环境风险管理可交互 GMES 服务）是一个对来自不同国家和提供方的各种类型数据进行互联网整合的欧洲网络框架项目，目的是为了更好地管理沿海污染事件。由于它是基于网络的，因此它只需要一个浏览器（例如 Internet Explorer），而不是专家和昂贵的本地软件。该系统包含的近实时卫星数据可用于观测高叶绿素-a 事件（可能与富营养化或有害藻华有关），还可以用来对比 SeaWiFS 10 年数据的标准差和长期平均值。除此之外，该系统也可用于卫星数据与浮游植物的模型预测或现场测量的对比，了解等深线分布、专属经济区地图、海滨浴场、育苗培育基床、LME 边界或朗赫斯特省等。该系统如图 7.7 所示，多张截图展示了数据整合、对照和实测数据的网络绘图。

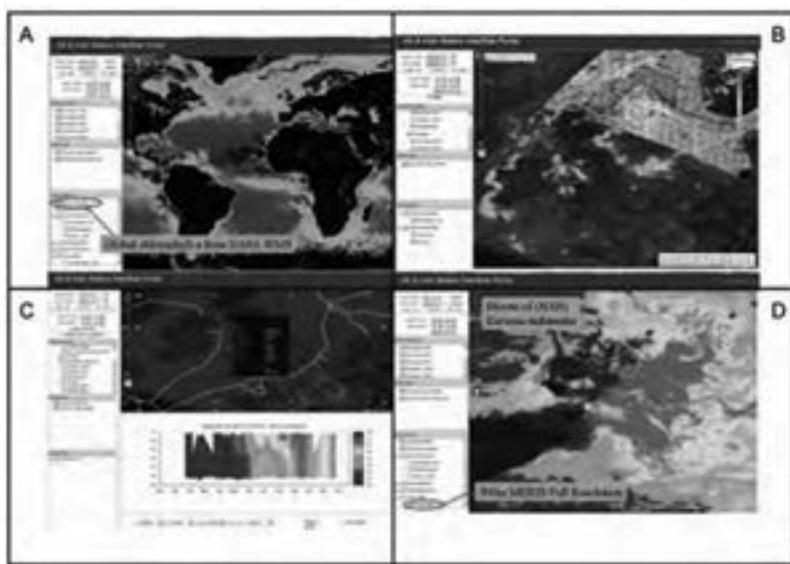


图 7.7 PML InterRisk 网站的截图（请参见 <http://www.npm.ac.uk/rsg/projects/interrisk/>）。a) 美国太空总署 MODIS 观测的叶绿素-a 全球覆盖及测深；b) 来自英国和挪威气象局的浮游植物模型输出的集成，模拟地面风和实地系泊（PML）；c) 普利茅斯南部 L4 站的现场温度二维密度图（附深度），也包括专属经济区边界；d) MERIS 叶绿素-a 300m 分辨率图像显示了 2006 年 7 月有害米氏凯伦藻围绕奥克尼群岛蔓延的景象

### 7.3 未来展望

在过去的几十年卫星遥感技术已取得了长足的进步。引人注目的是，第一张全球海洋水色图像经历了多个月的处理之后得以实现。现在每天都会例行生产。起初，生成海洋水色和海表温度图像的流程各不相同，但现在我们可以实现以相同的尺度生成这些图像以及合成图像，并与其他遥感观测数据整合（例如风场和测高）。将这些数据与模型结合，预测锋面、涡流和上升流等可用于渔业捕捞和管理目的的海洋特征，正变得更加容易。遥感数据为计算生态系统指标提供了相关信息，可用于指导进行合理的海洋管理（Platt 和 Sathyendranath, 2008; IOCCG, 2008）。随着时间序列数据不断增加，这些生态指标反映的信息也将增多。因此对于管理者，信息和软件将变得更为方便实用、易于获取，而不仅仅是对遥感技术专家而言。本卷包含了许多遥感有益于社会的应用案例，阐述其带来的进步。我们期待未来也有这样的快速发展。后面一个

原因是最根本的，因为遥感为气候变化剧烈和海洋生态系统恶化提供了一个全球性的视野（Halpern 等，2008；Bundy 等，2009；Shin 等，2009）。正如 2002 年世界可持续发展首脑会议一样，我们努力在国际和国家层面达成共识，共同参与、提升和对抗这些全球性影响，生态系统遥感指标有助于我们深入了解全球海洋和海洋生态系统的变化。

## 参考文献

---

- Acker J G, Vasilkov A, Nadeau D and Kuring N 2004. Use of SeaWiFS ocean color data to estimate neritic sediment mass transport from carbonate platforms for two hurricane-forced events. *Coral Reefs*, 23: 39-47.
- Addison, R. F. and Stewart, J. E. 1989. Domoic acid and the eastern Canadian molluscan shellfish industry. *Aquaculture*, 77: 263-269.
- Adjeroud, M., Andrefouët, S. and Payri, C. 2001. Mass mortality of macrobenthic communities in the lagoon of Hikueru atoll (French Polynesia). *Coral Reefs*, 19: 287-291.
- Agawin, N. S. R., Duarte, C. M. and Agusti, S. 2000. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnol. Oceanogr*, 45: 491-500.
- Alexandridis, T. K., Topaloglou, C. A., Lazaridou, E., and Zalidis, G. C. 2008. The performance of satellite images in mapping aquacultures. *Ocean Coast. Manage*, 51: 638-644.
- Allen, J. I., Blackford, J., Holt, J., Proctor, R., Ashworth, M. and Siddorn, J. 2001. A highly spatially resolved ecosystem model for the North West European Continental Shelf. *Sarsia*, 86: 423-440.
- Al-Garni, A. M. 1996. A system with predictive least-squares mathematical models for monitoring wildlife conservation sites using GIS and remotely-sensed data. *Int. J. Remote Sensing*, 17: 2479-2503.
- Alpine, J. E. and Hobday, A. J. 2007. Area requirements and pelagic protected areas: is size an impediment to implementation? *Marine Freshwat. Res*, 58: 558-569.
- Andréfouët, S., Muller-Karger, F., Robinson, J., Kranenburg, C., Torres-Pulliza, D., Spraggins, S. and Murch, B. 2006. Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. *Proc. 10<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.*, Okinawa, Japan, 28 June-2 July 2004. Suzuki, Y., Nakamori, T., Hidaka, M., Kayanne, H., Casareto, B Nadaoka, K., Yamano, H. and Tsuchiya, M. (Eds.), Japanese Coral Reef Society.
- Antoine, D., Morel, A., Gordon, H. R., Banzon, V. F. and Evans, R. H. 2005. Bridging ocean color observations of the 1980s and 2000s in search of long-term trends. *J. Geophys. Res. C: Oceans*, 110: 1-22.

- Baker, J. D., Polovina, J. J. and Howell, E. A. 2007. Effect of variable oceanic productivity on the survival of an upper trophic predator, the Hawaiian monk seal *Monachus schauinslandi*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 346: 277-283.
- Ban, S., Burns, C., Castel, J., Chaudron, Y., Christou, E. D., Escribano, R. et al. 1997. The paradox of diatom-copepod interactions. Mar. Ecol. Prog. Ser., 157: 287-293.
- Barnett, T. P., Pierce, D. W., AchutaRao, K. M., Gleckler, P. J., Santer, B. D., Gregory, J. M. and Washington, W. M. 2005. Penetration of human-induced warming into the world's oceans. Science, 309: 284-287.
- Bates, S. S., Bird, C. J., de Freitas, A. S. W., Foxall, R., Gilgan, M., et al. 1989. Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 1203-1215.
- Beaugrand, G., Reid, P. C., Ibanez, F., Lindley, J. A. and Edwards, M. (2002) . Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. Science 296, 1692-1694.
- Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A. H., Starkey, D. J., Townsend, M. and Zarzycki, T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. Mar. Pollut. Bull., 54: 253-265.
- Beaumont, N. J., Austen, M. C., Mangi, S. C. and Townsend, M. 2008. Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. Mar. Pollut. Bull., 56: 386-396.
- Behrenfeld, M. J., O'Malley, R. T., Siegel, D. A., McClain, C. R., Sarmiento, J. L., Feldman, G. C., Milligan, A. J., Falkowski, P. G., Letelier, R. M. and Boss, E . S. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. Nature 444: 752-755.
- Belkin, I. 2009. Rapid warming in Large Marine Ecosystems. Prog. Oceanogr. 81: 207-213.
- Berg, H. C. 1993. Random Walks in Biology. Princeton University Press, New Jersey, 152 p.
- Binding, C. E. and Bowers, D. G. 2003. Measuring the salinity of the Clyde Sea from remotely sensed ocean colour. Estuar. Coast. Shelf Sci., 57: 605-611.
- Blanchard, J. L., Jennings, S., Law, R., Castle, M. D., McCloghrie, P., Rochet, M. J. and Benoit, E. 2009. How does abundance scale with body size in coupled size-structured food webs? J. Anim. Ecol., 78: 270-280.
- Block, B. A., Keen, J. E., Castillo, B., Dewar, H., Freund, E. V., Marcinek, D. J., Brill, R. W. and Farwell, C. 1997. Environmental preferences of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at the northern extent of its range. Mar. Biol., 130: 119-132.
- Bograd, S., Foley, D. G., Schwing, F. B., Wilson, C., Laurs, R. M., Polovina, J. J., Howell, E. A. and Brainard, R. E. 2004. On the seasonal and interannual migrations

- of the Transition Zone Chlorophyll Front. *Geophys. Res. Lett.* 31; doi: 10.1029/2004GL020637.
- Bonhommeau, S., Chassot, E. and Rivot, E. 2008. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fish. Oceanogr.*, 17: 32-44.
- Bopp, L., Aumont, O., Cadule, P., Alvain, S. and Gehlen, M. 2005. Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. *Geophys. Res. Lett.*, 32: 1-4.
- Brekke, C. and Solberg, A. H. S. 2005. Oil spill detection by satellite remote sensing. *Remote Sens. Environ.*, 95: 1-13.
- Brewin, R. J., Lavender, S. J., Hardman-Mountford, N., Barciela, R. 2009. Assessing the accuracy of remote sensing of phytoplankton functional types. ASLO Aquatic Sciences meeting, 25-30 January 2009, Nice, France.
- Brill, R. W., Block, B. A., Boggs, C. H., Bigelow, K. A., Freund, E. V., Marcinek, D. J. 1999. Horizontal movements and depth distribution of large adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) near the Hawaiian islands, recorded using ultrasonic telemetry: implications for the physiological ecology of pelagic Fishes. *Mar. Biol.*, 133: 395-408.
- Brodziak, J., Traver, M., Col, L., and Sutherland, S. 2006. Stock Assessment of Georges Bank Haddock, 1931-2004. Northeast Fisheries Science Center Reference Document 06-11: 114.
- Brose, U., Jonsson, T., Berlow, E. L., Warren, P., Banasek-Richter, C., Bersier, L.-F. et al. 2006. Consumer- resource body-size relationships in natural food webs. *Ecology*, 87: 2411-2417.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M. and West, G. B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85: 1771-1789.
- Brown, O. B. and Minnett, P. J. 1999. MODIS Infrared Sea Surface Temperature Algorithm. In: MODIS Algorithm Theoretical Basis Document (MOD-ATBD25), 91 p.
- Buitrago, J., Rada, M., Hernández, H. and Buitrago, E. 2005. A single-use site selection technique, using GIS, for aquaculture planning: Choosing locations for mangrove oyster raft culture in Margarita Island, Venezuela. *Environ. Manage.*, 35 (5): 544-556.
- Bundy, A., Shannon, L. J., Rochet, M.-J., Neira, S., Shin, Y., Hill, L. and Aydin, K. 2009. The good (ish), the bad and the ugly: a tripartite classification of ecosystem trends. *ICES J. Mar. Sci.* (in press) .
- Carder, K. L., Chen, F. R., Lee, Z. P., Hawes, S. and Kamykowski, D. 1999. Semi-analytic MODIS algorithms for chlorophyll-a and absorption with bio-optical domains based on nitrate-depletion temperatures. *J. Geophys. Res.*, 104 (C3): 5403-5421.
- CEC. 2002. Towards a knowledge-based Europe: The European Union and the information society. European Commission Directorate General Press and Communication Publications. B-1049, Brussel (<http://ec.europa.eu/publications/booklets/move/36/en.pdf>) .

- Chamberlain, J., Fernandes, T.F., Read, P., Nickell, T.D. and Davies, I.M. 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis L.*) culture on the surrounding surficial sediments. ICES J. Marine Sci., 58: 411-416.
- Chassot, E., Mélin, F., Le Pape, O. and Gascuel, D. 2007. Bottom-up control regulates fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. Mar. Ecol. Prog. Ser., 343: 45-55.
- Chen, Z., Hu, C. and Muller-Karger, F. 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. Remote Sens. Environ., 109: 207-220.
- Cheung, W.W.L., Close, C., Lam, V.W.Y., Watson, R. and Pauly, D. 2008a. Application of macroecological theory to predict effects of climate change on global fisheries potential. Mar. Ecol. Prog. Ser., 365: 187-197.
- Cheung, W.W.L., Lam, V.W.Y. and Pauly, D. (Eds.) 2008b. Modelling Present and Climate-Shifted Distributions of Marine Fishes and Invertebrates. Fisheries Centre Research Report, University of British Columbia, Vancouver, Canada, 16 (3): 72 p.
- Christensen, V., Walters, C. and Pauly, D. (2005) . Ecopath with Ecosim: A User's guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada. 154 p. ([www.ecopath.org](http://www.ecopath.org)).
- Ciotti, A.M., Lewis, M.R. and Cullen, J.J. 2002. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. Limnol. Oceanogr., 47: 404-417.
- Clark, D.K. 1997. Bio-Optical Algorithms - Case 1 Waters, MODIS Algorithm Theoretical Basis Document (MOD-ATBD-18), National Oceanic and Atmospheric Administration, National Environmental Satellite Service, Washington D.C.
- Close, C., Cheung, W.W.L., Hodgson, S., Lam, V., Watson, R. et al. 2006. Distribution ranges of commercial fishes and invertebrates. In: Fishes in Databases and Ecosystems. (Eds, Palomares, M.L.D., Stergiou, K.I. and Pauly, D.), Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. Fisheries Centre Research Reports, 14 (40): 27-37.
- Cole, J. 1999. Environmental conditions, satellite imagery, and clupeoid recruitment in the northern Benguela upwelling system. Fish. Oceanogr., 8: 25-38.
- Cole, J. 2000. Coastal sea surface temperature and coho salmon production off the north-west United States. Fish. Oceanogr., 9: 1-16.
- Corbineau, A., Rouyer, T., Cazelles, B., Fromentin, J.-M., Fonteneau, A. and Menard, F. 2008. Time series analysis of tuna and swordfish catches and climate variability in the Indian Ocean (1968-2003) . Aquatic Living Resources, 21: 277-285.
- Cury, P.M., Shin, Y.-J., Planque, B., Durant, J.M., Fromentin, J.-M., Kramer-Schadt, S., Stenseth, N.C., Travers, M. and Grimm, V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. Trends Ecol. Evol., 23: 338-346.
- Cushing, D.H. 1975. Marine Ecology and Fisheries. Cambridge University Press, Cam-

- bridge, England, 278 p.
- Cushing, D. H. 1982. Climate and Fisheries. Academic Press, London, 373 p.
- Cushing, D. H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis. *Adv. Mar. Biol.*, 26: 249-294.
- Daan, N., Christensen, V. and Curry, P. (Eds.) 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES J. Mar. Sci.*, 62 (3): 307-613.
- De Figueiredo, G. M., Nash R. D. M. and Montagnes, D. S. 2007. Do protozoa contribute significantly to the diet of larval fish in the Irish Sea? *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 87 (4): 843-850.
- Devred, E., Sathyendranath, S. and Platt, T. 2007. Delineation of ecological provinces using ocean colour radiometry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 346: 1-13.
- Devred, E., Sathyendranath, S., Stuart, V., Maass, H., Ulloa, O. and Platt, T. 2006. A two-component model of phytoplankton absorption in the open ocean: Theory and applications. *J. Geophys. Res.* 111: C03011, 10.1029/2005JC00280.
- deYoung, B., Heath, M., Werner, F., Chai, F., Megrey, B. and Monfray, P. 2004. Challenges of modeling ocean basin ecosystems. *Science*, 304: 1463-1466.
- Dow, R. L. 1964. A comparison among selected marine species of an association between sea water temperature and relative abundance. *Journal du Conseil*, 28: 425-431.
- Duarte, C. M. and Cebrian, J. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnol. Oceanogr.*, 41: 1758-1766.
- Duda, A. M. and Sherman, K. 2002. A new imperative for improving management of large marine ecosystems. *Ocean Coast. Manage.*, 45: 797-833.
- Duda A. M. and Sherman, K. 2002. A new imperative for improving management of large marine ecosystems. *Ocean Coast. Manage.*, 45: 797-833.
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R. and Skjoldal, H. R. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of regional warming. *J. Appl. Ecol.*, 45: 1029-1039.
- Dwivedi, R. S. and Kandrika, S. 2005. Delineation and monitoring of aquaculture areas using multitemporal space-borne multispectral data. *Curr. Sci.*, 89 (8): 1414-1421.
- Dwivedi, R. M., Solanki, H. U., Nayak, S. R., Gulati, D. and Somvanshi, V. S. 2005. Exploration of fishery resources through integration of ocean colour with sea surface temperature: Indian experience. *Indian J. Mar. Sci.*, 34 (4): 430-440.
- Edwards, A. J. (Ed.) 2000. Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. UNESCO Press, Paris. 316 pp.
- Edwards, M., Reid, P. and Planque, B. 2001. Long-term and regional variability of phytoplankton biomass in the Northeast Atlantic (1960-1995). *ICES J. Mar. Sci.*, 58: 39-49.
- FAO. 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. FAO, Rome, Italy, 68 p.

- FAO Fisheries Department. 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. 2003. 112 p.
- FAO. 2007. The State of the World's Fisheries and Aquaculture 2006. FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2007. 180 p.
- Ferreira, J. G., Andersson, H. C., Corner, R. A., Desmit, X., Fang, Q., de Goede, E. D. et al. 2008. Sustainable Options for People, Catchment and Aquatic Resources. The SPEAR Project, an International Collaboration on Integrated Coastal Zone Management. Institute of Marine Research (IMAR), European Commission, 180 p.
- Fiedler, P. C. and Bernard, H. J. 1987. Tuna aggregation and feeding near fronts observed in satellite imagery. *Cont. Shelf Res.*, 7: 871-881.
- Fingas, M. and Brown, C. 1997. Remote sensing of oil spills. *Sea Technol.*, 38: 37-46.
- Fingas, M. and Brown, C. 2000. Remote sensing of oil spills — An update. *Sea Technol.*, 41: 21-26.
- Fonteneau, A. 1997. *Atlas of Tropical Tuna Fisheries. World catches and Environment*. ORSTOM Editions, Paris, France.
- Fonteneau, A., Lucas, V., Tewkai, E., Delgado, A. and Demarcq, H. 2008. Mesoscale exploitation of a major tuna concentration in the Indian Ocean. *Aquat. Living Resour.* 21: 109-121.
- Frank, K. T., Petrie, B., Shackell, N. L. and Choi, J. S. 2006. Reconciling differences in trophic control in mid-latitude marine ecosystems. *Ecol. Lett.*, 9: 1096-1105.
- Friedland, K. D., Hare, J. A., Wood, G. B., Col, L. A., Buckley, L. J., Mountain, D. G. et al. 2008. Does the fall phytoplankton bloom control recruitment of Georges Bank haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, through parental condition? . *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65: 1076-1086.
- Friedland, K. D., Hare, J. A., Wood, G. B., Col, L. A., Buckley, L. J., Mountain, D. G., et al. 2009. Reply to the comment by Payne et al. on “Does the fall phytoplankton bloom control recruitment of Georges Bank haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, through parental condition?” *Can. J. Fish. Aquat Sci.*, 66: 873-877.
- Fuentes-Yaco, C., Koeller, P. A., Sathyendranath, S. and Platt, T. 2007. Shrimp (*Pandalus borealis*) growth and timing of the spring phytoplankton bloom on the Newfoundland-Labrador Shelf. *Fish. Oceanogr.*, 16 (2): 116-129.
- Gaertner, D. and Pallares, P. 2002. *Efficacité des Senneurs Thoniers et Effort Réels (ESTHER)* . Programme No. 98/061. Rapport Scientifique. Union Européenne, DG ‘Fisherries’ (DG XIV) . Bruxelles, Belgique, 187 p.
- Garcia, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T. and Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries; issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Technical Paper. No. 443. Rome. 2003. 71 p.

- Garibaldi, L. and Limongelli, L. 2003. Trends in oceanic captures and clustering of Large Marine Ecosystems: two studies based on the FAO capture database. FAO Fisheries Technical Paper No. 435. Rome, 71 p.
- Garrison, L. P., and Link, J. S. 2000. Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States continental shelf ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser, 202: 231-240.
- Giap, D. H., Yi, Y., Cuong, N. X., Luu, L. T., Diana, J. S. and Lin, C. K. 2003. Application of GIS and remote sensing for assessing watershed ponds for aquaculture development in Thai Nguyen, Vietnam. Map Asia 2003 Conference. 8 p.
- Gohin, F., Loyer, S., Lunven, M., Labry, C., Froidefond, J.-M., Delmas, D., Huret, M. and Herblard, A. 2005. Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters: Illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. Remote Sens. Env, 95: 29-46.
- Gomes, H. R., Goes, J. I., Matondkar, S. G. P., Parab, S. G., Al-Azri, A. R. N. and Thoppil, P. G. 2008. Blooms of *Noctiluca miliaris* in the Arabian Sea - An *in situ* and satellite study. Deep-Sea Res. I, 55: 751-765.
- Grant, J., Bacher, C., Cranford, P. J., Guyondet, T. and Carreau, M. 2008. A spatially explicit ecosystem model of seston depletion in dense mussel culture. J. Mar. Syst, 73: 155-168.
- Grant, J., Bugden, G., Horne, E., Archambault, M.-C and Carreau, M. 2007a. Remote sensing of particle depletion by coastal suspension-feeders. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 64: 387-390.
- Grant, J., Curran, K. J., Guyondet, T. L., Tita, G., Bacher, C., Koutitonsky, V. and Dowd M. 2007b. Abox model of carrying capacity for suspended mussel aquaculture in Lagune de la Grande- Entrée, Iles-de-la-Madeleine, Quebec. Ecol. Model, 200: 193-206.
- Greene, C. H. and Pershing, A. J. 2007. Climate drives sea change. Science, 315: 1084-1085.
- Gregg, W. W. and Conkright, M. E. 2002. Decadal changes in global ocean chlorophyll. Geophys. Res. Lett, 29: 20-21.
- Gregg, W. W., Conkright, M. E., Ginoux, P., O'Reilly, J. E. and Casey, N. W. 2003. Ocean primary production and climate: Global decadal changes. Geophys. Res. Lett, 30: 1809-1812.
- Guenette, S., Heymans, S. J. J., Christensen, V. and Trites, A. W. 2006. Ecosystem models show combined effects of fishing, predation, competition, and ocean productivity on Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 63: 2495-2517.
- Halliday, R. and Pinhorn, A. 1990. The delimitation of fishing areas in the Northwest Atlantic. J. Northwest Altantic Fishery Sci, 10: 1-51.
- Halls, A. S., Welcomme, R. L. and Burn, R. W. 2006. The relationship between multi-species catch and effort: among fishery comparisons. Fish. Res, 77: 78-83.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agro-

- sa, C. et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Han G. and C. L. Tang. 1999. Velocity and transport variability of the Labrador Current using TOPEX/POSEIDON and hydrographic data. *Phys. Chem. Earth*, 24 (4): 393-398.
- Han, G., Lu, Z., Wang, Z., Helbig, J., Chen, N. and deYoung B. 2008. Seasonal variability of the Labrador Current and shelf circulation off Newfoundland. *J. Geophys. Res.* 113: C10013, doi: 10.1029/2007JC004376.
- Hardman-Mountford, N. J., Allen, J. I., Frost, M. T., Hawkins, S. J., Kendall, M. A., Mieszkowska, N., Richardson, K. A. and Somerfield, P. J. 2005. Diagnostic monitoring of a changing environment: An alternative UK perspective. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 1463-1471.
- Hardman-Mountford, N. J., Richardson, A. J., Boyer, D. C., Kreiner, A. and Boyer, H. J. 2003. Relating sardine recruitment in the Northern Benguela to satellite-derived sea surface height using a neural network pattern recognition approach. *Prog. Oceanogr.*, 59: 241-255.
- Haynes, E. B. and Wigley, R. L. 1969. Biology of the Northern shrimp, *Pandalus borealis*, in the Gulf of Maine. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 98: 60-76.
- Heymans, J. J., Guenette, S., Christensen, V. and Trites, A. W. 2005. Changes in the Gulf of Alaska ecosystems due to ocean climate change and fishing. ICES Conference Monograph, Denmark, 2005, pp. 1-31.
- Heymans, J. J., Guenette, S. and Christensen, V. 2007. Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems*, 10: 488-502.
- Hilborn, R., Branch, T. A. Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C. V., Scheuerell, M. D., and Valero, J. L. 2003. State of the world's fisheries. *Ann. Rev. Environ. Resources*, 28: 359-399.
- Hirata, T., Aiken, J., Smyth, T. J., Hardman-Mountford, N. and Barlow, R. G. 2008. An absorption model to determine phytoplankton size classes from satellite ocean colour. *Remote Sens. Environ.* 112: 3153-3159.
- Hjermann, D. O., Bogstad, B., Eikeset, A. M., Ottersen, G., Gjosæter, H. and Stenseth, N. C. 2007. Food web dynamics affect Northeast Arctic cod recruitment. *Proc. Roy. Biol. Sci.*, 274: 661-669.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. P. v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 20: 228 p.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E. et al. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318: 1737-1742.
- Howell, E. A., Kobayashi, D. R., Parker, D. M., Balazs, G. H. and Polovina, J. J. 2008. TurtleWatch: A tool to aid in the bycatch reduction of loggerhead turtle (*Caretta*

- caretta*) in the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Endang. Species Res.*, 5: 267-278.
- Hu, C. and Muller-Karger, F. E. 2007. Response of sea surface properties to Hurricane Dennis in the eastern Gulf of Mexico. *Geophys. Res. Lett.* 34: L07606, doi: 10.1029/2006GL028935.
- Hu, C., Carder, K. L. and Muller-Karger, F. E. 2000. Atmospheric correction of SeaWiFS imagery over turbid coastal waters: a practical method. *Remote Sens. Environ.*, 74: 195-206.
- Hu, C., Chen, Z., Clayton, T. D., Swarzenski, P., Brock, J. C. and Muller-Karger, F. E. 2004. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from TampaBay, Florida. *Remote Sens. Environ.*, 93: 423-441.
- Hu, C., Muller-Karger, F. E., Taylor, C. (J.), Carder, K. L., Kelble, C., Johns, E. and Heil, C. A. 2005. Red tide detection and tracing using MODIS fluorescence data: A regional example in SW Florida coastal waters. *Remote Sens. Environ.*, 97: 311-321.
- Hu, C., Muller-Karger, F. E., Taylor, C. (J.), Myhre, D., Murch, B., Odriozola, A. L. and Godoy, G. 2003. MODIS detects oil spills in Lake Maracaibo, Venezuela. *EOS, Trans. AGU*, 84 (33): 313 and 319.
- Hu, C., Li, X., Pichel, W. G. and Muller-Karger, F. E. 2009. Detection of natural oil slicks in the NW Gulf of Mexico using MODIS imagery. *Geophys. Res. Lett.* 36: L01604, doi: 10.1029/2008GL036119.
- Hunter, J. R. 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. In: Lasker, R. (ed.) . *Marine Fish Larvae. Morphology, Ecology, and Relation to Fisheries*. Washington Sea Grant Program. Washington. pp. 33-79.
- ICES. 2005. Guidance on the application of the ecosystem approach to management of human activities in the European marine environment. ICES Cooperative Research Report No. 273, Copenhagen, Denmark, 22 p.
- IOCCG. 2008. Why Ocean Colour? The Societal Benefits of Ocean-Colour Technology. Platt, T., Hoepffner, N., Stuart, V. and Brown, C. (Eds.), *Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group*, No. 7, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Ito, S., Kishi, M. J., Kurita, Y., Oozeki, Y., Yamanaka, Y., Megrey, B. A. and Werner, F. E. 2004. Initial design for a fish bioenergetics model of Pacific saury coupled to a lower trophic ecosystem model. *Fish. Oceanogr.*, 13: 111-124.
- Iverson, R. L. 1990. Control of marine fish production. *Limnol. Oceanogr.*, 35: 1593-1604.
- JACUMAR. 2008. Junta Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR) . Protocol for the identification of suitable zones for installation of aquaculture cages on open sea (Mediterranean Sea) . Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y del Mar, Madrid (Spain) .
- Jennings, S. 2005. Size-based analyses of aquatic food webs. *Aquatic food webs; an ecosystem approach*. Belgrano, A., Scharler, U. M., Dunne, J. and Ulanowicz, R. E. (Eds.),

- Oxford University Press, Oxford, 272 p.
- Jennings, S. and Dulvy, N. K. 2005. Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 397-404.
- Jennings, S. and Warr, K. 2003. Smaller predator-prey body size ratios in long food chains. *Proc. Roy. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 270: 1413-1417.
- Jennings, S., Greenstreet, S. P. R., Hill, L., Piet, G. J., Pinnegar, J. K. and Warr, K. J. 2002. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Mar. Biol.* 141: 1085-1097.
- Jennings, S., Mélin, F., Blanchard, J. L., Forster, R. M., Dulvy, N. K. and Wilson, R. W. 2008. Global-scale predictions of community and ecosystem properties from simple ecological theory. *Proc. Biol. Kapetsky, J. M. and Aguilar-Manjarrez, J. 2007. Geographic information systems, remote sensing and mapping for the development and management of marine aquaculture. FAO Fish. Tech. Papers* 458, 140 p.
- Kapetsky, J. M., McGregor, L. and Nanne, E. H. 1987. A geographical information system and satellite remote sensing to plan for aquaculture development: a FAO/UNDP/GRID cooperative study in Costa Rica. *FAO Fish. Tech. Papers* 287, 55 p.
- Kishi, M. J., Kashiwai, M., Ware, D. M., Megrey, B. A., Eslinger, D. L., Werner, F. E. et al. 2007. NEMURO - a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem. *Ecol. Model.*, 202: 12-25.
- Kiyofuji, H. and Saitoh, S.-I. 2004. Use of nighttime visible images to detect Japanese common squid *Todarodes pacificus* fishing areas and potential migration routes in the Sea of Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 276: 173-186.
- Kiyofuji, H., Kumagai, K., Saitoh, S.-I., Arai, Y. and Sakai, K. 2005. Spatial relationship between Japanese common squid (*Todarodes pacificus*) fishing ground formation and fishing ports: an analysis using remote sensing and geographical information systems, *Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Symp. GIS in Fisheries Sciences*, 339-352.
- Kiyofuji, H., Takahashi, F., Tachikawa, D., Abe, M., Tateyama, K., Hiraki, M. and Saitoh, S.-I. 2007. A ubiquitous information system for the offshore fisheries activities around Japan. In: *GIS/Spatial Analysis in Fishery and Aquatic Sciences*, Nishida, T., Kailola, P. J. and Caton, A. E. (Eds.), 3: 313-324.
- Kleppel, G. S. 1993. On the diets of calanoid copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 99: 183-195.
- Kleppel, G. S., Holliday, D. V., Pieper, R. E. 1991. Trophic interactions between copepods and microplankton: a question about the role of diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 36: 172-178.
- Kleypas, J. A., Buddemeier, R. W. and Gattuso, J. P. 2001. The future of coral reefs in an age of global change. *Int. J. Earth Sci.*, 90: 426-437.
- Kobayashi, D. R., Polovina, J. J., Parker, D. M., Kamezaki, N., Cheng, I-J., Uchi-

- da, I., Dutton, P. H. and Balazs, G. H. 2008. Pelagic habitat characterization of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the North Pacific Ocean (1997-2006): Insights from satellite tag tracking and remotely sensed data. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 356: 96-114.
- Koeller, P. 2000. Relative importance of abiotic and biotic factors to the management of the northern shrimp (*Pandalus borealis*) fishery on the Scotian Shelf. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, 27: 21-33.
- Koeller, P. 2006. Inferring shrimp (*Pandalus borealis*) growth characteristics from life history stage structure. *J. Shell. Res.*, 25: 595-608.
- Koeller, P., Fuentes-Yaco, C., and Platt, T. 2007. Decreasing shrimp sizes off Newfoundland and Labrador—environment or fishing? *Fish. Oceanogr.*, 16 (2): 105-115.
- Koeller, P., Fuentes-Yaco, C., Platt, T., Sathyendranath, S., Richards, A., Ouellet, P., Orr, D., Skúladóttir, U., Wieland, K., Savard, L., and Aschan, M. 2009. Basin-scale coherence in phenology of shrimps and phytoplankton in the North Atlantic Ocean, *Science*, 324: 791-793.
- Kraus, S. D., Brown, M. W., Caswell, H., Clark, C. W., Fujiwara, M., Hamilton, P. K. et al. 2005. North Atlantic Right Whales in Crisis. *Science*, 309: 561-562.
- Kulka, D. W., Miri, C. M. and Simpson, M. R. 2005. Distribution and aspects of Life History of White Hake (*Urophycis tenuis*, Mitchell 1815) on the Grand Banks of Newfoundland. NAFO Res. Doc. 04/60 58 p.
- Kumari, B., Raman, M., Narain A. and Sivaprakasam, T. E. 1993. Location of tuna resources in Indian waters using NOAA AVHRR. *Int. J. Rem. Sens.* 14: 3305-3309.
- Kumari, B. and Nayak, S. 2000. Interrelationship of temperature, chlorophyll and primary productivity in the Arabian Sea and its implications to satellite based fishery forecast. In Proc. 5<sup>th</sup> PORSEC, 5-8 Dec, 2000, Goa, India, Vol. II, pp. 827-830.
- Kuno, M., Yamakawa, T., Ito, K. and Matsumura, S. 2001. Skipjack fishing ground analysis by means of satellite remote sensing, Proc. Korea-Japan Joint GLOBEC Symp., Ocean Research Institute, University of Tokyo, pp. 217-223.
- Kuroda, H. and Kishi, M. J. 2004. A data assimilation technique applied to estimate parameters for the NEMURO marine ecosystem model. *Ecol. Model.*, 172: 69-85.
- Lasker, R., Pelaez, J. and Laurs, R. M. 1981. The use of satellite infrared imagery for describing ocean processes in relation to spawning of the northern anchovy. *Rem. Sen. Environ.*, 11: 439-453.
- Laurs, R. M., Fiedler, P. C. and Montgomery, D. R. 1984. Albacore tuna catch distribution relative to environmental features observed from satellites. *Deep-Sea Res.*, 31: 1085-1099.
- Lehodey, P., Bertignac, M., Hampton, J., Lewis, A. and Picaut, J. 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*, 389: 715-718.
- Le Quere, C., Harrison, S. P., Prentice, I. C., Buitenhuis, E. T., Aumont, O., Bopp, L. Claustre, H. et al. 2005. Ecosystem dynamics based on plankton functional types

- for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biol.*, 11: 2016-2040.
- Levin, P. S., Fogarty, M. J., Murawski, S. A. and Fluharty, D. 2009. Integrated ecosystem assessments: Developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLoS Biology*, 7: 23-28.
- Lilly, G. R., Parsons, D. G., and Kulka, D. W. 2000. Was the increase in shrimp biomass on the northeast Newfoundland Shelf a consequence of a release in predation pressure from cod? *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, 27: 45-61.
- Liu, A. K., Wu, S. Y., Tseng, W. Y. and Pichel, W. G. 2000. Wavelet analysis of SAR images for coastal monitoring. *Can. J. Remote Sens.*, 26: 494-500.
- Longhurst, A. 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Prog. Oceanogr.*, 36: 77-167.
- Longhurst, A. 1998. Ecological geography of the sea. Academic Press, London.
- Longhurst, A. R. 2007. Ecological geography of the sea. Second edition, Academic Press, Burlington, San Diego, London.
- López-Urrutia, A., San Martin, E., Harris, R. P. and Irigoien, X. 2006. Scaling the metabolic balance of the oceans. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 103: 8739-8744.
- MacKenzie, B. R. and Schiedek, D. 2007. Daily ocean monitoring since the 1860s shows record warming of northern European seas. *Global Change Biol.*, 13: 1335-1347.
- Maguire, J., Sissenwine, M., Csirke, J., Grainger, R. and Garcia, S. 2006. The state of world highly migratory, straddling and other high seas fishery resources and associated species. FAO Fisheries Technical Paper No. 495, FAO, Rome, Italy.
- Maina, J., Venus, V., McClanahana, T. R. and Ateweberhan, M. 2008. Modelling susceptibility of coral reefs to environmental stress using remote sensing data and GIS models. *Ecol. Model.*, 212: 180-199.
- Majkowski, J. 2007. Global fishery resources of tuna and tuna-like species. FAO Fisheries Technical Paper No. 483, FAO, Rome, Italy.
- Marañón, E., Cermeno, P., Rodriguez, J., Zubkov, M. V. and Harris, R. P. 2007. Scaling of phytoplankton photosynthesis and cell size in the ocean. *Limnol. Oceanogr.* 52: 2190-2198.
- Marañón, E., Holligan, P. M., Barciela, R., Gonzalez, N., Mourino, B., Pazo, M. J. and Varela, M. 2001. Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216: 43-56.
- Matsumura, S. 1991. Vertical weight of optical information for the visible band remote sensing. *Fisheries Engineering* 27: 65-68. (In Japanese with English abstract).
- Matsumura, S. and Shiimoto, A. 1993. Vertical distribution of primary productivity function F (II) for the estimation of primary productivity using by satellite remote sensing. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 30: 227-270. (In Japanese with English abstract).
- Maul, G. A., Williams, F., Roffer, M. and Sausa, F. M. 1984. Remotely sensed oceanographic patterns and variability of blue fin tuna catch in the gulf of Mexico. *J. Oceanologica*

Acta 7: 469-479.

- Maury, O. and Gascuel, D. 2001. ‘Local overfishing’ and fishing tactics: theoretical considerations and applied consequences in stock assessment studied with a numerical simulator of fisheries. *Aquat. Living Resour.* 14: 203-210.
- Maury, O., Gascuel, D., Marsac, F., Fonteneau, A. and Rosa, A. L. 2001. Hierarchical interpretation of nonlinear relationships linking yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) distribution to the environment in the Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 458-469.
- Maynard, J. A., Turner, P. J., Anthony, K. R. N., Baird, A. H., Berkelmans, R., Eakin, C. M., Johnson, J., Marshall, P. A., Packer, G. R., Rea, A. and Willis, B. L. 2008. ReefTemp: An interactive monitoring system for coral bleaching using high-resolution SST and improved stress predictors. *Geophys. Res. Lett.* 35: L05603, doi: 05610.01029/02007GL032175.
- McClanahan, T. R., Ateweberhan, M., Ruiz Sebastian, C., Graham, N. A. J., Wilson, S. K., Bruggemann, J. H. and Guillaume, M. M. M. 2007. Predictability of coral bleaching from synoptic satellite *and in situ* temperature observations. *Coral Reefs*, 26: 695-701.
- McClanahan, T. R., Hicks, C. C. and Darling, E. S. 2008. Malthusian overfishing and efforts to overcome it on Kenyan coral reefs. *Ecol. Appl.*, 18: 1516-1529.
- Megrey, B. A., Rose, K. A., Klumb, R. A., Hay, D. E., Werner, F. E., Eslinger, D. L. and Smith, S. L. 2007. A bioenergetics-based population dynamics model of Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*) coupled to a lower trophic level nutrient-phytoplankton-zooplankton model: Description, calibration, and sensitivity analysis. *Ecol. Model.* 202: 144-164.
- Mertz, G. and Myers, R. A. 1994. Match/mismatch predictions of spawning duration versus recruitment variability. *Fish. Oceanogr.* 3: 236-245.
- Miller, R. L. and McKee, B. A. 2004. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentration of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sens. Environ.*, 93: 259-266.
- Mousseau, L., Fortier, L. and Legendre, L. 1989. Annual production of fish larvae and their prey in relation to size-fractionated primary production (Scotian Shelf, NW Atlantic). *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 44-57.
- Mueter, F. J., Pyper, B. J. and Peterman, R. M. 2005. Relationships between coastal ocean conditions and survival rates of northeast Pacific salmon at multiple lags. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 134: 105-119.
- Mugo, R., Saitoh, S.-I., Nihira, A. and Kuroyama, T. 2008. Exploiting the edge: Evaluating predator-prey interactions between skipjack tuna, Pacific saury and squid using satellite remote sensing and GIS. Proceeding of 5th World Fisheries Congress, CD-ROM.
- Muller-Karger, F. E. and Aparicio-Castro, R. 1994. Mesoscale processes affecting phytoplankton abundance in the southern Caribbean Sea. *Cont. Shelf Res.*, 14: 199-221.
- Mumby, P. J., Skirving, W., Strong, A. E., Hardy, J. T., LeDrew, E. F., Hoch-

- berg, E. J., Stumpf, R. P. and David, L. T. 2004. Remote sensing of coral reefs and their physical environment. Mar. Pollut. Bull., 48: 219-228.
- Mustapha, M. A. and Saitoh, S. I. 2008. Observations of sea ice interannual variations and spring bloom occurrences at the Japanese scallop farming area in the Okhotsk Sea using satellite imageries. Est. Coast. Shelf Sci., 77: 577-588.
- Myers, R. A., Mertz, G. and Fowlow, P. S. 1997. Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod, *Gadus morhua*. Fish. Bull., 95: 762-772.
- NACA. 1989. Site selection criteria for marine finfish netcage culture in Asia. UNDP/FAO Regional Seafarming Development and Demonstration Project, Network of Aquaculture Centres in Asia, NACA-SF/WP/89/13, 17 p. <http://www.fao.org/docrep/field/003/AC262E/AC262E00.htm>
- Nair, A., Sathyendranath, S., Platt, T., Morales, J., Stuart, V., Forget, M., Devred, E., Bouman, H. 2008. Remote sensing of phytoplankton functional types. Remote Sens. Environ. 118: 3366-3375.
- Nayak, S. R., Solanki, H. U., and Dwivedi, R. M. 2003. Utilization of IRS P4 ocean colour data for potential fishing zone - A cost benefit analysis. Indian J. Mar. Sci. 32: 244-248.
- Newton, K., Côté, I. M., Pilling, G. M., Jennings, S. and Dulvy, N. K. 2007. Current and future sustainability of island coral reef fisheries. Curr. Biol. 17: 655-658.
- Nishida, T., Hollingworth, C. E. and Kailola, P. J. 2001. GIS/Spatial analyses in fisheries and aquatic sciences (Volume 1) . Proceeding of the First International Symposium on GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Fishery-Aquatic GIS Research Group, Kawagome, Saitama, Japan. 486 p.
- Nishida, T., Kailola, P. J. and Hollingworth, C. E. 2004. GIS/Spatial analyses in fisheries and aquatic sciences (Volume 2) . Proceeding of the Second International Symposium on GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Fishery-Aquatic GIS Research Group, Kawagome, Saitama, Japan. 735 p.
- Nishimura, A. 1987. Changes in oceanographic condition observed from thermal infrared ray images. Mar. Sci. Monthly, 19 (8): 434-440. (In Japanese) .
- Nunes, P. 1984. Reproductive and larval biology of northern shrimp, *Pandalus borealis Kroyer*, in relation to temperature. Ph. D. dissertation, University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- OECD. 2003. OECD environmental indicators development, measurement and use. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 37 p.
- O'Reilly, J. E., Maritorena, S., Mitchell, B. G., Siegel, D. A., Carder, K. L., Garver, S. A., Kahru, M. and McClain, B. 1998. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. J. Geophys. Res., 103: 24937-24953.
- Otero, J., Alvarez-Salgado, X. A., Gonzalez, A. F., Miranda, A., Groom, S. B., Cabanas, J. M., Casas, G., Wheatley, B. and Guerra, A. 2008. Bottom-up control of common oc-

- topus vulgaris in the Galician upwelling system, northeast Atlantic Ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser., 362: 181-192.
- Ouellet, P. and Chabot, D. 2005. Rearing *Pandalus borealis* (Kroyer) larvae in the laboratory: I- Development and growth at three temperatures. Mar. Biol., 147: 869-880.
- Ouellet, P., Savard, L. and Larouche, P. 2007. Spring oceanographic conditions and northern shrimp *Pandalus borealis* recruitment success in the north-western Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser., 339: 229-241.
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R. and Jackson, J. B. C. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. Science, 301: 955-958.
- Parsons, D. G. and Colbourne, E. B. 2000. Forecasting fishery performance for northern shrimp (*Pandalus borealis*) on the Labrador Shelf (NAFO Divisions 2HJ). J. Northwest Atl. Fish. Sci., 27: 11-20.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome. Trends Ecol. Evol., 10: 430.
- Pauly, D. and Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature, 374: 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V. and Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES J. Mar. Sci., 57: 697-706.
- Pendleton, D. E., Pershing, A. J., Brown, M. W., Mayo, C. A., Kenney, R. D., Record, N. R., Cole, T. V. N. 2009. Regional-scale mean copepod concentration indicates relative abundance of North Atlantic right whales. Mar. Ecol. Prog. Ser., 378: 211-225.
- Pérez, O. M., Ross, L. G., Telfer, T. C. and del Campo Barquin, L. M. 2003. Water quality requirements for marine fish cage site selection in Tenerife (Canary Islands): predictive modelling and analysis using GIS. Aquaculture, 224: 51-69.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R. and Reynolds, J. D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science, 308: 1912-1915.
- Pershing, A. J., Record, N. R., Monger, B. C., Mayo, C. A., Brown, M. W., Cole, T. V. N., Kenney, R. D., Pendleton, D. E. and Woodard, L. A. 2009a. Model-based estimates of right whale habitat use in the Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser., 378: 245-257.
- Pershing, A. J., Record, N. R., Monger, B. C., Pendleton, D. E. and Woodard, L. A. 2009b. Model-based estimates of *Calanus finmarchicus* abundance in the Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser., 378: 227-243.
- Piet, G. J. and Rice, J. C. 2004. Performance of precautionary reference points in providing management advice on North Sea fish stocks. ICES J. Mar. Sci., 61: 1305-1312.
- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P. K., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E. D.,

- Link, J., Livingston, P. A., Mangel, M., McAllister, M. K., Pope, J. G. and Sainsbury, K. J. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305: 346-347.
- PIR. 2000. Primary Industries and Resources, Ltd., 2000. Shellfish aquaculture - Factors which can affect site suitability. 6 p. [http://www.pir.sa.gov.au/\\_data/assets/pdf\\_file/0006/33927/sitefact\\_fs.pdf](http://www.pir.sa.gov.au/_data/assets/pdf_file/0006/33927/sitefact_fs.pdf).
- Pitcher, T. J., Kalikoski, D., Short, K., Varkey, D. and Pramod, G. 2008. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. *Marine Policy* doi: 10.1016/j.marpol.2008.06.002.
- Pitta, P., Apostolaki, E. T., Giannoulaki, M. and Karakassis, I. 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Est. Coast. Shelf Sci*, 65: 501-512.
- Platt, T., Fuentes-Yaco, C. and Frank, K. T. 2003. Marine ecology: Spring algal bloom and larval fish survival. *Nature*, 423: 398-399.
- Platt, T. and Sathyendranath, S. 1999. Spatial structure of pelagic ecosystem processes in the global ocean. *Ecosys*, 2: 384-394.
- Platt, T. and Sathyendranath, S. 2008. Ecological indicators for the pelagic zone of the ocean from remote sensing. *Remote Sens. Environ*, 112: 3426-3436.
- Platt, T., Sathyendranath, S., Forget, M., White, G. N., Caverhill, C., Bouman, H., Devred, E. and Son, S. H. 2008. Operational estimation of primary production at large geographical scales. *Remote Sens. Environ*, 112: 3437-3448.
- Platt, T., Sathyendranath, S. and Fuentes-Yaco, C. 2007. Biological oceanography and fisheries management: perspective after 10years. *ICES J. Mar. Sci*, 64: 863-869.
- Podestá, G. P. 1997. Utilizaciónde datos satelitarios en investigaciones oceanográficas y pesqueras en el Océano Atlántico Sudoccidental. In: Boschi, E. E. (Ed.) . El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Publicaciones especiales del Instituto Nacional de nvestigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata 195-222.
- Podestá, G. P., Browder, J. A. and Hoey, J. J. 1993. Exploring the association between swordfish catch rates and thermal fronts on U. S. longline grounds in the western North Atlantic. *Cont. Shelf Res*, 13: 253-277.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef system. 1. The ECOPATH model and its implication to the French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3: 1-11.
- Polovina, J. J. 2005. Climate variation, regime shifts, and implications for sustainable fisheries. *Bull. Mar. Sci*, 76: 233-244.
- Polovina, J. J. and Howell, E. A. 2005. Ecosystem indicators derived from satellite remotely sensed oceanographic data for the North Pacific. *ICES J. Mar. Sci*, 62 (3): 319-327.
- Polovina, J. J., Balazs, G. H., Howell, E. A., Parker, D. M., Seki, M. P. and Dutton, P. H. 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley

- (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. Fish. Oceanogr, 13; 36-51.
- Polovina, J. J. , Howell, E. A. and Abecassis, M. (2008) . The ocean's least productive waters are expanding. Geophys. Res. Lett. L03618, doi: 03610.01029/02007GL031745.
- Polovina, J. J. , Howell, E. , Kobayashi, D. R. and Seki, M. P. 2001. The transition zone chlorophyll front, a dynamic global feature defined migration and forage habitat for marine resources. Prog. Oceanogr, 49; 469-483.
- Polovina, J. J. , Kobayashi, D. R. , Parker, D. M. , Seki, M. P. and Balazs, G. H. 2000. Turtles on the edge: movement of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) along oceanic fronts spanning longline fishing grounds in the central North Pacific, 1997-1998. Fish. Oceanogr, 9; 71-82.
- Polovina, J. J. , Mitchum , G. T. , Graham, N. E. , Craig, M. P. , Demartini, E. E. , Flint, E. N. 1994. Physical and biological consequences of a climate event in the central North Pacific. Fish. Oceanogr, 3; 15-21.
- Polovina, J. J. , Uchida, I. , Balazs, G. , Howell, E. A. , Parker, D. and Dutton, P. 2006. The Kuroshio Extension Bifurcation Region: a pelagic hotspot for juvenile loggerhead sea turtles. Deep-Sea Res. II, 53; 326-339.
- Radiarta, I. N. , Saitoh, S.-I. 2008. Satellite-derived measurements of spatial and temporal chlorophyll-a variability in Funka Bay, southwestern Hokkaido, Japan. Estuar. Coastal Shelf Sci, 79; 400-408.
- Radiarta, I. N. , Saitoh, S. I. , Miyazono, A. 2008. GIS-based multi-criteria evaluation models for identifying suitable sites for Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) aquaculture in Funka Bay, southwestern Hokkaido, Japan. Aquaculture, 284; 127-135.
- Rasmussen, T. , Aschan, M. and Christiansen, J. S. 2000. The implementation of laboratory studies to shrimp recruitment modeling - a brief review of experimental procedures. ICES CM 2000/R: 07, 1-16.
- Ravier, C. , Marsca, F. , Fonteneau, A. and Pallares, P. 2000. Contribution to the study of tunas concentrations in the eastern tropical Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51 (2); 699-712.
- Reid, P. C. , Edwards, M. , Beaugrand, G. , Skogen, M. and Stevens, D. 2003. Periodic changes in the zooplankton of the North Sea during the twentieth century linked to oceanic inflow. Fish. Oceanogr, 12; 260-269.
- Reiss, C. S. , Checkley, D. M. and Bograd, S. J. 2008. Remotely sensed spawning habitat of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) and Northern anchovy (*Engraulis mordax*) within the California Current. Fish. Oceanogr, 17 (2): 126-136.
- Rice, J. 2003. Environmental health indicators. Ocean Coast. Manage, 46; 235-259.
- Rice, P. H. 2008. Factors affecting the catch of target and bycatch species during pelagic long-line fishing. Dissertation Abstracts International, 69 (03) .

- Rice, J. and Rochet, M.-J. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. ICES J. Mar. Sci., 62: 516-527.
- Richards, A., Fogarty, M., Clark, S., Schlick, D., Diodati, P. and O'Gorman, B. 1996. Relative influence of reproductive capacity and temperature on recruitment of *Pandalus borealis* in the Gulf of Maine. ICES CM 1996/K: 13. 9 p.
- Richards, A., Fogarty, M. and Mountain, D. 2004. Environmental effects on recruitment of northern shrimp in the Gulf of Maine. ICES Symposium on Influence of climate change on North Atlantic fish stocks. Bergen, 2094.
- Richardson, A. J. and Schoeman, D. S. 2004. Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. Science 305: 1609-1612.
- Roemmich, D. and McGowan, J. A. 1995. Climatic warming and the decline of zooplankton in the California current. Science, 267: 1324-1326.
- Rogers, S. I. and Greenaway, B. 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. Mar. Pollut. Bull., 50: 9-19.
- Rogers, S. I., Tasker, M. L., Earll, R. and Gubbay, S. 2007. Ecosystem objectives to support the UK vision for the marine environment. Mar. Pollut. Bull., 54: 128-144.
- Ross, L. G., Mendoza, E. A. and Beveridge, M. C. M. 1993. The application of geographic information systems to site selection for coastal aquaculture: an example based on salmonid cage culture. Aquaculture, 112: 165-178.
- Rossi, S., Sabatés, A., Latasa, M. and Reyes, E. 2006. Lipid biomarkers and trophic linkages between phytoplankton, zooplankton and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) larvae in the NW Mediterranean. J. Plank. Res., 28 (6): 551-562.
- Royer, F. and Fromentin, J.-M. 2007. Environmental noise in spawning areas: the case of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). Fish. Oceanogr., 16: 202-206.
- Royer, F., Fromentin, J. M. and Gaspar, P. 2004. Association between bluefin tuna schools and oceanic features in the western Mediterranean. Mar. Ecol. Prog. Ser., 269: 249-263.
- Ruckelshaus, M., Klinger, T., Knowlton, N. and DeMaster, D. P. 2008. Marine ecosystem-based management in practice: Scientific and governance challenges. BioScience, 58 (1): 53-63.
- Ryther, J. H. 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. Science 166: 72-76.
- Saitoh, S.-I., Kosaka, S. and Iisaka, J. 1986. Satellite infrared observations of Kuroshio warm-core rings and their application to study of Pacific saury migration. Deep-Sea Res., 33: 1601-1615.
- Santos, A. M. 2000. Fisheries oceanography using satellite and airborne remote sensing methods: a review. Fish. Res., 49: 1-20.
- Sarmiento, J. L., Slater, R., Barber, R., Bopp, L., Doney, S. C., Hirst, A. C., Kleypas, J., Matear, R., Mikolajewicz, U., Monfray, P., Soldatov, V., Spall, S. A. and Stouffer, R. 2004. Response of ocean ecosystems to climate warming. Global Bio-

- geochem. Cy., 18: 1-23.
- Sathyendranath S., Subba Rao D. V., Chen Z., Stuart V., Platt T., Bugden G. L., Jones W., Vass P. 1997. Aircraft remote sensing of toxic phytoplankton blooms: a case study from Cardigan River, Prince Edward Island. Can. J. Remote Sens., 23: 15-23.
- Semedi, B., Saitoh, S.-I., Saitoh, K. and Yoneta, K. 2002. Application of multi-sensor satellite remote sensing for determining distribution and movement of Pacific saury *Cololabis saira*. Fisheries Science, 68 supplement: 1781-1784.
- Sequeira, A., Ferreira, J. G., Hawkins, A. J. S., Nobre, A., Lourengo, P., Zhang, X. L., Yan, X., Nickell, T. 2008. Trade-offs between shellfish aquaculture and benthic biodiversity: a modelling approach for sustainable management. Aquaculture, 274: 313-328.
- Sherman, K. 1991. The Large Marine Ecosystem concept: research and management strategy for living marine resources. Ecol. Appl., 1: 350-360.
- Sherman, K. 1993. Large marine ecosystems as global units for management: An ecological perspective. In: Sherman, K., Alexander, L. M., Gold, B. D. (Eds.), Stress, Mitigation and Sustainability of Large Marine Ecosystems. Proceedings of Symposium on Large Marine Ecosystems, 1-6 October 1990, Monaco. Washington, DC: AAAS Press, p 3-14.
- Sherman, K. and Alexander, L. 1986. Variability and Management of Large Marine Ecosystems. Westview Press, Inc., Boulder, CO, 319 p.
- Sherman, K. and Hempel, G. (Eds.) 2008. The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas, UNEP Regional Seas Report and Studies No. 182, UNEP, Nairobi, Kenya, 872 p.
- Sherman, K., Belkin, I., Friedland, K., O'Reilly, J. and Hyde, K. 2009. Accelerated warming and emergent trends in fisheries biomass yields of the world's Large Marine Ecosystems. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 38 (4): 215-224. doi: 10.1579/0044-7447-38.4.215.
- Sherman, K., Belkin, I., O'Reilly, J. E. and Hyde, K. 2007. Variability of Large Marine Ecosystems in response to global climate change. International Council for Exploration of the Seas 2007, D: 20.
- Sherman, K., Sissenwine, M., Christensen, V., Duda, A., Hempel, G., Ibe, C. et al. 2005. A global movement toward an ecosystem approach to management of marine resources. Mar. Ecol. Prog. Ser. 300: 275-279.
- Shin, Y.-J., Bundy, A., Shannon, L. J., Simier, M., Coll, M., Fulton, E. A., Link, J. S., Jouffre, D., Ojaveer, H., Mackinson, S., Heymans, J. J. and Raid, T. 2009. Can simple be useful and reliable? Using ecological indicators for representing and comparing the states of marine ecosystems. ICES J. Mar. Sci. (in press) .
- Siddorn, J. R., Allen, J. I., Blackford, J. C., Gilbert, F. J., Holt, J. T., Holt, M. W., Osborne, J. P., Proctor, R. and Mills, D. K. 2007. Modelling the hydrodynamics

- and ecosystem of the North-West European continental shelf for operational oceanography. *J. Mar. Syst.* 65: 417-429.
- Sieburth, J. McN. , Smetacek V. , Lenz, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationships to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1256-1263.
- Simpson, J. J. 1992. Remote sensing and geographical information systems: Their past, present and future use in global marine fisheries. *Fish. Oceanogr.*, 1: 238-280.
- Sinclair, M. 1987. Marine populations: An essay on population regulation and speciation. Books in Recruitment Fishery Oceanography. Univ. Washington Press, Seattle. 252 p.
- Skjoldal, H. R. and Saetre, R. 2004. Climate and ecosystem variability. In: The Norwegian Sea Ecosystem. Skjoldal, H. R. (Ed.), Tapir Academic Press, Trondheim.
- Solanki, H. U. , Dwivedi, R. M. and Nayak, S. 2000. Generation of composite image using OCM chlorophyll and NOAA AVHRR SST for locating potential fishing grounds. Proceedings PORSEC II (National Institute of Oceanography, Goa, India), pp. 669-672.
- Solanki, H. U. , Pradhan, Y. , Dwivedi, R. M. , Nayak, S. , Gulati, D. and Somvanshi, V. S. 2005. Application of QuikSCAT SeaWinds data to improve remotely sensed Potential Fishing Zones (PFZs) forecast methodology: Preliminary validation results, 2005. Exploration of fishery resources through integration of ocean colour with sea surface temperature: Indian experience. *Indian J. Mar. Sci.*, 34 (4): 441-448.
- Solanki, H. U. , Mankodi, P. C. , Dwivedi, R. M. and Nayak, S. R. 2008. Satellite observations of main oceanographic processes to identify ecological associations in the Northern Arabian Sea for fishery resources exploration. *Hydrobiologia*, 612: 269-279.
- Spalding, M. D. and Grenfell, A. M. 1997. New estimates of global and regional coral reef areas. *Coral Reefs*, 16: 225-230.
- Spalding, M. D. , Fox, H. E. , Allen, G. R. , Davidson, N. , Ferdana, Z. A. , Finlayson, M. , Halpern, B. S. , Jorge, M. A. , Lombana, A. , Lourie, S. A. , Martin, K. D. , Mcmanus, E. , Molnar, J. , Recchia, C. A. and Robertson, J. 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57: 573-583.
- Spalding, M. D. , Ravilious, C. and Green, E. P. 2001. World atlas of coral reefs. University of California Press, Berkeley.
- Stegmann, P. M. , Foley, D. G. , King, C. , Schwing, F. B. , Price, H. , Bograd, S. J. and Palacios, D. M. 2006. Integrating enhanced satellite data maps into coastal management. *EOS, Trans. AGU*, 87 (14): 137 and 142.
- Stéquert, B. and Marsac, F. 1989. Tropical tuna - surface fisheries in the Indian Ocean. No. 282 in FAO Fisheries Technical Paper. Rome, Italy.
- St. John, M. A. , Clemmensen, C. , Lund, T. , Köster, T. 2001. Diatom production in the marine environment: implications for larval fish growth and condition. *ICES J. Mar. Sci.*,

58: 1106-1113.

- Stickney, A. P. and Perkins, H. C. 1977. Environmental physiology of commercial shrimp, *Pandalus borealis*. Project 3-202-R Completion Report, Maine Department of Marine Resources, West Boothbay Harbor, Maine, USA.
- Stretta, J. 1991. Forecasting models for tuna fishery with aerospatial remote sensing. *Int. J. Remote Sens.*, 12: 771-779.
- Strong, A. E., Arzayus, F., Skirving, W. J. and Heron, S. 2006. Identifying coral bleaching remotely via Coral Reef Watch: Improving integration and implications for changing climate. In: *Coral Reefs and Climate Change: Science Management*, Phinney, J. T. (Ed.), American Geophysical Union, Washington DC, pp. 63-180.
- Stumpf, R. P., Culver, M. E., Tester, P. A., Tomlinson, M., Kirkpatrick, G. J., Pederson, B. A., Truby, E., Ransibrahmanakul, V. and Soracco, M. 2003. Monitoring *Karenia brevis* blooms in the Gulf of Mexico using satellite ocean color imagery and other data. *Harmful Algae*, 2: 147-160.
- Subba Rao D. V., de Freitas A. S. W., Quilliam M. A., Pocklington R., Bates S. S. 1990. Rates of production of domoic acid, a neurotoxic amino acid in the pennate marine diatom *Nitzschia pungens*. In: Graneli E., et al. (Eds.) *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York, p. 413-417.
- Takeuchi, J., and Nakaji, Y. 1998. Trolling-line skipjack fishery around Kii Peninsula. In: Heisei-10-nen Katsuwo-shigen-kaigi-hokoku. Shimizu: National Research Institute of Far Seas Fisheries, pp. 319-324. (In Japanese)
- Tameishi, H. 1997. Investigation of skipjack fishing ground formation using OCTS sensor of the satellite ADEOS. In: Heisei-9-nen Katsuwo-shigen-kaigi-hokoku. Shiogama: Tohoku National Fisheries Research Institute, 204p. (In Japanese)
- Tanga, D., Kawamurab, H, Sang Ohc, I. and Bakerd, J. 2006. Satellite evidence of harmful algal blooms and related oceanographic features in the Bohai Sea during autumn 1998. *Adv. Space Res.* 37: 681-689.
- Thomas, Y., Mazurié, J., Pouvreau, S., Bacher, C., Gohin, F., Struski, C. and Le Mao, P. 2006. Modelling the growth of *Mytilus edulis* according to farming practices and environmental parameters. Application to 2003-2004 data in the bay of Mont Saint-Michel. IFREMER Report R. INT. / LER- MPL/ 06-16, <http://www.fao.org/fishery/gis-fish/index.jsp>
- Tomlinson, M. C., Stumpf, R. P., Ransibrahmanakul, V., Truby, E. W., Kirkpatrick, G. J., Pederson, B. A., Vargo, G. A. and Heil, C. A. 2004. Evaluation of the use of SeaWiFS imagery for detecting *Karenia brevis* harmful algal blooms in the eastern Gulf of Mexico. *Remote Sens. Environ.*, 91: 293-303.
- Townsend, D. W., and Spinrad, R. W. 1986. Early spring phytoplankton blooms in the Gulf of Maine. *Cont. Shelf Res.*, 6: 515-529.

- Travaglia, C., Profeti, G., Aguilar-Manjarrez, J. and López, N. A. 2004. Mapping coastal aquaculture and fisheries structures by satellite imaging radar. Case study of the Lingayen Gulf, the Philippines. FAO Fisheries Technical Papers 459, Rome, 45 p.
- Travers, M., Shin, Y. J., Jennings, S. and Cury, P. 2007. Towards end-to-end models for investigating the effects of climate and fishing in marine ecosystems. *Prog. Oceanogr.*, 75: 751-770.
- Uda, M. 1960. Kaiyo-gyojo-gaku. Tokyo: Koseisha-koseikaku, 347p. (In Japanese)
- Uitz J., Claustre H., Morel A., Hooker S. B. 2006. Vertical distribution of phytoplankton communities in open ocean: An assessment based on surface chlorophyll. *J. Geophys. Res.* 111: doi: 10.1029/2005JC003207.
- Uitz, J., Huot, Y., Bruyant F., Babin, M., and Claustre, H. 2008. Relating phytoplankton photophysiological properties to community structure on large scales. *Limnol. Oceanogr.*, 53 (2): 614-630.
- Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. Springer Verlag, New York, 203 p.
- Ulanowicz, R. E. and Abarca-Arenas, L. G. 1997. An informational synthesis of ecosystem structure and function. *Ecol. Model.*, 95: 1-10.
- UNEP. 2003. Monitoring and indicators: designing national-level monitoring programmes and indicators. Note by the Executive Secretary. Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/SBSSTA/9/10.
- UNEP. 2006. Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP. 76 p.
- Valdés, L., López -Urrutia, A., Cabal, J., Alvarez-Ossorio, M., Bode, A., Miranda, A., Cabanas, M., Huskin, I., Anadón, R., Alvarez-Marques, F., Llorente, M. and Rodríguez, N. 2007. A decade of sampling in the Bay of Biscay: What are the zooplankton time series telling us? . *Prog. Oceanogr.*, 74: 98-114.
- Vidussi F., Claustre H., Manaca B. B., Luchetta A., Marty J. C. 2001. Phytoplankton pigment distribution in relation to upper thermocline circulation in the eastern Mediterranean Sea during winter. *J. Geophys. Res.* 106: 19, 939-919, 956.
- Wackernagel, M. and Rees, W. 1996. Our ecological footprint. New Society Publishers.
- Ware, D. M. 2000. Aquatic ecosystems: properties and models. *Fisheries oceanography: integrative approach to fisheries ecology and management*. Harrison, P. J. and Parsons, T. R. (Eds.), Blackwell Science, Oxford, pp. 267-295.
- Ware, D. M. and Thomson, R. E. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the northeast Pacific. *Science* 308 (5726): 1280-1284, DOI: 10.1126/science.1109049.
- Watson, R. and Pauly, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 424: 534-536.

- Watson, R. , Tyedmers, P. Kitchingman, A. and Pauly, D. 2003. What's left: The emerging shape of the global fisheries crisis. *Conserv. Practice*, 4: 20-21.
- Watson, R. , Kitchingman, A. , Gelchu, A. and Pauly, D. 2004. Mapping global fisheries; sharpening our focus. *Fish and Fish*, 5: 168-177.
- Werner, F. E. , Page, F. H. , Lynch, D. R. , Loder, J. W. , Lough, R. G. , Perry, R. I. , Greenberg, D. A. and Sinclair, M. M. 1993. Influences of mean advection and simple behavior on the distribution of cod and haddock early life stages on Georges Bank. *Fish. Oceanogr*, 2: 43-64.
- Wienberg, R. 1982. Studies on the influence of temperature, salinity, light and feeding rate on laboratory reared larvae of deep sea shrimp, *Pandalus borealis* Kroyer 1838. *Meeresforschung*, 29: 136-153.
- Wilson, C. and Adamec, D. 2001. Correlations between surface chlorophyll and sea surface height in the tropical Pacific during the 1997-1999 El Nino-Southern Oscillation event. *J. Geophys. Res.*, 106: 31175-31188.
- Witte, U. , Wenzhofer, F. , Sommer, S. , Boetius, A. , Heinz, P. , Aberle, N. , Sand, M. , Cremer, A. , Abraham, W.-R. , Jorgensen, B. B. , and Pfannkuche, O. 2003. *In situ* experimental evidence of the fate of a phytodetritus pulse at the abyssal sea floor. *Nature*, 424: 763-766.
- Worm, B. and Myers, R. A. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. *Ecology*, 84: 162-173.
- WSSD. 2002. Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. In: UN Department of Economic and Social Affairs, Division of Sustainable Development, New York.
- Xiao, Y. , Ferreira, J. G. , Bricker, S. B. , Nunes, J. P. , Zhu, M. , and Zhang, X. 2007. Trophic assessment in Chinese coastal systems-review of methods and application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Est. Coasts* 30: 901-918.
- Xingwei, S. and Baide, X. 1988. Quick reporting state of fishery and sea on the east China Sea and the Yellow Sea with NOAA, Proceedings Symp. IGARSS'88 Edinburgh, Scotland: 1405 - 1408.
- Yokoyama, H. 2002. Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fish. Sci*, 68: 258-268.
- Yokoyama, H. , Inoue, M. and Abo, K. 2004. Estimation of the assimilative capacity of fish-farm environments based on the current velocity measured by plaster balls. *Aquaculture*, 240: 233-247.
- Zainuddin, M. , Saitoh, K. and Saitoh, S.-I. 2004. Detection of potential fishing ground for albacore tuna using synoptic measurements of ocean color and thermal remote sensing in the northwestern North Pacific. *Geophys. Res. Lett.* 31: doi: 10.1029/2004GL021000.
- Zainuddin, M. , Saitoh, K. and Saitoh, S.-I. 2007. Predicting potential habitat for albacore

- tune (*Thunnus alalunga*) in the north-western North Pacific Ocean using remote sensing and geographic information systems. In: GIS/Spatial Analysis in Fishery and Aquatic Sciences, Nishida, T., Kailola, P. J. and Caton, A. E. (Eds.), Vol. 3: 241-258.
- Zainuddin, M., Saitoh, K. and Saitoh, S. I. 2008. Albacore (*Thunnus alalunga*) fishing ground in relation to oceanographic conditions in the western north Pacific Ocean using remotely sensed satellite data. *Fish. Oceanogr.*, 17: 61-73.
- Zeller, D. and Pauly, D. 2007. Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005) . Fisheries Centre, UBC, Vancouver.
- Zeller, D., Booth, S., Craig, P. and Pauly, P. 2006. Reconstruction of coral reef fisheries catches in American Samoa, 1950-2002. *Coral Reefs*, 25: 144-152.
- Zeller, D., Booth, S., Davis, G. and Pauly, D. 2007. Re-estimation of small-scale fishery catches for U. S. flag-associated island areas in the western Pacific: The last 50 years. *Fish. Bull.*, 105: 266-277.



## 缩略语

---

ADEOS	Advanced Earth Observing Satellite (Japan) 先进地球观测卫星（日本）
ARGO	Collection of small, drifting oceanic robotic floats deployed worldwide 全球小型海洋漂流浮标
AMIS	African Marine Information System 非洲海洋信息系统
AOGCM	Atmosphere-Ocean Global Circulation Model 大气 - 海洋全球循环模型
ASCII	American Standard Code for Information Interchange 美国信息交换标准编码
ATSR	Along-Track Scanning Radiometer 沿轨迹扫描辐射计
AVHRR	Advanced High Resolution Radiometer 超高分辨率辐射计
AVNIR	Advanced Visible and Near Infrared Radiometer 先进可见光近红外辐射计
CASI	Compact Airborne Spectrographic Imager 轻便机载光谱成像仪
CDOM	Coloured Dissolved Organic Matter 有色溶解有机物
ChloroGIN	Chlorophyll Global Integrated Network 全球叶绿素集成网
CSIRO	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (Australia) 澳大利亚联邦科学与工业研究组织

CZCS	Coastal Zone Colour Scanner 海岸带水色扫描器
DGOM	Dynamic Green Ocean model 动态绿色海洋模型
DHW	Degree Heating Weeks 升温周
DSPIR	Driver-Pressure-State-Impact-Response 驱动-压力-状态-影响-响应
EAF	Ecosystem Approach to Fisheries 渔业生态系统方法
EEZ	Exclusive Economic Zone 专属经济区
ENSO	El Nino Southern Oscillation 厄尔尼诺南方涛动
EPA	Environmental Protection Agency 美国国家环境保护署
ERS-2	European Remote Sensing satellite 欧洲遥感卫星
ERSEM	European Regional Seas Ecosystem Model 欧洲区域海洋生态模型
ESA	European Space Agency 欧洲太空总署
FAO	Food and Agricultural Organization 联合国粮食农业组织
FDEP	Florida Department of Environmental Protection 佛罗里达环保部
FR	Full Resolution 全分辨率
FTP	File Transfer Protocol 文件传送协议
GCM	General Circulation Model 大气环流模型

GEO	Group on Earth Observations 地球观测组织
GIS	Global Information Systems 全球信息系统
GPS	Global Positioning System 全球定位系统
HAB	Harmful Algal Bloom 有害藻华
HDF	Hierarchical Data Format 分层数据格式
IDL	Interactive Data Language 交互式数据语言
IFREMER	Institut Francais de Recherche pour l'exploration de la Mer 法国国家海洋开发研究院
INCO-DEV	International Cooperation with Developing Countries 发展中国家国际合作
INCOIS	Indian National Centre for Ocean Information Services 印度海洋信息中心
IOCCG	International Ocean Colour-Coordinating Group 国际海洋水色协作组
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change 政府间气候变化专门委员会
JRC	Joint Research Centre 联合研究中心
Landsat	Earth-observing satellite missions jointly managed by NASA and the U. S. Geological Survey (美国) 地球资源探测卫星
LAPE	Lesser Antilles Pelagic Ecosystem 小安地列斯群岛上层生态系统
LME	Large Marine Ecosystem 大海洋生态系统
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer 中分辨率成像光谱仪

MMA	Marine Managed Area 海洋管制区域
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer 中分辨率成像光谱仪
NEMURO	North Pacific Ecosystem Model for Understanding Regional Oceanography 北太平洋区域海洋生态系统模型
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration 美国国家海洋和大气局
NPZD	Nutrient-Phytoplankton-Zooplankton dynamics 营养-浮游植物-浮游动物动态
OCM	Ocean Colour Monitor 海洋水色监测
OCR	Ocean Colour Radiometry 海洋水色辐射线测量
OCTS	Ocean Colour and Temperature Scanner (Japan) 海洋水色及温度扫描仪 (日本)
OPZL	Ocean Productivity from Absorption of Light 光吸收计算海洋生产力
OPeNDAP	Open-source Project for a Network Data Access Protocol 网络数据访问协议的开源项目
PAR	Photosynthetically Active Radiation 光合有效辐射
PDO	Pacific Decadal Oscillation 太平洋年际振荡
PFZ	Potential Fishing Zone 潜在渔业区
PML	Plymouth Marine Laboratory 英国普利茅斯海洋研究所
PPMR	Predator-Prey Mass Ratio 捕食者-猎物重量比
PPR	Primary Production Required 必需的初级生产

QuikSCAT	Quick Scatterometer (NASA) 快速散射仪 (NASA)
RADARSAT	Canada's remote sensing satellite 加拿大遥感卫星
SAR	Synthetic Aperture Radar 合成孔径雷达
S-DMB	S-band Digital Multimedia Broadcasting services 波段数字多媒体广播服务
SwaWIFS	Sea-viewing Wide Field-of-View Sensor 海洋观测宽视场传感器
SPEAR	Sustainable options for People, catchment and Aquatic Resources 人类居住、水资源、水生资源的可持续选择
TE	Trophic Efficiency 营养效率
THREDDS	Thematic Realtime Environmental Distributed Data Services 实时环境数据分发服务
TL	Trophic Level 营养级
TOREDAS	Traceable and Operational Resource and Environment Data Acquisition System 可追踪和操作的资源及环境数据采集系统
TZCF	Transition Zone Chlorophyll Front 叶绿素锋过渡区