

Fisheries Investigations and Management Implications in Marine Protected Areas of the Caribbean

A Case Study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic

Part 1 of 3 in a Series on Science Tools for Marine Park Management

Edited by Mark Chiappone

Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina Bustamante

Las investigaciones pesqueras y su aplicación en el manejo de áreas marinas protegidas del Caribe

Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana

Parte 1 de una serie de 3 documentos científicos para el manejo de parques marinos

Editado por Mark Chiappone

Traducido por María Bello y Georgina Bustamante

The mission of The Nature Conservancy is to preserve plants, animals, and natural communities that represent the diversity of life on Earth by protecting the lands and waters they need to survive.

Since 1951, the Conservancy has worked with local conservationists both in the United States and internationally to identify and protect critical habitat. As a global organization, The Nature Conservancy has been instrumental in protecting more than 92 million acres of land in 29 countries around the world. The Nature Conservancy works through partnerships to build the capacity and commitment to conserve biological diversity, and the natural systems necessary to sustain life. The work presented here is part of that overall system.

This major study of Parque Nacional del Este, a large protected area on the southeastern coast of the Dominican Republic, funded largely by the U.S. Agency for International Development, provides a case evaluation of the status of fisheries and management implications in Caribbean marine protected areas. The project involved a multitude of Dominican and U.S. conservation organizations to document the status of fisheries resources in one of the largest coastal national parks in the Caribbean. This book is one of three in a series, complemented by water quality and reef conservation assessments, on science tools for marine park management. This book is the detailed and illustrated report of the carefully research study of the park.

The book contains much background information on marine fisheries and summarizes current problems in the Caribbean. It also serves to highlight some of the indications of overfishing in tropical coastal areas and the management implications for the sustainable use of coastal resources. It is hoped that the book will serve as a learning tool for conservation and management initiatives in other coastal protected areas in the region.

La misión de The Nature Conservancy es preservar las plantas, animales y comunidades naturales que representan la diversidad de vida en la Tierra, mediante la protección de las tierras y aguas que éstos necesitan para sobrevivir.

Desde 1951, The Nature Conservancy trabaja con profesionales de la conservación locales en los Estados Unidos y a nivel internacional para identificar y proteger hábitat crítico. Como organización global, The Nature Conservancy ha sido una pieza fundamental en la protección de casi 42 millones de hectáreas en 29 países en todo el mundo. The Nature Conservancy trabaja con organizaciones socias para desarrollar su capacidad y compromiso de conservar la diversidad biológica y los sistemas naturales necesarios para mantener la vida. El trabajo presentado aquí es parte integral de este sistema.

Este importante estudio del Parque Nacional del Este, una extensa área protegida en la costa sureste de la República Dominicana, financiado en gran parte por la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos, presenta la evaluación del estado de la pesca y sus consecuencias para el manejo de las áreas protegidas del Caribe. Este proyecto incluyó a numerosas organizaciones conservacionistas de la República Dominicana y de los Estados Unidos que documentaron el estado de los recursos pesqueros en uno de los parques nacionales costeros más grandes del Caribe. Este es el primer volumen en una serie de tres documentos (que también incluye evaluaciones sobre la calidad del agua y sobre los arrecifes coralinos) para asistir en el manejo de parques marinos. Este libro presenta un informe detallado e ilustrado de la cuidadosa investigación que se llevó a cabo en el parque.

Este libro contiene mucha información esencial sobre pesca marina y resume los problemas actuales en el Caribe. También sirve para destacar algunos de los indicadores de la sobre pesca en las zonas costeras tropicales y las consecuencias en el manejo para el uso sostenible de los recursos costeros. Esperamos que este libro sirva como un documento de aprendizaje para las iniciativas de conservación y manejo en otras zonas costeras protegidas en la región.

Fisheries Investigations and Management Implications in Marine Protected Areas of the Caribbean
Las investigaciones pesqueras y su aplicación en el manejo de áreas marinas protegidas del Caribe

Vol. I



Fisheries Investigations and Management Implications in Marine Protected Areas of the Caribbean

A Case Study of Parque Nacional del Este,
Dominican Republic

*Part 1 of 3 in a Series on Science Tools
for Marine Park Management*

Edited by Mark Chiappone

**Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina
Bustamante**

Las investigaciones pesqueras y su
aplicación en el manejo de áreas
marinas protegidas del Caribe

Estudio del Parque Nacional del Este,
República Dominicana

*Parte 1 de una serie de 3 documentos científicos
para el manejo de parques marinos*

Editado por Mark Chiappone

**Traducido por María Bello y Georgina
Bustamante**



Copyright © 2001, The Nature Conservancy. All rights reserved. No part of this book may be reproduced in any form, or by any electronic, mechanical or other means, without permission in writing from the publishers.

For more information, contact:

The Nature Conservancy
Caribbean Division
4245 N. Fairfax Drive
Arlington, Virginia 22203, USA
Telephone: (703) 841-4860

Fisheries Investigations and Management Implications in Marine Protected Areas of the Caribbean: A Case Study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic.

ISBN: 1-886765-10-3

Edited by Mark Chiappone

Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina Bustamante

Cover photographs: Rachel Graham.

Layout & Design: Francisco Vasquez

Published by: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy
Headquarters. 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA

This publication was made possible through support provided by the Office LAC/RSD/, Bureau for Latin America and the Caribbean, U.S. Agency for International Development, under terms of Grant No. LAG-A-00-95-00026-00. The opinions expressed herein are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the U.S. Agency for International Development.

Derechos reservados © 2001, The Nature Conservancy. Todos los derechos reservados. Ninguna parte de este documento puede ser reproducida en forma electrónica, mecánica u otra cualquiera sin la autorización por escrito de la editora.

Para más información, comuníquese con:

The Nature Conservancy
Caribbean Division
4245 N. Fairfax Drive
Arlington, Virginia 22203, USA
Teléfono: (703) 841-4860

Las investigaciones pesqueras y su aplicación en el manejo de áreas marinas protegidas del Caribe:
Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana

ISBN: 1-886765-10-3

Editado por Mark Chiappone

Traducido por María Bello y Georgina Bustamante

Fotografía de la portada: Rachel Graham

Diseño y diagramación: Francisco Vasquez

Publicado por: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters. 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA

Esta publicación ha sido posible gracias al apoyo de la Oficina LAC/RSD/, Bureau para América Latina y el Caribbean, Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos, bajo los términos del acuerdo No. LAG-A-00-95-00026-00. Las opiniones expresadas aquí son las de los autores y no reflejan necesariamente las opiniones de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos.

LIST OF CONTRIBUTORS (ALPHABETICAL)
CONTRIBUIDORES (EN ÓRDEN ALFABÉTICO)

Georgina Bustamante

The Nature Conservancy, Latin American and Caribbean
Region, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203,
USA

Mark Chiappone

The National Undersea Research Center, University of North
Carolina at Wilmington, 515 Caribbean Drive, Key Largo, FL
33037, USA

Gabriel A. Delgado

Division of Marine Biology and Fisheries, Rosenstiel School of
Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 4600
Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149, USA

Francisco X. Geraldès

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo and Centro de
Investigaciones de Biología Marina (CIBIMA), Universidad
Autónoma de Santo Domingo, Apartado Postal No. 1355,
Santo Domingo, RD

Enrique Pugibet

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo and Acuario Nacional,
Avenida España, Santo Domingo, RD

Yira Rodríguez

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón #83,
P.O. Box 748, Santo Domingo, RD

Emily Schmitt

Department of Biology, University of Miami, P.O. Box
249118, Coral Gables, Florida 33124, USA

Robert D. Sluka

Department of Biology, University of Miami, P.O. Box
249118, Coral Gables, Florida 33124, USA

Kathleen M. Sullivan Sealey

Department of Biology, University of Miami, P.O. Box
249118, Coral Gables, Florida 33124, USA

Rubén E. Torres

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón #83,
P.O. Box 748, Santo Domingo, RD

John Tschirky

The Nature Conservancy, Latin American and Caribbean
Region, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203,
USA

Mónica Vega

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo and Acuario Nacional,
Avenida España, Santo Domingo, RD

Foreword

Parque Nacional del Este (PNE) is the second-largest protected area in the Dominican Republic, comprising over 43,000 hectares of terrestrial habitats and an additional 12,000 hectares of shallow-water marine habitats (not formally declared). Located in the southeastern Dominican Republic, the Park also includes Isla Saona, a large island (11,000 ha) separating the Canal de Catuano, a large and predominantly shallow marine lagoon (< 10 m), from the mainland peninsula. PNE is a landscape representative of what would have been seen by the native inhabitants of the area prior to colonization by the Spanish in the 15th century. In addition to its biological resources, PNE has a rich cultural history represented by subterranean caverns that are richly adorned with pre-Columbian pictographs and petroglyphs and probably functioned as ceremonial centers. The Park was established by National decree number 1311 on September 16, 1975. Prior to the Park's establishment, a limited amount of research was carried out to evaluate the area for its biological value and its potential for development as a "modern" national park.

The Nature Conservancy's Latin America and Caribbean Region (TNC/LACR) has been engaged in a biodiversity conservation project in PNE since 1993 through its **Parks in Peril (PIP)** program. This innovative program works at 61 sites in 18 countries within Latin America and the Caribbean in an effort to provide emergency assistance to transform "paper" parks into functioning and effective protected areas. The United States Agency for International Development (USAID) funds a subset of 23 of these sites, including PNE.

The PIP program is a broad partnership primarily among TNC, the international donor and conservation community, and in-country private and public conservation

Prólogo

El Parque Nacional del Este (PNE) es la segunda área protegida en extensión en la República Dominicana y ocupa alrededor de 43 000 hectáreas de hábitats terrestres, a las que se suman unas 12 000 hectáreas de hábitats marinos en aguas someras (no declaradas oficialmente). Localizado en el sudeste de la República Dominicana, el parque también incluye la Isla Saona, una isla de 11 000 hectáreas separada de tierra firme en la península por el Canal de Catuano, una laguna marina de poca profundidad (<10 m). El PNE es un paisaje representativo de lo que deben haber visto los nativos que habitaban el área antes de la colonización española en el siglo XV. Además de sus recursos biológicos, el PNE posee una rica historia cultural representada por cavernas subterráneas abundantemente adornadas con pictografías precolombinas y petroglifos, que probablemente funcionaron como centros ceremoniales. El parque fue establecido por el decreto nacional no. 1311, del 16 de septiembre de 1975. Previo al establecimiento del mismo, se realizaron algunos estudios preliminares para evaluar el potencial biológico y las potencialidades para el desarrollo del área como un parque nacional "moderno".

Desde 1993, la región de América Latina y el Caribe de The Nature Conservancy (LACR) ha estado ligada al proyecto de conservación de la biodiversidad del PNE, a través del programa **Parques en Peligro** (PeP, en inglés, Parks-in-Peril). Este programa innovador funciona actualmente en 61 localidades, en 18 países de América Latina y el Caribe, en un esfuerzo por proveer asistencia de emergencia y transformar los parques en áreas efectivamente protegidas y funcionales. Veintitrés de estos lugares, incluyendo el PNE, están respaldados económicamente, en gran parte, por la Agencia Internacional para el Desarrollo de los Estados Unidos (USAID). PeP es un programa de amplia colaboración, fundamentalmente entre The Nature Conservancy, donaciones internacionales de comunidades conservacionistas, y organizaciones públicas y privadas de grupos conservacionistas en los respectivos países. Se ha convertido en una de las iniciativas internacionales más amplias y exitosas en la protección de áreas para la

organizations. It has become one of the most comprehensive and successful international initiatives in protected area-based biodiversity conservation in the Western Hemisphere. PIP was designed to secure minimum critical management for each of the targeted sites. The four goals of PIP are: 1) to provide conservation infrastructure (e.g. buildings, science, personnel, training, etc.) for parks in the most imperiled ecosystems; 2) to integrate these protected areas into the economic lives of local society whenever possible; 3) to create long-term funding mechanisms to sustain the local management of these areas; and 4) to use conservation activities as a learning tool to influence conservation action in protected areas outside of the PIP network.

As part of the on-site conservation activities implemented in PNE, TNC/LACR joined with its local Dominican conservation and science partners in 1994 to conduct a marine Rapid Ecological Assessment (REA) of PNE. This project was the first in a series of conservation science activities directed at characterizing and assessing the marine systems of PNE. The REA involved two weeks of field work by scientists from the USA and Dominican Republic in order to: 1) describe and map the composition and coverage of mangrove, rocky intertidal, and marine benthic communities; 2) inventory the floral and faunal diversity, particularly benthic algae and seagrasses, reef invertebrates, and reef fishes; 3) make recommendations for subsequent research, monitoring, and management activities; and 4) produce a threats analysis of the marine portion of PNE that identified the primary threats to the natural marine systems and species of PNE, and the primary sources of these threats.

The results of the marine REA set the stage for a five-year research and monitoring plan for PNE. Due to the limited amount of historical information available for the area, research themes were identified that would produce information that, in turn, would help Park managers in their efforts to minimize the impacts of human use on the marine resources of PNE. The information produced would also serve as a case study to assist similar efforts in other Dominican and Caribbean marine protected areas. Three broad areas were defined as those needing the most attention if success was to be met in minimizing and managing current threats: water quality assessment and monitoring, coral reef habitat and species monitoring, and fisheries management. To date, the monitoring activities have been carried out by several Dominican and USA-based institutions. Consequently, PNE has served as an important training ground for other Dominican non-governmental organizations involved in the conservation of Dominican marine resources.

The focus of this technical report is the fishes and fisheries of PNE. Despite PNE's designation as a national park, the government of the Dominican Republic allows artisanal fishing to occur within its boundaries. Fishing occurred in these waters before the area was designated as a national park, and it continues today. This document summarizes four years of research into the status of PNE's fisheries and recommends actions that need to be taken if fisheries such as conch, spiny

conservación de la biodiversidad en el hemisferio occidental. PeP fue diseñado para asegurar niveles de manejo mínimos en cada uno de los lugares escogidos y tiene cuatro objetivos fundamentales: 1) Proveer infraestructura para la conservación (construcciones, personal, ciencia, entrenamiento, etc.) en ecosistemas en peligro dentro de los parques; 2) integrar estas áreas protegidas a la vida económica de las sociedades locales siempre que sea posible; 3) crear mecanismos para sustentar económicamente el manejo local en estas áreas por períodos largos y 4) utilizar las actividades conservacionistas como herramientas de enseñanza para promover acciones análogas en otras áreas protegidas que no pertenezcan a la red de PeP.

En 1994, como parte de las iniciativas conservacionistas implementadas en el PNE, LACR, conjuntamente con las organizaciones científicas y conservacionistas dominicanas, realizó una evaluación ecológica rápida (EER) en el parque. Este proyecto fue el primero de una serie de actividades científicas de conservación dirigidas a la caracterización y evaluación del ecosistema marino del PNE. La EER se llevó a cabo durante dos intensas semanas de trabajo de campo y contó con la colaboración de científicos de los Estados Unidos y la República Dominicana con el objetivo de: 1) describir y mapear la extensión y composición de los manglares, el litoral rocoso intermareal y las comunidades bentónicas; 2) realizar un inventario de la diversidad de la flora y la fauna, especialmente de algas bentónicas y hierbas marinas, invertebrados y peces arrecifales; 3) hacer recomendaciones para futuros programas de monitoreo, investigación y manejo y 4) analizar las amenazas a la parte marina del parque para identificar las amenazas fundamentales para el ecosistema marino y las especies que lo forman, así como las causas de éstas.

Como resultado de la EER, se estableció un programa de cinco años de investigación y monitoreo en el parque. Debido a la poca información histórica acerca del área, los temas de investigación estuvieron encaminados a producir información que le permitiera a la administración del parque orientar sus esfuerzos para reducir el impacto humano en el uso de los recursos marinos dentro del PNE. La información producida serviría además como un estudio modelo para esfuerzos similares en otras áreas marinas protegidas de la República Dominicana y el Caribe. Se identificaron tres problemas fundamentales que requieren una atención prioritaria para minimizar y manejar las amenazas actuales: 1) Evaluación y monitoreo de la calidad del agua; 2) estado de los arrecifes coralinos y las especies que los habitan y 3) manejo de las pesquerías. Hasta el momento, organizaciones dominicanas y organizaciones con base en los Estados Unidos han llevado a cabo actividades de investigación, convirtiendo al PNE en un importante centro de entrenamiento para otras organizaciones no gubernamentales dominicanas involucradas en la conservación de los recursos marinos de la República Dominicana.

Este informe técnico se centra en la evaluación ecológica de los recursos pesqueros y de las pesquerías en el PNE. A pesar de su designación como parque nacional, el gobierno de la República Dominicana permite la pesca artesanal dentro de sus límites ya que estas pesquerías de carácter tradicional se realizaban antes de que dicha área fuera declarada parque nacional. El documento recoge los resultados de cuatro años de investigación sobre el estado de las pesquerías dentro del PNE, y resume las recomendaciones para futuras acciones necesarias para preservar las pesquerías del lambí, la langosta y los peces arrecifales en estas aguas. Este es uno de los tres volúmenes (dos volúmenes adicionales, uno sobre el estado de arrecifes coralinos y otro sobre la calidad del agua marina) producidos en un esfuerzo por

lobster, and reef fishes of these waters are to survive in the foreseeable future. This document is one of three volumes (complemented by coral reef and water quality monitoring documents) that have been produced in an effort to apply the lessons learned in PNE to other marine protected areas, and to explore how technical expertise can be pooled together in a collaborative manner, with the purpose of using scientific information to assist Park managers in addressing biodiversity conservation and sustainable management issues.

In closing, I would summarize the three principal objectives of this work as follows:

- 1) To discuss the science employed at the site, including the objectives/hypotheses, methods, and sampling design. This document outlines the scientific information that was needed and how it was collected, including an overview of personnel, logistics, and time.
- 2) To document the status of fisheries resources in PNE. This document provides a discussion of the ecological setting of the area, an overview of the biology of fishery target organisms, and an analysis of the status of conch, spiny lobster, fishes in nursery areas, reef fishes, and artisanal fisheries activities.
- 3) To outline the management implications and recommendations, specifically the “lessons learned” and how our experiences can be transferred to other Dominican and wider Caribbean marine protected areas.

John Tschirky
Caribbean Marine Protected Areas Specialist
The Nature Conservancy

utilizar la experiencia del PNE como herramienta de enseñanza y aprendizaje para otras áreas marinas protegidas, así como para evaluar las posibilidades de utilizar personal técnico diverso en esfuerzos combinados de colaboración, con el objetivo de obtener la información científica necesaria para ayudar a la administración de los parques a enfrentar problemas de conservación de los recursos naturales y la biodiversidad en programas de manejo sostenido.

Para concluir, yo resumiría los tres objetivos principales de este trabajo de la siguiente manera:

- 1) Discutir la metodología científica empleada, incluyendo los objetivos e hipótesis, métodos y diseño del muestreo. El documento señala qué información científica se necesitó y cómo se recolectó la misma, incluyendo las características del personal, logística del proceso y tiempo empleado.
- 2) Documentar el estado de los recursos pesqueros en el PNE. Este informe proporciona una discusión de las características ecológicas del área, un estudio de las características biológicas de las especies a las que están dirigidas las pesquerías y un análisis del estado del lambí, la langosta, los peces en las áreas de cría, los peces arrecifales y las actividades de la pesca artesanal.
- 3) Esbozar las implicaciones del manejo y las recomendaciones, especialmente “la lección aprendida”, así como sugerir la posibilidad de que esta experiencia pueda ser aplicada en otras áreas marinas protegidas de la República Dominicana y el Gran Caribe.

John Tschirky
Especialista en áreas marinas protegidas del Caribe
The Nature Conservancy

Contents

Executive Summary	XI
Acknowledgments	XVII
Chapter I. Introduction	1
Section 1. Purpose and scope of document	
Section 2. Characteristics of tropical fisheries	
Section 3. Effects of fishing	
Section 4. Study goals and objectives	
Chapter II. Fishery Target Organisms — Biological and Fisheries Characteristics	15
Section 1. Conch	
Section 2. Spiny lobster	
Section 3. Reef fishes	
Chapter III. Study Area and Environmental Setting	39
Section 1. Dominican Republic	
Section 2. Parque Nacional del Este	
Section 3. Boca Chica	
Chapter IV. Materials and Methods	47
Section 1. Rapid Ecological Assessment and habitat map development	
Section 2. Conch	
Section 3. Soft-bottom fishes	
Section 4. Reef fishes	
Section 5. Spiny lobster	
Section 6. Interviews with fishermen	

Contenido

Resumen.....	XI
Agradecimientos	XVII
Capítulo I. Introducción.....	1
Sección 1. Propósito y alcance del documento	
Sección 2. Características de las pesquerías tropicales	
Sección 3. Efectos de la pesca	
Sección 4. Objetivos y propósitos de este estudio	
Capítulo II. Organismos de interés pesquero: características biológicas y pesqueras.....	15
Sección 1. Lambí	
Sección 2. Langosta	
Sección 3. Peces arrecifales	
Capítulo III. Área de estudio y características ambientales	39
Sección 1. República Dominicana	
Sección 2. Parque Nacional del Este	
Sección 3. Boca Chica	
Capítulo IV. Materiales y métodos	47
Sección 1. Evaluación ecológica rápida y trazado de mapas de comunidades	
Sección 2. Lambí	
Sección 3. Peces de fondos blandos	
Sección 4. Peces arrecifales	
Sección 5. Langosta	
Sección 6. Entrevistas a pescadores	

Chapter V. Results	65	Capítulo V. Resultados	65
Section 1. Rapid Ecological Assessment and habitat map development		Sección 1. Evaluación ecológica rápida y trazado de mapas de comunidades	
Section 2. Conch		Sección 2. Lambí	
Section 3. Soft-bottom fishes		Sección 3. Peces de fondos blandos	
Section 4. Reef fishes		Sección 4. Peces arrecifales	
Section 5. Spiny lobster		Sección 5. Langosta	
Section 6. Interviews with fishermen		Sección 6. Entrevistas a pescadores	
Chapter VI. Discussion	87	Capítulo VI. Discusión	87
Section 1. Summary assessment		Sección 1. Resumen de la evaluación	
Section 2. Comparisons with the wider Caribbean		Sección 2. Comparación con el resto del Gran Caribe	
Chapter VII. Management and Research Recommendations	105	Capítulo VII. Recomendaciones para el manejo y la investigación.....	105
Section 1. Management goals		Sección 1. Objetivos del manejo	
Section 2. Management options		Sección 2. Opciones de manejo	
Section 3. Recommendations		Sección 3. Recomendaciones	
Literature Cited	129	Literatura citada	129
Glossary of Acronyms and Terms.....	143	Glosario.....	143
Appendices	a	Apéndices	a

Executive Summary

Caribbean coastal areas face several threats, the most serious of which are rapid and unchecked coastal development, water quality degradation from land-based activities, and over-exploitation of marine resources. Over-fishing of conch, spiny lobster, and finfish resources is now more the rule than the exception in the wider Caribbean, reflecting limited economic alternatives, increasing human population growth, and increased demand for food. The difficulty of managing Caribbean fisheries is partly a product of their artisanal and dispersed landing nature, specifically the multitude of gear-types employed and organisms fished. In addition, most fishery target organisms have a bi-partite (two-stage) life cycle, distributed as larvae in open ocean environments, and utilizing benthic habitats, such as seagrasses and reefs, during the juvenile and adult stages. Thus, sustainable use of marine fishery resources implies that protection of adults (spawning stock biomass) is important. Marine protected areas, if properly managed, zoned, and enforced in the context of human activities, offer a viable means to conserve critical marine resources, offset intensive fishing activities, and increase economic gain. This is especially the case for marine reserves or harvest refugia (no-take zones), which have been shown to be the most effective alternative to traditional fisheries management of catch and effort. Many Caribbean marine protected areas, however, suffer from a lack of infrastructure, institutional support, enforceable regulations, and scientific information to guide management policies.

This document presents a case study of fisheries investigations carried out from 1994 to 1997 in Parque Nacional del Este (PNE), a large protected area (430 km² terrestrial area) established in 1975 on the southeastern coast of the Dominican Republic. The Dirección Nacional de Parques

Resumen

Las áreas costeras del Caribe enfrentan diversos peligros, de los cuales los más serios son el rápido desarrollo urbano costero, la paulatina degradación de la calidad del agua a consecuencia de las actividades terrestres y la sobreexplotación de los recursos marinos. La sobreexplotación del langosta, la langosta y los peces es una realidad en el Gran Caribe que refleja las escasas alternativas económicas, el crecimiento de la población y el incremento de la demanda de alimentos. La dificultad en el manejo de las pesquerías en el Caribe se debe en gran parte a la pesca artesanal no planificada, a la gran diversidad de las artes de pesca utilizadas, a los diferentes tipos de pesquerías y a que la mayoría de los organismos que se pescan en el área se caracterizan por presentar dos etapas bien definidas en sus ciclos de vida: una etapa de desarrollo larval en aguas oceánicas, y una segunda etapa donde los juveniles y adultos se desarrollan en hábitats demersales de praderas marinas y arrecifes. Por lo tanto, el uso sostenible de los recursos de las pesquerías marinas implica que es importante proteger a los adultos (cantidad de biomasa desovante). Las áreas marinas protegidas, manejadas efectivamente en el contexto de las actividades humanas, ofrecen la posibilidad de conservar recursos marinos en estado crítico y de incrementar la actividad pesquera y las ganancias económicas. Este es, especialmente, el caso de las reservas pesqueras o refugios, que han demostrado ser una alternativa de manejo para pesquerías tradicionales. Sin embargo, la mayoría de las áreas marinas protegidas carecen de una infraestructura institucional que las respalde, mecanismos efectivos que garanticen el cumplimiento de las leyes, así como de la información científica requerida para encauzar políticas de manejo.

Este documento presenta el estudio de caso de las investigaciones pesqueras realizadas durante 1994-1997 en el Parque Nacional del Este (PNE), un área protegida de 434 km², establecida en 1975, en la costa sudeste de la República Dominicana. La Dirección Nacional de Parques tiene jurisdicción de manejo sobre la parte terrestre, pero carece de una infraestructura institucional para el manejo de los recursos costeros marinos. Aunque no existe en el parque un desarrollo industrial o turístico

(DNP), the country's national park service, has management jurisdiction over the terrestrial area of the Park, but lacks the institutional framework for managerial aspects of marine and coastal resources. There are no major industrial or tourism developments in PNE; however, increasing tourism and unplanned urban development adjacent to the Park are potential threats. The Park's nearby waters and especially its beaches are becoming more important as a tourist destination, with an annual visitation of over 75,000 persons, which provides much of the funding (through visitor fees) for the country's national park system. Fishing in PNE is presently characterized as artisanal, with fishermen operating out of small villages both within and adjacent to the Park. Fishing activities employ several methods (hook-and-line, traps, spears, hookah) and the fishery targets invertebrates and many finfish species. The southeastern coast of the country has been exploited in an intensive manner for several decades, first by commercial fishing activities ending in the 1970s, and now by smaller scale, predominantly subsistence fishing.

In 1994, a Rapid Ecological Assessment (REA) of the marine area of PNE was conducted to inventory the flora and fauna of the Park, provide descriptions of benthic communities and develop a habitat map, and make preliminary recommendations for management and subsequent scientific investigations of marine resources. The REA identified intensive fishing as the most critical threat to the viability of the marine biological resources of the Park. Interestingly, this threat was similarly identified twenty years earlier during an initial assessment of marine resources in the study area. The REA was at the forefront of a five-year effort to more adequately study fisheries resources and patterns of fishing in PNE. Five research components were identified and developed with the purpose of assessing the status of fisheries organisms, gaining some insights into exploitation patterns, and exploring possibilities for management and restoration of depleted stocks. The research areas were: 1) abundance and size distribution of queen conch (*Strombus gigas*) in nursery areas; 2) abundance and biomass of predominantly juvenile fishes in nursery areas; 3) species richness, abundance, and size of reef fishes in coral reef habitats; 4) abundance and size of spiny lobster (*Panulirus argus*) in coral reef habitats; and 5) interviews with fishermen to obtain data on age distribution, fishing methods, and catch composition. Field methods used in this investigation included strip transect surveys for conch and reef fishes, otter trawls, roving diver surveys for reef fishes, and interviews with fishermen in local communities. From 1994 to 1997, the project involved scientists, students and volunteers from The Nature Conservancy, the University of Miami, Centro de Investigaciones de Biología Marina of the Universidad Autónoma de Santo Domingo, Fundación MAMMA, Acuario Nacional Dominicano, and the John G. Shedd Aquarium of Chicago.

The status of queen conch was studied by quantifying the abundance and size distribution in seagrass and other soft-bottom habitats mostly in the Canal de Catuano, a large, predominantly shallow lagoon (< 10 m

apreciable, el incremento del turismo y el desarrollo urbano no planificado en áreas adyacentes al parque representan un peligro potencial. Las aguas más cercanas al parque y, especialmente, sus playas se han convertido en lugar preferido por turistas, que asisten en número promedio de 75 000 al año, aportando la mayoría de los fondos de ingreso al sistema nacional de parques como resultado del pago por derecho de entrada. La pesca en el PNE es fundamentalmente artesanal, desarrollada por pescadores provenientes de poblados pequeños dentro del parque y de sus alrededores. Las actividades pesqueras se realizan empleando diferentes métodos como la pesca con cordel y anzuelo, nasas y arpones, así como el uso del buceo con compresores como forma de acceso directo a los recursos de mayor profundidad, y los organismos objetivos de la pesca son invertebrados y numerosas especies de peces. La costa sudeste del país ha sido explotada por varias décadas, primero por pesquerías comerciales que finalizaron en los 70 y ahora en menor escala por pesquerías predominantemente de subsistencia.

En 1994, se realizó una evaluación ecológica rápida del área costera y marina del PNE con el objetivo de hacer un inventario de la flora y la fauna, describir las comunidades bentónicas, cartografiar los hábitats, así como formular recomendaciones preliminares para el manejo y la investigación de los recursos marinos. Como resultado de la EER se identificó la gran intensidad de las pesquerías como el factor más crítico para la viabilidad del parque. Es interesante destacar que este efecto negativo fue identificado ya veinte años atrás, durante una evaluación inicial de los recursos marinos en esta área. La EER fue sólo el antecedente de un esfuerzo posterior que duró cinco años para estudiar más adecuadamente los recursos pesqueros en el PNE. Se identificaron y desarrollaron cinco líneas de investigación diferentes, con la intención de evaluar el estado de las especies que componen las pesquerías, obtener alguna información sobre los patrones de explotación y explorar las posibilidades de manejo y restauración de las poblaciones afectadas. Las investigaciones estuvieron encaminadas a determinar: 1) la abundancia, distribución y composición por tallas del lambí (*Strombus gigas*) en las áreas de cría, 2) la abundancia y biomasa de las especies predominantes de peces en las áreas de cría, 3) la diversidad de especies, abundancia y composición por tallas de los peces arrecifales, 4) abundancia y composición por tamaños de la langosta (*Panulirus argus*) en los arrecifes coralinos y 5) las características generales de la actividad pesquera en la zona, en particular, la estructura por edades, origen local e historial de pesca de los pescadores en la región, así como su percepción sobre el estado de los recursos pesqueros, los métodos y procedimientos de pesca empleados y la composición de las capturas. La recolección de datos se realizó mediante los siguientes métodos de muestreo: transectos, para el lambí y peces arrecifales; censos ambulantes adicionales para los peces arrecifales; arrastres con redes, para los peces demersales en comunidades de fondo blando, así como entrevistas a los pescadores de las comunidades locales para los datos de pesca. Este proyecto se realizó entre 1994-1997 e involucró a científicos, estudiantes y voluntarios provenientes de The Nature Conservancy (EE.UU.), la Universidad de Miami (EE.UU.), el Centro de Investigaciones de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, la Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos, Inc., MAMMA, el Acuario Nacional dominicano y el acuario John G. Shedd de Chicago (EE.UU.).

El estado de las poblaciones del lambí se estudió cuantificando la abundancia y la distribución por tallas en hábitats de hierbas mari-

depth) between Isla Saona and the mainland. A systematic random sampling design, employing strip transects 50 m x 5 m in area, was used to assess conch abundance, size, and the status of juvenile aggregations. Five soft-sediment community types were sampled, differing mainly in the composition of sediments and coverage by benthic algae and seagrasses. In March of 1996 and 1997, 350 transects were surveyed. In 1996, an estimated 1.9 million juvenile queen conch were present in nursery areas of PNE, with most juveniles distributed in aggregations located in sparse turtle grass beds (*Thalassia testudinum*) and to a lesser extent in moderate to dense seagrass. In 1997, only an estimated 0.15 million juvenile queen conch were present, a decline of an order of magnitude from the previous year. Adult queen conch density in nursery areas averaged 4.5 individuals per hectare in 1996, but declined to an average of 1.6 adults per hectare in 1997. The population estimate for adults declined from approximately 0.03 million to 0.01 million between 1996 and 1997. In contrast, the density of milk conch (*Strombus costatus*) increased by over two-fold during the same period (23.4 individuals per hectare in 1996 to 56.8 individuals per hectare in 1997).

Size-frequency analysis suggested that juvenile conch use seagrass beds in the eastern Canal de Catuano as a nursery area. Despite the large area of seagrass coverage in the Park (61.5 km²), conch occupied only a small fraction of the available habitat. Plankton tows for veligers (conch larvae) during August of 1995 and 1996 yielded low densities, possibly indicating recruitment limitation. During four years of field surveys, no adult conch were found in deeper (> 10 m) hard-bottom and reef habitats. Adult conch density in the Park is one of the lowest in the wider Caribbean, comparable to heavily exploited areas such as Bermuda, Puerto Rico, and the Florida Keys. Fishermen continue to target adult conch along the eastern margin of the Park in relatively deep water (20-50+ m depth), using SCUBA and hookah (compressor).

Fishes associated with shallow-water seagrass habitats were surveyed at 52 locations in PNE for species composition, abundance, and biomass during March of 1996 and 1997. A stratified random sampling design was used to survey fishes in four community or habitat types differing in coverage by algae and seagrasses. Sixty-nine species were identified from all trawl stations. The number of species, individuals, and biomass per trawl did not vary significantly among community types, but did differ between years. The difference from year to year may reflect the inherent variability in recruitment of fishes or sampling methodology. This result emphasizes the need for seasonal studies of juvenile fishes in the Park to quantify temporal variations related to the spawning season of many reef fish species. The composition of fish assemblages reflected a combination of species utilizing soft-sediment habitats as foraging areas and species utilizing seagrass habitats for the majority of the life cycle. Parrotfishes, balloonfishes, and filefishes represented dominant species by abundance and biomass. Comparisons with nearshore fish

nas y fondos blandos, mayormente en el área del Canal de Catuano, una laguna poco profunda (< 10 m de profundidad) ubicada entre la Isla Saona y la tierra firme. Se utilizó un diseño de muestreo aleatorio y sistemático de transectos de 50 x 5 metros de área para evaluar la abundancia y el estado de las agregaciones de juveniles. Se tomaron muestras de cinco tipos de comunidades de fondos blandos que diferían fundamentalmente en la composición de los sedimentos, hierbas marinas y algas bentónicas que las cubrían. En marzo de 1996 y 1997, se muestrearon 350 transectos. En 1996 se estimó que 1.9 millones de juveniles de lambí se encontraban presentes en las áreas de cría del PNE, la mayoría distribuidos de forma agregada en las praderas de hierbas marinas con vegetación dispersa de *Thalassia testudinum* y una minoría localizada en áreas de poblaciones de hierbas marinas de densidades moderadas a densas. En 1997 se estimó una abundancia de 0.15 millones de juveniles de lambí en el parque, lo que representa una disminución considerable con relación al año anterior. La densidad promedio de lambí adultos estimada, en las áreas de cría en 1996, fue de 4,5 por hectárea, pero mucho menor (1,6 por hectárea) en 1997. La población de adultos se redujo aproximadamente de 30 000 a 10 000 entre 1996 y 1997. Por el contrario, la población de tities (*Strombus costatus*) se duplicó durante el mismo período (de 23,4 por hectárea en 1996 a 56,8 por hectárea en 1997).

Como resultado del análisis de la distribución de frecuencia de las tallas de los juveniles del lambí, se demostró que éstos utilizan las praderas de hierbas marinas de la parte este del Canal de Catuano como área de cría. Sin embargo, a pesar de la extensa área cubierta por hierbas marinas en el parque (61,5 km²), el lambí sólo ocupa una porción pequeña del hábitat disponible. Los arrastres de plancton para detectar larvas del lambí (velíger) en agosto de 1995 y 1996 registraron bajas densidades, lo que podría indicar bajos niveles de reclutamiento. Durante los cuatro años de muestreo de campo realizados en el parque no se encontraron lambíes adultos en zonas de profundidades mayores a 10 m de profundidad en áreas rocosas o arrecifales. La densidad de lambíes adultos en el parque es una de las más bajas del Gran Caribe, similar a las registradas para áreas intensamente explotadas como las Bermudas, Puerto Rico y los Cayos de la Florida. A pesar de esto, los pescadores continúan pescando lambíes adultos en el margen este del parque en aguas relativamente profundas (20-50 m), utilizando el buceo con tanque y con compresores.

Se tomaron muestras de la fauna de peces asociada a las praderas de hierbas marinas en 52 localidades de baja profundidad para determinar la composición por especies y la abundancia y biomasa, en marzo de 1996 y 1997. Para ello se utilizó un diseño de muestreo experimental aleatorio, estratificado en cuatro tipos de hábitats que diferían por la composición de hierbas marinas y algas. Sesenta y nueve especies fueron identificadas para todas las estaciones donde se realizaron los arrastres. El número de especies, individuos y biomasa no varió significativamente entre los diferentes tipos de comunidades, pero sí se encontraron diferencias entre los años. Estas diferencias podrían ser una consecuencia de la variabilidad inherente al proceso de reclutamiento de los peces o a la metodología del muestreo utilizada. Los resultados demuestran la necesidad de implementar estudios estacionales para determinar las variaciones relacionadas con los períodos de desove en los peces arrecifales. La composición de las asociaciones de peces reflejó no sólo la presencia de especies que utilizan hábitats de sedimentos blandos y hierbas marinas como áreas de alimentación sino también aquéllas que habitan en ellos la mayor parte de su ciclo

assemblages in the wider Caribbean showed similar species richness; however, predatory fishes were less abundant in PNE.

The abundance and size distribution of adult spiny lobster was determined concurrently with transect surveys for reef fishes in coral reef habitats in the western half of the Park. From 1995 to 1997, no lobster were observed during transect or reconnaissance surveys. Reconnaissance surveys in the Canal de Catuano during March 1998 indicated that spiny lobster are recruiting to PNE, but the spatial and temporal variations in larval and juvenile abundance, as well as the movement patterns of lobsters from nursery to adult habitats, is unknown.

The status of reef fishes was assessed using two methods (roving diver surveys and strip transects) in coral reef habitats of PNE. Roving diver surveys were conducted during 1994–96 to provide information on species richness and relative abundance. Quantitative surveys in 1995 used 20 m x 2 m strip transects to determine abundance and size distribution. Herbivorous fishes were surveyed using 20 m x 5 m transects in 1995 and 1997. Predatory fishes were sampled in 20 m x 5 m transects during 1996 and 1997.

Roving diver (1994–96) and transect surveys (1995) for the total reef fish assemblage in PNE yielded 196 species. Comparisons of the total reef fish assemblage in PNE to other Caribbean areas showed similar numbers of species and genera to the Cayman Islands, but lower than in the Florida Keys, Belize, and Bonaire. This result may reflect differences in survey effort, reef fish productivity as a function of shelf width, and/or fishing intensity. The sighting frequency and density of predatory fishes, such as the black grouper (*Mycteroperca bonaci*) and yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*), were significantly lower in PNE than in other Caribbean areas. Moreover, the species richness in certain families, particularly Lutjanidae (snappers) and Serranidae (groupers), was also lower in PNE.

Density and size estimates for predatory fishes showed a relatively low abundance and small size for most species. Comparison of predator density in PNE to Boca Chica, a tourism and industrial center east of the capital city of Santo Domingo, showed greater abundance and species diversity in the Park. However, grouper assemblages in PNE were dominated by smaller species. No species of *Mycteroperca* were observed in transect surveys, and only three Nassau grouper (*E. striatus*) were observed in PNE over a two-year period. Comparisons with the wider Caribbean indicate larger size grouper species have extremely low abundance and biomass in PNE, particularly in comparison to areas protected from fishing.

Interviews with fishermen operating in PNE were conducted during March 1996 and August 1997 to obtain information on socioeconomic characteristics, fishing methods and effort, and catch composition. Fishermen operate out of three small villages within and adjacent to the Park: Bayahibe, Mano Juan, and Boca de Yuma. The majority of fishermen are 21–40 years of age and most have been fishing for 11 or more years. Fishermen

de vida. Las especies dominantes en abundancia y biomasa fueron los peces loros, las guanábanas y los puercos. Si se comparan estas asociaciones de peces con las de otras áreas costeras en el Gran Caribe, se observa una gran similitud en la riqueza de las especies, sin embargo la abundancia de especies de peces depredadores en el PNE resulta menor.

La abundancia y composición por tallas de la langosta adulta fue estudiada en los transectos utilizados para los peces arrecifales en la mitad oeste del parque. En 1997 no se observaron langostas durante los muestreos, ni en los transectos ni en los muestreos de reconocimiento. Los muestreos de reconocimiento en el Canal de Catuano, durante marzo de 1998, indicaron que la langosta se recluta en el parque, pero se desconocen las variaciones temporales y espaciales de la abundancia de juveniles, así como sus patrones de movimiento en las áreas de cría y en las áreas de residencia de adultos.

El estado de los peces arrecifales fue evaluado utilizando dos metodologías (censo visual ambulante y transectos) en áreas de arrecifes coralinos. Los censos ambulantes fueron realizados entre 1994–96 para obtener información de la riqueza de especies y abundancia relativa. Los muestreos cuantitativos para determinar la abundancia y distribución de tallas en 1995, se llevaron a cabo mediante transectos de 20 x 2 m. Para los peces herbívoros se utilizaron transectos de 20 x 5 m en 1995 y 1997, y para los peces depredadores, transectos de 20 x 5 m durante 1996 y 1997.

Los censos visuales ambulantes (1994–1996) y los muestreos en transectos (1995) para estimar la composición total de las asociaciones de peces arrecifales mostraron un total de 196 especies. Al comparar estos resultados con los de otras áreas del Caribe, encontramos similitud, en lo que al número de especies y géneros se refiere, con las islas de Gran Caimán, pero valores más bajos que los registrados para los Cayos de la Florida, Belice y Bonaire. Este resultado podría reflejar algunas diferencias en el muestreo, la productividad de los arrecifes como consecuencia de la amplitud de la plataforma y/o de la intensidad de la pesca, la frecuencia de las observaciones y la abundancia de especies depredadoras como el mero (*Mycteroperca bonaci*) y la colirrubia (*Ocyurus chrysurus*) que resultaron considerablemente menos abundantes en el PNE que en otras áreas del Caribe. Además, se encontró que la riqueza de especies de ciertas familias, como Lutjanidae (pargos) y Serranidae (meros), fue también menor en el PNE.

Se estimó la talla y la abundancia de los peces depredadores del parque, encontrándose que éstos eran poco abundantes, y que predominaban la tallas pequeñas en la mayoría de las especies. Si comparamos estos resultados con los de Boca Chica, un área industrial turística ubicada al este de Santo Domingo, podemos apreciar una mayor abundancia y diversidad en el parque. Sin embargo, las asociaciones de meros del PNE estuvieron dominadas por especies pequeñas. No se observó la presencia de *Mycteroperca* en los muestreos de transectos y solamente tres individuos del mero batata (*Epinephelus striatus*) en un período de dos años. Los resultados demostraron que la abundancia y biomasa del conjunto de especies de mero que habitan el parque son, en general, similares a las de otras localidades del Caribe. Sin embargo, las especies grandes resultaron significativamente menos abundantes, especialmente si se compara con áreas protegidas de la pesca.

Los pescadores fueron entrevistados en marzo de 1996 y agosto de 1997, y provenían de tres poblados pequeños ubicados en el parque o en áreas aledañas: Bayahibe, Mano Juan y Boca de Yuma. La edad de la mayoría de los pescadores fluctuó entre los 21 y 40 años, y se habían dedicado a la pesca durante 11 años o más. Los pescadores de

in the western area of the Park generally fish only part-time, with a significant percentage of time spent on tourism activities. The major area of fishing is the eastern half of the Park, and this pattern may reflect historical depletion of resources in the western area of PNE. A variety of methods (spear guns, hook-and-line, and traps) are used and many species are fished. The most abundant species are parrotfishes, spiny lobster, triggerfishes, snappers, and groupers. Most fishermen interviewed agreed that fisheries resources are declining in PNE.

Taken together, fisheries-independent and dependent sampling in PNE indicate over-exploitation of resources, not unlike the situation in many Caribbean coastal systems. Options for management need to take into consideration local logistics and economic constraints. Several management strategies and options are identified and discussed: 1) enforcement of existing regulations; 2) closure of the nursery area comprising the Canal de Catuano; 3) elimination of certain types of gear and methods (compressor, spear guns, traps); and 4) closure of areas as marine fishery reserves. Zoning recommendations for conch, lobster, and reef fishes are presented with accompanying maps.

In the next three to five years, the following research and management projects need to be undertaken to improve the fishery resources of PNE. First, monitoring of fishery resources in the Park on appropriate spatial and temporal scales needs to continue. In anticipation of proposed zoning schemes, these monitoring data will demonstrate the biological benefits of management actions. Secondly, DNP and partners should explore the possibility of enhancing spiny lobster production in nursery areas through the use of artificial shelters. Information is urgently needed on circulation patterns, in order to identify spatial and temporal aspects of larval recruitment to the Park. Working in collaboration with the Department of Fisheries, DNP should advocate the use of technology to develop fisheries further offshore. Education and outreach efforts should be designed to better educate local users on marine stewardship and the issues of managing tropical fisheries. DNP and its local partners should work to improve the administrative capacity of the area, such as enforcement, patrolling, and park infrastructure. Finally, financial mechanisms should be implemented to sustain site and fisheries management. ◆

la zona oeste del parque no se dedican exclusivamente a la pesca, sino que emplean gran parte de su tiempo en actividades relacionadas con el turismo. El área de mayor actividad pesquera es la mitad este del parque, lo que podría ser una consecuencia del histórico deterioro de los recursos en la parte oeste. Se utilizan diferentes métodos de pesca (arpones, cordel y anzuelo, nasas), para pescar una gran variedad de peces y algunos invertebrados, y las especies más abundantes son los peces loros, meros, pargos, los puercos y las langostas. La gran mayoría de los pescadores entrevistados coincide en que los recursos pesqueros del parque están disminuyendo.

El análisis integral de los muestreos dependientes e independientes de las pesquerías indica que en el PNE existe una sobre-explotación de los recursos pesqueros, similar a lo que ocurre en la mayoría de los sistemas costeros caribeños. Las diferentes opciones para el manejo que se propongan en esta área deben tomar en cuenta la problemática local y los aspectos económicos. En este documento se proponen y discuten varias opciones y estrategias para el manejo: 1) el cumplimiento de las regulaciones existentes, 2) el cierre de un área declarada reserva marina pesquera en el Canal de Catuano 3) la eliminación de determinados artes o métodos de pesca como los compresores, las nasas y los arpones y 4) la creación de áreas cerradas a la pesca, o reservas marinas. Se recomienda además una zonificación para la pesca de lambí, langosta y peces demersales, ilustrada en el mapa anexo a este documento.

Finalmente se hacen las siguientes recomendaciones acerca de nuevos proyectos de manejo e investigación para los próximos tres a cinco años: 1) continuar con el monitoreo de los recursos pesqueros del parque que permitan abarcar su variación espacial y temporal; 2) explorar la posibilidad de incrementar la producción de langosta en las áreas de cría; 3) lograr una mejor descripción de los patrones de corrientes marinas dentro del parque, así como identificar la distribución y reclutamiento de las larvas; 4) demostrar experimentalmente los beneficios del cierre de áreas para las especies objeto de las pesquerías; 5) explorar el uso de nuevas tecnologías para pescar en aguas alejadas de la costa; 6) educar a la población local acerca de la protección de sus áreas marinas y el manejo de las pesquerías tropicales; 7) mejorar el uso de los fondos recaudados por acceso al parque; 8) mejorar la administración del parque, en cuanto al cumplimiento de las regulaciones, patrullaje del área y el mejoramiento de su infraestructura; y 9) implementar mecanismos financieros para apoyar el manejo del parque y sus recursos pesqueros. ◆

Acknowledgments

This project was made possible by the Parks in Peril program and Balancing Themes program of the U.S. Agency for International Development (USAID), Inter-American Development Bank (IDB), Munson Foundation, MacArthur Foundation, The Nature Conservancy's Rescue the Reef Program and Latin American and Caribbean Region, and the University of Miami Marine Science Program. The Dirección Nacional de Parques (DNP), Centro de Investigaciones de Biología Marina of the Universidad Autónoma de Santo Domingo, Fundación MAMMA, Acuario Nacional, John G. Shedd Aquarium, and the Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA) supported field work in the Park. The authors would like to thank the volunteers and staff of the John G. Shedd Aquarium, the crew of the R/V Coral Reef II, D. Marte, B. Northrup, students from the Marine Conservation Science Course at the University of Miami and Universidad Autónoma de Santo Domingo, B. Kiene and M. Lang of the Smithsonian Institution, R. Gomez of the University of Miami, and Y. León of Grupo Jaragua. R. Wright of The Nature Conservancy assisted with habitat map development and provided other maps included herein. The authors would also like to thank A. Stoner and the Caribbean Marine Research Center, especially N. Mehta, for assistance with the identification of conch veligers, to María Julia Bello and Dr. Georgina Bustamante for the translation into Spanish and to Dr. Pedro Alcolado for revising the translation. ♦

Agradecimientos

Este proyecto se realizó gracias al Programa Parques en Peligro (PeP) y el programa "Balancing Themes" de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID), el Banco Interamericano para el Desarrollo (IDB), la fundación MacArthur, el programa Rescue the Reef, la región América Latina y Caribe de The Nature Conservancy, el programa de Ciencias Marinas de la Universidad de Miami, la Dirección Nacional de Parques (DNP) de la República Dominicana, el Centro de Investigaciones de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, la Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos Inc. (MAMMA), el Acuario Nacional dominicano, el Acuario John G. Shedd de Chicago, y el Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA) dominicano. Los autores agradecen a los voluntarios y al personal del Acuario John G. Shedd, a la tripulación de R/V Coral Reef II, a Domingo Marte y Brad Northrup (directores del Programa de la República Dominicana y de la Región de América Latina y Caribe de The Nature Conservancy, respectivamente), a los estudiantes de los cursos de Ciencias para la Conservación Marina de la Universidad de Miami y de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, a Bill Kiene y M. Lang del Smithsonian Institution (EE.UU.), a Rick Gómez de la Universidad de Miami y a Y. León del grupo Jaragua por su colaboración en el trabajo de campo. Además, se reconoce la colaboración de Robb Wright de The Nature Conservancy en la producción de los mapas que aparecen en este documento. Los autores desean agradecerles también a Allan Stoner y al Marine Research Center, especialmente a Nik Mehta, por su ayuda en la identificación de las larvas velíger de lambí, a María Julia Bello y Dr. Georgina Bustamante por la traducción al español y al Dr. Pedro Alcolado por la revisión de la misma. ♦

Chapter I. Introduction

SECTION 1. PURPOSE AND SCOPE OF DOCUMENT

This publication discusses fisheries investigations and management and research recommendations for Parque Nacional del Este (PNE), Dominican Republic (Figure 1-1). Geographic data on the country are summarized in Table 1-1. PNE is the second-largest protected area in the Dominican Republic (Figure 1-2), comprising over 43,000 hectares of terrestrial habitats and an additional 12,000 hectares of shallow-water (< 30 m) marine habitats (not formally protected to date) (Table 1-2). PNE is fairly isolated from large urban centers and has a rich cultural history, with pre-Columbian pictographs and petroglyphs found in caves throughout the area. The Park was established by National Decree number 1311 on September 16, 1975. Except for an earlier reconnaissance survey (Towle et al., 1973), only recently have there been attempts to study the status of the Park's resources (Vega et al., 1996).

The Nature Conservancy and several USA and Dominican partner organizations carried out scientific investigations of PNE's marine resources during 1994–97. This document summarizes the findings from scientific studies of fishery resources and fishing characteristics. Furthermore, this study provides management and research recommendations to aid in restoring the Park's marine resources, balancing human and ecological needs, and evaluating the effectiveness of management actions.

The economy of coastal communities near and within PNE is strongly dependent upon local fisheries resources. Historical fishery-independent surveys in PNE are very lim-

Capítulo I. Introducción

SECCIÓN 1. PROPÓSITO Y ALCANCE DE ESTE DOCUMENTO

Esta publicación trata de las investigaciones pesqueras, el manejo y las recomendaciones para las investigaciones a realizar en el Parque Nacional del Este (PNE), República Dominicana (Figura 1-1). Los datos geográficos del país están resumidos en la Tabla 1-1. El PNE es la segunda área protegida en la República Dominicana en extensión (Figura 1-2), abarca alrededor de 43 000 hectáreas de hábitats terrestres y unas 12 000 hectáreas de aguas poco profundas (<30 m) de hábitats marinos (no protegidas legalmente) (Tabla 1-2). El PNE está prácticamente aislado de grandes áreas urbanas y tiene una valiosa historia cultural, con numerosas pictografías precolombinas y petroglifos que se pueden encontrar en cavernas a lo largo de toda el área. El PNE fue establecido mediante el decreto no. 1311 del 16 de septiembre de 1975. Con excepción de un muestreo de reconocimiento (Towle et al., 1973), sólo recientemente ha habido intentos de estudiar el estado de los recursos del parque (Vega et al., 1996).

Desde 1994, The Nature Conservancy y otras organizaciones dominicanas y de los Estados Unidos desarrollaron investigaciones más detalladas del medio ambiente marino del PNE. Este documento contiene los resultados de los estudios científicos realizados acerca de los recursos pesqueros y de las características de la pesca. Además ofrece recomendaciones para contribuir a la restauración de los recursos marinos del parque teniendo en cuenta el balance entre las necesidades humanas y las ecológicas, así como la evaluación de la efectividad de las políticas de manejo.

La economía de las comunidades costeras en el parque y en áreas cercanas depende fuertemente de los recursos pesqueros locales. No existen estudios históricos detallados de las pesquerías del PNE, aunque la información proporcionada por los estudios realizados

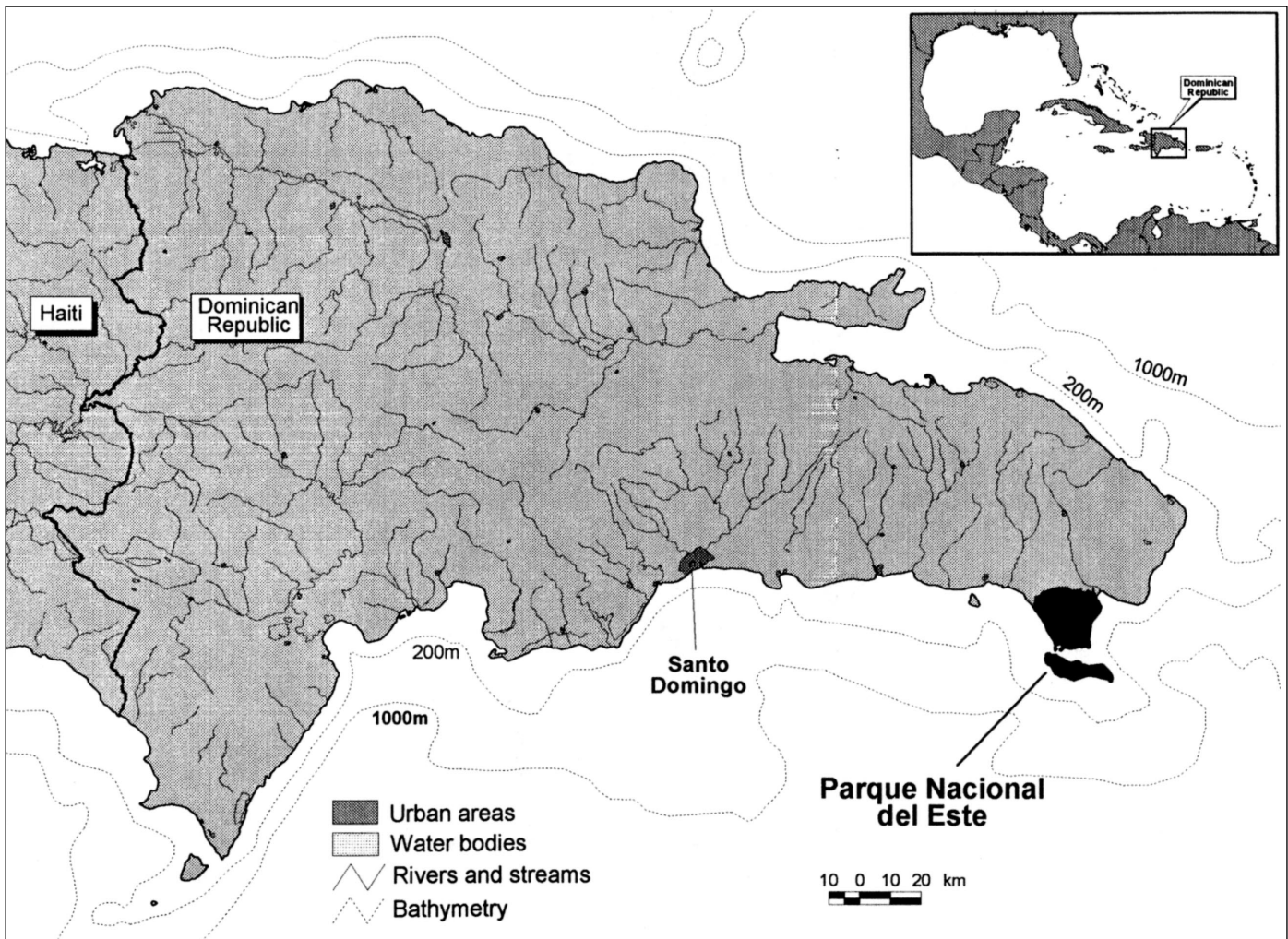


Figure 1-1. Map of Parque Nacional del Este on the southeastern coast of the Dominican Republic. *Figura 1-1. Mapa del Parque Nacional del Este, en la costa sureste de la República Dominicana*

ited; however, these studies provided evidence of significant exploitation over 20 years ago (Towle et al., 1973; Gauge and Arnemann, 1982; Williams et al., 1983). In August of 1973, a reconnaissance survey of the Park was carried out to describe major habitats and make recommendations for resource management (Towle et al., 1973). It was reported that conch, lobster, and finfish resources were severely depleted in many areas of PNE. The paucity of fishes, such as grouper, was attributed to spearfishing. Towle et al. (1973) stated that the most immediate potential management difficulty in the Park was the high level of past and present use of fisheries resources.

The main goal of fisheries investigations in PNE is to understand the factors affecting the distribution and abundance of targeted organisms such as conch, lobster, and reef fishes. This entails understanding factors and processes such as recruitment, reproductive ecology, habitat specificity, nursery habitats, and mortality from fishing and natural factors (Figure 1-3). A greater understanding of the factors affecting fisheries species can be accomplished by quantifying distribution and abundance patterns through different components of the ecosystem such as coral reefs (Figures

evidencia que hace 20 años existía una explotación intensa (Towle et al., 1973; Gauge y Arnemann, 1982; Williams et al., 1983). En agosto de 1973 se realizaron muestreos de reconocimiento del parque para describir los hábitats más importantes y hacer recomendaciones para el manejo de los recursos (Towle et al., 1973). Como resultado de este esfuerzo se informó que los recursos de lambíes, langostas y peces habían sido severamente afectados en muchas áreas del PNE. Se le atribuyó a la pesca con arpón la escasez de especies como los meros. Towle et al. (1973) plantearon que la dificultad de manejo potencial más inmediata en el parque era el alto nivel de uso de los recursos pesqueros.

El objetivo principal de las investigaciones pesqueras realizadas por nosotros fue identificar los factores que afectan la distribución y abundancia de las especies objeto de pesca (lambí, langostas y peces arrecifales) y describir algunos patrones y procesos como el reclutamiento, las preferencias de hábitat, la ubicación de las áreas de cría y la actividad pesquera (Figura 1-3). La identificación de los factores que afectan las especies que conforman las pesquerías puede llevarse a cabo describiendo los patrones de distribución y abundancia de los diferentes componentes del ecosistema como los arrecifes coralinos (Figuras 1-3 y 1-4). Muchos de los procesos que determinan los patrones de distribución y abundancia en el parque están alterados por la

1-3 and 1-4). Many of the processes influencing distribution and abundance patterns are disrupted or changed by fishing activities. Thus, from a conservation aspect, the goal of fisheries investigations in PNE is to understand, based upon existing information on fisheries species, how intensive fishing affects life history processes and abundance patterns. The information collected during this four-year study was divided into five modules or study units: 1) queen conch; 2) reef fishes; 3) spiny lobster; 4) juvenile fishes; and 5) interviews with fishermen (Table 1-3). This information is critical for identifying actions necessary to restore the structure and function of the ecosystem.

As will become evident in this document, the ecological situation facing PNE represents much of what has been referred to as the "Caribbean marine ecosystem crisis" (Richards and Bohnsack, 1990). From a conservation standpoint, the marine resources and fisheries activities in PNE are similar to those in many Caribbean coastal areas: production of fisheries resources is very limited by a narrow shelf; the fishing is artisanal and mainly subsistence in nature; significant exploitation of invertebrates and reef

actividad pesquera. Así, desde un enfoque conservacionista, las investigaciones pesqueras en el PNE tuvieron como objetivo comprender cómo ha afectado la pesca intensiva los procesos naturales del ciclo de vida y los patrones de abundancia, basándose en la información existente sobre las especies. La información recopilada durante estos cuatro años de investigación fue dividida en 5 módulos o unidades de estudio: 1) lambí, 2) peces arrecifales, 3) langostas, 4) peces juveniles y 5) actividad pesquera (Tabla 1-3). Esta información es crucial en la identificación de las medidas necesarias para restaurar la estructura y funciones del ecosistema.

En este documento se plantea que, evidentemente, la situación ecológica que enfrenta el PNE es muy similar a la de un "Ecosistema Marino Caribeño en Crisis" descrita por Richards y Bohnsack (1990). Desde el punto de vista conservacionista, el estado de los recursos marinos y las actividades pesqueras en el PNE es similar al que presentan muchas áreas costeras del Caribe: las plataformas marinas son estrechas, la pesca es artesanal y de subsistencia, y los recursos de peces e invertebrados han sido intensamente explotados por más de 20 años. Las iniciativas de manejo tienen que tener en cuenta las condiciones socioeconómicas locales, como son la inexistencia de infraestructura adecuada y de capacidad institucional para asumir

Table 1-1. Geographic data for the Dominican Republic. Tabla 1-1. Datos geográficos de la República Dominicana.

Location	Greater Antilles, Tropical Northwest Atlantic
Size	total area of 48,484 km ² , two-thirds of island
Economic Exclusive Zone	239,809 km ² , 5.6% is 0-200 m in depth
Coastline length	1,576 km
Reef extension	166 km (10-11% of coast)
Mangrove extension	268 km (17% of coast)
Population	8.222 million, 2nd behind Cuba in West Indies 55% of population in urban areas Annual growth of 2.3% (1983-92)
Density	107 persons per km ² (17th in the Caribbean)
Largest cities	Santo Domingo (> 2 million) Santiago de los Caballeros (500,000) La Romana (148,108) Puerto Plata (96,831)
Culture	caucasian (16%), black (11%), ethnic mixed (73%)
Economy	gross domestic product = US\$10.87 billion GDP per capita = US\$1,532
Natural resources	nickel, gold, silver, beaches, forests
Agricultural products	sugar cane, coffee, cocoa, tobacco, beef, fruits and vegetables
Industry types	sugar and petroleum refining, rum and beer, textiles, light manufacturing, food processing, cement
Principal goods exports	US\$644 million ferronickel, gold, sugar, silver, coffee, tobacco, meats, fruit
Principal service exports	US\$1.958 billion tourism and industrial free zones
Principal imports	US \$2.276 billion foodstuffs, petroleum, industrial raw materials, capital goods

Data from Wells (1988), Sealey (1992) and the Population Reference Bureau (www.prb.org/prb/info). Tomados de Wells (1992), Sealey (1992) y de la Oficina para el Censo de Población (www.prb.org/prb/info).

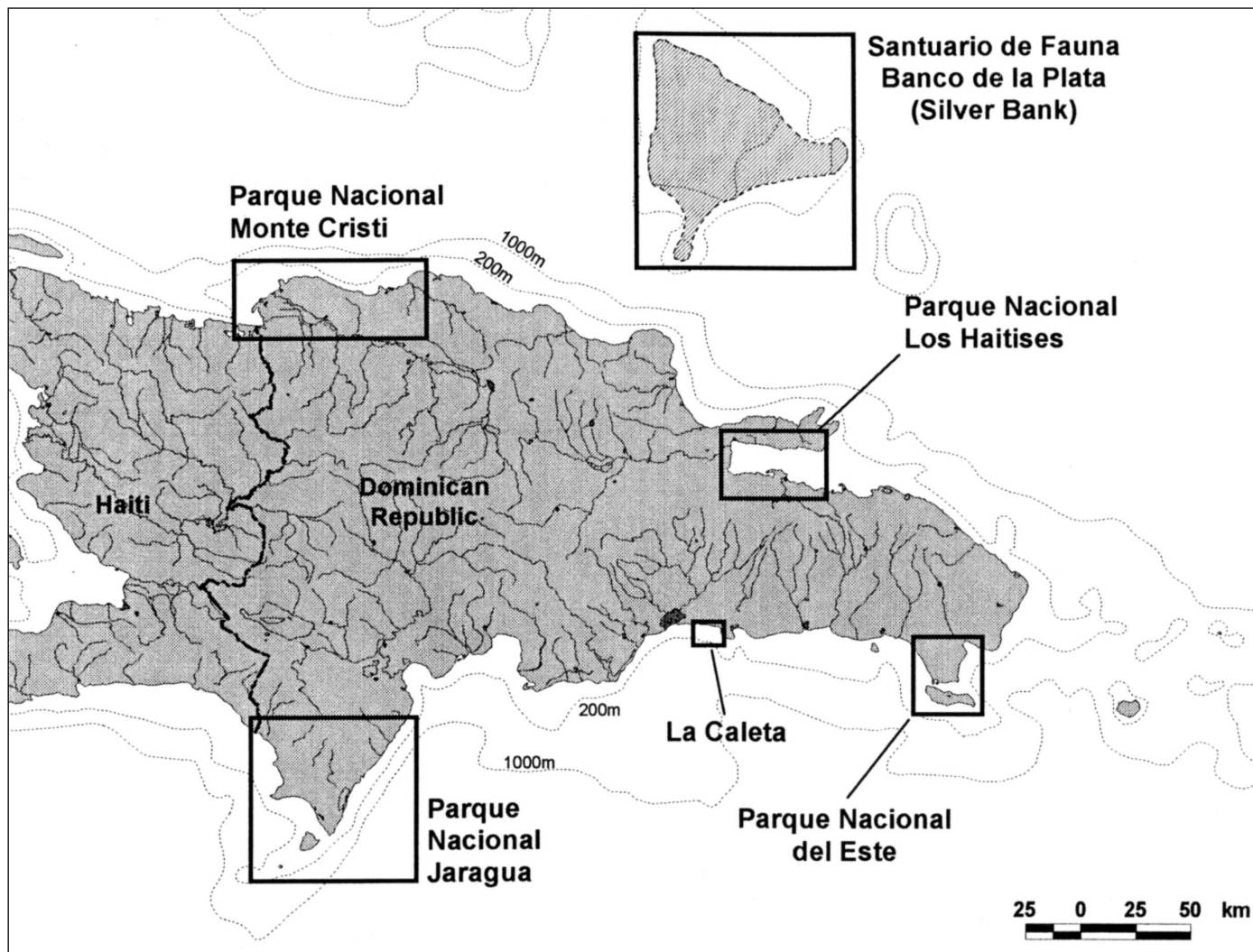


Figure 1-2. General location of coastal national parks in the Dominican Republic. *Figura 1-2. Localización de los parques nacionales costeros en la República Dominicana*

fishes, particularly by commercial fishing, occurred over 20 years ago; management initiatives need to take into consideration the local socioeconomic conditions, such as inadequate infrastructure and institutional capacity; and finally, the economic and ecological success of the Park will rely upon measures to restore resources from years of human impact.

This document begins by exploring some of the characteristics of tropical fisheries, with a discussion of the difficulties in managing artisanal activities and multi-species assemblages. PNE reflects the situation in most developing coastal areas; therefore, the management recommendations for this Park are partly a function of what has been attempted elsewhere and may have application in other coastal ecosystems. The effects of fishing are briefly summarized in the context of species and ecosystem effects. The introduction is followed by Chapter II which reviews the life history and fisheries characteristics of three important fishery targets in the Caribbean: queen conch (*Strombus gigas*), spiny lobster (*Panulirus argus*), and reef fishes. Since these organisms often comprise the majority of fishermen's catch in Caribbean coastal areas, we have provided a

responsabilidades. Por último, el éxito económico y ecológico del Parque descansa sobre las medidas que se tomen para restaurar los recursos luego de años de impacto humano.

Este documento comienza explorando algunas de las características de las pesquerías tropicales, discutiendo las dificultades que se presentan en el manejo de la pesca artesanal de asociaciones de peces multiespecíficas. El PNE refleja una situación similar a la de la mayoría de las áreas costeras en desarrollo. Las recomendaciones para el manejo son similares a las formuladas o aplicadas para dichas áreas. Se presentan, además, brevemente resumidos, los efectos de la pesca en el contexto del ecosistema. A esta introducción le sigue el capítulo II que contiene un recuento del ciclo de vida y las características de las pesquerías de los tres grupos pesqueros más importantes en el Caribe: el lamió (*Strombus gigas*), la langosta (*Panulirus argus*) y los peces arrecifales. Como estos organismos representan la mayoría de las capturas en las costas del Caribe, se presenta una reseña de sus características biológicas y ecológicas, así como una discusión de los patrones de explotación pesquera. Desde el punto de vista de las perspectivas del manejo debe ser evidente que: 1) la mayoría de los organismos que sustentan las pesquerías presentan dos etapas bien definidas en su ciclo de vida, una etapa larval en aguas oceánicas y otra en hábitats bentónicos o demersales durante la fase juvenil y de adulto; 2) el manejo de

Table 1-2. Coastal national parks of the Dominican Republic.
Tabla 1-2. Parques nacionales costeros de la República Dominicana.

Protected area	Location	Established	Area (km ²)		
			Terrestrial	Marine	Total
Parque Nacional del Este	Southeast coast	1975	434	0	434
Parque Nacional Submarina La Caleta	South-central coast	1986	in review	in review	in review
Parque Nacional Jaragua	Southwest coast	1983	580	758	1,338
Parque Nacional Los Haitises	Northeast coast	1976	in review	in review	in review
Parque Nacional Monte Cristi	Northwest coast	1986	in review	in review	530
Silver Bank (sanctuary only)	Northeast of island	1986	in review	in review	in review

Data from MAMMA (1988) and Wells (1988). Tomado de MAMMA (1988) y Wells (1988).

Table 1-3. Fisheries investigations in Parque Nacional del Este during 1995–97. *Tabla 1-3. Investigaciones pesqueras realizadas en el Parque Nacional del Este durante 1995–1997.*

Study	Data collected
Queen conch	density, size, habitat characteristics
Predatory fishes	species composition, density, size
Herbivorous fishes	species composition, density, size
Juvenile fishes	species composition, abundance, size, biomass
Fishermen interviews	area fished, fishing methods, catch composition, catch size

review of biological and ecological characteristics, as well as a discussion of fisheries exploitation patterns. What should become apparent from a management perspective is: 1) most organisms targeted by fishing activities have a two-stage life cycle, encompassing open-water (larvae) and benthic or demersal (juvenile, adult) habitats; 2) management of single species often requires a lot of biological data and environmental information; 3) management of fisheries for catch (what fisheries are fished) and effort (how fisheries are fished) has not prevented the over-exploitation of these resources, due to scientific uncertainty about stock size,

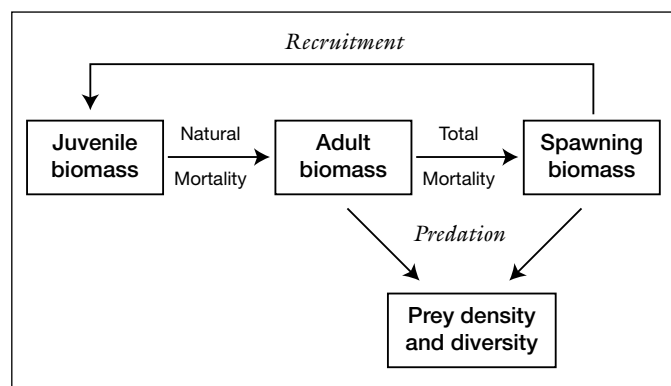


Figure 1-3. Flow of biomass of fishery target organisms through the coral reef ecosystem. Note that intensive fishing can affect all levels. *Figura 1-3. Flujo de biomasa de los organismos que constituyen las principales pesquerías en el ecosistema de arrecifes coralinos. Nótese que la intensa actividad pesquera puede afectar todos los niveles*

una especie en particular a menudo requiere de gran información biológica y ecológica; 3) el manejo tradicional de las pesquerías, basado en la captura (cuánto se pesca) y el esfuerzo (con qué intensidad se pesca) no ha tenido en consideración la severa sobreexplotación a la que han estado sometidos estos recursos, lo que refleja la falta de información científica, la falta de autoridad de las instituciones encargadas del cum-



Figure 1-4. Underwater photograph of a coral reef in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 1-4. Fotografía submarina de un arrecife coralino del Parque Nacional del Este, República Dominicana. Derechos Reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducida con permiso del autor.*

stock-recruitment relationships, and rates of natural and fishing mortality, as well as lack of ownership of marine resources, poor institutional capacity such as enforcement, and socioeconomic realities; and 4) fishing in most Caribbean coastal areas is dispersed, involves several methods, and targets many species, thus making traditional management approaches expensive and logistically difficult.

The document then provides a detailed account of four years of fisheries studies in PNE. Included are discussions of the environmental setting of the study area, the study objectives and field methodologies employed, and the results obtained. This document thus provides an overview of synoptic fisheries assessment design. The results of the study are placed in a Caribbean perspective, by comparing the status of marine resources in PNE with other studies in the region. The discussion chapter is followed by the research and management recommendations. The recommendations discussed are specific to PNE but these nevertheless highlight options and management methods used in other Caribbean coastal areas. Supporting appendices provide illustrations of the field data forms used to collect information, as well as systematic lists and site-specific data for those wishing to refer to such information. A glossary of terms is also provided to help readers with unfamiliar terms. ■

SECTION 2. CHARACTERISTICS OF TROPICAL FISHERIES

Defining principles

There is a global awareness that marine fisheries have been greatly mismanaged in all parts of the world. The decline of fisheries reflects a burgeoning human population with inherent needs for food and income and the increased economic value of products, both of which have driven the development and expansion of fisheries along coastal environments (Jennings and Polunin, 1996). Available data suggest that at a global scale, fisheries have exhibited a transition from long-lived, higher trophic level species (e.g. piscivorous bottom fish) to short-lived, lower trophic level invertebrates and planktivorous pelagic fishes (Pauly et al., 1998). Fisheries differ from most other natural resources because: 1) fisheries, particularly in the tropics, are not homogeneous but in fact provide an exceptionally large range of products; 2) the natural limits to their supply are controlled by complex biological and physical processes; 3) the mobility of the resources is very significant; 4) determining potential yields is difficult; and 5) satisfactory property rights are absent, resulting in open access and eventually too much fishing effort (Christy, 1997).

A basic element of tropical fisheries is the enormous diversity of products and of the means of production or fishing methods. Worldwide, nearly 1,000 species are reported in catch data (Christy, 1997), reflecting a tremendous range in resource value and biological characteristics. Traditional, single-species approaches appropriate for some

plimiento de leyes y regulaciones y 4) los diferentes intentos de manejo resultan costosos y difíciles a causa de la diversidad de especies de la mayoría de las regiones costeras del Caribe, la forma de operación dispersa y los diferentes artes y métodos de pesca que se usan.

Se presenta, entonces, un detallado recuento de los cuatro años de estudios en el PNE, que incluye las condiciones ambientales del área de estudio, los métodos de recolección de datos empleados, así como los resultados obtenidos. Se presenta, además, una sinopsis del diseño para la evaluación de la pesquería. Los resultados son considerados desde una perspectiva que contempla todo el Caribe, comparando el estado de los recursos marinos en el PNE con otros estudios de la región. Al capítulo de discusión le siguen las recomendaciones para las investigaciones y el manejo, que aunque son específicas para el parque, contienen opciones y métodos de manejo usados en otras áreas costeras del Caribe. Los apéndices proporcionan información sobre los formularios de recolección de datos, así como las listas de nombres de los peces y los sitios de muestreo, para aquellos que deseen referencias sobre dicha información. Se ofrece también un glosario que ayudará a los lectores no familiarizados con la terminología empleada. ■

SECCIÓN 2. CARACTERÍSTICAS DE LAS PESQUERÍAS TROPICALES

Definición de principios

Existe un consenso global negativo sobre la forma como han sido manejadas las pesquerías. La caída de la abundancia de las poblaciones es un reflejo del crecimiento de la población humana con sus necesidades inherentes de alimentación, fuentes de ingreso y el incremento del precio de los productos, que han contribuido a su desarrollo y expansión en las áreas costeras (Jennings y Polunin, 1996). Los datos disponibles sugieren que la composición de las pesquerías a nivel mundial muestran una transición de especies longevas de niveles tróficos altos (como los peces depredadores demersales) a especies de ciclo de vida corto que ocupan niveles bajos de la cadena trófica como los invertebrados y peces pelágicos planctófagos (Pauly et al., 1998). Los recursos pesqueros se diferencian de otros recursos naturales por lo siguiente: 1) las pesquerías, particularmente en los trópicos no son homogéneas y proporcionan una variedad excepcional de productos; 2) los límites naturales de reposición de las poblaciones están dados por procesos físicos y biológicos complejos; 3) los recursos son muy móviles; 4) resulta difícil evaluar el potencial de las capturas y 5) resulta difícil asignar derechos de jurisdicción sobre los recursos, lo que se traduce en acceso libre a los mismos y finalmente en un intenso esfuerzo pesquero (Christy, 1997).

Un elemento básico en el desarrollo de las pesquerías tropicales es la enorme diversidad de sus productos, el uso de la producción y la gran variedad de métodos de pesca. Existen mundialmente alrededor de 1000 especies sobre las cuales se reportan datos de capturas (Christy, 1997), con características biológicas y valor económico muy diferentes. Los métodos tradicionales de evaluación de poblaciones pesqueras monoespecíficas de latitudes templadas no son aplicables a los recursos tropicales. Esto se debe, fundamentalmente, a la falta de una detallada información biológica sobre la mayoría de las especies que comprenden las mismas (Munro, 1982; Sainsbury, 1982),

temperate organisms are generally unsuitable for tropical fisheries. This is mainly due to the lack of detailed biological information on most fished organisms (Munro, 1982; Sainsbury, 1982), as well as to inadequate infrastructure and institutional capacity to inventory fisheries characteristics (growth, recruitment, and mortality) and to enforce fisheries regulations.

A second important characteristic of tropical fisheries resources is the natural limit to the supply of an individual stock of a targeted organism. Fisheries yields from tropical ecosystems are naturally low relative to temperate environments (Marten and Polovina, 1982). The fishing activity from a specific population increases with increasing fishing effort up to a certain point (defined as maximum sustainable yield); however, additional fishing beyond this level will lead to reduced catch, as well as declines in catch-per-unit-effort (CPUE) and economic efficiency. Population decline may be related to poor stock recovery (potentially an indicator of recruitment over-fishing), or the removal of larger individuals with replacement by smaller individuals (growth over-fishing), the net result being a reduction in landings (Appeldoorn et al., 1992). What is becoming increasingly evident in the tropics is the serial reduction of stocks: the most desirable species are fished first until depletion, followed by fishing for less desirable/valuable species. The increased demand for fishery products, coupled with the open access and lack of ownership of marine resources, will continue to provide an incentive for increased fishing effort.

One of the problematic characteristics of fisheries is the mobility and interconnectedness of organisms (Figure 1-5).

así como a la inadecuada infraestructura y a la incapacidad de las instituciones para recopilar información sobre las pesquerías (el crecimiento, el reclutamiento y la mortalidad), y hacer cumplir las regulaciones pesqueras.

La segunda característica en importancia de los recursos pesqueros tropicales es la capacidad natural de reposición de una población. La captura de peces de los ecosistemas tropicales es relativamente baja comparada con la de ambientes templados (Marten y Polovina, 1982). Las capturas de una población aumentan con el incremento del esfuerzo pesquero (capturas máximas sostenibles), a partir del cual un esfuerzo pesquero adicional produciría una disminución del rendimiento pesquero (captura por unidad de esfuerzo o CPUE) y, consecuentemente, una disminución en la eficiencia económica. El deterioro de la población puede estar relacionado con su baja capacidad de recuperación (indicador potencial de la sobrepesca por reclutamiento), o con la captura de individuos más pequeños (sobrepesca de crecimiento), lo que se traduce en una reducción de los desembarcos (Appeldoorn et al., 1992). En los trópicos se está produciendo una disminución evidente de las poblaciones pesqueras; se pescan las especies de mayor demanda hasta que las poblaciones quedan prácticamente devastadas, pescándose entonces especies de menor valor económico. Además, el incremento en la demanda de productos pesqueros, el acceso sin restricciones a los recursos pesqueros, la falta de jurisdicción sobre los mismos, contribuyen a incentivar un continuo incremento del esfuerzo pesquero.

Una de las características más problemáticas de las pesquerías es la movilidad y conectividad de los organismos (Figura 1-5). La mayoría de los invertebrados marinos y peces se caracterizan por presentar dos estados muy definidos en su ciclo de vida: 1) un estadio larval planctónico en las aguas oceánicas donde los organismos flotan libremente y 2) un estadio relativamente sedentario de juveni-

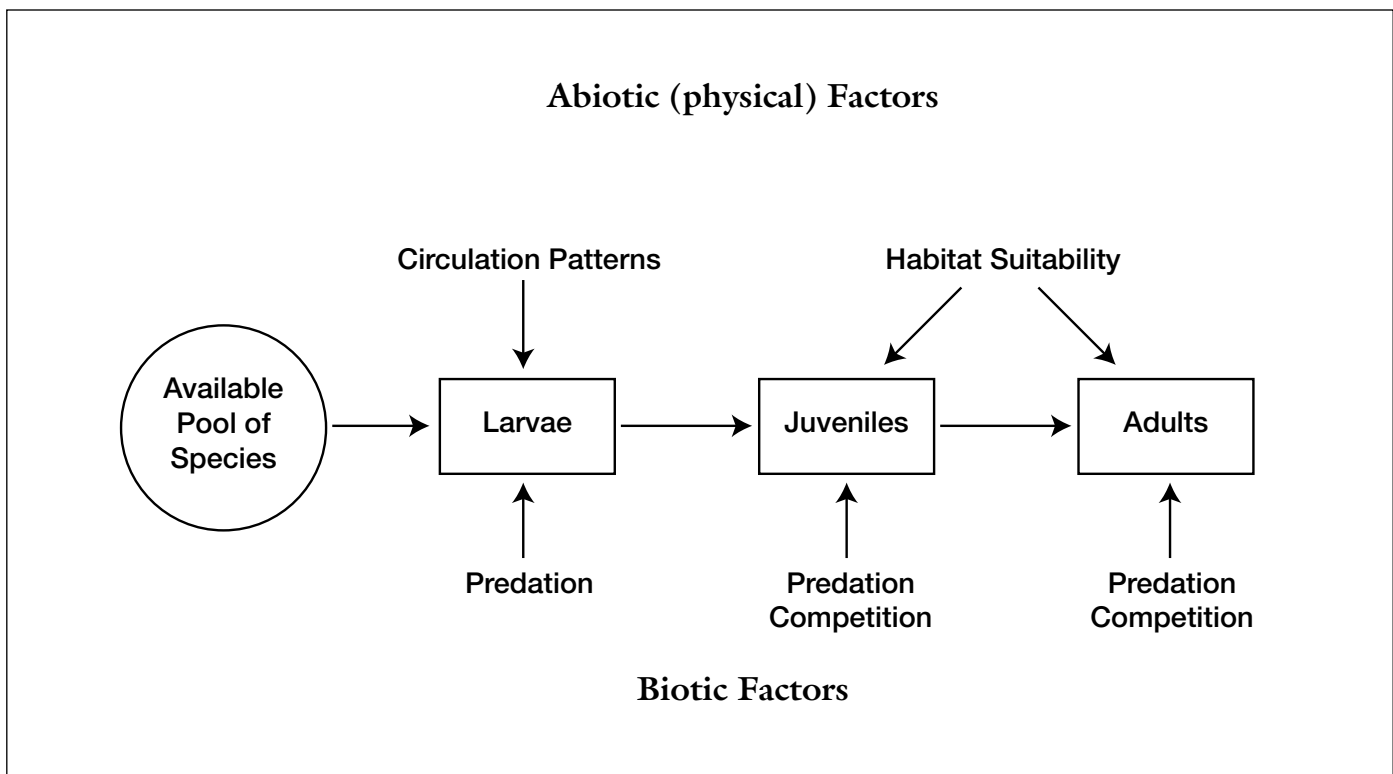


Figure 1-5. Factors affecting the population dynamics of fishery species (modified from Longhurst and Pauly, 1987). *Figura 1-5. Factores que afectan la dinámica poblacional de las especies que forman las pesquerías (modificada de Longhurst y Pauly, 1987).*

Most marine invertebrates and fishes have a two-stage (bi-partite) life cycle: 1) a relatively sedentary juvenile/adult stage and 2) an open-water, free-floating or plankton stage. Many species utilize several types of habitat during the life cycle (Diaz-Ruiz et al., 1996). Because of the great mobility of species, human intervention in the coastal zone (e.g. coastal development, pollution discharge) can impact marine resources, even at relatively low fishing levels. The interconnectedness of coastal areas, a reflection of circulation patterns, poses special problems for wide-ranging species such as the spiny lobster, whose recruitment to certain areas may be affected entirely by the condition of up-current stocks (Grant and Wyatt, 1980; Richards and Bohnsack, 1990). Specifically, the oceanographic link among Caribbean coastal areas implies that broader approaches beyond the national level will be critical for conserving marine biodiversity and ensuring the continued utilization of fisheries resources (Ottenwalder, 1996; Roberts, 1997).

Assessing the condition and trend of fisheries resources in the tropics is particularly problematic due to: 1) the diversity of species targeted; 2) the paucity of basic biological data; 3) the wide geographic distribution of resources; 4) the diversity of gears and landing points; and 5) the logistical constraints of local conditions (Ferry and Kohler, 1987; Acosta and Turingan, 1991; Russ, 1991). In traditional fisheries management in temperate environments, the sequence of management steps is as follows: the fishery is usually for a single species; data are collected to determine the status of single-species stocks; there may be declining catch rates and research shows this to be due to too much fishing; further research determines the pattern of fishing to be optimum; and controls are then implemented on catch and effort (Gulland, 1982). In the tropics, however, the fisheries are usually multi-specific; the fishing effort is spread among a variety of gears, and the gears vary greatly in selectivity (e.g. traps versus spear guns) (Burnett-Herkes et al., 1986; Acosta and Turingan, 1991). Effort is unevenly distributed spatially, and often there are large numbers of fishermen landing their catches at a large number of sites spread over a wide area. There is great difficulty in the collection of even the most basic information on catch and effort (Munro, 1982; Acosta and Recksieck, 1989); thus management decisions in tropical fisheries are frequently based upon very incomplete information (Sainsbury, 1982).

The most significant aspect of marine fisheries is that they are, with few exceptions, treated as open-access resources (Christy, 1997). At a global scale, open-access and subsidy-driven over-capitalization has led to a major crisis in fisheries (Pauly et al., 1998). Open access is particularly a problem in the wider Caribbean, where entry into a fishery is open to all at no cost other than that of acquiring fishing gear. In fact, entry into a fishery is often subsidized (e.g. loans, purchase of outboard engines) by governments (Aiken and Haughton, 1985). Open access is not as economically efficient as limited entry programs, the result being biological and economic waste and conflict (Beardsley et al., 1975; Waters, 1991). That is, greater fishing

and adults. Muchas de las especies utilizan diferentes tipos de hábitats durante su ciclo de vida (Sierra et al., 1994; Diaz-Ruiz et al., 1996). Debido a la gran movilidad de las especies, la intervención humana en las zonas costeras (urbanización, descargas de contaminantes) puede impactar los recursos marinos aún a niveles relativamente bajos de intensidad de pesca. La interconexión característica en las áreas costeras del Caribe y el efecto de los patrones de circulación pueden afectar especies de gran distribución como la langosta, cuyas larvas pueden generarse a distancias muy lejanas de su área de reclutamiento (Grant y Wyatt, 1980; Richards y Bohnsack, 1990). Las conexiones oceanográficas entre las áreas costeras del Caribe implican que considerar el problema más allá de los límites nacionales podría resultar crítico para la conservación de la biodiversidad marina y asegurar el uso continuo de los recursos pesqueros (Ottenwalder, 1996; Roberts, 1997).

Evaluar las condiciones y tendencias de los recursos pesqueros en los trópicos resulta problemático debido a: 1) la diversidad de especies explotadas; 2) la escasez de datos biológicos fundamentales; 3) la amplia distribución geográfica de los recursos; 4) la diversidad de las artes de pesca y puntos de desembarco; y 5) las limitaciones locales (Ferry y Kohler, 1987; Acosta y Turingan, 1991; Russ, 1991). El manejo de las pesquerías tradicionales en ambientes templados se caracteriza por la siguiente secuencia: en pesquerías usualmente mono-específicas se colectan datos para determinar el estado de la población, lo que permite detectar reducciones de las capturas; la investigación muestra que esta disminución de la población podría ser consecuencia de una pesca intensa; otras investigaciones determinan los patrones óptimos de pesca; se implementan controles para la captura y el esfuerzo (Gulland, 1982). En los trópicos, sin embargo, las pesquerías son usualmente multi-específicas, y el esfuerzo pesquero está distribuido en varios tipos de artes de pesca y éstas varían considerablemente en selectividad, desde las nasas a los arpones (Burnett-Herkes et al., 1986; Acosta y Turingan, 1991). La pesca no se distribuye homogéneamente, y los pescadores pescan y desembarcan la captura en numerosos lugares a lo largo de la región. Al ser difícil registrar los datos más básicos de captura y esfuerzo (Munro, 1982; Acosta y Recksieck, 1989), las decisiones de manejo están basadas frecuentemente en información incompleta (Sainsbury, 1982).

El aspecto más importante es que las pesquerías marinas, con pocas excepciones, son consideradas recursos de libre acceso (Christy, 1997). A escala global, el libre acceso y la sobrecapitalización subsidiada ha llevado a grandes crisis en las pesquerías (Pauly et al., 1998). El libre acceso es particularmente un problema en el Gran Caribe, donde ingresar a una pesquería es libre para todos, sin otro costo que la inversión inicial de los aparejos de pesca, que es a menudo subsidiada por los gobiernos (préstamos, compra de motores fuera de borda, etc.) (Aiken y Haughton, 1985). El libre acceso a las pesquerías no resulta económicamente eficiente si lo comparamos con los programas que limitan la entrada a las mismas, y las consecuencias son pérdidas biológicas y económicas que resultan generalmente conflictivas (Beardsley et al., 1975; Waters, 1991). Esto se traduce en un mayor esfuerzo pesquero (mayor concentración de recursos como capital, número de hombres y tiempo de pesca) que el requerido para obtener una determinada captura (Austin, 1981). La problemática de los recursos marinos, fundamentalmente los pesqueros, es considerada como "la tragedia de lo común", característica de los recursos que carecen de jurisdicción específica, donde nadie asume responsabilidad por su conservación y donde todos

effort (a composite measure of human resources such as capital, labor, and fishing time) is utilized to exploit a resource than the minimum amount that is required to fish any given catch (Austin, 1981). The problem of marine resources, particularly fisheries, is best viewed as a “tragedy of the commons” —when the resource lacks ownership, no one takes responsibility for maintaining the resource and, in turn, each person tends to use the resource to the maximum possible extent (Wallace et al., 1994). Even stringent regulations in open-access fisheries achieve only short-term biological improvements; however, these measures make fishing more inefficient by forcing fishermen to use more costly or less productive methods (Waters, 1991).

Latin America and the Caribbean

The coastal and marine resources of Latin America and the Caribbean are nested within the tropical northwestern biogeographic province, popularly referred to as the “wider Caribbean.” The province encompasses the subtropical and tropical waters from Bermuda to the Gulf of Mexico and south to the northeastern coast of South America. The wider Caribbean is well known for its extensive coral reef development and the diversity of benthic habitats along continental and insular (island) environments. The wider Caribbean also has the distinction of being the most threatened large marine ecosystem in the world from coastal development and intense fishing. The area also has the highest coastal population density and number of political units in the Western Hemisphere.

Four types of fisheries are present in the wider Caribbean: 1) highly migratory species; 2) shoaling pelagic species; 3) demersal fisheries; and 4) inshore, coastal or estuarine fisheries (Christy, 1997). The highly migratory species are those that migrate vast distances beyond the Economic Exclusive Zones of countries. The major market species are albacore, bluefin tuna, skipjack, and yellowfin tuna. There are also locally important recreational fisheries for swordfish and billfish (Thompson, 1986). A variety of methods are used including longlines, purse seines, and pole and line gear. Mexico, Venezuela, and Colombia take the majority of the catch. Information on the status of migratory species is generally very limited. Major management problems include over-capitalization, potential over-fishing, and international agreements regarding catch levels and by-catch of marine mammals.

Shoaling pelagic species typically form large schools in areas of periodic oceanic upwelling. In the wider Caribbean, the most important coastal pelagic fishery area is off-shore of Colombia and Venezuela (Richards and Bohnsack, 1990). Major targeted species are anchovies, pilchard, and mackerel. These species are fished mostly by purse seines. Management is mostly concerned with the natural variability in upwelling, which, in turn, affects secondary production (e.g. anchovy biomass) and thus fishery yields.

Demersal and inshore, coastal or estuarine fisheries include large bank habitats and coral reefs, with fishing generally concentrated at depths shallower than 60 m (Richards

explotan los recursos a su máxima capacidad (Wallace et al., 1994). Aún las regulaciones severas en pesquerías de libre acceso sólo alcanzan mejoras biológicas a corto plazo, y las medidas adoptadas vuelven ineficiente la pesca, ya que los pescadores son forzados a usar métodos más costosos y menos productivos (Waters, 1991).

América Latina y el Caribe

Los recursos marinos costeros del área tropical están ubicados dentro de la Provincia Costera Biogeográfica del Atlántico noroccidental tropical (ver Bustamante y Sullivan Sealey, 1999, y Sullivan Sealey y Bustamante, 1999) conocida también como el gran Caribe. Estas provincias comprenden las aguas tropicales y subtropicales desde Bermuda y el Golfo de México y hacia el sur hasta la costa noreste de América del Sur. El Gran Caribe, conocido por las extensas áreas de arrecifes coralinos y la diversidad de sus hábitats bentónicos en las plataformas insulares y continentales, es una de las regiones costeras más extensas y a la vez la más dañada debido al desarrollo costero y a la pesca intensiva. El área posee también la mayor densidad poblacional y el mayor número de países o unidades políticas en el hemisferio occidental.

Esta área se caracteriza por 4 tipos de pesquerías: 1) especies altamente migratorias, 2) cardúmenes de especies pelágico-costeras, 3) especies demersales y 4) especies litorales y estuarinas (Christy, 1997). Las especies altamente migratorias son aquellas que migran grandes distancias en el océano, traspasando los límites de las Zonas Exclusivas Económicas (ZEE) de diferentes países como son la albacora, el atún aleta azul, el atún aleta amarilla y el bonito. Además existe la pesca deportiva local para el pez espada y las agujas (Thompson, 1996). Para su pesca se utiliza una gran variedad de métodos de pesca como los palangres, redes de cerco y la pesca a vara. La mayoría de las capturas se realizan en México, Venezuela y Colombia. La información disponible sobre el estado de estas pesquerías migratorias es generalmente muy limitada y los problemas principales de manejo son la sobrecapitalización, sobrepesca potencial, los acuerdos internacionales sobre niveles de captura y la pesca incidental de mamíferos marinos.

Las agrupaciones de especies pelágicas forman grandes cardúmenes en áreas oceánicas de afloramientos periódicos. En el gran Caribe el área más importante de estas pesquerías costeras pelágicas está localizada frente a las costas de Colombia y Venezuela (Richards y Bohnsack, 1990). Las especies más importantes son las sardinias, anchoas y macarelas, que se pescan mayormente con redes de cerco. El manejo está relacionado fundamentalmente con la variabilidad natural de los afloramientos, que afecta la producción secundaria (biomasa de sardinias) y consecuentemente las capturas.

Las pesquerías demersales y costeras incluyen grandes bancos y arrecifes coralinos, donde la pesca se concentra en aguas costeras de profundidades menores de 60 m (Richards y Bohnsack, 1990). Estas son generalmente multiespecíficas, incluyen 150 especies diferentes de invertebrados y peces marinos, y se usan diferentes tipos de artes de pesca sobre grandes áreas (Longhurst y Pauly, 1987; Richards y Bohnsack, 1990). En la República Dominicana se capturan (según las estadísticas de la Secretaría de Estado de Agricultura de 1994) 287 especies de peces, 9 especies de crustáceos y 10 especies de moluscos. Los métodos de pesca incluyen nasas de madera, pesca a vara, cordel y anzuelo, arpones y redes de arrastre y cerco. En las aguas continentales de México y Nicaragua la pesca más importante es la del camarón (Richards y Bohnsack, 1990). En las naciones isleñas los peces e invertebrados (langosta, camarón, can-

and Bohnsack, 1990). Demersal fisheries are multi-specific—targeting well over 150 species of marine invertebrates and fishes—and use several types of fishing gear over large areas (Longhurst and Pauly, 1987; Richards and Bohnsack, 1990). In the Dominican Republic, 287 bony fishes, 9 crustaceans, and 10 mollusk species are caught (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). Fishing methods include wooden traps, hook-and-line, spears, and nets (trawls, seines). In continental areas (Mexico, Nicaragua), the most economically important fishery is for shrimp (Richards and Bohnsack, 1990). In island nations, fishes and invertebrates (lobster, conch, crabs, and shrimp) are critical marine resources, particularly for local communities; typically the most economically valuable species, specifically for tourist and export markets, are spiny lobster and queen conch. The importance of coral reef fisheries may not be so much in terms of absolute magnitude of the catch as in their contribution to the catch of fishermen on low incomes, with few alternative opportunities for employment (Ferry and Kohler, 1987; Russ, 1991). In most areas, coral reef ecosystems are being fished beyond the point of maximum sustainable yield and several fisheries are over-exploited (Aiken and Haughton, 1985; Christy, 1997). Some indicators of over-exploitation include declines in landings, increases in effort, changes in species composition, and decreases in the abundance and size of more valuable species (Aiken and Haughton, 1985; Appeldoorn et al., 1992). ■

SECTION 3. EFFECTS OF FISHING

The sustainable use of resources in complex ecosystems such as coral reefs poses special problems due to the diversity of species and complex interactions. Coral-reef ecosystems provide aesthetic beauty that attracts tourism, support very high species diversity, protect shorelines from erosion, provide 10% of the world's fisheries production, and account for 50% of the world's production of calcium carbonate (McClanahan, 1995). Intensive fishing activities can affect all of these processes (Tables 1-4 and 1-5).

It has often been suggested that coral reef fisheries may be more vulnerable to over-exploitation than fisheries in higher latitude regions (Russ, 1991). The reason may relate to certain life history traits of tropical organisms and to the trophodynamics (pathways of energy flow) of coral reefs. For example, many reef fishes have high site fidelity (small home range, some territorial) and have limited ranges in

grejo y lambí) son recursos marinos críticos, especialmente para las comunidades locales; en tanto la langosta y el lambí son las especies de mayor valor para el turismo y el mercado de exportación. Las pesquerías de peces arrecifales parecen no tener mucha importancia en términos de la magnitud de sus capturas, pero sí en la contribución a las ganancias de los pescadores, generalmente con pocos ingresos y escasas oportunidades de trabajo (Ferry y Kohler, 1987; Russ, 1991). En la mayoría de los países, los recursos arrecifales han sido explotados más allá de su captura máxima sostenible y algunas pesquerías se encuentran sobreexplotadas (Aiken y Haughton, 1985; Claro et al., 1994; Christy, 1997). Como indicadores de la sobreexplotación podemos citar la disminución de los desembarcos, el incremento del esfuerzo pesquero, el cambio en la composición por especies, la disminución en la abundancia y las tallas de las especies más valiosas (Aiken y Haughton, 1985; Appeldoorn et al., 1992). ■

SECCIÓN 3. EFECTOS DE LA PESCA

La explotación sostenida de los recursos en ecosistemas complejos, como los arrecifes coralinos, presenta características especiales debido a la gran diversidad de especies y lo complejo de sus interacciones. Los ecosistemas de arrecifes coralinos con su inigualable belleza atraen numerosos turistas, sostienen una muy alta diversidad de especies, protegen la línea costera de la erosión, aportan el 10% de la producción pesquera mundial y producen el 50% de la producción mundial de carbonato de calcio (McClanahan, 1995); pero las actividades pesqueras intensas pueden afectar todos estos procesos (Tablas 1-4 y 1-5).

Se ha sugerido que las pesquerías arrecifales podrían ser más vulnerables a la sobreexplotación que las de latitudes más altas (Russ, 1991). Esto podría estar relacionado con las características del ciclo de vida de los organismos tropicales y con el dinamismo trófico (flujo energético) de los arrecifes coralinos. Por ejemplo, muchos peces de arrecife aparecen siempre en los mismos lugares (territorialidad, escasa movilidad) o están restringidos a determinados hábitats o profundidades (Munro y Williams, 1985). Además, los ecosistemas arrecifales están localizados en zonas consideradas como desiertos de nutrientes por lo que dependen de un rápido y eficiente reciclaje de nutrientes para soportar altos niveles de productividad. Por último, existe amplia evidencia de la disminución de las poblaciones locales producto de la pesca (Hatcher et al., 1989).

Los efectos de la pesca repercuten a nivel poblacional y comunitario (Jennings y Polunin, 1996). La pesca afecta directamente la población o la comunidad al extraer los organismos, pero también indirectamente cuando las diferentes técnicas de pesca crean cambios en los hábitats o alteran los procesos biológicos y ecológicos (crecimiento, reproducción,

Table 1-4. Reef fish selective forces and life history features (modified from PDT, 1990). *Tabla 1-4. Mecanismos de selección para peces arrecifales de distinto tipo de ciclo de vida (tomado y modificado de PDT, 1990).*

	Natural conditions	High fishing pressure
Selective pressure	low adult mortality high recruitment uncertainty	high adult mortality high recruitment uncertainty
Life history traits selected	long life multiple reproductions large adult size delayed first reproduction slow growth to maximum size	shorter life fewer reproductions smaller adult size early reproduction rapid growth

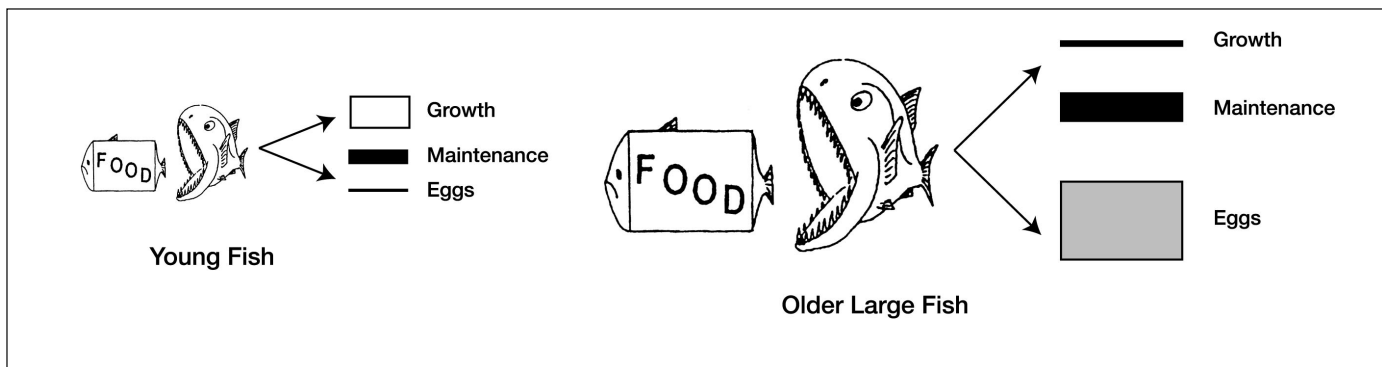


Figure 1-6. Food conversion model of fishery species (from PDT, 1990). Young fish divert more food resources into growth than reproduction. Adults divert more food resources into reproduction than growth. *Figura 1-6. Modelo de conversión del alimento de las especies que forman las pesquerías (tomado de PDT, 1990). Los peces jóvenes invierten más recursos alimenticios en el crecimiento que en la reproducción, y los adultos, por el contrario, más en reproducción que en crecimiento*

habitat and depth preferences (Munro and Williams, 1985). Furthermore, coral reef ecosystems have often been viewed as existing in nutrient deserts and therefore relying upon rapid and efficient nutrient recycling to attain high levels of production. There is ample evidence that fishing can easily deplete local populations (Hatcher et al., 1989).

The effects of fishing can act at the population and community levels (Jennings and Polunin, 1996). Fishing directly affects the population or community by removal of individuals, but also indirectly when the fishing techniques modify the habitat or cause corresponding changes in ecological processes (predation, mortality, herbivory, recruitment) (Russ, 1991). Fisheries tend initially to target the larger individuals in a population; these individuals tend to grow slower, mature later, and live longer (PDT, 1990). As fisheries continue to target these individuals, they are selectively removing organisms with favorable genetic characteristics and the greatest reproductive potential (Figure 1-6). Under heavy fishing pressure, a population can be genetically depleted of late maturing, larger individuals, eventually resulting in a population of early maturing, smaller individuals (PDT, 1990). When larger individuals are removed, a significant amount of potential genetic variation is lost. Removal of large predators can alter the structure of reef fish assemblages, decrease ecosystem stability, and lead to changes in the community structure of benthic (bottom) communities (Goeden, 1982; Rapport et al., 1985).

The **direct effects of fishing at the population level** include changes in catch per unit effort (CPUE) and total catch, abundance and size/biomass, mortality rate, recruitment, sex reversal and social structure, behavior, and distribution (Table 1-5). Changes in CPUE can indicate the decline of a resource or increased effort (Appeldoorn, 1985b; Koslow et al., 1988). Changes at the population level in density and biomass are probably the most documented (Russ, 1991). Most coral reef fisheries, at least in the early stages, target the largest predators (PDT, 1990). These species are generally favored food fishes and their aggressive, predatory nature, large size, and deeper bodies make them vulnerable to most fishing gears (Munro and Williams, 1985). Furthermore, most of these large preda-

mortality, reclutamiento) (Russ, 1991). Las pesquerías tienden inicialmente a concentrarse en los individuos más grandes, que generalmente crecen más lentamente, maduran a mayor edad y son más longevos (PDT, 1990). Al concentrarse en estos individuos, las pesquerías eliminan los que poseen un mayor potencial reproductivo y características genéticas más favorables (Figura 1-6). Cuando una población está sometida a una intensa explotación pesquera, puede verse afectada genéticamente por la disminución de individuos de tallas grandes, convirtiéndose en una población de individuos pequeños y desovadores jóvenes (PDT, 1990). Cuando se eliminan de la población los peces de tallas grandes, se pierde una gran proporción de la potencialidad de la variación genética. Además, la extracción de los depredadores naturales puede causar alteraciones en la composición de las asociaciones de peces arrecifales, disminuir la estabilidad del ecosistema y producir cambios en la estructura de las comunidades bentónicas (Goeden, 1982; Rapport et al., 1985).

Los **efectos directos de la pesca a nivel poblacional** abarcan cambios en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), la captura total, la abundancia, la composición por tallas, la biomasa, la mortalidad, el reclutamiento, la inversión sexual, la estructura de la población, el comportamiento y la distribución (Tabla 1-5). Los cambios en la captura por unidad de esfuerzo pueden ser indicadores de la disminución de los recursos pesqueros o del incremento del esfuerzo (Appeldoorn, 1985b; Koslow et al., 1988). Los cambios a nivel poblacional en densidad y biomasa han sido probablemente los más estudiados (Russ, 1991). La mayoría de las pesquerías de arrecifes, al menos en sus comienzos, han estado dirigidas a los grandes depredadores (PDT, 1990) los cuales gozan generalmente de una gran popularidad de consumo y además resultan más vulnerables a las artes de pesca por su agresividad, naturaleza de depredadores activos y tamaño (Munro y Williams, 1985). Además de presentar tasas de crecimiento, mortalidad natural y reclutamiento bajas, los peces depredadores tienden a madurar a edades relativamente altas (Adams, 1980; PDT, 1990). La abundancia y biomasa de estos grandes peces depredadores depende generalmente de la actividad pesquera. En áreas donde la pesca es intensa, estos peces (fundamentalmente meros, pargos y puercos) no son abundantes y sólo representan una pequeña fracción del total de los desembarques (Aiken y Haughton, 1985). Existen numerosas evidencias de baja diversidad y biomasa en especies sobre las que se centran las pesquerías en áreas de explotación intensa como en los Cayos de la Florida (Bohnsack, 1982), el Gran Caribe (Chiappone et al., en prensa) y las Filipinas (Russ, 1985; Russ y Alcalá, 1989). Una vez afectadas las poblaciones, su recu-

Table 1-5. Effects of intensive fishing on tropical marine resources, particularly coral reef fish populations. *Tabla 1-5. Efectos de la pesca intensiva sobre los recursos naturales marinos, en particular, los peces arrecifales.*

Effect	Reference
Decrease in:	
Catch rate of commercial species	Munro (1983), Koslow et al. (1988), Gaudian et al. (1995), Sobel (1996)
Abundance of large predatory fishes	Bohnsack (1982), Goeden (1982), Russ (1985), Polovina (1986), Ferry and Kohler (1987), Koslow et al. (1988)
Abundance of all coral reef fishes	Russ and Alcala (1989), Jennings et al. (1996)
Species richness	Russ and Alcala (1989), Jennings et al. (1996)
Size of individuals	Beets and Friedlander (1989), Roberts and Polunin (1991), Watson and Ormond (1994)
Reproductive output	Davis and Dodrill (1980), Sluka et al. (1997)
Recovery/recruitment potential	Sobel (1996)
Spawning aggregation size/number	Aguilar-Perera (1990), Sadovy (1990), Sobel (1996)
Habitat complexity	Sobel (1996)
Genetic variability	Davis and Dodrill (1980)
Change in:	
Reproductive age/size	Davis and Dodrill (1980)
Fish community composition	Koslow et al. (1988), Russ and Alcala (1989), Watson and Ormond (1994)
Sex ratio in population	Munro (1983)
Behavior of individuals	Davis and Dodrill (1980), Russ (1991)
Genetic structure	Ricker (1981)
Increase in:	
Abundance of non-target species	Sluka and Sullivan (1996), Sluka et al. (1996b)
Habitat damage	Sobel (1996)
Injuries	Davis and Dodrill (1980)
Sea urchin density	Hay (1984), McClanahan (1988), McClanahan and Muthiga (1988), McClanahan and Shafir (1990)

tors have low rates of growth, natural mortality, and recruitment, along with delayed reproduction (Adams, 1980; PDT, 1990). The abundance and biomass of larger, predatory fishes are generally a function of fishing intensity. In heavily fished areas, these organisms (primarily groupers, snappers, triggerfish) are not abundant and account for only a very small fraction of the total assemblage landed (Aiken and Haughton, 1985). There is ample evidence for smaller density and biomass of target species in heavily fished areas: Florida Keys (Bohnsack, 1982), wider Caribbean (Chiappone et al., in press), and the Philippines (Russ, 1985, Russ and Alcala, 1989). Once depleted, recovery of stocks of large predators is likely to be very slow (Jennings and Polunin, 1996). For example, over-fishing of lane snapper (*Lutjanus synagris*) in Cuba led to a dominance by grunt species. This, in turn, led to increased competition for food and refuge, particularly for juvenile lane snapper. Despite protective measures instituted in 1978 (fishing quotas, closure during spawning season), partial recovery

peración tiende a ser lenta (Jennings y Polunin, 1996). Por ejemplo, la sobrepesca del bermejuelo (*Lutjanus synagris*) en el golfo de Batabanó (Cuba) durante los años 70, trajo como resultado el aumento de la abundancia de pequeñas especies de bocayates debido a la competencia por refugio y alimento de sus juveniles con los de bermejuelo. A pesar de las medidas de protección adoptadas en 1978 (cuotas de pesca, vedas durante la temporada de reproducción), una parcial recuperación de la población del bermejuelo no ha ocurrido sino hasta 20 años más tarde (R. Claro, comunicación personal 1998).

Otros efectos directos sobre las poblaciones son los cambios en la estructura por tamaño y edad de la población y del momento de inversión sexual (Russ, 1991). Las pesquerías están dirigidas inicialmente a los organismos más grandes, lo que implica una reducción de los de mayor talla y edad en la población. El incremento de la intensidad de pesca se hace evidente cuando los peces son capturados antes de que tengan la oportunidad de crecer y alcanzar la talla necesaria para mantener una captura máxima sostenible (Appeldoorn et al., 1992). Existen algunos estudios que han cuantificado las diferencias en tallas entre áreas con diferentes niveles de intensidad de pesca: Jamaica (Koslow

of the lane snapper population did not occur until nearly 20 years later (R. Claro, personal communication, 1998).

Direct population effects also include changes in size and age structure, recruitment, and sex reversal (Russ, 1991). Fishing initially targets larger individuals in a population and thus reduces the proportion of larger and older individuals. There is mounting evidence of growth over-fishing in tropical coastal systems —when fishing intensity reaches a point where fishes are caught before they have time to grow to sizes that would result in maximum sustainable yield (Appeldoorn et al., 1992). Several studies have quantified differences in size between areas of differing fishing intensity including Jamaica (Koslow et al., 1988), Haiti (Ferry and Kohler, 1987), U.S. Virgin Islands (Beets and Friedlander, 1989), Florida Keys (Bohnsack, 1982), and Kenya (Samoilys, 1988; Watson and Ormond, 1994). In terms of effects on recruitment, intensive fishing often removes species prior to maturity (Munro, 1983), which has implications for larval replenishment. For example, severe fishing in Jamaica may result in negligible numbers of fishes being able to spawn, and recruitment of fishes may be largely dependent upon spawning from up-current locations. Substantial reduction in recruitment may occur if the spawning stock biomass is reduced below 20% of its unexploited level (PDT, 1990), potentially leading to recruitment over-fishing (Russ and Alcalá, 1989; Russ, 1991). Significant reduction of spawning potential may occur particularly from the intensive fishing of spawning aggregations. Finally, intensive fishing can directly effect sex reversal and social structure. Many reef fishes are sequential hermaphrodites —that is, they begin life as females (protogyny) or males (protandry), then change sex at a given size or age. If sex reversal is age or size dependent, removal of larger individuals could lead to a massive reduction in the proportion of males in a protogynous population (Bannerot et al., 1987). This effect can lead to fertilization failure during spawning.

The **indirect effects of fishing at the population level** include those activities that result in habitat modification (Russ, 1991). This particularly applies to destructive fishing methods that result in decreased habitat complexity (e.g. reduction in live coral cover) (Russ and Alcalá, 1989). Destructive fishing methods include explosives, poisons, drive-net fishing, trawls, and traps. Reduction in live coral cover can lead to decreased recruitment of those species that require live coral cover as a substratum for settlement (Russ, 1991). Reduction of habitat complexity from destructive fishing practices could be detrimental to juvenile fishes that require places of shelter from predators. Several studies have shown that the abundance of reef fishes increases as a function of structural complexity of the reef (Luckhurst and Luckhurst, 1977; Carpenter et al., 1981).

The **direct effects of fishing at the community level** include changes in biological interactions of species such as predator-prey interactions, herbivore-plant interactions, and competition. A potential effect of predator removal may be the release of prey due to lower predation rates (Jennings and Polunin, 1997). Evidence for these

et al., 1988), Haití (Ferry y Kohler, 1987), Islas Vírgenes (EE.UU.) (Beets y Friedlander, 1989), Cayos de la Florida (Bohnsack, 1982) y Kenya (Samoilys, 1988; Watson y Ormond, 1994). Los efectos de la intensidad de la pesca sobre el reclutamiento están dados por la extracción de peces antes de que éstos alcancen la maduración sexual (Munro, 1983), lo cual repercute en la producción de larvas, finalmente encargadas de restaurar la población. Por ejemplo, en Jamaica, una actividad pesquera intensa puede provocar una disminución del número de peces desovadores ya que el reclutamiento depende en gran medida del desove que ocurre en regiones donde las corrientes son intensas. Si la biomasa de desovadores se reduce en un 20%, podría ocurrir una reducción considerable del reclutamiento (PDT, 1990), lo que generalmente implica una sobrepesca de reclutamiento (Russ y Alcalá, 1989; Russ, 1991). Si se pesca intensamente las agregaciones de desove, se puede reducir considerablemente el potencial de desove de la población. Finalmente, la actividad pesquera intensa puede afectar directamente el proceso de inversión sexual y la estructura de la población. Gran cantidad de peces arrecifales son hermafroditas, lo que significa que comienzan su vida como hembras (especies protogíneas) o machos (especies protándricas), y cambian de sexo cuando alcanzan determinada talla o edad. Si la inversión sexual depende de la longitud o la edad, extraer peces grandes de la población puede implicar una reducción masiva de la proporción de machos en una población de una especie protogínea (Bannerot et al., 1987). Esto puede afectar el proceso de fertilización durante el desove.

Los **efectos indirectos de la pesca a nivel poblacional** están dados tanto por modificaciones de hábitat (Russ, 1991), como por los métodos de pesca destructivos que afectan la complejidad y estructura de las poblaciones (reducción de la cobertura por corales vivos) (Russ y Alcalá, 1989). Entre los métodos destructivos de pesca más utilizados están el uso de explosivos, venenos, nasas, redes de arrastre y ahorque. La reducción de las comunidades coralinas trae como consecuencia una disminución del reclutamiento de aquellas especies que necesiten el coral vivo como sustrato para su establecimiento (Russ, 1991). Una reducción en la complejidad del hábitat podría disminuir la disponibilidad de refugios para que los peces juveniles se protejan de los depredadores. Diversos estudios han demostrado que la abundancia de los peces arrecifales aumenta en función de la complejidad estructural del arrecife (Luckhurst y Luckhurst, 1977; Carpenter et al., 1981).

Los **efectos directos de la pesca a nivel de la comunidad** producen cambios en las interacciones biológicas de las especies como son: la relación presa-depredador, peces herbívoros-plantas y la competencia. Un efecto potencial de la reducción de depredadores es el incremento en el número de presas (Jennings y Polunin, 1997); sin embargo, hay poca evidencia de esto en los arrecifes coralinos (Thompson y Munro, 1983; Russ, 1991). Por ejemplo, la abundancia de peces doncella (*Thalassoma bifasciatum*) se duplicó en los arrecifes pescados con arpones en comparación con aquéllos donde éstos no se usan, como en los Cayos de la Florida (Bohnsack, 1982). La intensidad de la pesca puede afectar, además, la supervivencia de los nuevos reclutas, dado que esto se suma a la depredación natural que genera altos niveles de mortalidad durante el período de asentamiento (Shulman y Ogden, 1987). Existen evidencias de la gran abundancia de juveniles en zonas donde la pesca ha disminuido el número de depredadores (Munro, 1983). Sin embargo, hay pocas evidencias que demuestren que las pesquerías pueden afectar el nivel de la competencia entre las especies (Russ, 1991). Algunos estudios han sugerido el predominio de especies pequeñas como el mero cabrilla de 3 puntos (*Epinephelus cruentatus*) en arrecifes donde la pesca

effects on coral reefs is limited (Thompson and Munro, 1983; Russ, 1991). For example, the bluehead (*Thalassoma bifasciatum*) was twice as abundant on reefs subjected to spear-fishing than on reefs with no spear-fishing in the Florida Keys (Bohnsack, 1982). Intensive fishing may also directly affect the survivorship of new recruits, since high early post-settlement stage mortality is attributed to predation (Shulman and Ogden, 1987). There is some evidence suggesting a greater juvenile abundance of some species in areas where fishing has removed many top-level predators (Munro, 1983). There is very limited evidence that fishing may affect levels of competition between species (Russ, 1991). Some studies have suggested that the dominance of smaller grouper species such as graysby (*Epinephelus cruentatus*) on heavily fished reefs may be a function of reduced competition from larger grouper (Bohnsack, 1982; Watson and Ormond, 1994; Sluka et al., 1996b; Chiappone et al., in press). Some studies have also shown that certain species may replace others under high fishing pressure (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988; Claro, 1994).

Intensive removal of organisms can lead to ecosystem over-fishing—changes in the relative abundance of species or the species composition of the community—for reef fish assemblages (Aiken and Haughton, 1985; Koslow et al., 1988; Russ, 1991). These patterns are evident in the most heavily fished coral reef areas (Bohnsack, 1982; Russ, 1985; Ferry and Kohler, 1987). In fact, the most intensive fishing is generally correlated with more substantial changes in ecosystem function (Jennings and Polunin, 1996). Intense fishing can affect species richness and the total abundance of reef fishes (Russ and Alcala, 1989), potentially leading to community instability (Goeden, 1982). For example, direct removal of herbivorous fishes and removal of urchin predators may lead to larger sea urchin populations on heavily fished reefs (Hay, 1984; Jennings and Polunin, 1996). In Kenya, intensive fishing in coral reef areas led to increases in sea urchins (due to removal of urchin predators), resulting in declines in coral cover, calcification rates, and structural heterogeneity of reef habitat (Watson and Ormond, 1994; McClanahan et al., 1994).

Lastly, **intensive fishing may indirectly affect organisms at the community level** in a similar fashion to the impact at population level (Russ, 1991). Any large-scale reduction in structural heterogeneity of habitats will likely have a substantial effect on organisms (Russ and Alcala, 1989). The effects of habitat modification are likely to be reflected in declines in species diversity and abundance (Samoilys, 1988), since these parameters have been shown to be related to structural heterogeneity (Luckhurst and Luckhurst, 1977; Carpenter et al., 1981). ♦

es intensa, lo que podría ser una consecuencia de la disminución de meros de tallas grandes (Bohnsack, 1982; Watson y Ormond, 1994; Sluka et al., 1996b; Chiappone et al., en prensa); otros estudios muestran como algunas especies sustituyen a otras en regímenes intensos de pesca (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988; Claro, 1990).

La extracción intensa de organismos, como resultado de la sobrepesca en un ecosistema puede producir cambios en la abundancia relativa de las especies y cambios en la composición por especies en una comunidad, como por ejemplo la de los arrecifes (Aiken y Haughton, 1985; Koslow et al., 1988; Russ, 1991). Estos patrones son muy comunes en la mayoría de las zonas arrecifales donde la pesca es intensa (Bohnsack, 1982; Russ, 1985; Ferry y Kohler, 1987). La intensidad de la pesca está generalmente relacionada con cambios substanciales en las funciones del ecosistema (Jennings y Polunin, 1996). Una pesca intensa puede afectar la riqueza de las especies y la abundancia total de los peces arrecifales (Russ y Alcala, 1989) y potencialmente producir inestabilidad en la comunidad (Goeden, 1982). Por ejemplo, si se eliminan de la población peces herbívoros y depredadores de erizos de mar, se produciría un incremento considerable de erizos como consecuencia directa de una pesca intensa (Hay, 1984; Jennings y Polunin, 1996). En Kenia, una actividad pesquera intensa en los arrecifes ha provocado un incremento en la población de erizos de mar (producto de la eliminación de los depredadores), lo que ha traído como consecuencia una disminución de la extensión del arrecife, la calcificación y la heterogeneidad estructural del hábitat arrecifal (Watson y Ormond, 1994; McClanahan et al., 1994).

Por último, **la intensidad de la pesca puede afectar indirectamente a los organismos a nivel de la comunidad** de la misma manera que a nivel poblacional (Russ, 1991). Cualquier reducción en la heterogeneidad estructural del hábitat tendrá un efecto substancial en los organismos (Russ y Alcala, 1989). Los efectos producidos por cambios en el hábitat producirán una disminución en la diversidad y la abundancia (Samoilys, 1988), dado que estos parámetros parecen estar relacionados con la heterogeneidad en la estructura de la comunidad (Luckhurst y Luckhurst, 1977; Carpenter et al., 1981). ♦

Chapter II. Fishery Target Organisms —Biological and Fisheries Characteristics

THIS CHAPTER SUMMARIZES THE BIOLOGY AND FISHERIES CHARACTERISTICS OF THREE IMPORTANT FISHERIES IN PNE AND THE WIDER CARIBBEAN: QUEEN CONCH (*STROMBUS GIGAS*), SPINY LOBSTER (*PANULIRUS ARGUS*), AND REEF FISHES. INFORMATION IS PROVIDED ON LIFE HISTORY, ECOLOGICAL REQUIREMENTS, FISHING CHARACTERISTICS, THE EFFECTS OF EXPLOITATION ON POPULATIONS, AND THE PRESENT STATUS OF THE FISHERIES.

SECTION 1. CONCH

Queen conch (*Strombus gigas* Linnaeus) is one of six species of mollusk in the Family Strombidae found in the wider Caribbean (Figure 2-1). It is distinguished from other species by its large size (up to 300 mm shell length, > 3 kg in weight) and the deep pink color of the aperture (Randall, 1964). It occurs in Bermuda, Bahamas, Florida Keys, Greater and Lesser Antilles, and the Caribbean coasts of Central and South America (Figure 2-2) (Brownell and Stevely, 1981). Throughout its range, queen conch is known by a variety of names, including botuto or guarura (Venezuela), cambombia (Panama), carrucho (Puerto Rico), cobo (Cuba), caracol (Mexico and Colombia), and lambí (Hispaniola). Populations of this herbivorous gastropod have been exploited for at least 500 years in the Caribbean, first in pre-Columbian times by Taino Indians, then as a commercial fishery to support local and foreign demand (Appeldoorn, 1997). Although populations have declined throughout most of the Caribbean (Adams, 1980; Appeldoorn et al., 1987; Berg and Olsen, 1989), the queen

Capítulo II. Características biológicas y pesqueras de los organismos que forman las pesquerías

ESTE CAPÍTULO SINTETIZA LAS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS Y PESQUERAS DE LAS TRES PESQUERÍAS MÁS IMPORTANTES EN EL PNE Y EL CARIBE: EL LAMBÍ (*STROMBUS GIGAS*), LA LANGOSTA (*PANULIRUS ARGUS*) Y LOS PECES ARRECIFALES Y BRINDA INFORMACIÓN SOBRE EL CICLO DE VIDA, LOS REQUERIMIENTOS ECOLÓGICOS, EL EFECTO DE LA EXPLOTACIÓN PESQUERA EN LAS POBLACIONES, ASÍ COMO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS Y EL ESTADO ACTUAL DE LAS PESQUERÍAS.

SECCIÓN 1. LAMBÍ

El lambí (*Strombus gigas*, Linnaeus) es una de las seis especies de moluscos de la familia Strombidae representadas en el Gran Caribe (Figura 2-1). Se distingue de otras especies por su gran tamaño (puede alcanzar hasta 300 mm de longitud de concha (LC) y más de 3 kg de peso) y por su coloración rosada intensa, en el ala de la concha. Puede encontrarse en las Bermudas, Bahamas, los Cayos de la Florida, las Antillas Mayores y Menores, y en las costas del Caribe de Centro y Suramérica (Figura 2-2; Brownell y Stevely, 1981). Debido a su amplia distribución, el lambí es conocido por una gran cantidad de nombres comunes: botuto o guarara, en Venezuela; cambombia, en Panamá; carrucho, en Puerto Rico; cobo, en Cuba; caracol, en México y Colombia; y lambí en La Española y las Antillas Francesas. Estas poblaciones de gasterópodos herbívoros han sido explotadas por más de 500 años en el Caribe, primero por los indios taínos en la etapa precolombina, y posteriormente por pesquerías comerciales para sostener las demanda local y extranjera (Appeldoorn, 1997). A pesar de la disminución considerable de la población del lambí a lo largo de todo el Gran Caribe (Adams, 1970; Appeldoorn et al., 1987; Berg y Olsen, 1989), éstas se

conch is still heavily fished (Richards and Bohnsack, 1990; Appeldoorn, 1994).

The biological and ecological characteristics of queen conch are summarized in Table 2-1. A review of research on queen conch biology and ecology in the Caribbean is provided in Stoner (1997). Queen conchs inhabit sandy and hard substrates supporting algae and seagrasses upon which they feed. They also occur on gravel, coral rubble, or beach rock bottoms (Friedlander et al., 1994; Appeldoorn, 1997). They are distributed from 1m to 76 m depth, but seldom occur deeper than 30m to 40 m (Randall, 1964). The limited depth distribution of conch is probably related to the amount of light necessary to support plant growth. Major conch predators, besides humans, are crabs, lobsters, eagle rays, stingrays, permit, hogfish, triggerfish, and porcupinefish (Randall, 1964; Berg, 1975).

Juvenile and adult conchs play an important ecological role in marine benthic communities. Queen conch principally feed upon dead (detrital) remains of seagrasses, seagrass epiphytes, and macro-algae, as well as appreciable amounts of sand (Randall, 1964; Berg, 1975; Hensen, 1984). Conch greatly affect the benthic community structure of seagrass meadows, especially the abundance of detritus and algae (Stoner, 1989; Stoner et al., 1995), but also the abundance and types of invertebrates in the community (Stoner et al., 1995). Juveniles (< 80-mm shell length, SL) feed almost exclusively at night, spending most of the day buried in sand. Juveniles are almost always associated with seagrasses, particularly turtle grass (*Thalassia testudinum*) and manatee grass (*Syringodium filiforme*) (Randall, 1964). Juveniles particularly exhibit a strong preference for intermediate densities of turtle grass (Stoner and Waite, 1990). Adults, on the other hand, show less habitat specificity.

The life history of the queen conch can be divided into larval, juvenile, and adult stages (Figure 2-3). Adults typically occur in deeper hard-bottom and sandy habitats (10–30 m) (D'Asaro, 1965; Berg et al., 1992b; Stoner and Schwarte, 1994). Deep-water adult populations are an



Figure 2-1. Underwater photograph of the queen conch, *Strombus gigas*. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 2-1. Fotografía submarina del lambí, Strombus gigas. Derechos Reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducida con permiso del autor.*

explotan todavía intensamente (Richards y Bohnsack, 1990; Appeldoorn, 1994).

En la Tabla 2-1 se resumen las características biológicas y ecológicas del lambí. En el trabajo de Stoner (1997) aparece una extensa reseña de las investigaciones biológicas y ecológicas en el Caribe. El lambí habita substratos arenosos o duros con hierbas marinas y algas de las cuales se alimenta, aunque también puede encontrarse en substratos de arena gruesa, alrededor de corales solitarios o en playas de fondos rocosos (Friedlander et al., 1994; Appeldoorn, 1997). Están distribuidos a una profundidad de 1 a 76 m, pero es escaso a profundidades mayores de 40 m (Randall, 1964), lo que al parecer está relacionado con la intensidad de luz requerida por las algas. Además del hombre, los mayores depredadores del lambí son los cangrejos, las langostas, los chuchos, las rayas, los peces capitanes, los puercos y las guanábanas (Randall, 1964; Berg, 1975).

Los lambíes juveniles y adultos desempeñan un papel importante en las comunidades bentónicas marinas. Ingieren fundamentalmente restos de hierbas marinas (detritus), algas epifitas que viven en las hierbas marinas y macroalgas, así como cantidades apreciables de arena (Randall, 1964; Berg, 1975; Hensen, 1984). Afectan la estructura de las comunidades bentónicas donde predominan las hierbas marinas y regulan la abundancia del detritus y las algas (Stoner, 1989; Stoner et al., 1995); asimismo, determinan la abundancia y composición de los invertebrados en la comunidad (Stoner et al., 1995). Los juveniles (< 80 mm LC) se alimentan casi exclusivamente durante la noche, permanecen la mayor parte del día enterrados en la arena y aparecen casi siempre asociados a hierbas marinas, particularmente la hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) y de manatí (*Syringodium filiforme*) (Randall, 1964), sobre todo en áreas de hierbas de tortuga de densidades intermedias (Stoner y Waite, 1990). Los adultos, sin embargo parecen ser menos específicos al seleccionar sus hábitats.

El ciclo de vida del lambí se puede dividir en los estadios de larva, juvenil y adulto (Figura 2-3). Los adultos prefieren los fondos duros y arenosos más profundos (10-30 m; D'Asaro, 1965; Berg et al., 1992b; Stoner y Schwarte, 1994). Las poblaciones adultas de aguas más profundas son un suministro importante de larvas para las poblaciones ubicadas corriente abajo (Coulston et al., 1985; Stoner

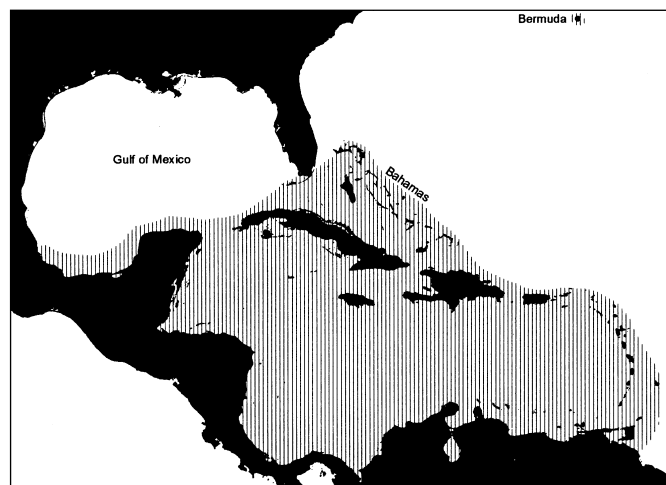


Figure 2-2. Geographic distribution of the queen conch (*Strombus gigas*) in the wider Caribbean (from Brownell and Stevely, 1981). *Figura 2-2. Distribución geográfica del lambí (Strombus gigas) en el Caribe (Brownell y Stevely, 1981).*

Table 2-1. Biological and ecological characteristics of queen conch, *Strombus gigas*. *Tabla 2-1. Características biológicas y ecológicas del lambí (*Strombus gigas*).*

Parameter	Characteristic	Reference
Distribution	Bermuda, Florida, Caribbean	Brownell and Stevely (1981)
Depth	1-76 m, usually less than 30 m	Randall (1964), Stoner and Schwarte (1994)
Habitat	sandy and hard substrates with algae and seagrasses; prefers intermediate densities of <i>Thalassia</i>	Randall (1964), Acolado (1976), Stoner and Waite (1990)
Nutrition	algae and seagrass detritus; larvae are planktotrophic	Randall (1964), Acolado (1976), Stoner et al. (1995)
Reproduction	internal fertilization; females produce egg masses in clean coral sand with low organic content	D'Asaro (1965), Brownell (1977)
Spawning	occurs seasonally or year-round, depending on latitude; sexual maturity attained at 3-3.5 yrs	Randall (1964)
Larvae	veligers emerge from egg cases after 5 days, after which they are pelagic and feed upon zooplankton	D'Asaro (1965), Davis et al. (1993)
Recruitment	veligers settle 17-28 days after hatching; continue to feed upon phytoplankton; metamorphose in sediment	Brownell (1977), Sandt and Stoner (1993)
Aggregations	oriented in tidal currents; provide refuge from predation; may contain 100,000 juveniles	Stoner and Lally (1994); Stoner et al. (1996)
Growth	age and length relationships are: 7.6-10.8 cm SL = 1 yr, 12.6-17.0 cm = 2 yrs; 18.0-20.5 = 3 yrs	Berg (1976), Acolado (1976), Brownell (1977)
Longevity	approximately 6 years	Berg (1976)
Home range	juveniles (10-13 cm SL) = 1,000 m ² ; 13-16 cm = 2,500-5,000 m ² ; > 17 cm = ?	Randall (1964)
Predators	mollusks, hermit crabs, spiny lobster, eagle ray, permit, hogfish, queen triggerfish	Randall (1964), Herrera et al. (1994)

important source of larvae to down-current areas (Coulston et al., 1985; Stoner and Ray, 1996). Adults reach sexual maturity at 3 to 3.5 years of age and can live up to six or more years (Brownell and Stevely, 1981; Coulston et al., 1985). Sexual maturity occurs after a few months of lip formation (Stoner et al., 1992). Fertilization is internal and initial copulation may occur several weeks prior to spawning (D'Asaro, 1965). The spawning season is concentrated during the warmer months (also the longer photoperiod), but may occur year-round in some locations (Brownell and Stevely, 1981; Stoner et al., 1992). Female conch may spawn several times during the reproductive season (Stoner et al., 1996). Egg masses are deposited by females in clean, calcareous sand (low organic content), but may also be deposited in seagrass. Egg masses are produced over a 24–36 hour period and may contain 300,000 to 500,000 eggs (D'Asaro, 1965). Conch larvae (veligers) emerge (hatch) from the egg masses after five days and begin their life in the plankton (D'Asaro, 1965).

Conch veligers are planktotrophic, exhibit positive phototaxis (i.e. are more common above the thermocline), and may remain in the water column for 75 days, but typically settle in nursery habitats within 60 days of hatching (D'Asaro, 1965; Posada and Appeldoorn, 1994). Larval development is greatly influenced by temperature and the supply of phytoplankton upon which the larvae feed

y Ray, 1996). Los adultos alcanzan su madurez sexual entre los 3 y los 3,5 años, y pueden vivir seis años o más (Brownell y Stevely, 1981; Coulston et al., 1985). La maduración sexual ocurre pocos meses después de la formación del ala o labio de la concha (Stoner et al., 1992); la fecundación es interna y la cópula se produce algunas semanas antes del desove (D'Asaro, 1965). La temporada pico de desove ocurre en el verano (donde el fotoperíodo es mayor), pudiendo extenderse durante todo el año en algunos sitios (Brownell y Stevely, 1981; Stoner et al., 1992). Las hembras pueden desovar varias veces durante el período de reproducción (Stoner et al., 1996); depositan las masas de huevos en zonas de arenas limpias y calcáreas (bajas en contenido de materia orgánica), pero también las depositan en las hierbas marinas. Estas masas de huevos son producidas en un período de 24 a 36 horas y pueden contener entre 300 000 y 500 000 huevos (D'Asaro, 1965). Las larvas del lambí, conocidas como velíger, eclosionan y abandonan las masas de huevos 5 días después de haber sido depositadas, para comenzar una fase de vida planctónica (D'Asaro, 1965).

Las larvas, plantófagas, presentan fototropismo positivo (comúnmente sobre la isoterma) y pueden permanecer en la columna de agua hasta 75 días, asentándose en las áreas de cría a los 60 días de haber eclosionado (D'Asaro, 1965; Posada y Appeldoorn, 1994). El desarrollo larval depende en gran medida de la temperatura y suministro de fitoplancton, del cual la larva se alimenta (Brownell y Stevely, 1981; Stoner, 1997). Si las condiciones son favorables, las larvas pueden asentarse en los hábitats bentónicos entre los 17 y 22 días

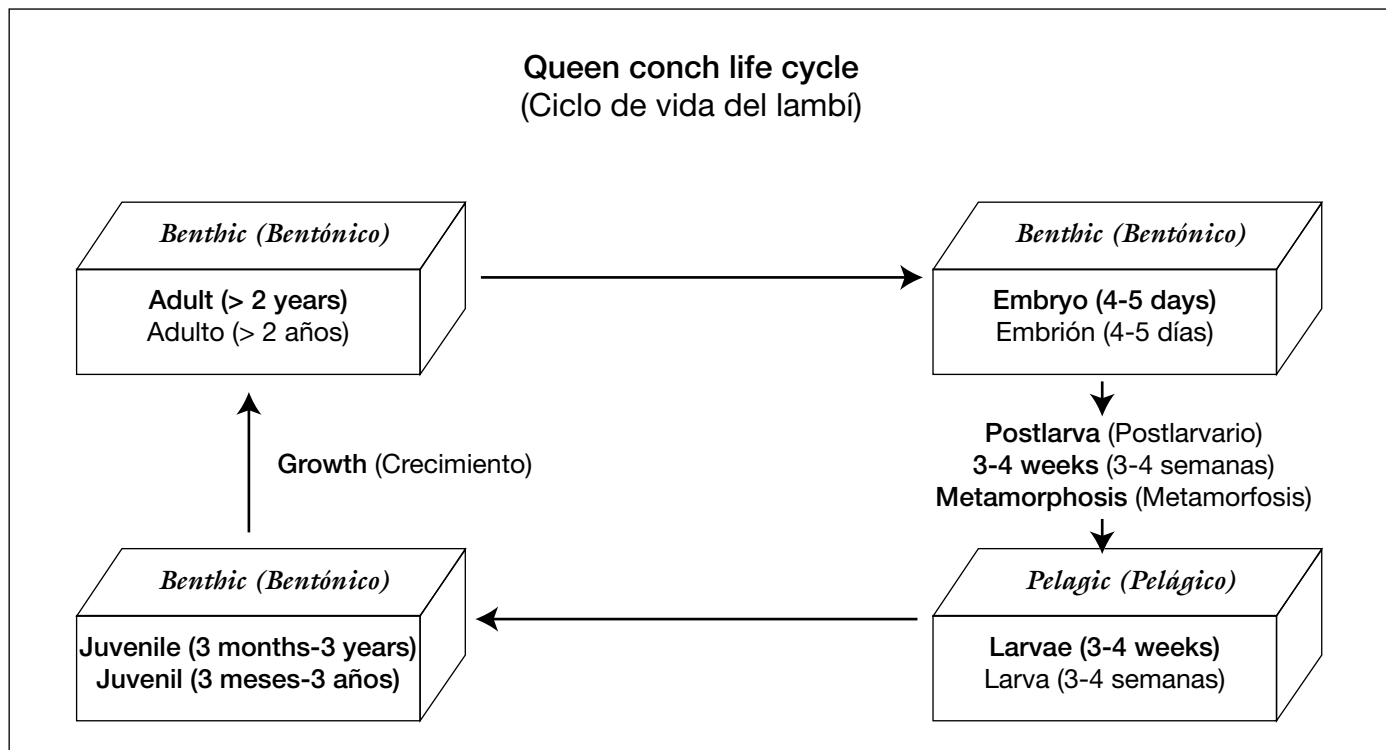


Figure 2-3. Life cycle of the queen conch (*Strombus gigas*). Figura 2-3. Ciclo de vida del lambí (*Strombus gigas*).

(Brownell and Stevely, 1981; Stoner, 1997). If conditions are suitable, larvae can settle to benthic habitats as quickly as 17 to 22 days after hatching, but may remain in the plankton for up to two months (Posada and Appeldoorn, 1994; Stoner, 1997). Usually within five days of settlement, veligers undergo metamorphosis: the proboscis is developed and the velar lobes disappear.

Upon settlement, early juvenile queen conchs (20–50 mm SL) inhabit shallow, non-vegetated habitats where they burrow in sand during the day and surface at night (Sandt and Stoner, 1993). Early juveniles are usually buried in sand down to 20 cm (Iversen et al., 1986), possibly to avoid predators (Brownell and Stevely, 1981; Coulston et al., 1985). Juveniles can suffer high mortality from predation (4–63% annually) (Alcolado, 1976), primarily from crustaceans such as xanthid crabs (Appeldoorn and Ballantine, 1982; Appeldoorn, 1985a). Mortality rates of conch decrease exponentially with age until the onset of sexual maturity (Appeldoorn, 1988). Juveniles 1 to 2 years old (8–14 cm SL) make ontogenetic habitat shifts, by moving from non-vegetated zones to deeper, adjacent seagrass beds (Sandt and Stoner, 1993). Juveniles prefer moderate to dense seagrass beds in relatively shallow water (< 10 m); however, nursery areas can comprise shallow algal flats or deep submerged banks (Alcolado, 1976; Stoner, 1997). Growth rates parallel temperature trends during the year (Alcolado, 1976; Appeldoorn, 1985a), with the highest growth (0.4–1.2 cm/month) during May to October (Alcolado, 1976; Iversen et al., 1987). At 2.5–3 years of age, conchs cease to build their shell in a spiral fashion and start to build the flaring lip.

One feature of juvenile queen conchs is their tendency to form large (> 100 ha), dense (0.2–2 conch/m²),

después de haber abandonado el huevo, pero pueden llegar a permanecer en el plancton hasta dos meses (Posada y Appeldoorn, 1994; Stoner, 1997). Generalmente después de los cinco días del asentamiento comienza la metamorfosis de la veliger.

Los pequeños ejemplares jóvenes de lambí (20–50 mm LC) se localizan en zonas de poca profundidad y en hábitats donde no abunda la vegetación, enterrándose en la arena durante el día y saliendo a la superficie durante la noche (Sandt y Stoner, 1993). Estos pequeños ejemplares suelen enterrarse unos 20 cm (Iversen et al., 1986), probablemente para evitar a los depredadores (Brownell y Stevely, 1981; Coulston et al., 1985). Su mortalidad es elevada (4–63% anualmente) a causa de la depredación (Alcolado, 1976), fundamentalmente por cangrejos dormilonas (Appeldoorn y Ballantine, 1982; Appeldoorn, 1985a). La tasa de mortalidad del lambí disminuye exponencialmente con la edad hasta el comienzo de la maduración sexual (Appeldoorn, 1988). Los juveniles entre 1 y 2 años de edad (1–14 cm LC) realizan cambios de hábitats ontogenéticos, desplazándose de los hábitats donde no abunda la vegetación a zonas más profundas, cercanas a las praderas de hierbas marinas (Sandt y Stoner, 1997). Los juveniles prefieren praderas de hierbas marinas de densidad moderada o alta y aguas relativamente poco profundas (< 10m); sin embargo, las áreas de cría suelen encontrarse en sitios donde abundan las algas o en bancos relativamente profundos y sumergidos (Alcolado, 1976; Stoner, 1997). La tasa de crecimiento tiene un comportamiento similar a la variación estacional de la temperatura (Alcolado, 1976; Appeldoorn, 1985a), alcanzando su mayor valor (0,4–1,2 cm/mes) desde mayo a octubre (Alcolado, 1976; Iversen et al., 1987). Entre los 2,5 y los 3 años de edad, el lambí deja de construir la concha en forma de espiral y comienza a extender el labio de la concha (Alcolado, 1976).

Una característica significativa de los juveniles del lambí es su tendencia a formar agrupaciones grandes (>100 indiv./ha), densas (0,2–2 indiv./m²) y periódicas (Alcolado, 1976; Stoner y Ray, 1993a;

and recurrent aggregations (Acolado, 1976; Stoner and Ray, 1993a; reviewed in Stoner, 1997). Aggregations are common in areas with significant tidal circulation, shallow depth (1.5–4 m), moderate to dense seagrass coverage, and high algal productivity (Stoner and Waite, 1990; Stoner et al., 1996; Jones, 1996). Field experiments have shown those areas with similar depth, sediment, and plant abundance do not provide equivalent food and refuge for queen conch (Stoner, 1994; Jones, 1996). Juvenile aggregations are usually limited to a few particular sites in seemingly uniform seagrass beds, reflecting water circulation and the production of certain species of macroalgae that juveniles graze upon (Hesse, 1979; Stoner and Ray, 1993b; Stoner et al., 1994). In the Bahamas, juvenile queen conch aggregations typically occur within 2–4 km of tidal inlets (Stoner and Ray, 1993b) and are present year-round (Stoner and Lally, 1994). These aggregations, however, may comprise less than one percent of the available seagrass habitat, reflecting spatial variations in larval recruitment or habitat suitability (Jones, 1996; Stoner, 1997). High-density aggregations may serve to reduce predation or disperse natural mortality (Iversen et al., 1986; Stoner and Sandt, 1991; Stoner and Ray, 1993a). Movement patterns of juveniles are related to seasonal changes and episodic storms, and may function to reduce mortality from predation or efficiently utilize food resources (Hesse, 1979; Lipcius et al., 1987). In Puerto Rico, juvenile (3–4 cm SL) conch migrate inshore during the late winter and offshore during autumn (Appeldoorn, 1985a). Juvenile aggregations may also shift position from year to year. Several studies provide evidence that conch actively select among habitats (Sandt and Stoner, 1993). Research has shown that conch density and biomass increase directly with seagrass cover, seagrass shoot density, and macroalgae productivity, up to an optimal level, and that juveniles are much more selective than adults in the choice of habitat (Stoner and Waite, 1990).

Queen conchs have been a principal source of food for the inhabitants of the Caribbean since at least the Taino Indians (Brownell and Stevely, 1981; Appeldoorn, 1997). Conch were valued as a protein source, second only to finfish in native diets during the past century, but were also used as bait in some countries such as Cuba. Queen conch is heavily fished throughout much of its range from Bermuda to the Caribbean and represents the second most valuable fishery after the spiny lobster (Richards and Bohnsack, 1990). In addition to the meat, the colorful shell is often sold for ornamental purposes and was once used in the manufacture of lime and porcelain (Randall, 1964).

Queen conch are fished using poles or conch hooks from sailing sloops (Bermuda, Bahamas, Turks and Caicos), free diving (Colombia, Cuba, Dominican Republic, Turks and Caicos, Venezuela), hookah (compressor) and SCUBA (Bahamas, Dominican Republic). In many countries including Dominican Republic, conch are consumed locally (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994); however, most of the harvest in Belize, Bahamas, and the Turks and Caicos is exported to the USA as frozen meat (Ninnes, 1994). The use of SCUBA and hookah, combined with the increased

revisado en Stoner, 1997), particularmente en zonas poco profundas (1,5-4 m), de circulación provocada por las mareas y de moderada a densa concentración de hierbas marinas con una alta productividad de algas (Stoner y White, 1990; Stoner et al.; 1996; Jones, 1996). Se ha demostrado en experimentos de campo que áreas similares en profundidad, sedimento y abundancia de plantas no proveen igual alimentación y refugio al lambí (Stoner, 1994; Jones, 1996). Las agregaciones de juveniles se limitan generalmente a unos pocos sitios, con características muy particulares y apariencias similares, como son las praderas de hierbas marinas con circulación abundante y donde se producen ciertas especies de macroalgas que facilitarían el crecimiento y la alimentación de los juveniles (Hesse, 1979; Stoner y Ray, 1993b; Stoner et al., 1994). En las Bahamas, las agrupaciones de juveniles de lambí ocurren cerca (2-4 km.) de canales y ensenadas (Stoner y Ray, 1993b) durante todo el año (Stoner y Lally, 1994). Estas agrupaciones, sin embargo, ocupan menos del 1% de los hábitats de hierbas marinas existentes, lo que refleja las variaciones espaciales en el reclutamiento de las larvas o la disponibilidad de hábitats apropiados (Jones, 1996; Stoner, 1997). Estas características pueden ayudar a reducir la depredación y, consecuentemente, a hacer que disminuya la mortalidad natural (Iversen et al., 1996; Stoner y Sandt, 1991; Stoner y Ray, 1993a). Los patrones de movimiento de los juveniles están relacionados con los cambios de estaciones y las tormentas ocasionales, como una estrategia para reducir la mortalidad por depredación e incrementar la eficiencia de la alimentación (Hesse, 1979; Lipcius et al., 1987). En Puerto Rico, los juveniles (3-4 cm LC) de lambí se acercan a la costa al finalizar el invierno y se alejan de ésta en el otoño (Appeldoorn, 1985a). Las agregaciones de juveniles cambian de posición de año en año. Se ha comprobado que el lambí selecciona constantemente su hábitat (Sandy y Stoner, 1993). Asimismo, se ha demostrado que la densidad y la biomasa de lambí aumentan directamente con la extensión y el crecimiento de praderas de hierbas marinas en una área dada y con la productividad de las macroalgas hasta un nivel óptimo, donde los juveniles son mucho más selectivos que los adultos al escoger sus hábitats (Stoner y Waite, 1990).

El lambí ha sido un importante recurso alimenticio para los habitantes del Caribe desde la época de los indios Taínos (Brownell y Stevely, 1981; Appeldoorn, 1997). Evaluado como una fuente proteica primaria, superado solamente por los peces en las dietas de los nativos el siglo pasado, es también usado como carnada en algunos países como Cuba. Se pesca intensamente en todo el Caribe hasta las Bermudas, y es la segunda pesquería en importancia después de la langosta (Richards y Bohnsack, 1990). No sólo su carne, sino también la colorida concha, que se vende con propósitos ornamentales y que en otros tiempos fuera utilizada en la confección de nácar y porcelana, convierten a esta pesquería en un recurso muy valioso.

El lambí se pesca con varas o bicheros desde pequeños veleros (Bermudas, Bahamas, Turks y Caicos); mediante buceo libre (Colombia, Cuba, República Dominicana, Turks y Caicos, Venezuela), buceo autónomo (SCUBA) y con compresor (Bahamas y República Dominicana). En muchos de estos países, como en la República Dominicana, el consumo es fundamentalmente local (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). Sin embargo, la mayoría de las capturas en Belice, Bahamas y Turks y Caicos se exporta congelada a los EE.UU. (Ninnes, 1994). El uso del buceo con SCUBA y con compresor, el incremento de la demanda, el alto valor en el mercado, lo simple y accesible de la pesca y los hábitos de esta especie de formar grandes agrupaciones han traído

demand, high market value, ease of capture, and aggregated behavior, have led to severe stock depletion throughout the wider Caribbean (Brownell and Stevely, 1981; Hunt, 1987; Appeldoorn, 1994). The region-wide decline is a function of several factors. Among the most important is the use of SCUBA and hookah to more easily remove adults (reproductive stock) from deeper habitats (Coulston et al., 1985). Lack of enforcement and protection in nursery grounds has led to over-exploitation of juveniles (Ferrer and Alcolado, 1994; Rodríguez and Posada, 1994). Small coastal shelf areas (lower production) except in Belize, Bahamas, the Turks and Caicos, and Cuba, naturally limit potential conch production (Appeldoorn, 1994; Nannes, 1994). Also, the removal of conch at a size (marketable size is 18–19 cm SL) before sexual maturity (18–27 cm SL) can reduce reproductively viable individuals (Berg, 1976). Degradation of nursery habitats from coastal development can affect larval settlement and juvenile survival (Friedlander et al., 1994; Appeldoorn, 1997). Finally, market demand and the increased economic value of conch meat have driven over-fishing (Appeldoorn, 1987). Exceptions to this trend are areas with low fishing pressure, alternative employment opportunities, or effective management (Appeldoorn, 1994). Regulations imposed to protect, conserve, or restore conch stocks include closed seasons (Belize, Grenada, U.S. Virgin Islands), minimum size (Bahamas, Belize, Cuba, U.S. Virgin Islands), catch quotas (Mexico, U.S. Virgin Islands), gear restrictions (e.g. use of SCUBA) (Colombia, Martinique), export limitations and sale of undersized shells (Bahamas, Belize, U.S. Virgin Islands), and temporary or permanent closures (Bermuda, Florida Keys, Cuba, Belize, U.S. Virgin Islands, Venezuela) (Hunt, 1987; Chavez, 1990; Appeldoorn, 1994; Beets and Appeldoorn, 1994). In areas protected from conch fishing, populations show significantly greater densities of adults, juveniles, and larvae (Ray et al., 1994a; Rodríguez and Posada, 1994; Stoner and Ray, 1996).

In 1990, the economic value of queen conchs taken from the Caribbean region was estimated at US\$40 million (Appeldoorn, 1994). However, as a result of severe over-fishing throughout much of its range, the queen conch was considered commercially threatened worldwide in 1983, and in 1992, it was added to Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES). Fisheries have been closed seasonally or for multi-year periods in Venezuela, Colombia, Belize, Mexico, Cuba, Florida Keys, Bermuda, and the U.S. Virgin Islands. Despite closures in the Florida Keys (since 1985) and Bermuda (since 1978), queen conch stocks have not recovered (Appeldoorn, 1994; Berg and Glazer, 1995). Some scientists have called for the implementation of a temporary Caribbean-wide moratorium on conch fishing until stocks can recover (Mora, 1994). ■

SECTION 2. SPINY LOBSTER

Approximately 35 species of lobster (Crustacea, Decapoda) in six families occur worldwide, often referred to as rock

como consecuencia una alarmante disminución de las poblaciones del lambí a lo largo del Gran Caribe (Brownell y Stevely, 1981; Hunt 1987; Appeldoorn, 1994). La disminución de las poblaciones en toda la región puede resumirse como una consecuencia de : 1) el uso del buceo con SCUBA y compresor que permite la extracción de gran cantidad de adultos (disminución del potencial reproductor) de los hábitats más profundos (Coulston et al., 1985); 2) la falta de protección en las áreas de cría, que lleva a la sobreexplotación de juveniles (Ferrer y Alcolado, 1994; Rodríguez y Posada, 1994); 3) lo estrecho de la plataforma (bajos niveles de producción) excepto en Belice, Bahamas, Turks y Caicos y Cuba (Appeldoorn, 1994; Nannes, 1994); 4) la extracción de lambí de tallas inferiores a la de maduración sexual (tallas comerciales 18-19 cm LC, tallas de maduración sexual 18-27 cm LC; Berg, 1976); 5) la degradación potencial de las áreas de cría como consecuencia del desarrollo costero (Friedlander et al., 1994; Appeldoorn, 1997) y 6) el incremento del valor económico de su carne (Appeldoorn, 1987). Las pocas excepciones en este patrón de explotación intensiva ocurren en las áreas donde existe menor extracción pesquera, donde hay mayores alternativas y oportunidades de empleo, o donde existen políticas de manejo más efectivas (Appeldoorn, 1994). Algunas de las regulaciones en vigencia, impuestas con vistas a proteger, conservar o restaurar las poblaciones del lambí incluyen: 1) establecimiento de temporadas de veda (Belice, Granada, Islas Vírgenes [EE.UU.], Cuba), establecimiento de una talla mínima (Bahamas, Belice, Cuba, Islas Vírgenes [EE.UU.]), asignación de cuotas de captura (México, Islas Vírgenes [EE.UU.], Cuba), restricciones en las artes de pesca (uso del buceo) (Colombia y Martinica), limitaciones en la venta y exportación de conchas de tallas pequeñas (Bahamas, Belice, Cuba, e Islas Vírgenes [EE.UU.]) y el cierre temporal o permanente de áreas para la pesca de lambí (Bermuda, los Cayos de la Florida, Cuba, Belice, Islas Vírgenes [EE.UU.] y Venezuela) (Hunt, 1987; Chávez, 1990; Appeldoorn, 1994; Beets y Appeldoorn, 1994; Ferrer y Alcolado, 1994). En las áreas protegidas donde no se pesca el lambí se puede observar un aumento significativo en la densidad de adultos, juveniles y larvas (Ray et al., 1994a; Rodríguez y Posada, 1994; Stoner y Ray, 1996).

En 1990 el valor económico de las pesquerías del lambí en el Caribe fue estimado en unos US\$ 40 millones (Appeldoorn, 1994). Sin embargo, como consecuencia de una sobrepesca intensa en toda el área, el lambí fue considerado como una especie en peligro de extinción comercial a nivel mundial en 1983, y en 1992 fue añadido al Apéndice II de la Convención Internacional para la Comercialización de Especies en Extinción (CITES). Las pesquerías han sido cerradas temporalmente o por períodos de varios años en Venezuela, Colombia, Belice, México, Cuba, los Cayos de la Florida y en Islas Vírgenes (EE.UU.). A pesar del cierre de las pesquerías en los Cayos de la Florida desde 1985 y en Bermuda desde 1978, no ha ocurrido la recuperación esperada de las poblaciones (Appeldoorn, 1994; Berg y Glazer, 1995). Algunos científicos han propuesto la implementación temporal en todo el Caribe de una moratoria de cierre de las pesquerías del lambí hasta que las poblaciones se puedan recuperar completamente (Mora, 1994). ■

SECCIÓN 2. LANGOSTA

En el mundo existen aproximadamente 35 especies de langostas (Crustácea, Decapoda), clasificadas en seis familias, conocidas comúnmente como langosta de piedra, langosta común, langosta del Caribe, lan-

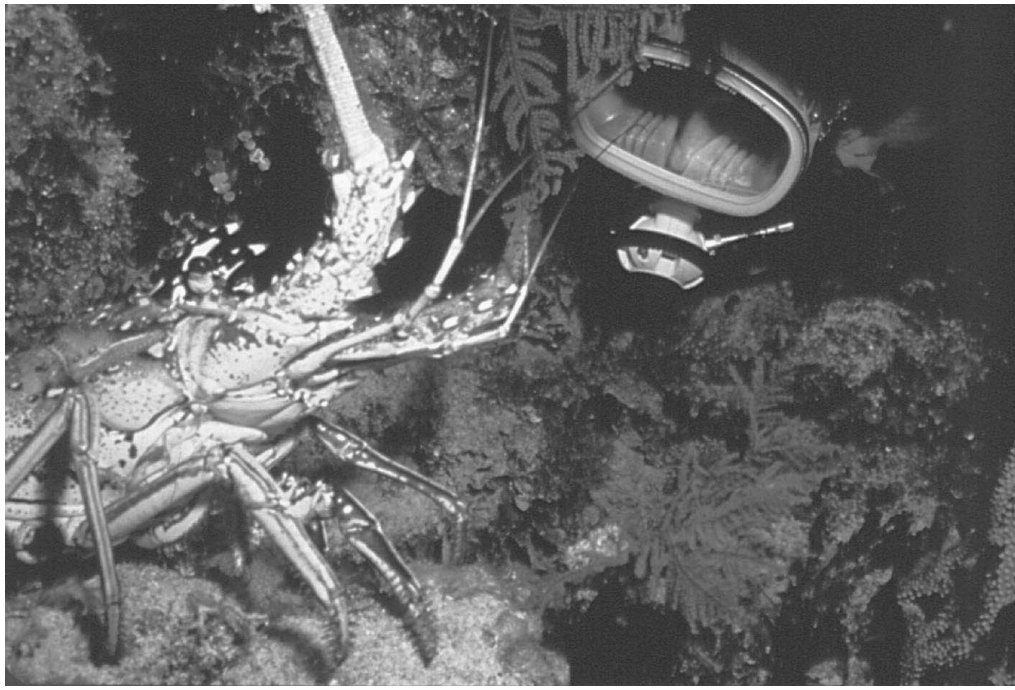


Figure 2-4. Underwater photograph of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*). Photo courtesy of C. Lott. Figura 2-4. Fotografía submarina de una langosta (*Panulirus argus*). Foto cortesía de C. Lott.

lobster, Caribbean spiny lobster, West Indian spiny lobster, and Florida spiny lobster (Moe, 1991). They are ubiquitous inhabitants of tropical and temperate seas, highly valued as a source of food and revenue (Lipcius and Cobb, 1993). Lobsters are critical links in a diverse set of marine food webs ranging from the deep ocean to the shallowest littoral habitats. Lobsters are most prevalent in shallow coastal areas, where they are key predators of various benthic invertebrates, and conversely, important prey of large predators (Lipcius and Cobb, 1993). The Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*), in the Family Palinuridae, is one of three species in the genus that occurs in the wider Caribbean (Figure 2-4). The species is distributed from Brazil, the Caribbean Sea, Bermuda, and south Florida to North Carolina (Moore, 1962; Lyons, 1981). The Caribbean spiny lobster is one of the largest marine invertebrate species inhabiting shallow-water environments, capable of attaining a size greater than one meter in total length and an age of 15–20 years (Moe, 1991).

Because of its economic importance (Simmons, 1980; Cruz et al., 1991; García et al., 1991), the life history of the Caribbean spiny lobster is relatively well studied (Warner et al., 1977; Cruz et al., 1995; reviewed in Moe, 1991). Three major stages of the spiny lobster life cycle are recognized, based upon management and habitat use: larval (open-ocean), juvenile (shallow, vegetated coastal areas), and adult (coral reefs) (Figure 2-5) (Davis, 1978; Cruz et al., 1995; Butler et al., 1997). Fertilized eggs are carried by females for up to four weeks prior to spawning (Simmons, 1980). These females are referred to as being “berried.” Females migrate to areas populated with males for mating, and then move to deeper reef areas to incubate and release larvae. Adult lobsters spawn offshore in deeper (> 20 m) reef habitats affected by oceanic currents; this pattern presumably reduces predation pressure by ensuring

gosta de las Antillas o langosta de la Florida (Figura 2-4; Moe, 1991). Las langostas son habitantes omnipresentes en hábitats tropicales como en aguas templadas, y un recurso pesquero altamente valorado como fuente de alimento e ingresos económicos (Lipcius y Cobb, 1993). Las langostas son eslabones críticos de las tramas tróficas marinas, desde las aguas profundas del océano hasta las profundidades más bajas de las aguas litorales. Sin embargo, son más abundantes en zonas costeras donde se desempeñan como depredadores claves de varios invertebrados bentónicos, a la vez que resultan presas importantes de otros depredadores (Lipcius y Cobb, 1993). La langosta *Panulirus argus*, perteneciente a la familia Palinuridae, es una de las tres especies de su género que habitan el gran Caribe (Figura 2-4). Se distribuye desde las Bermudas y Carolina del Norte, la Florida, las Bahamas, a lo largo del Caribe, hasta Brasil (Moore, 1962; Lyons, 1981). Es una de las especies de invertebrados marinos de ambiente somero de mayor talla, y puede alcanzar hasta más de 1 m de longitud total y edades de entre 15 y 20 años (Moe, 1991).

Debido a su importancia económica (Simmons, 1980; Cruz et al., 1991; García et al., 1991), el ciclo de vida de la langosta del Caribe ha sido muy estudiado (Warner et al., 1977; Cruz et al., 1995; revisado in Moe, 1991). Desde el punto de vista de su hábitat y el manejo pesquero, se distinguen tres etapas principales de su ciclo de vida, a saber: la fase larval (en el océano abierto), juvenil (en áreas costeras someras con vegetación) y adulta (en arrecifes coralinos) (Figura 2-5) (Davis, 1978; Cruz et al., 1995; Butler et al. 1997). Las hembras migran a áreas de mayor abundancia de machos para la cópula y fertilización. Posteriormente, retienen los huevos fertilizados en el exterior de su abdomen, durante un período de hasta cuatro semanas hasta el desove (Simmons, 1980); durante este período se les conoce como hembras “fresadas”. Los huevos son liberados en arrecifes profundos (>20 m), bañados por corrientes oceánicas. Este patrón reduce al parecer la actividad depredadora sobre las larvas (Lyons, 1981; Herrnkind y Lipcius, 1986). La talla mínima de una langosta madura se considera entre los 80 y 95 mm de largo del caparazón (LC) (Cruz y León, 1991). Sin embargo, la intensidad de la pesca la intensidad de la pesca ha redu-

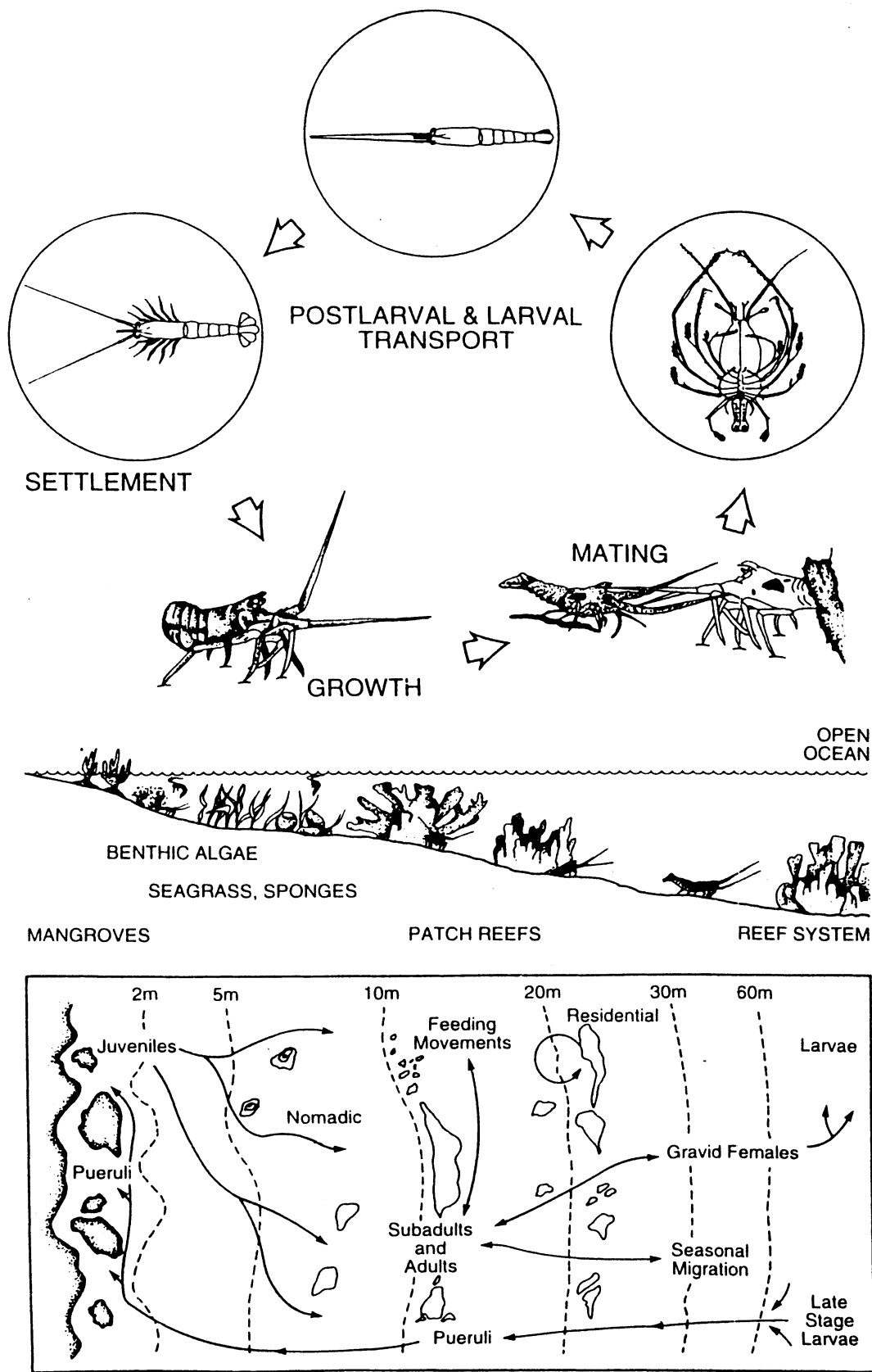


Figure 2-5. Life cycle of spiny (rock) lobsters (from Lipcius and Cobb, 1993). *Figura 2-5. Ciclo de vida de la langosta (Lipcius y Cobb,*

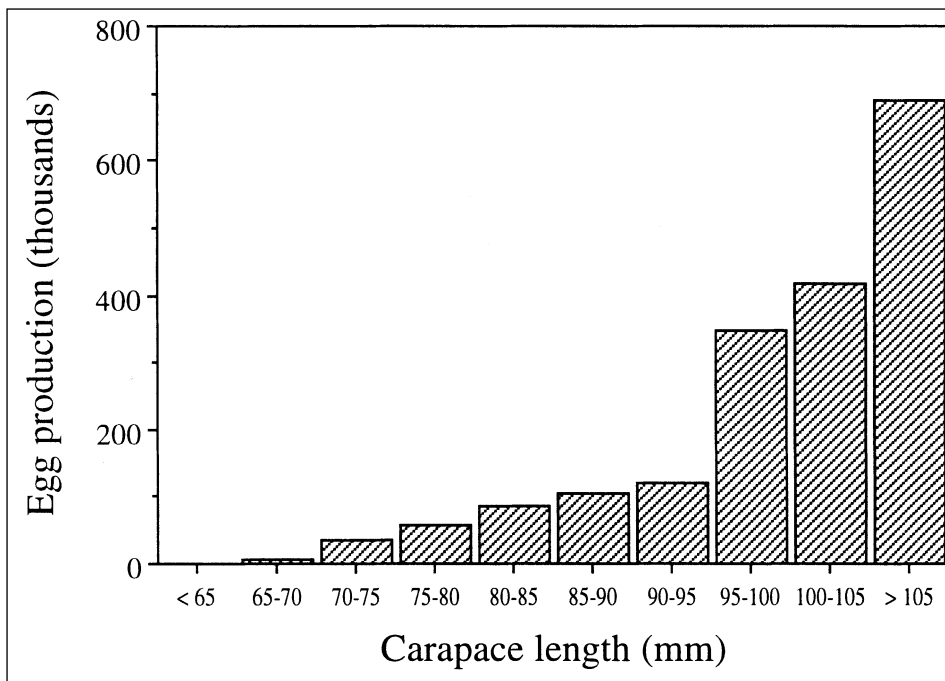


Figure 2-6. Fecundity (thousands of eggs/female) versus carapace length (mm) for spiny lobster (*Panulirus argus*) sampled in the Florida Keys, April–August 1976 (data from Gregory et al., 1982). These data show that the production of eggs increases exponentially as a function of length.

*Figura 2-6. Fecundidad (miles de huevos/hembra) en relación a la longitud del caparazón (LC, mm) de la langosta (*Panulirus argus*) de los Cayos de la Florida en abril–agosto de 1976 (datos tomados de Gregory et al., 1982). Estos datos muestran que la producción de huevos se incrementa exponencialmente con la longitud.*

larval dispersal away from the adult habitat (Lyons, 1981; Herrnkind and Lipcius, 1986). The minimum size at maturity for spiny lobster is generally considered to be 80–95 mm carapace length (CL) (Cruz y León, 1991); however, intensive fishing has reduced the minimum size at maturity (< 80 mm CL) in some areas such as south Florida (Gregory et al., 1982; SEFSC, 1992). Reproduction in the Caribbean can occur year-round (Cruz y León, 1991); however, in more northerly locations such as the Florida Keys, reproduction occurs almost exclusively during the summer (April to September) (Lyons, 1981; Gregory et al., 1982; SEFSC, 1992). An important aspect of spiny lobster reproductive biology is the relationship between size and fecundity (egg production) (Figure 2-6), illustrating the potential problems of fishing the largest, and hence most fecund, individuals in a population (Cruz y León, 1991).

Larvae of both spiny (Family Palinuridae) and shovel nose lobsters (Family Scyllaridae) develop in the water column and may be carried hundreds to thousands of kilometers by ocean currents (Lewis, 1951; Sims and Ingle, 1967; Lyons, 1981). Lobster larvae are transparent and are referred to as phyllosomes (leaf-like) (Moe, 1991). Larvae spend at least 6 months (probably 9–12) in the plankton and go through a series of 10–12 developmental stages (Cruz et al., 1995). Because the absolute duration of the larval phase is not known (Lewis, 1951; Menzies and Kerrigan, 1980), it has remained difficult to identify management (stock) units (Menzies and Kerrigan, 1980; Farmer et al., 1986) and quantify stock-recruitment relationships (Lyons, 1981; Richards and Bohnsack, 1990).

At the termination of the larval phase, lobsters go through a non-feeding, puerulus stage (postlarvae) and take on the shape of the adult lobster (Marx and Herrnkind, 1985). The puerulus stage of the lobster links the plankton and benthic phases in the life cycle (Lyons, 1981; Marx, 1986). Spiny lobster settle from the plankton to benthic

cido esta talla hasta valores menores a los 80 mm (LC) en algunas áreas (Gregory et al., 1982; SEFSC, 1992). La reproducción puede ocurrir todo el año, aunque con picos de intensidad en los meses de abril a septiembre (Lyons, 1981; Gregory et al., 1982; SEFSC, 1992; Cruz y León, 1991). Un aspecto importante de la biología reproductiva de la langosta es la relación que existe entre la talla y la fecundidad (producción de huevos; Figura 2-6), lo que habla de las posibles consecuencias de pescar las tallas más grandes y por lo tanto los individuos más fecundos de la población.

Las larvas de la langosta del Caribe (Familia Palinuridae) y las langostas cachapas (Familia Scyllaridae) se desarrollan en la columna de agua y son transportadas cientos y miles de kilómetros por las corrientes oceánicas (Lewis, 1951; Sims y Ingle, 1967; Lyons, 1981). Son de una apariencia transparente y aplanada similar a una hoja de árbol, y se conocen comúnmente como filosomas (Moe, 1991). Las larvas permanecen al menos 6 meses (probablemente entre 9 y 12 meses) en el plancton, atravesando por una serie de estadios de desarrollo larval (de 10 a 12 estadios) (Cruz et al., 1995). El desconocimiento de la duración exacta de estas fases larvales (Lewis, 1951; Menzies y Kerrigan, 1980) hace difícil la identificación de las unidades poblacionales para el manejo pesquero (Menzies y Kerrigan, 1980) y la cuantificación de la relación stock-reclutamiento (Lyons, 1981; Richards y Bohnsack, 1990).

Al final del período larval, la langosta atraviesa por una fase de ayuno, conocida como púerulo (postlarva), en la que va adquiriendo la forma de una langosta adulta (Marx y Herrnkind, 1985). El estadio de púerulo enlaza las fases planctónica y bentónica del ciclo de vida de la langosta (Lyons, 1981; Marx, 1986). El asentamiento de los púerulos del plancton en los hábitats bentónicos se produce aproximadamente a los 6 mm LC, y puede ocurrir durante todo el año (Cruz et al., 1995), pero se ha detectado que es más frecuente a finales del verano (Marx, 1986; Ward, 1986; Acosta et al., 1997). Los asentamientos de langosta varían de año en año, posiblemente relacionado con la variación de la velocidad y dirección del viento (Acosta et al., 1997) y con fenómenos oceanográficos como los giros de corrientes (Ward, 1986). A partir de la llegada a las áreas de cría, la langosta comienza un período de metamorfosis en los

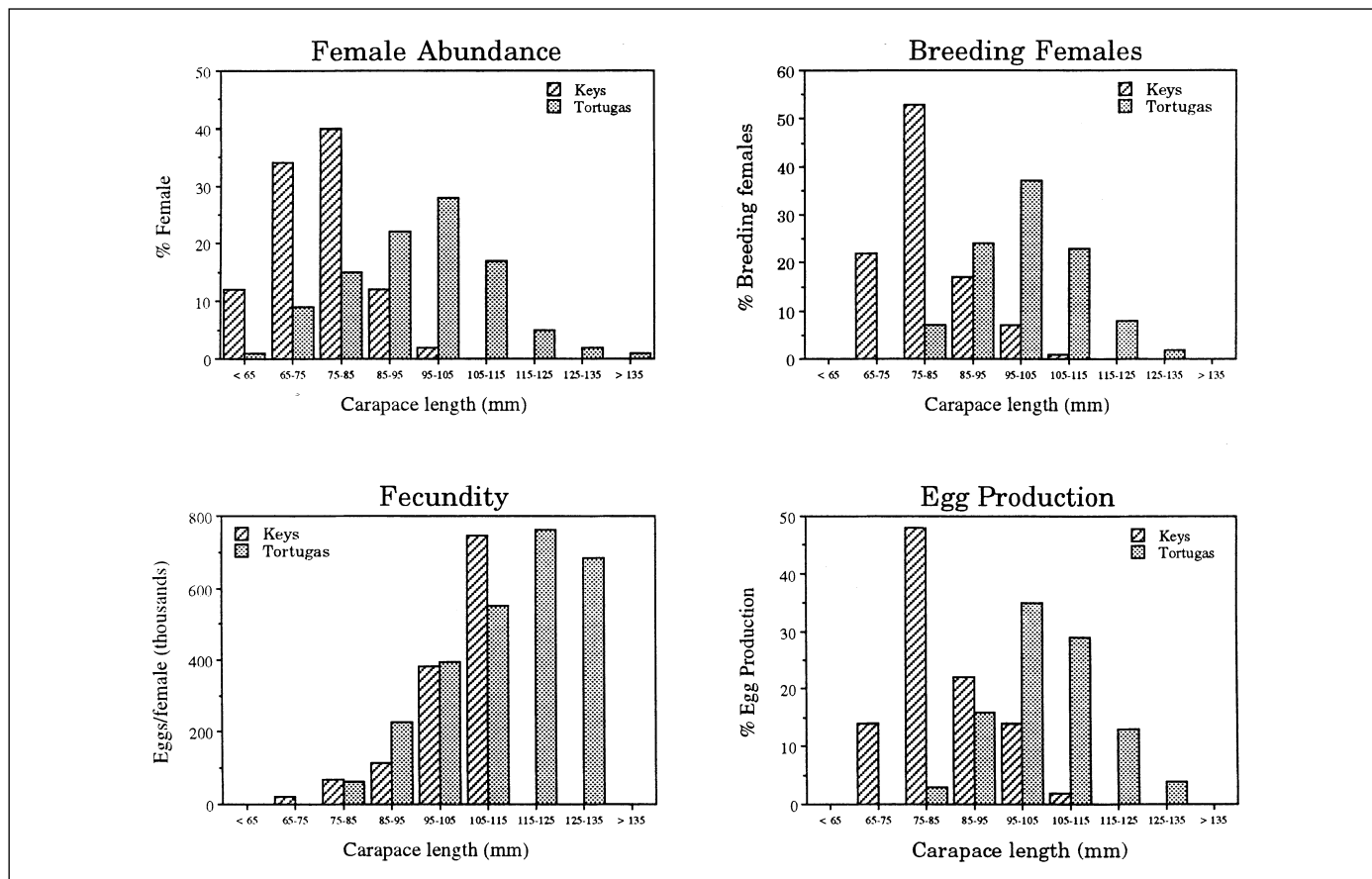


Figure 2-7. Effects of fishing on female spiny lobster (*Panulirus argus*) in fished (Florida Keys) and unfished (Dry Tortugas) areas (data from Davis, 1975 and Gregory et al., 1982). Figura 2-7. Efecto de la pesca de langostas hembras (*Panulirus argus*) en zonas de explotación pesquera (Cayos de la Florida), y en áreas no explotadas (Dry Tortugas). Datos obtenidos de Davis (1975) y Gregory et al. (1982).

habitats at 6 mm CL; settlement of pueruli can occur year-round (Cruz et al., 1995), although greater recruitment often occurs during the early to late summer (Marx, 1986; Ward, 1986; Acosta et al., 1997). Lobster settlement exhibits significant inter-annual variation, possibly related to wind direction and speed (Acosta et al., 1997) and oceanographic phenomena such as gyres (Ward, 1986). Upon arrival in nearshore habitats, lobster metamorphose on benthic habitats covered with macroalgae and go through a series of molts in nursery areas for up to 1.5–2 years (Lipcius and Herrnkind, 1982; Lyons, 1986). In nursery habitats, small lobsters (6–17 mm CL) inhabit clumps of algae, particularly the red algae *Laurencia intricata* and *L. poitei*, and feed upon several invertebrate groups (gastropods, isopods, amphipods, polychaetes) (Marx and Herrnkind, 1985; Herrera et al., 1991). Juveniles also use sponges or urchins for shelter (Khandker, 1964; Davis, 1971). Predators of juvenile lobster include octopus, crabs, snappers, and grunts (Moe, 1991; Eggleston et al., 1997). Shelter is generally a limiting resource for juveniles in seagrass beds (Lipcius and Cobb, 1993).

Because spiny lobster use several benthic habitat types from post-settlement through adult stages (i.e. ontogenetic habitat shifts), degradation of nearshore habitats by human activities can prove detrimental to fisheries production (Davis, 1980). Studies have shown that juvenile

hábitats bentónicos cubiertos de macroalgas, atravesando por una serie de mudas sucesivas durante aproximadamente un año y medio o dos años (Lipcius y Herrnkind, 1982; Lyons, 1986). En las áreas de cría, las pequeñas langostas habitan en los macizos de algas, especialmente de algas rojas como *Laurencia intricata* y *L. poitei*, alimentándose de invertebrados (gasterópodos, isópodos, anfípodos, poliquetos) (Marx y Herrnkind, 1985; Herrera et al., 1991); los juveniles usan también las esponjas y los erizos para protegerse de depredadores (Khandker, 1964; Davis, 1971), tales como cangrejos, pulpos, pargos y bocayates (Moe, 1991; Eggleston et al., 1997). El refugio es generalmente un recurso limitante para los juveniles en las praderas de hierbas marinas (Lipcius y Cobb, 1993).

Dado que la langosta utiliza diferentes tipos de hábitats bentónicos a partir de su asentamiento (cambios ontogenéticos de hábitat), la degradación antropogénica de los hábitats costeros puede ocasionar un deterioro de la producción pesquera (Davis, 1980). Ciertos estudios han demostrado que los juveniles de langosta prefieren los fondos de esponjas y algas en aguas claras cercanas a la costa. Las actividades de relleno y dragado asociadas al desarrollo urbano costero pueden causar una gran sedimentación, que resulta desfavorable para el asentamiento y supervivencia de las postlarvas al afectar la abundancia de sus presas (Herrnkind et al., 1988). La degradación de la calidad del agua por aportes de contaminantes terrestres puede afectar el reclutamiento de la langosta en áreas litorales, al cambiar la composición de las asociaciones de algas de las cuales depende la vida de las postlarvas y juveniles.

Los patrones migratorios de la langosta han sido extensamente estudiados en los Cayos de Florida y Cuba con el objetivo de evaluar el

lobsters prefer clear water in algal and sponge-dominated habitats close to shore. Dredge-and-fill activities associated with coastline development can result in increased sedimentation in nearshore habitats. Heavily silted habitats affect the settlement and survival of lobster postlarvae, presumably by affecting prey abundance (Herrnkind et al., 1988). Water quality degradation from land-based pollution sources may also potentially affect recruitment of lobster into nearshore habitats, since excess nutrients may cause changes in algal composition upon which postlarval and juvenile life are dependent.

The movement patterns of spiny lobster have been extensively studied in the Florida Keys and Cuba to evaluate the role of nursery areas and ontogenetic habitat shifts during the juvenile and adult stages (Warner et al., 1977; Davis, 1978; Davis and Dodrill, 1980, 1989; Gregory and Labisky, 1986; Rodríguez-Portal et al., 1990). Spiny lobster are not nomadic, nor do they exhibit cyclical or migratory patterns of movement (Herrnkind, 1969). Seasonal offshore migrations are environmentally cued according to temperature and/or wind speed (Herrnkind, 1969; Simmons, 1980; Rodríguez-Portal et al., 1990). Single-file chains of 3–30 individuals have been observed in the Bahamas after a strong northeasterly storm during the winter (Herrnkind and Cummings, 1964; Kanciruk and Herrnkind, 1978). Lobsters migrate with age (1–2 years) to reef habitats (dens) further offshore (Lyons et al., 1981; Marx and Herrnkind, 1985) at rates of 0.02–0.57 km/day (Gregory and Labisky, 1986). Both juveniles and adults congregate in dens comprised of caves, holes, and crevices during the day, and forage in seagrass and reef habitats at night (Berrill, 1975; Simmons, 1980). Habitat patterns of den (shelter) selection appear to be regulated by social structure, the scaling between den size and lobster size, and predation risk (Eggleston et al., 1990; Eggleston and Lipcius, 1990, 1992). Adults may travel up to 300 m during the night to feed. The diet of juveniles and adults includes mollusks, crustaceans, algae, annelid worms, and sponges (Herrera et al., 1991).

Lobster fishing has been important in the wider Caribbean since at least the 1800s (Davis, 1981b) and is now the most economically valuable fishery in the Caribbean (Richards and Bohnsack, 1990; Cruz et al., 1991; Puga et al., 1991). Methods of capture for commercial purposes primarily include wooden or wire traps, but also hooks (Cruz et al., 1995). For Caribbean countries such as Cuba and Jamaica, the export market for spiny lobster has become increasingly important in the past 20 years (Haughton and Shaul, 1986; Cruz et al., 1991). In many areas, the spiny lobster fishery is fully exploited or over-fished, with evidence of changes in fishing effort, catch per unit effort, and economic return (Haughton and King, 1989; Puga et al., 1991). This is especially the case in the Florida Keys, where the spiny lobster fishery has been fully exploited and over-capitalized for at least two decades (Beardsley et al., 1975), resulting in the annual removal of 95% to 99% of all legal-size (76 mm CL) individuals (Davis, 1981b).

The spiny lobster fishery is heavily managed in many wider Caribbean areas, with regulations pertaining to gear

papel de las áreas de cría y los cambios ontogenéticos de hábitats en la fase juvenil y adulta (Warner et al., 1977; Davis, 1978; Davis y Dodrill, 1980, 1989; Gregory y Labisky, 1986; Rodríguez-Portal et al., 1990). La langosta no es una especie nómada ni exhibe patrones cíclicos o migratorios de movimiento (Herrnkind, 1969). Las migraciones estacionales mar afuera están determinadas por factores ambientales como la temperatura (Herrnkind, 1969; Simmons, 1980) y la agitación del agua por efecto del viento (Rodríguez-Portal et al., 1990). En las Bahamas y Cuba se han observado cadenas formadas por 3 a 30 langostas después de intensas tormentas o vientos nortes invernales (Herrnkind y Cummings, 1964; Kanciruk y Herrnkind, 1978, 1978; Rodríguez-Portal et al., 1990), pero también durante la ocurrencia de fuertes vientos en el verano (Rodríguez-Portal et al., 1990). Las langostas migran entre el año y los 2 años de edad hacia hábitats coralinos más alejados de la costa (Lyons et al., 1981; Marx y Herrnkind, 1985) a un ritmo aproximado de 0,02-0,57 km/día (Gregory y Labisky, 1986). Tanto los juveniles como los adultos se agrupan en guaridas en cuevas y grietas durante el día y forrajean en hábitats de hierbas y arrecifes durante la noche (Berrill, 1975; Simmons, 1980). Los patrones de selección de guaridas (refugios) parecen responder a una estructura social, a la relación entre el tamaño de la guarida y la langosta, y al riesgo de la depredación (Eggleston et al., 1990; Eggleston y Lipcius, 1990, 1992). Los adultos pueden desplazarse distancias de hasta 300 m durante la noche. La dieta de juveniles y adultos se compone de moluscos, crustáceos, algas, anélidos y esponjas (Herrera et al., 1991).

La pesquería de langosta ha sido importante en el gran Caribe desde por lo menos el siglo XIX (Davis, 1981b) y es la más valiosa de la región desde el punto de vista económico (Richards y Bohnsack, 1990; Cruz et al., 1991; Puga et al., 1991). Los principales métodos de pesca utilizados en las capturas comerciales son las nasas de madera o alambre y los bricheros o ganchos (Cruz et al., 1995). Para países del Caribe como Cuba y Jamaica, el mercado de exportación ha incrementado su importancia en las últimas dos décadas (Haughton y Shaul, 1986; Puga et al., 1991). En muchos lugares, las pesquerías de langosta han sido explotadas intensamente o al máximo, con cambios evidentes en el esfuerzo de pesca, los rendimientos y la rentabilidad (Haughton y King, 1989; Puga et al., 1991). Este es el caso de los Cayos de la Florida, donde las pesquerías de la langosta han sido explotadas a su máxima capacidad y sobrecapitalizadas al menos durante las últimas dos décadas (Beardsley et al., 1975), dando como resultado una extracción anual promedio de 95-99% de los individuos de talla legal (76 mm LC; Davis, 1981b).

En muchas regiones del gran Caribe, las pesquerías están sometidas a regímenes de manejo, como las restricciones de artes de pesca, vedas temporales, cierre de áreas (áreas de cría) y establecimiento de tallas mínimas (Davis, 1980; Zuboy et al., 1980; Cruz et al., 1991, 1995). Sin embargo, los problemas más importantes son: 1) el intenso esfuerzo de pesca, 2) las capturas ilegales, 3) la mortalidad y el daño creciente, 4) las regulaciones inefectivas como tallas mínimas inapropiadas y 5) estadísticas inadecuadas (Beardsley et al., 1975; Davis, 1980; Davis y Dodrill, 1980; Cruz et al., 1995). La relación stock-reclutamiento se conoce escasamente por lo que no se puede administrar. La falta de garantía en el suministro óptimo de larvas y la incertidumbre acerca del origen de las poblaciones se convierten en los principales obstáculos para su manejo (Davis, 1980; Menzies y Kerrigan, 1980; Lyons, 1986). La pesca intensiva de langosta puede ocasionar efectos biológicos negativos como la reducción de la abundancia (Davis, 1977) y de las tallas (Haughton y King, 1989), el incremento de la incidencia

restrictions, seasonal closures, area closures (nursery areas), and minimum size (Davis, 1980; Zuboy et al., 1980; Cruz et al., 1991, 1995). Major problems with the fishery are: 1) too much fishing effort (low economic return); 2) illegal harvest; 3) mortality and increased injury; 4) ineffective regulations such as inappropriate minimum size; and 5) inadequate fishery statistics (Beardsley et al., 1975; Davis, 1980; Davis and Dodrill, 1980; Cruz et al., 1995). Stock-recruitment relationships are poorly understood and cannot be managed, optimal larval production is not guaranteed, and uncertainties regarding stock origin are major obstacles to management (Davis, 1980; Menzies and Kerrigan, 1980; Lyons, 1986). Intensive fishing for spiny lobster can have several biological effects including reduced abundance (Davis, 1977), decreased size (Haughton and King, 1989), increased incidence of injury (Hunt and Lyons, 1986), lower fecundity or egg production (Gregory et al., 1982), and a shift in age at first reproduction (Figure 2-7). ■

SECTION 3. REEF FISHES

General characteristics

Reef fishes constitute a highly diverse fauna and have been the focus of many studies concerning biological diversity and niche specialization (Table 2-2). Reef fish assemblages have the following characteristics:

- Individuals have a strong affinity for a particular home site (e.g. space is defended);
- Mutualistic inter-specific associations are common (e.g. cleaning stations); and
- Batesian mimicry is common, in which one inoffensive species mimics another noxious or dangerous species.

Reef fish assemblages have a high number of species packed into a relatively small spatial dimension (m² to km²) defined by high substrate diversity. Studies in the wider Caribbean have shown that the number of fish species directly associated with the reef structure is 400 or more (Starck, 1968). In the Indo-Pacific, 900 to 1,500 species have been described within and among reefs (Sale, 1977). The diversity of reef fishes indicates that many species are highly evolved. Several families of fishes are entirely restricted to reefs, including Chaetodontidae (butterflyfishes), Scaridae (parrotfishes), Acanthuridae (surgeonfishes), Labridae (wrasses), Holocentridae (squirrelfishes), Balistidae (triggerfishes), and Pomacentridae (damselfishes) (Longhurst and Pauly, 1987).

Reef fishes play a prominent role in the cycling of organic matter through the coral reef ecosystem, and several trophic groups are present (Table 2-3). The reef fish assemblage contains both demersal (bottom associated) and pelagic (open water column) species. Most species are highly sedentary, with some fishes (e.g. damselfishes) actively defending territories. Even the spatial distribution of larger predators (e.g. snappers and groupers) tends to be very reef-specific, with individuals rarely traveling more than

de daño (Hunt y Lyons, 1986), la baja fecundidad y la producción de huevos (Gregory et al., 1982) y los cambios en la edad de la primera maduración sexual (Figura 2-7). ■

SECCIÓN 3. PECES ARRECIFALES

Características generales

Los peces arrecifales constituyen una fauna extremadamente diversa y han sido el foco de muchos estudios sobre diversidad biológica y especialización de nichos ecológicos (Tabla 2-2). Las asociaciones de peces arrecifales se caracterizan por:

- afinidad al hábitat (territorialidad)
- conforman asociaciones interespecíficas de mutualismo (estaciones de limpieza)
- utilizan técnicas de mimetismo batesiano para evadir especies nocivas o peligrosas.

Las asociaciones de peces arrecifales se caracterizan por contener un gran número de especies concentradas en un espacio relativamente pequeño (de metros cuadrados a kilómetros cuadrados) con una gran diversidad de sustrato. Los resultados de estudios realizados han demostrado que el número de especies de peces directamente asociados a las estructuras de arrecifes coralinos es de 400 o más en el Gran Caribe (Starck, 1968), pero de 900 a 1500 para el Indo-Pacífico (Sale, 1977). La diversidad de los peces arrecifales indica que muchas de estas especies presentan un alto grado de evolución. Algunas de las familias de peces están completamente restringidas a los arrecifes, como por ejemplo: Chaetodontidae (mariposas), Scaridae (jabones o loros), Acanthuridae (doctores), Labridae (plátanos maduros), Holocentridae (candiles), Balistidae (puercos) y Pomacentridae (damiselas) (Longhurst y Pauly, 1987).

Los peces arrecifales desempeñan un importante papel en el ciclo de la materia orgánica en el ecosistema coralino, e involucran a varios grupos tróficos (Tabla 2-3). Las asociaciones de peces arrecifales están constituidas por especies demersales (asociados al fondo) y pelágicas (se mueven en la columna de agua); la mayoría de las especies son altamente sedentarias y algunas, como las damiselas, se caracterizan por defender activamente sus territorios (Mochek y Valdés-Muñoz, 1994). La distribución espacial de los grandes depredadores (meros y pargos) tiende a estar muy relacionada con el arrecife, ya que estos peces no se desplazan a más de 5 km. de los sitios seleccionados como hábitats, excepto durante el desove (Longhurst y Pauly, 1987; García-Cagide et al., 1994). Algunas especies utilizan el arrecife principalmente como refugio. Este es el caso de los bocayates, que residen alrededor de la estructura del arrecife durante el día, y se desplazan durante la noche a zonas adyacentes de praderas de hierbas marinas en busca de alimento (Starck, 1968; Robblee y Zieman, 1984; Mochek y Valdés-Muñoz, 1994). Estos desplazamientos representan un importante aporte de materia orgánica para el arrecife producto de la alimentación nocturna (Meyer y Shultz, 1985).

La mayoría de los peces arrecifales presentan dos estadios bien definidos en su ciclo de vida: 1) uno en aguas oceánicas caracterizado por fases larvales dispersas y 2) otro relativamente sedentario de juvenil y adulto (Sale, 1977; Choat y Bellwood, 1991). La fase pelágica difiere de la bentónica en casi todas sus características, desde la morfología, la talla, el hábitat, la alimentación, hasta

Table 2-2. Major structuring processes and hypotheses developed to explain the high species diversity of reef fish assemblages (adapted from Sale, 1977; Bohnsack and Talbot, 1980; Ogden and Ebersole, 1981; Shulman et al., 1983; Shulman, 1985; Shulman and Ogden, 1987; Hixon, 1991). Tabla 2-2. Teorías e hipótesis formuladas para explicar la alta diversidad de las asociaciones de peces arrecifales (tomado de Sale, 1977; Bohnsack y Talbot, 1980; Ogden y Ebersole, 1981; Shulman, 1985; Shulman y Ogden, 1987; Hixon, 1991).

Major process/hypothesis	Description
Competition hypothesis	competition is predominant interaction determining abundance and distribution of reef fishes, assuming that population densities of adult fishes are sufficiently high that resources are limiting, thus enhancing resource partitioning among species
Recruitment limitation hypothesis	post-settlement mortality of eggs and larvae determines adult patterns of abundance, assuming that mortality in the plankton results in such low recruitment that adult populations never reach levels at which resources become severely limiting
Predation hypothesis	post-settlement mortality due to piscivory and exploitation determines adult abundance patterns, assuming that predation on new recruits, juveniles, and adults results in such low population sizes that resource limitation and competition are precluded

Table 2-3. Trophic groups of reef fishes (modified from Neudecker, 1985; Bohnsack et al., 1987; Longhurst and Pauly, 1987; Sierra et al., 1994; Mocheck and Valdés-Muñoz, 1994). Tabla 2-3. Grupos tróficos de peces arrecifales (tomado y modificado de Neudecker, 1985; Bohnsack et al. 1987; Longhurst y Pauly, 1987; Sierra et al., 1994; Mocheck and Valdés-Muñoz, 1994).

Trophic level	Feeding zone	Feeding time	Example species
Herbivore	bottom	diurnal	<i>Acanthurus coeruleus</i> (blue tang), <i>Scarus croicensis</i> (striped parrotfish)
Planktivore	bottom	diurnal	<i>Thalassoma bifasciatum</i> (bluehead wrasse)
	midwater	diurnal	<i>Abudefduf saxatilis</i> (sergeant major), <i>Chromis cyanea</i> (blue chromis)
	midwater	nocturnal	<i>Apogon binotatus</i> (barred cardinalfish), <i>Anchoa lyolepis</i> (dusky anchovy)
Invertivore	bottom	diurnal	<i>Pomacanthus paru</i> (French angelfish), <i>Chaetodon striatus</i> (banded butterflyfish), <i>Bodianus rufus</i> (Spanish hogfish)
	bottom	nocturnal	<i>Haemulon flavolineatum</i> (French grunt), <i>Holocentrus rufus</i> (longspine squirrelfish), <i>Equetus punctatus</i> (spotted drum)
	bottom	crepuscular	<i>Epinephelus cruentatus</i> (graysby), <i>Rypticus saponaceus</i> (greater soapfish)
Piscivore	surface	diurnal	<i>Strongylura notata</i> (redfin needlefish)
	bottom	nocturnal	<i>Lutjanus griseus</i> (gray snapper), <i>Gymnothorax moringa</i> (spotted moray)
	midwater	crepuscular	<i>Caranx ruber</i> (bar jack)
	bottom	crepuscular	<i>Mycteroperca bonaci</i> (black grouper)

5 km from a home site after settlement, except for spawning purposes (Longhurst and Pauly, 1987; García-Cagide et al., 1994). Some species use the reef primarily as refuge (e.g. grunts); these fishes reside near the reef structure during the day, and actively forage in adjacent seagrass beds at night (Starck, 1968; Robblee and Zieman, 1984; Mocheck and Valdés-Muñoz, 1994). These diurnal movements represent an important input of organic matter back to reefs from nocturnal foraging grounds (Meyer and Shultz, 1985).

Most reef fishes have a two-stage (bi-partite) life cycle: 1) an open-water, dispersed larval phase and 2) a relatively sedentary juvenile and adult phase (Sale, 1977; Choat and Bellwood, 1991). Pelagic and benthic stages differ in

el comportamiento. El estadio larval pelágico es el que determina la extensión de la dispersión de las poblaciones de peces arrecifales (Leis, 1991). Además, muchas larvas no se establecen en los sitios donde habitan los adultos, es decir en los arrecifes coralinos, sino que cambian de hábitat y profundidad con el crecimiento. Los peces jóvenes muchas veces se asientan temporalmente en zonas intermedias, a saber: charcos intermareales, estuarios, manglares, praderas de hierbas marinas y algunas veces en áreas de pequeños arrecifes. Estas zonas intermedias se convierten en áreas de cría donde los juveniles buscan activamente alimento y encuentran refugio para protegerse de los depredadores, y emigran de estas áreas cuando no les provee de refugio o alimento adecuados (Robblee y Zieman, 1984; Sierra et al., 1994).

almost all characteristics, from morphology to size, habitat, food, and behavior. It is the larval pelagic stage that determines the extent of reef fish dispersal (Leis, 1991). However, many reef fish larvae do not settle directly onto habitats where adults live, such as coral reefs, and there is much evidence to suggest that many species are not self-recruiting. Instead they exhibit ontogenetic changes in habitat and depth — the fishes require different habitat and depth regimes with increasing size or age. Young reef fishes often settle in what are known as intermediate sites: these are areas such as tidepools, estuaries, mangroves, seagrass beds, and sometimes even small reef areas such as patch reefs. These intermediate sites represent nursery areas — places where juvenile fishes can forage and seek adequate refuge from predators. Many fishes migrate to reefs when the nursery areas no longer provide appropriate refuge or food (Robblee and Zieman, 1984; Sierra et al., 1994).

Many reef fishes spawn in the water column (Richards and Lindeman, 1987), although a few species, such as damselfishes, lay eggs on the bottom and attend to them or brood them by mouth. Ninety-six out of 100 reef fish families have reproductive strategies with a pelagic stage (Leis, 1987). Some species that spawn in the water column form spawning aggregations (e.g. Nassau grouper). Spawning aggregations are thought to decrease predation pressure on spawn in the adult habitat (Richards and Lindeman, 1987). These aggregations typically occur in areas where there is an increased probability of dispersal via oceanic currents. Thus, the reproductive behavior of some reef fishes has evolved to enhance the distribution of larvae away from the home range (Sale, 1982; Longhurst and Pauly, 1987).

The mechanisms of larval recruitment of reef fishes are poorly understood (Shulman et al., 1983; Shulman, 1985; Richards and Lindeman, 1987). The larval stage of reef fishes is quite variable, ranging from weeks to months. Temporal variations in reef fish abundance can be affected by recruitment (Thorrold et al., 1994b). Recruitment can vary according to time of day, location, lunar periodicity, time of year, and weather/circulation patterns (Thorrold et al., 1994a; Sponaugle and Cowen, 1996). Survival of recruits will be influenced by abiotic disturbances, predation, competition, and availability of resources (e.g. food and shelter) (Shulman, 1985; García-Cagide et al., 1994).

Many factors affect the post-settlement success of coral reef fishes (Carr and Hixon, 1995). Mortality can vary both spatially and temporally. For example, annual mortality rates of wrasses in the Indo-Pacific may range from 4.9% to 69.5% (Eckert, 1987). In the U.S. Virgin Islands less than 0.1% of French grunt (*Haemulon flavolineatum*) recruits survive to one year of age, reflecting high predation from snappers (e.g. *Lutjanus mahogani*) and jacks (e.g. *Caranx ruber*) (Shulman and Ogden, 1987). It has been suggested that benthic mortality is more important than recruitment rates in determining abundance patterns of reef fishes, at least for some species. It is clear that recruitment has profound effects on the structure of reef fish assemblages, but it is equally clear that post-recruitment processes are also important (Jones, 1991).

Muchos peces arrecifales desovan en la columna de agua (Richards y Lindeman, 1987), aunque algunas especies, como las damiselas, depositan los huevos en el fondo y lo cuidan, o los mantienen en la boca. El 96% de las familias de peces arrecifales tienen estrategias reproductivas con estadios pelágicos (Leis, 1987). Algunas especies que desovan en la columna de agua forman agregaciones de desove (como los meros batata). Se cree que con las agregaciones de desove contribuyen a disminuir la presión de la depredación sobre los huevos en el hábitat de los adultos (Richards y Lindeman, 1987). Estas agregaciones ocurren, por lo general, en áreas donde existe una alta probabilidad de dispersión por las corrientes oceánicas. Así, el comportamiento reproductivo de algunos peces arrecifales ha evolucionado para mejorar la distribución de las larvas lejos de los arrecifes (Sale, 1982; Longhurst y Pauly, 1987).

Los mecanismos del reclutamiento de las larvas son poco conocidos (Shulman et al., 1983; Shulman, 1985; Richards y Lindeman, 1987). El estadio larval de los peces arrecifales es muy variable; dura desde unas pocas semanas hasta varios meses. Las variaciones temporales de abundancia en los peces arrecifales pueden verse afectadas por el reclutamiento (Thorrold et al., 1994b), que varía de acuerdo a la hora del día, el lugar, el período lunar, el tiempo y los patrones de circulación (Thorrold et al., 1994a; Sponaugle y Cowen, 1996). La supervivencia de los reclutas va a depender de factores abióticos como la depredación, la competencia y la disponibilidad de recursos como el refugio y alimentación (Shulman, 1985; García-Cagide et al., 1994).

Muchos son los factores que afectan las probabilidades de supervivencia de los peces arrecifales después del asentamiento (Carr y Hixon, 1995). La mortalidad puede variar espacial y temporalmente. Por ejemplo, la tasa de mortalidad de las doncellas en el Indo-Pacífico puede variar desde el 4,9% al 69,5% (Eckert, 1987). En las Islas Vírgenes (EE.UU.), menos del 0,1% de los reclutas del bocayate de piedra (*Haemulon flavolineatum*) sobreviven al año de edad, como consecuencia de la gran depredación del chillo (*Lutjanus mahogani*) y de la cojinúa lomo azul (*Caranx ruber*) (Shulman y Ogden, 1987). Se ha sugerido que la mortalidad del bentos es más importante que la tasa de reclutamiento para determinar los patrones de abundancia en los peces arrecifales, al menos para algunas especies. Es indiscutible que el reclutamiento desempeña un papel primordial para las asociaciones de peces arrecifales, pero no es menos cierto que los procesos posteriores al reclutamiento también son importantes (Jones, 1991).

Doherty (1991) ha llegado a la conclusión de que la abundancia de los peces locales es un reflejo del balance entre el asentamiento y la supervivencia. Jones (1991) plantea que “los patrones observados en la distribución y abundancia de las poblaciones de los peces arrecifales están determinados por una compleja interacción de numerosos procesos, que actúan de manera diferente a través de las distintas fases del crecimiento, con una intensidad diferente en tiempo y espacio”. Tomando este planteamiento como base, parece ser que los eventos que tienen lugar durante los estadios larvales pueden ser determinantes en la disponibilidad de los nuevos reclutas potenciales para integrar las poblaciones arrecifales. Los peces juveniles que finalmente logran asentarse en los arrecifes coralinos están constantemente expuestos a los procesos posteriores al reclutamiento (depredación y competencia) (Carr y Hixon, 1995). Deben encontrar hábitats apropiados para su establecimiento y una vez ocurrido esto deben enfrentarse a los múltiples factores que afectarán los patrones de distribución. Estos variarán temporal y espacialmente a través del ciclo de vida de los peces (Ault y Fox, 1989). A mayor escala, la compo-

Doherty (1991) concluded that local fish abundance reflects the balance between settlement and survivorship. Jones (1991) stated that “the observed patterns of distribution and abundance of reef fish populations are shaped by a complex array of interacting processes, acting differentially on different growth stages and on different scales of space and time.” Based on this brief review, it appears that the events taking place in the larval stage most strongly determine the available pool of potential new recruits in reef fish populations. The individuals that settle onto coral reefs are being continually modified by post-recruitment processes (e.g. competition and predation) (Carr and Hixon, 1995). Fishes must be able to find and select a suitable habitat for settlement. Once settlement occurs, a multitude of factors such as competition and predation affect distribution patterns. The factors that are most important to distribution will vary over spatial and temporal scales examined and the life history of the species (Ault and Fox, 1989). At relatively larger spatial and temporal scales, the species composition of reefs may be fairly constant. At smaller spatial and temporal scales (e.g. patch reefs or isolated coral heads), however, the relative abundance of species is more likely to be stochastic (random) (Sale, 1977; Anderson et al., 1981; Ogden and Ebersole, 1981; Bohnsack, 1989). The effects of various post-recruitment processes are likely to be a function of the life histories of the species selected for study.

Herbívoros

Reefs are characterized by high species diversity and high rates of primary production (Carpenter, 1986). Algae are one of the most diverse taxa covering the reef surface, but may often be inconspicuous due to grazing pressure (Hay, 1991). On Caribbean reefs, more than 60 species of herbivores are present, not including some invertebrate taxa such as amphipods. Gastropods, urchins, and fishes represent these organisms. Herbivores affect algal biomass, species diversity, plant morphology, reef growth, and bioerosion (Lewis, 1985, 1986; Bellwood, 1995a; McClanahan, 1995). More importantly, herbivores channel food materials and energy to the remaining members of the food chain (Choat, 1991).

Relative to other ecosystems, especially those in temperate environments, coral reefs have a high abundance (5–15% of total abundance) of herbivorous fishes (Wolf, 1985). They are tightly linked to the reef environment. Herbivorous fishes are diurnal, colorful, and have small mouths used to either denude or scrape various types of algae from the reef substratum (Choat, 1991). They are represented by surgeonfishes (Acanthuridae), parrotfishes (Scaridae), chubs (Kyphosidae), and territorial damselfishes (Pomacentridae) (Choat, 1991). These families are considered to be advanced perciform fishes, characterized as high-bodied fishes with marked lateral compression (Choat, 1991).

Herbivorous fishes generally feed upon algal turfs (plants < 1–2 cm in height) and filamentous algae, but can consume a wide spectrum of plant species, including fleshy algae and seagrasses, as well as sand. They may consume

ción de las especies arrecifales se mantiene más o menos constante; pero a una menor escala (arrecifes de parche o cabezos coralinos), la abundancia relativa de las especies parece ser casual (Sale, 1977; Anderson et al., 1981; Ogden y Ebersole, 1981; Bohnsack, 1989). Los efectos de los procesos posteriores al reclutamiento parecen ser una función del ciclo de vida de las especies, al menos para aquellas que han sido estudiadas.

Herbívoros

Los arrecifes se caracterizan por una gran diversidad de especies y una alta tasa de producción primaria (Carpenter, 1986). Las algas son uno de los grupos taxonómicos más diversos que cubren la superficies de los corales, pero a menudo escasean debido a la acción de los herbívoros (Hay, 1991). En los arrecifes del Caribe existen más de 60 especies (gasterópodos, erizos y peces), sin incluir algunos grupos de invertebrados pequeños como los anfipodos. Los herbívoros afectan la biomasa, la diversidad de especies y la morfología de las plantas, así como el crecimiento del arrecife y la bioerosión (Lewis, 1985, 1986; Bellwood, 1995a; McClanahan, 1995), pero su papel más importante es el de canalizar alimento y energía para los restantes miembros de la cadena alimenticia (Choat, 1991).

Si comparamos los sistemas arrecifales con otros ecosistemas, específicamente los de aguas templadas, veremos que los primeros presentan una gran abundancia de peces herbívoros (5% a 15% del total) (Wolf, 1985). Estos peces están íntimamente relacionados con el ambiente arrecifal, y se caracterizan por ser diurnos, muy coloridos y poseer la boca generalmente pequeña para escarbar las algas que cubren el sustrato arrecifal (Choat, 1991). Están representados por los peces doctores (Acanthuridae), loros (Scaridae), chopas (Kyphosidae) y los damiselas (Pomacentridae), familias de peces consideradas como Perciformes evolutivamente avanzados, caracterizados por ser robustos con una marcada compresión lateral (Choat, 1991).

Los peces herbívoros generalmente se alimentan de las algas que cubren los arrecifes (plantas <1-2 cm de altura) y de algas filamentosas, pero también ingieren una amplia variedad de plantas, entre las que se encuentran las hierbas marinas y las algas carnosas, así como también arena, llegando a consumir entre el 50%-100% de la producción total de algas (Hay, 1991). La amplitud espacial y la intensidad de forrajeo están relacionadas con su talla. Los peces herbívoros generalmente abarcan grandes áreas, pero la intensidad de su forrajeo es baja (Lewis, 1986). Por ejemplo, el área de las especies del género *Scarus* es de 0,5 ha, mientras que los acantúridos abarcan áreas entre 50-100 m² (Carpenter, 1986). Los peces loros están adaptados para alimentarse de algas y hierbas marinas, pues sus mandíbulas están fusionadas en forma de pico (Bellwood y Choat, 1990), y son capaces de raspar cantidades notables de sustrato de los arrecifes, en especial en el Indo-Pacífico (Bellwood, 1995b). Los peces loros se alimentan fundamentalmente de algas filamentosas (Reeson, 1983a). Los peces doctores son generalmente buscadores y se alimentan de algas del fondo pero no escarban el sustrato (Reeson, 1983a; Steneck, 1988; Carpenter, 1990).

Los peces herbívoros son dominantes y afectan la abundancia y distribución de las algas en arrecifes poco pescados (Hay, 1984). Antes de la mortalidad masiva de erizos de mar (*Diadema antillarum*) ocurrida en el Caribe en 1983-84, estos erizos competían fuertemente con los peces por el alimento (Carpenter, 1990; Robertson, 1991); después de este evento, en muchos arrecifes del Caribe

50% to 100% of the total algal production (Hay, 1991). Foraging ranges and grazing intensities are related to size. Herbivorous fishes generally have large foraging ranges but relatively low grazing intensities (Lewis, 1986). For example, the foraging range for *Scarus* species is 0.5 ha, while acanthurids often have foraging ranges of 50–100 m² (Carpenter, 1986). Parrotfishes are adapted to feeding on algae and seagrasses by using their fused, beak-like jaws (Bellwood and Choat, 1990). They rasp the substratum and are capable of removing significant amounts of reef substrate, particularly in the Indo-Pacific (Bellwood, 1995b). Parrotfishes primarily feed on filamentous algae (Reeson, 1983a). Surgeonfishes are generally browsers, feeding upon epilithic algae from the bottom without excavating the substrate (Reeson, 1983b; Steneck, 1988; Carpenter, 1990).

Fishes are the dominant herbivores affecting algal abundance and distribution in lightly fished reefs (Hay, 1984). Prior to the Caribbean-wide mortality of the sea urchin *Diadema antillarum* in 1983–84, urchins competed significantly with fishes for food resources (Carpenter, 1990; Robertson, 1991). After the mortality event, however, many Caribbean reefs exhibited dramatic increases in algal cover, particularly in areas affected by intensive fishing pressure for reef fishes.

aumentó dramáticamente la cobertura por algas, sobre todo en áreas de pesca intensa de peces herbívoros.

Meros y pargos

Los meros y pargos son importantes depredadores ubicados en niveles altos de la cadena trófica de ecosistemas tropicales y subtropicales, y soportan importantes pesquerías comerciales y deportivas (Carter et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). Estas pesquerías han experimentado una considerable disminución (abundancia, tallas, desembarcos, CPUE) en el Gran Caribe producto de la explotación intensa (Sadovy, 1990), especialmente en Las Antillas Menores (Gobert, 1990), Jamaica (Sadovy, 1993), Bermuda (Bannerot et al., 1987; Luckhurst, 1996), Cuba (Claro et al., 1994) y en el sudeste de los EE.UU. (Huntsman et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). En algunos de estos lugares, sólo se capturan individuos grandes ocasionalmente (Sadovy, 1993) y muchas veces la pesca en agrupaciones de desove ha resultado en una disminución considerable de la población y aún más, en la extinción de la pesquería (Olsen y LaPlace, 1978; Carter et al., 1990; Claro et al., 1994; Aguilar-Perera y Aguilar-Dávila, 1996; Luckhurst, 1996). Por ejemplo, las agregaciones de meros han disminuido o desaparecido en las Islas Vírgenes (EE.UU.), Puerto Rico, Cuba y Honduras como resultado de pesquerías intensas (Beets y Friedlander, 1989; Sadovy, 1993; Claro et al., 1994) (Figura 2-8).

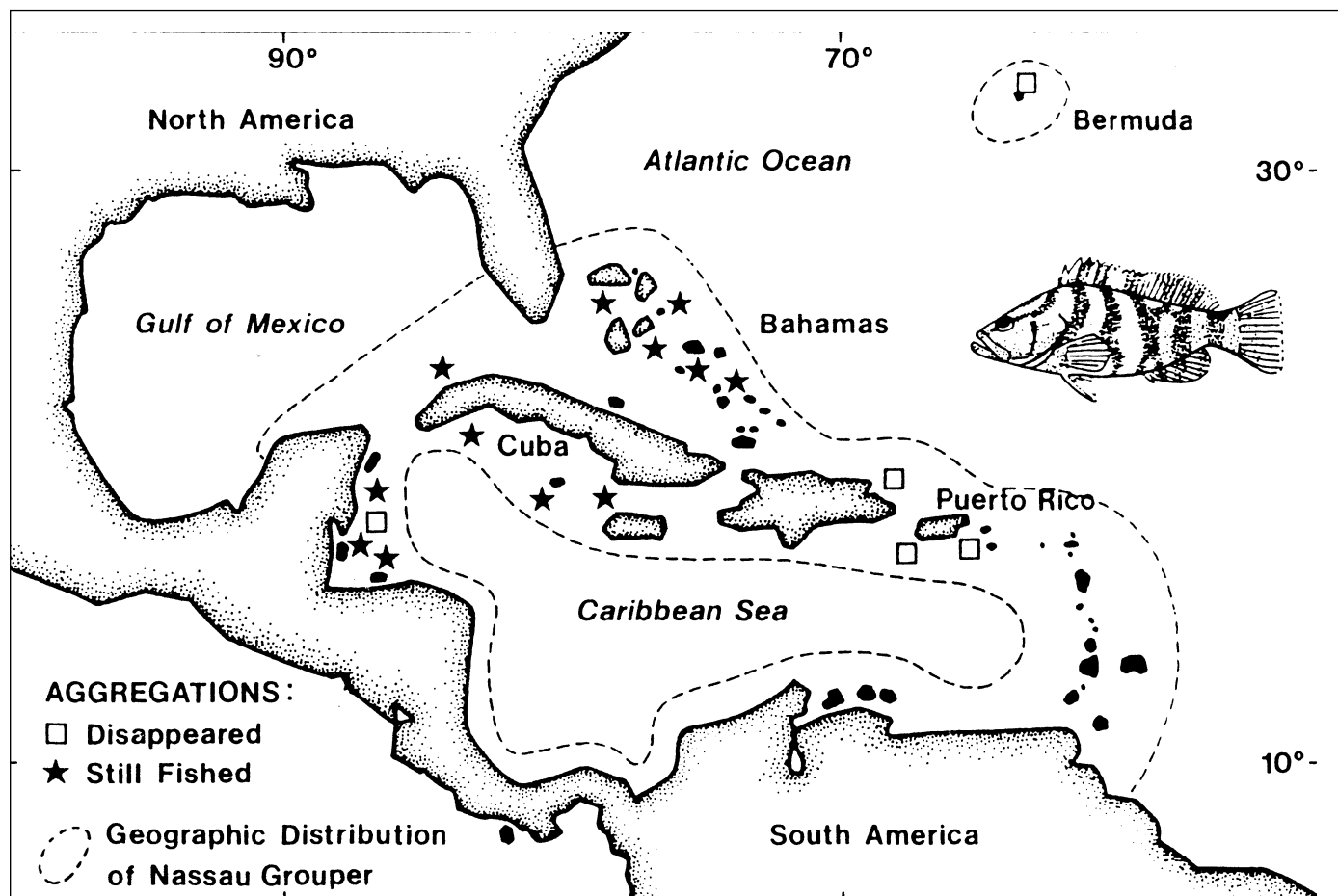


Figure 2-8. Distribution of Nassau grouper (*Epinephelus striatus*) in the tropical western Atlantic and locations of spawning aggregations that are still fished or are believed to have disappeared (from Sadovy, 1993). *Figura 2-8. Distribución del mero batata (Epinephelus striatus) en el Atlántico occidental tropical y áreas de agregaciones de desove donde aún se pesca, o que se cree han desaparecido (datos tomados de Sadovy, 1993).*

Groupers and snappers

Groupers and snappers are important top-level predators in subtropical and tropical coastal ecosystems and support major commercial and recreational fisheries (Carter et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). They have experienced significant declines (abundance, size, landings, CPUE) in the wider Caribbean due to severe exploitation (Sadovy, 1990). Declines are particularly evident in the Lesser Antilles (Gobert, 1990), Jamaica (Sadovy, 1993), Bermuda (Bannerot et al., 1987; Luckhurst, 1996), Cuba (Claro, 1994), and the southeastern USA (Huntsman et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). In several areas, larger individuals are now only caught incidentally (Sadovy, 1993). In many instances, over-fishing of grouper spawning aggregations has resulted in stock decline and even commercial extinction (Olsen and LaPlace, 1978; Carter et al., 1990; Claro et al., 1994; Aguilar-Perera and Aguilar-Davila, 1996; Luckhurst, 1996). For example, spawning aggregations of Nassau grouper have declined or disappeared in the U.S. Virgin Islands, Puerto Rico, Cuba, and Honduras as a result of intensive fishing (Beets and Friedlander, 1989; Sadovy, 1993; Claro et al., 1994) (Figure 2-8).

Groupers of the Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae, are characterized as large, piscivorous species associated with tropical reefs and inshore environments (Parrish, 1987). They are mostly sedentary and tend to have high site fidelity, living near the bottom in holes, caves, and crevices (Bardach, 1958; Beets and Hixon, 1994). Groupers occupy a variety of habitats over a wide depth range (2–50+ m) (Nagelkerken, 1981; Sluka et al., 1996a; Sluka and Sullivan, 1996) and feed primarily upon fishes and crustaceans (Silva Lee, 1974; Sierra et al., 1994; Grover, 1992; Sluka, 1995). Many species can attain very large sizes (> 90 cm total length, TL). Moderate- to large-size species exhibit the characteristics of slow growth to a large size, delayed reproduction, long life-span, reduced spawning period, and hermaphroditism (protogynous or simultaneous) (Sadovy, 1990). A few species exhibit aggregate spawning behavior during specific times of the year (Smith, 1972; Manooch, 1987; Shapiro, 1987).

Groupers belong to the Family Serranidae (groupers and sea basses), of which there are approximately 370 species described worldwide. The family is divided into five subfamilies: Serraninae, Anthiinae, Nipponinae, Epinephelinae, and Grammistinae (Heemstra and Randall, 1993). The Subfamily Epinephelinae can be further divided into 15 genera, representing 159 species worldwide. In the tropical western Atlantic, there are 25 species in 7 genera: *Alphesthes* (1 species), *Cephalopholis* (2), *Dermatolepis* (1), *Gonioplectrus* (1), *Epinephelus* (11), *Mycteroperca* (8), and *Paranthias* (1). Heemstra and Randall (1993) classified two western Atlantic species under the Genus *Cephalopholis*: *C. cruentata* and *C. fulva*, corresponding to previous classifications of *Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus*, respectively. It is recognized that this is an arbitrary distinction, as the monophyly of this genus has yet to be demonstrated (Heemstra and Randall, 1993). The standard for common and scien-

Los meros de la familia Serranidae, subfamilia Epinephelinae, se caracterizan por su gran talla, por alimentarse de otros peces y estar asociados a arrecifes tropicales y ambientes costeros (Parrish, 1987); son mayormente sedentarios con gran fidelidad por los sitios donde habitan, cerca de fondo, en huecos, cuevas o hendiduras (Bardach, 1958; Beets y Hixon, 1994). Los meros ocupan, en general, una gran variedad de hábitats en una amplia gama de profundidades (2-50 m; Nagelkerken, 1981; Sluka et al., 1996a; Sluka y Sullivan, 1996), se alimentan básicamente de peces y crustáceos (Silva Lee, 1974; Sierra et al., 1994; Grover, 1992; Sluka, 1995) y pueden llegar a alcanzar grandes tallas (>90 cm LT). Las especies de tallas intermedias a grandes se caracterizan por crecer lentamente, madurar tardíamente, presentar largos ciclos de vida, desovar en cortos períodos y por ser hermafroditas (protogíneo o simultáneo) (Sadovy, 1990). Unas pocas especies se agrupan para desovar durante determinada época del año (Smith, 1972; Manooch, 1987; Shapiro, 1987).

Los meros pertenecen a la familia Serranidae (meros) y existen aproximadamente 370 especies descritas. La familia está dividida en cinco subfamilias: Serraninae, Anthiinae, Nipponinae, Epinephelinae y Grammistinae (Heemstra y Randall, 1993). La subfamilia Epinephelinae se divide en 15 géneros y 159 especies en todo el mundo. En el Atlántico occidental tropical existen 25 especies pertenecientes a 7 géneros: *Alphesthes* (1 especie), *Cephalopholis* (2), *Dermatolepis* (1), *Gonioplectrus* (1), *Epinephelus* (11), *Mycteroperca* (8) y *Paranthias* (1). Heemstra y Randall (1993) clasificaron dos especies del Atlántico occidental dentro del género *Cephalopholis*: *C. cruenta* y *C. fulvus* que habían sido previamente clasificadas como *Epinephelus cruentatus* y *E. fulvus* respectivamente. Es aceptado que ésta es una distinción arbitraria, ya que la monofilia de este género aún está por demostrarse (Heemstra y Randall, 1993). En este trabajo se utilizó la nomenclatura estándar de los Estados Unidos para los nombres científicos de los peces (Robins et al., 1990) y para el español se emplearon los nombres comunes en la costa sureste de la República Dominicana, ya que no existe una nomenclatura estándar en español.

Los meros desovan cada año produciendo huevos pelágicos (Shapiro, 1987). Los huevos eclosionan entre las 20 y las 45 horas, produciendo larvas con espinas alargadas muy características. Estas permanecen en el plancton (probablemente 25-50 días) hasta que alcanzan aproximadamente 25 mm LT y evitan la superficie durante el día (Leis, 1987). Las larvas de peces y camarones son las fuentes primarias de alimento de las larvas de mero según su volumen (Grover, 1994). La mayoría de las larvas de meros se encuentran a profundidades menores de 50 m (Cha et al., 1994). El momento del asentamiento está más relacionado con la talla de las larvas que con un momento específico, lo que es característico de muchas larvas de peces. Por ejemplo, *Mycteroperca microlepis* se establece en el fondo a los 18 mm LT y los peces del género *Cephalopholis* lo hacen a 22-23 mm LT (Leis, 1987). Sin embargo, el asentamiento está afectado por los procesos oceanográficos, lo que hace que el reclutamiento a los hábitats demersales ocurra en pulsos. Cada especie posee requerimientos específicos de hábitat, tanto en el plancton como en hábitats demersales (Leis, 1991), aunque la información disponible acerca de los primeros estadios del ciclo de vida es escasa (Leis, 1987). Si las corrientes no arrastran las larvas hasta hábitats apropiados para el asentamiento, éstas probablemente morirán en la columna de agua.

Los juveniles de mero tienen una distribución espacial más amplia que los adultos, tienden a vivir más cerca de la costa y se alimentan principalmente de crustáceos (Tabla 2-4). Este patrón está

Table 2-4. Main food items in the diet of adult and juvenile groupers in the tropical western Atlantic. nd: data unavailable. Tabla 2-4. Principales componentes de la dieta de meros juveniles y adultos en el Atlántico occidental tropical. nd: información no disponible.

Species	Adults	Juveniles	Reference
<i>Epinephelus cruentatus</i>	fishes	crustaceans	Nagelkerken (1979a), Randall (1967)
<i>E. fulvus</i>	crustaceans	crustaceans	Beebe and Tee-Van (1928), Randall (1967)
<i>E. guttatus</i>	crustaceans	nd	Menzel (1960), Randall (1967)
<i>E. itajara</i>	lobster	nd	Smith (1961), Randall (1967)
<i>E. morio</i>	fishes, crustaceans, octopods	crustaceans	Randall (1967), Brule and Rodriguez (1993)
<i>E. striatus</i>	fishes	crustaceans	Randall (1967), Grover (1992, 1994)

tific names used in the United States is Robins et al. (1991), and thus for standardization, this document follows their nomenclature.

Groupers spawn annually and produce pelagic eggs (Shapiro, 1987). Within 20–45 hours, the eggs develop into larvae that have elongated spines. The larvae remain as plankton (probably 25–50 days) until approximately 25 mm total length (TL), avoiding surface waters during the day (Leis, 1987). Mysid shrimp and fish larvae are the primary dietary items by volume of grouper larvae (Grover, 1994). Most grouper larvae occur at depths shallower than 50 m (Cha et al., 1994). The timing of settlement is related to the size of the larvae, rather than a specific period of time, as is typical of many larval fishes. For example, gag (*Mycteroperca microlepis*) settle at 18 mm TL and individuals of the Genus *Cephalopholis* settle at 22–23 mm TL (Leis, 1987). However, settlement is also affected by oceanographic events, resulting in discrete pulses of recruitment to demersal habitats. The larvae probably have species-specific habitat requirements, both in the plankton and in demersal habitats (Leis, 1991), although information on early life history is sparse (Leis, 1987). If currents do not bring the larvae to appropriate habitat for settlement, they will perish in the water column.

Juvenile groupers have a greater spatial distribution than adults, tend to live closer to shore, and feed primarily upon crustaceans (Table 2-4). This pattern is most likely due to the dispersal of larvae out of the range of environmental conditions in which adults can survive: these juveniles do not usually survive past the first winter. Juveniles are cryptic (e.g. under coral heads) and do not stray far from crevices (Nagelkerken, 1979b). Some grouper species, such as gag (*Mycteroperca microlepis*) and red grouper (*Epinephelus morio*), reside in seagrass beds as juveniles. Several species exhibit ontogenetic shifts in habitat, migrating from seagrass beds to reefs with increasing size (Eggleston, 1995; Ross and Moser, 1995). For example, post-settlement (25–35 mm TL) Nassau grouper (*E. striatus*) were found exclusively in algal-covered coral clumps; early juveniles (60–150 mm TL) were found outside of and adjacent to algal covered coral clumps; and larger juveniles (> 150 mm TL) were associated with patch reefs (Eggleston, 1995). Juvenile groupers may also be found on hard-bottom habitats and seagrass beds.

dado por el hecho de que las larvas se dispersan en áreas con condiciones ambientales donde normalmente no sobreviven los adultos; los juveniles usualmente no sobreviven el primer invierno. Los juveniles tienen hábitos crípticos (se mantienen escondidos debajo de los cabezos coralinos) y no se alejan demasiado de sus pequeños escondites (Nagelkerken, 1979b). Algunas especies de meros, como *Mycteroperca microlepis* y *Epinephelus morio* residen en las praderas de hierbas marinas durante sus estadios juveniles. Muchas especies realizan cambios ontogenéticos de hábitats, migrando de las praderas de hierbas marinas a los arrecifes a medida que van creciendo (Eggleston, 1995; Ross y Moser, 1995); por ejemplo, los juveniles post-asentamiento de mero batata (*E. striatus*; 25-53 mm LT) se han encontrado exclusivamente en formaciones coralinas cubiertas por algas; los juveniles tempranos (60-150 mm LT) fuera, o en las cercanías de éstas áreas, mientras que los juveniles de mayor tamaño (150 mm LT) estaban asociados a arrecifes de parche (Eggleston, 1995). Algunos juveniles de meros también han sido encontrados en hábitats de fondos duros y praderas de hierbas marinas.

Los meros presentan patrones de crecimiento diferentes. En algunas especies la talla máxima es relativamente pequeña, mientras que otras alcanzan tallas considerables (Tabla 2-5). Por ejemplo, el mero cabrilla de 2 puntos (*Epinephelus fulvus*) y el mero cabrilla de 3 puntos (*E. cruentatus*) sólo alcanzan una longitud total máxima de menos de 40 cm, mientras que *E. striatus*, *E. morio*, *Mycteroperca bonaci* y *M. tigris* pueden crecer hasta aproximadamente 90 cm LT. Algunos meros alcanzan tallas intermedias como el mero cabrilla (*E. guttatus*) y el mero de piedra (*E. adensionis*) y otros llegan a alcanzar tallas muy grandes (200 cm LT) como la cherna (*E. itajara*). En general, el proceso del crecimiento de los meros se caracteriza por ser lento y por la longevidad de los peces (Manooch, 1987, Claro y García Arteaga, 1994). Los juveniles crecen más rápidamente que los adultos habiéndose determinado que la tasa de crecimiento del mero *E. striatus* es de 12 cm/año (Beets y Hixon, 1994; Eggleston, 1995; Claro et al., 1990), 20 cm/año en *Mycteroperca interstitialis* (Bullock y Murphy, 1994), 12-13,2 cm/año en la arigua *E. guttatus* (Sadovy et al., 1992; Beets y Hixon, 1994) y 7,8 cm/año en la arigua *E. cruentatus* (Nagelkerken, 1979a).

La característica reproductiva sobresaliente de los meros es su hermafroditismo protogíneo (Shapiro, 1987). En una gran cantidad de las especies estudiadas hasta la fecha, los juveniles maduran como hembras y los machos son el resultado de la inversión sexual; esto representa un aspecto importante a considerar en el manejo de la pesquería, dado que los organismos más viejos y grandes de la población,

Table 2-5. Growth and reproductive characteristics of tropical western Atlantic groupers. Season = months in which species has been recorded running ripe, maturity = size in mm at which species becomes reproductively mature as a female, and mode = the reproductive behavior (either a pair spawner, spawning in small clusters of one male and many females, or in spawning aggregations). Lengths are given as total length, except where indicated by the following superscripts: 1 = fork length, 2 = standard length. *Tabla 2-5. Características de la reproducción y el crecimiento de los meros del Atlántico occidental tropical. Época de desove (meses en los que se han encontrado hembras maduras); madurez (talla en milímetros a la cual las especies alcanzan la madurez sexual como hembras); comportamiento reproductivo (por parejas, grupos de un macho con varias hembras, o agregaciones de desove). Se da el largo total, a no ser que se indique lo contrario: 1 = largo horquilla y 2 = largo estándar.*

Species	L ∞ (mm)	Max. age (yr)	Season	Maturity (mm)	Mode	Reference
<i>Epinephelus adscensionis</i>	499.4	12				Potts and Manooch (1995)
<i>E. cruentatus</i>	415	9 340	May-October	160		Nagelkerken (1979a) Thompson and Munro (1978) Smith (1959)
<i>E. fulvus</i>	340	330-350	November- July December- January	160		Thompson and Munro (1978) Beets et al. (1994) Erdman (1956), Colin et al. (1987)
<i>E. guttatus</i>	515-601 ¹ 471.4	17-18 11		200-250 ¹ < 250	clusters	Sadovy et al. (1992, 1994b), Shapiro et al. (1993) Munro et al. (1973), Thompson and Munro (1978) Potts and Manooch (1995)
<i>E. itajara</i>	2,006	37	June- December	1,200-1,350	pairs	Bullock et al. (1992), Colin (1990)
<i>E. morio</i>	792 ² 928-936 938 821 ¹	25 14 16	March-July	425 ²		Moe (1969) Melo (1975) Stiles and Burton (1990) Salazar-Ruiz and Sanchez-Chavez (1992)
<i>E. striatus</i>	974 ² 900	16 21		425 ¹ 500	groups	Olsen and LaPlace (1978) Randall (1962, 1963), Claro et al. (1990) Sadovy and Colin (1995) Tucker (1989), Tucker et al. (1993)
			December- January January- February December- February		groups	Aguilar-Perera (1990), Carter et al. (1990)
<i>Mycteroperca bonaci</i>	1,352	14	February May- August			Manooch and Mason (1987) Erdman (1956) Smith (1961)
<i>M. interstitialis</i>	828	28	April-May	400-450		Bullock and Murphey (1994)
<i>M. tigris</i>		9	January- April	255 ²	pairs	Sadovy et al. (1994a)
<i>M. venenosa</i>	800	15	February- April	510		Smith (1959), Thompson and Munro (1978)

Groupers have varied growth histories: some species grow to small maximum total sizes, while others grow to larger maximum sizes (Table 2-5). For example, coney (*Epinephelus fulvus*) and graysby (*E. cruentatus*) reach a total length or less than 40 cm, while species such as Nassau grouper (*E. striatus*), red grouper (*E. morio*), black grouper (*Mycteroperca bonaci*), and tiger grouper (*M. tigris*) may grow to over 90 cm TL. There are also species that grow to more intermediate sizes such as red hind (*E. guttatus*) and rock hind (*E. adscensionis*), as well as those that attain extremely large sizes (200 cm TL) such as jewfish (*E. itajara*). In general, the growth history of groupers is characterized by longevity and slow growth (Manooch, 1987; Claro and García-Acteaga, 1994). Juveniles grow more quickly than adults do. Juvenile growth rates have been determined for Nassau grouper (12 cm/yr.) (Beets and Hixon, 1994; Eggleston, 1995), yellowmouth grouper (*Mycteroperca interstitialis*) (20 cm/yr.) (Bullock and Murphy, 1994), red hind (12-13.2 cm/yr.) (Sadovy et al., 1992; Beets and Hixon, 1994), and graysby (7.8 cm/yr.) (Nagelkerken, 1979a).

A salient feature of grouper reproduction is protogynous hermaphroditism (Shapiro, 1987). In most species studied to date, juveniles mature and function as adult females, then males are produced by sex change. This presents a challenge to fisheries management, since the oldest, largest, and mostly male individuals are targeted in a population, at least in the early stages of a fishery (Thompson and Munro, 1978; Claro, 1994). Protogynous stocks are more vulnerable to over-fishing than gonochoristic stocks (Huntsman and Schaaf, 1994). Species that are protogynous may experience a drastic reduction in reproductive capacity, even at moderate levels of fishing (Huntsman and Schaaf, 1994). The sex reversal from female to male occurs at certain sizes and is most likely a behavioral response (Shapiro, 1987). For example, black grouper (*Mycteroperca bonaci*) and yellowfin grouper (*M. venenosa*) change sex around 65 cm TL and only after they have spawned as females at least once (García-Cagide and García, 1996). However, not all species (e.g. jewfish) have been confirmed to change sex (Bullock et al., 1992). Nassau grouper are likely either diandric or gonochoric. Diandry is the sexual pattern where some males directly develop from juveniles, while others derive from adult females (Reinboth, 1967). In contrast, in a gonochoric sexual pattern (as in snappers), males and females derive separately from juveniles, and there is no sex change. Groupers exhibit a wide variety of behaviors associated with spawning (Shapiro, 1987). Nassau grouper and gag form large aggregations during brief periods of the year (Smith, 1972; Colin et al., 1987; Tucker et al., 1993; Koenig et al., 1996), while red hind and red grouper spawn in small groups (Colin et al., 1987; Coleman et al., 1996). Some species such as the coney spawn in pairs (Colin et al., 1987). The reproductive characteristics of grouper may render these species especially susceptible to over-fishing (Shapiro, 1987; Bannerot et al., 1987; Huntsman and Schaaf, 1994). If too many males are removed, sex ratios become skewed, sperm can become limited, and the size at sexual transformation may be altered (Bannerot et al., 1987; Coleman et al., 1996).

sobre los que generalmente recae el peso de la pesca, son en su mayoría machos, al menos en los comienzos de una pesquería (Thompson y Munro, 1978; Claro et al., 1994). Las poblaciones protogíneas son más vulnerables a la sobrepesca que las gonocóricas (Huntsman y Schaaf, 1994). Las especies protogíneas pueden experimentar una reducción drástica en sus capacidades reproductivas, aún a niveles moderados de pesca (Huntsman y Schaaf, 1994). La inversión sexual de hembra a macho ocurre en tallas específicas y parece ser una respuesta de conducta (Shapiro, 1987). Por ejemplo, los meros *Mycteroperca bonaci* y *M. venenosa* cambian de sexo aproximadamente a los 65 cm LT, cuando han desovado como hembra por lo menos una vez (García-Cagide y García, 1996). Sin embargo, no todas las especies cambian de sexo (Bullock et al., 1992). El mero batata (*E. striatus*) parece exhibir los dos patrones de conducta sexual, diátrico y gonocórico (Claro et al., 1994). El diátrico es un patrón de conducta sexual por el cual algunos machos se desarrollan directamente a partir de la fase juvenil y otros lo hacen a partir de las hembras adultas (Reinboth, 1967). Por el contrario, en los peces gonocóricos como los pargos, las hembras y los machos se desarrollan separadamente a partir de la fase juvenil y no se produce inversión sexual. Los meros presentan gran variedad de patrones de conducta de desove (Shapiro, 1987), desde grandes agregaciones en varios períodos cortos durante el año, características del *E. striatus* (Smith, 1972; Colin et al., 1987; Tucker et al., 1993; Koenig et al., 1996) o el desove en grupos pequeños como en la arigua *E. guttatus* y el mero *E. morio* (Colin et al., 1987; Coleman et al., 1996), hasta el desove en parejas como en el mero cabrilla de 2 puntos (*E. fulvus*; Colin et al., 1987). Las características reproductivas de los meros los hacen especialmente susceptibles a la sobrepesca (Shapiro, 1987; Bannerot et al., 1987; Huntsman y Schaaf, 1994). Si se extrae gran número de machos de la población, la proporción sexual se verá afectada, la disponibilidad de esperma estará limitada y la talla en la que ocurre la transformación sexual puede variar (Bannerot et al., 1987; Coleman et al., 1996).

Los pargos (familia Lutjanidae) son también importantes depredadores ubicados en altos niveles de la cadena trófica de los ecosistemas arrecifales y constituyen importantes recursos pesqueros en las regiones tropicales y subtropicales (Parrish, 1987; Claro et al., 1994). En el Golfo de México existen grandes pesquerías comerciales de chillo (*Lutjanus campechanus*) y en el Caribe, de bermejuelo (*L. synagris*), pargo gris (*L. griseus*) y colirrubia (*Ocyurus chrysurus*; Bannerot et al., 1987; Claro et al., 1994). Los pargos tienen el cuerpo compacto, con una aleta dorsal continua, una aleta caudal ligeramente ahorquillada y una cabeza triangular con una boca grande. Muchas de las especies exhiben colores brillantes y están típicamente asociadas a los arrecifes, bancos y zonas litorales. Al igual que los meros, los pargos son sedentarios y ocupan hábitats que abarcan desde zonas litorales de poca profundidad hasta los 500 m de profundidad (Anderson, 1987). Muchas especies pueden alcanzar tallas considerables (100-120 cm y 40 kg) y se alimentan de una gran variedad de organismos como peces, crustáceos y otros invertebrados (Claro, 1981a, 1981b; 1983a, 1983c; Manooch, 1987; Parrish, 1987; Sierra et al., 1994). Algunas especies de pargo son, como los meros, de crecimiento lento, ciclo de vida largo y mortalidad natural relativamente baja (Ralston, 1987). Sin embargo, a diferencia de los meros, los pargos son gonocóricos (no invierten el sexo) (Grimes, 1987).

Se conocen mundialmente 17 géneros y 103 especies de la familia Lutjanidae (Anderson, 1987). Las variaciones en la morfología y la descripción de los géneros pueden encontrarse en Anderson (1987).

Snappers of the Family Lutjanidae are also important top-level predators in coral reef ecosystems and are among the most important food fishes in the tropics and subtropics (Parrish, 1987; Claro et al. 1994). Significant commercial fisheries for red snapper (*Lutjanus campechanus*) exist in the Gulf of Mexico and for lane snapper (*L. synagris*) and yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*) in the Caribbean (Bannerot et al., 1987; Claro et al., 1994). The typical snapper is heavy-bodied, with a continuous dorsal fin, slightly forked tail, and triangular head with a large mouth. Many species are brightly colored and are typically associated with reefs, submerged banks, and inshore areas. Like groupers, snappers are generally sedentary and occupy a range of habitats from shallow, inshore areas to 500+ m depth (Anderson, 1987). Many species can attain very large sizes (100–120 cm in length and 40+ kg in weight) and feed upon a range of prey items such as fishes, crustaceans, and other invertebrates (Claro, 1981a, 1981b; 1983a, 1983c; Manooch, 1987; Parrish, 1987; Sierra et al., 1994). Most species share certain life history characteristics similar to groupers including slow growth, long life span, and low natural mortality (Ralston, 1987). However, unlike groupers, snappers are gonochoristic (no sex change) (Grimes, 1987).

Snappers belong to the Family Lutjanidae, of which there are approximately 17 genera and 103 species worldwide (Anderson, 1987). Variations in morphology and descriptions of genera are provided in Anderson (1987). Major Caribbean genera are *Rhomboplites*, represented by a single species (*R. aurorubens*), *Ocyurus*, represented by a single species (*O. chrysurus*), and *Lutjanus*, represented by 65 species worldwide, 12 of which occur in the western Atlantic (Allen, 1987). Within the Genus *Lutjanus*, most western Atlantic snappers are wide ranging, distributed from the southeastern USA to Brazil, and can occur as deep as 250+ m. The taxonomy of the genus is poorly understood, and closely related species are very similar in appearance (Allen, 1987).

Snapper species spawn either during a restricted season (spring-summer) or semi-continuously throughout the year (García-Cagide et al., 1994). The eggs produced are pelagic and spherical. Snapper larvae are rare in the plankton and spend the pelagic period in more open continental shelf waters (Leis, 1987). The duration of the plankton life stage is roughly 25–47 days. Larvae avoid surface waters during the day and tend to be most abundant during the winter. The limited data available suggest that snapper larvae settle into benthic habitats at 12–20 mm TL (Claro y García-Arteaga, 1994). The timing of settlement by snapper larvae is related to the size of the larvae, rather than to a specific period of time. The larvae probably have species-specific habitat requirements, both in the plankton and in demersal habitats, although information on early life history is sparse and only available for four species among four of the 21 genera of snappers (Leis, 1987).

Snappers are generalized, bottom-oriented predators with low rates of natural mortality (Table 2-6). Most species lead a demersal existence, feeding just off of the bottom at night, while seeking shelter during the day. Natural predators include larger fishes such as barracuda, larger snappers such as the cubera snapper, moray eels, and amber-

Los géneros más importantes del Caribe son: *Lutjanus*, representado por 65 especies en todo el mundo, 12 de las cuales habitan el Atlántico occidental tropical y *Rhomboplites* y *Ocyurus*, representados por una sola especie, *R. aurorubens* y *O. chrysurus*, respectivamente (Allen, 1987). La mayoría de los pargos del género *Lutjanus* del Atlántico occidental están ampliamente distribuidos desde el sudeste de los Estados Unidos hasta Brasil y en profundidades de hasta 250 m. La taxonomía del género no está clara, pero las especies cercanas son muy similares en apariencia (Allen, 1987).

Las poblaciones de pargos desovan generalmente en primavera-verano o de forma discontinua a lo largo de todo del año (García-Cagide et al., 1994). Los huevos son pelágicos y esféricos. Las larvas son escasas en el plancton y permanecen durante su estadio pelágico en aguas oceánicas. La duración del período planctónico es de aproximadamente 25 a 47 días. Las larvas evitan la superficie durante el día y tienden a ser más abundantes en el invierno. A pesar de la limitada información disponible, se estima que las larvas de los pargos se asientan en los hábitats bentónicos con 12–20 mm LT (Claro y García-Arteaga, 1990). El tiempo del asentamiento está relacionado con la talla de las larvas, más que con un período específico. Las larvas de las diferentes especies poseen requerimientos específicos de hábitat, tanto en su etapa planctónica como demersal, aunque existe información sólo para 4 especies pertenecientes a 4 géneros de los 21 existentes (Leis, 1987).

Los pargos se caracterizan por ser generalmente depredadores de fondo con bajas tasas de mortalidad natural (Tabla 2-6). La mayoría de las especies tienden a ser demersales, se alimentan del fondo por las noches y se refugian durante el día. Los depredadores naturales son generalmente de talla grande, como las barracudas, los pargos grandes como *L. cyanopterus*, las morenas y los dorados (Ralston, 1987). Los pargos se alimentan principalmente de peces, camarones, cangrejos, calamares, plancton y otros crustáceos (Claro, 1982, 1983a, 1983b, 1983c, 1983d, 1983e; Claro y Reshetnikov, 1981; Parrish, 1987). Los pargos muestran diferencias específicas según las especies con respecto a la distribución en la profundidad. Los que se alimentan en las aguas someras (< 30 m) como *Lutjanus apodus*, *L. griseus*, *L. mahogani*; los que habitan una mayor variedad de profundidades de hasta 100 m (*L. synagris* y *L. analis*) y los que habitan aguas más profundas (*L. buccanella* y *L. vivanus*, >100 m) (Parrish, 1987).

Al igual que los meros, los pargos se caracterizan por su longevidad, lento crecimiento y bajas tasas de mortalidad natural (Tabla 2-7). Muchas especies pueden vivir hasta 14 años o más, alcanzando tallas de más de 100 cm LT (Manooch, 1987; Claro et al., 1994). A diferencia de los meros, la información disponible acerca de los pargos sugiere que son gonocóricos; es decir que machos y hembras se desarrollan a partir de juveniles y no ocurre inversión sexual (Grimes, 1987). La maduración no ocurre hasta cierta talla o edad (Tabla 2-7). Los machos tienden a madurar cuando son ligeramente más pequeños que las hembras y las hembras tienden a ser más longevas que los machos, al menos en algunas especies. Los patrones de reproducción en los pargos están muy relacionados con el lugar y la profundidad (Grimes, 1987; García-Cagide et al., 1994); las especies tienden a madurar cuando son más pequeñas en las plataformas continentales que en las insulares, y de forma análoga en aguas someras que a mayores profundidades (Tabla 2-7). Estos patrones de conducta reproductiva parecen estar asociados, en parte, a la disponibilidad de alimento y a estrategias para reducir la depredación. El desove en períodos cortos es más característico en el continente, y

Table 2-6. Main food items in the diet of adult and juvenile snappers in the tropical western Atlantic. Tabla 2-6. Principales componentes de la dieta de juveniles y adultos de pargos en el Atlántico occidental tropical.

Species	Adults	Juveniles	Reference
<i>Lutjanus analis</i>	fishes, crustaceans, mollusks	crustaceans, mollusks	Randall (1967), Heck and Weinstein (1989), Claro (1981a)
<i>L. apodus</i>	fishes, crustaceans, mollusks	crustaceans, mollusks	Longley and Hildebrand (1941), Rivas (1949)
<i>L. buccanella</i>	fishes, crabs, shrimp	crustaceans, mollusks	Sylvester et al. (1980), Parrish (1987)
<i>L. campechanus</i>	mostly fishes, mollusks	cephalopods, shrimp	Moseley (1966), Bradley and Bryan (1975)
<i>L. cyanopterus</i>	mainly fishes and crustaceans	crustaceans and fishes	Rivas (1949), Starck and Schroeder (1971)
<i>L. griseus</i>	fishes and crustaceans	mainly crustaceans	Croker (1962), Bortone and Williams (1986), Claro (1983a)
<i>L. jocu</i>	mainly fishes and crustaceans	crustaceans, mollusks	Rivas (1949), Starck and Schroeder (1971)
<i>L. mahogani</i>	mostly fishes	shrimps and crabs	Starck and Schroeder (1971), Parrish (1987)
<i>L. synagris</i>	fishes and crustaceans	mainly crustaceans	Reid (1954), Randall (1967), Claro (1981b)
<i>Ocyurus chrysurus</i>	crabs, shrimp, fishes	plankton, crustaceans	Randall (1967), Starck and Schroeder (1971), Claro (1983c)

jack (Ralston, 1987). Snappers primarily feed upon fishes, shrimp, crabs, cephalopods, plankton, and other crustaceans (Claro, 1982, 1983a, 1983b, 1983c, 1983d, 1983e; Claro y Reshetnikov, 1981; Parrish, 1987). Snappers exhibit species-specific differences in depth distribution. Shallow feeders (< 30 m depth) include *Lutjanus apodus* and *L. mahogani*, intermediate feeders (to 100 m depth) include *L. analis* and *L. synagris*, while deeper feeders (> 100 m depth) are represented by *L. buccanella* and *L. vivanus* (Parrish, 1987).

As with groupers, longevity, slow growth, and low rates of natural mortality characterize snappers (Table 2-7). Many species can live up to 14+ years of age, attaining sizes greater than 100 cm in total length (Manooch, 1987; Claro et al., 1994). Unlike groupers, information available on snappers suggests that they are gonochoric — that is, males and females derive separately from juveniles, and there is no sex change (Grimes, 1987). Reproductive maturity is delayed until a certain size or age is reached (Table 2-7). Males tend to mature at a slightly smaller size than females, and females tend to outlive males in at least a few species. Patterns in snapper reproduction are related to location and depth (Grimes, 1987): species and populations mature at a smaller size in continental versus insular (island) environments, and in shallower versus deeper environments (Table 2-7). These patterns are thought to be a function of food availability, as well as a means to reduce predation. Restricted spawning is more common in continental species and populations, thought to be related to food supply for larvae during periods of greater terrestrial runoff. Continuous year-round spawning is thought to reduce predation by spawning over an extended period, as well as providing larvae with a greater share of scarce food resources. In relation to that, García-Cagida et al. (1994) state that the seasonal distribution of the spawning peaks for the more abundant species in the Cuban shelf is associated with the optimization of resource use by larvae. Available evidence suggests that snappers are batch spawners (5–10 fishes), with multiple or serial spawning by females during the reproductive season (Grimes, 1987). The few direct observations of snapper spawning indicate that spawn-

se piensa que esto está relacionado con una mayor disponibilidad de alimento para las larvas en períodos de intensos aportes terrestres en época de lluvia. La estrategia de desovar en forma continua durante todo el año se piensa que tiende a reducir la depredación, así como a distribuir la producción de larvas de manera tal que puedan sobrevivir en períodos de escasez de alimento. En concordancia con esto, García-Cagide et al. (1994) plantea que el ordenamiento estacional durante el año de los períodos de desove en las especies más abundantes de la plataforma cubana está asociado a la optimización de los recursos para las larvas. Las evidencias disponibles sugieren que los pargos desovan en grupos pequeños (5-10 peces), y las hembras desovan varias veces durante la temporada de desove (Grimes, 1987; García-Cagide et al., 1994). Las pocas observaciones directas de los pargos sugieren que el desove ocurre durante la noche, cerca de mar abierto y que coincide con los períodos de mareas vivas durante la luna nueva y la llena. Los individuos grandes probablemente desovan con mayor frecuencia y maduran a más temprana edad. El período de reproducción está correlacionado con la temperatura, el fotoperíodo y el ciclo lunar en los continentes del hemisferio norte.

Los meros y pargos son particularmente vulnerables a la pesca intensiva debido a las características de su ciclo de vida como el crecimiento lento, la baja mortalidad natural, la reproducción retardada y la baja reposición de la población (Olsen y LaPlace, 1978; Ralston, 1987; Huntsman y Schaaf, 1994; Sadovy et al., 1994). Esto es significativo para algunas especies de meros que forman agregaciones de desove. Una intensa actividad pesquera tiende a disminuir la abundancia, la talla y el peso promedio de las especies (Ferry y Kohler, 1987; PDT, 1990; Sluka et al., 1997; Claro et al., 1994). Además, se reducen también las agregaciones de desove (Carter et al., 1990; Aguilar-Perera y Aguilar-Davila, 1996), cambia la composición por especies (Goeden, 1982), disminuye la riqueza de especies (Russ y Alcalá, 1989) y se incrementa la abundancia relativa y absoluta de las especies sobre las especies no pesqueras (Bohnsack, 1982; Claro y García-Arteaga, 1990; Claro, 1991; Sluka et al., 1996b). El manejo tradicional de las pesquerías de meros y pargos (basado en el manejo de la captura y el esfuerzo) no ha evitado la sobrepesca de las poblaciones (PDT, 1990; Huntsman et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). Esto es consecuencia de las políticas inadecuadas en el cumplimiento de las regulaciones, la falta de datos biológicos, los factores socioeconómicos, la pesca sobre agrupaciones de desove y la diver-

Table 2-7. Growth and reproductive characteristics of tropical western Atlantic snappers. Season = months in which species has been recorded running ripe, maturity = size in mm at which species becomes reproductively mature as a female. Lengths are given as total length, except where indicated by the following superscripts: 1 = fork length, 2 = standard length. *Tabla 2-7. Características de la reproducción y el crecimiento de los pargos en el Atlántico occidental tropical. Epoca de desove (meses en los que se han encontrado hembras maduras); madurez sexual (talla en milímetros a la cual las hembras alcanzan la madurez sexual). Se da el largo total, a no ser que se indique lo contrario: 1 = largo horquilla y 2 = largo estándar.*

Species	L ∞ (mm)	Max. age (yr)	Season	Maturity (mm)	Reference
<i>Lutjanus analis</i>	781 ¹	9	March-August	> 400 ¹	Manooch (1987), Claro (1981a)
	807.5-1,028				Pozo (1979), Palazon and Gonzales (1986)
<i>L. apodus</i>	570 ¹		November-February	250	Thompson and Munro (1983)
<i>L. buccanella</i>	460-540 ¹		April-September	230-270 ¹	Thompson and Munro (1983)
	540-600.8			180-380 ¹	Espinosa and Pozo (1982), Grimes (1987)
<i>L. campechanus</i>	910-925	10	July-September	300-325 ¹	Nelson and Manooch (1982), Manooch (1987), Grimes (1987)
<i>L. griseus</i>	890		June-August	> 185-195 ¹	Starck and Schroeder (1971), Manooch and Matheson (1981)
	513-542		June-August	240	Baez-Hidalgo et al. (1980), Claro (1983a)
<i>L. synagris</i>	501		March-September	180-200	Druzhinin (1970), Manooch and Mason (1984)
	603-708	> 6		180-200	Rodriguez Pino (1962), Dass (1983), Claro (1982)
	450				Acosta and Appeldoorn (1992)
<i>Ocyurus chrysurus</i>	450.9	14	year-round	200 ¹	Munro et al. (1973), Johnson (1983)
	534.2		March-September		Erdman (1976), Dennis (1987)
	696		March-September	190-210	Piedra (1969), Claro (1983d) Carrillo de Albornoz and Ramiro (1985)

ing occurs at night near open water and is timed to coincide with spring tides during the new and full moons. Larger individuals probably spawn more often and may mature earlier. The timing of reproduction is correlated with temperature, photoperiod, and the lunar cycle, particularly in northern continental environments.

Groupers and snappers are especially vulnerable to intensive fishing because of their life history characteristics such as slow growth, delayed reproduction, low natural mortality, and low population turnover (Olsen and LaPlace, 1978; Ralston, 1987; Huntsman and Schaaf, 1994). This is particularly true for some grouper species that aggregate to spawn (Sadovy et al., 1994a, 1994b). Intensive fishing pressure tends to decrease the abundance and average size/biomass of these species (Ferry and Kohler, 1987; PDT, 1990; Sluka et al., 1997; Claro et al., 1994). It can also result in the decline of spawning aggregations (Carter et al., 1990; Aguilar-Perera and Aguilar-Davila, 1996), changes

idad de artes utilizados en estas pesquerías (Bannerot et al., 1987; Sadovy, 1990; Coleman et al., 1996). Por ejemplo, el mero batata *E. striatus* recibe protección federal en los EE.UU. (Bohnsack et al., 1994) después de haberse deteriorado la población en las Islas Vírgenes (EE.UU.) y Puerto Rico, producto de la pesca sobre las agrupaciones de desove, que actualmente son consideradas como un recurso económicamente extinguido en esas localidades (Sadovy, 1990). Este mero fue denominado como candidato a formar parte de la Lista de Especies en Peligro de los EE.UU. (Sadovy, 1993). ♦

in species composition (Goeden, 1982), declines in species richness (Russ and Alcala, 1989), and increases in the absolute and relative abundance of non-targeted species (Bohnsack, 1982; Claro and García-Arteaga, 1990; Claro, 1991; Sluka et al., 1996b). Conventional management of grouper and snapper fisheries (i.e. management of catch or effort) has not prevented stocks from being over-fished (PDT, 1990; Huntsman et al., 1990; Bohnsack et al., 1994). This is likely a reflection of inadequate enforcement, lack of biological knowledge, socioeconomic factors, fishing of spawning aggregations, and the difficulty in accounting for the variety of gears used and species targeted (Bannerot et al., 1987; Sadovy, 1990; Coleman et al., 1996). For example, the Nassau grouper is now federally protected in the United States (Bohnsack et al., 1994) and has declined to such a degree in the U.S. Virgin Islands and Puerto Rico due possibly to over-fishing of spawning aggregations that it is now considered economically extinct (Sadovy, 1990). In addition, this species has been named as a candidate for the Endangered Species List in the USA (Sadovy, 1993). ♦

Chapter III. Study Area and Environmental Setting

SECTION 1. DOMINICAN REPUBLIC

Hispaniola, the second-largest island of the Caribbean, is politically divided between two countries, with Haiti to the west and the Dominican Republic to the east (Figure 3-1). Situated between 17° 40' and 19° 56' N latitude and 68° 20' and 70° 01' W longitude, the Dominican Republic occupies 48,484 km² of the approximately 78,000 km² total island area. The estimated coastline length of the country is 1,389 km and is characterized by a combination of coralline cliffs and escarpments, river estuaries, and beaches and marshlands often associated with lagoons (Bouchon et al., in press). Mangroves (377 km or 27.1%) and coral reefs (166 km or 10–11%) comprise a significant proportion of the coast (Wells, 1988). The island shelf is generally narrow, with a mean width of 7.5 km, and covers an area of approximately 8,130 km². More than half of the area of the island shelf is concentrated in five areas. Two submerged banks, Navidad (30 m depth) and la Plata (25 m depth, 3,740 km² in area), lie 70 km north and 150 km northwest of Cabo Samaná, respectively (Bonnely de Calventi, 1975). Relatively larger coastal shelf areas on the northern (Puerto Plata, Samaná) and southern coasts (Pedernales, La Romana) comprise the principal fishery regions of the country (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994).

Geology

The spectacular and diverse topography of Hispaniola is punctuated by three extensive valleys and four major mountain chains that each trend approximately northwest to

Capítulo III. Area de estudio y sus condiciones ambientales

SECCIÓN 1. REPÚBLICA DOMINICANA

La Española, la segunda isla del Caribe en cuanto a su extensión, está políticamente dividida en dos países: Haití al oeste y la República Dominicana al este (Figura 3-1). Situada entre los 17° 40' y los 19° 56' N, y los 60° 20' y los 70° 01' O, la República Dominicana ocupa 48 484 km² de la extensión total de la isla, que es de unos 78 000 km². La línea costera de la isla se extiende 1389 km y se caracteriza por una combinación de acantilados y escarpes coralinos, estuarios, playas y humedales pantanosos asociados generalmente con lagunas (Bouchon et al., en prensa). Los manglares (377 km o 21,7%) y arrecifes coralinos (166 km o 10-11%) ocupan, además, un gran porcentaje de la costa (Wells, 1988). La plataforma es generalmente estrecha con una amplitud promedio de 7,5 km y cubre un área de aproximadamente 8 130 km², más de la mitad de la cual se concentra en cinco áreas importantes. A esto se suman dos bancos sumergidos, el de Navidad (30 m de profundidad) y La Plata (25 m de profundidad y 3 740 km² de extensión) a unos 70 km al norte y 150 km al noroeste de Cabo Samaná, respectivamente (Bonnely de Calventi, 1975). Las áreas de plataforma relativamente anchas en la costa norte (Puerto Plata, Samaná) y en la costa sur (Pedernales, La Romana) sustentan la principal actividad pesquera del país (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994).

Geología

La espectacular y diversa topografía de La Española se destaca por tres extensos valles y cuatro cadenas montañosas principales, orientadas fundamentalmente de noroeste a sudeste. Pico Duarte y La Pelona (3 087 m) en la Cordillera Central son los picos más altos del

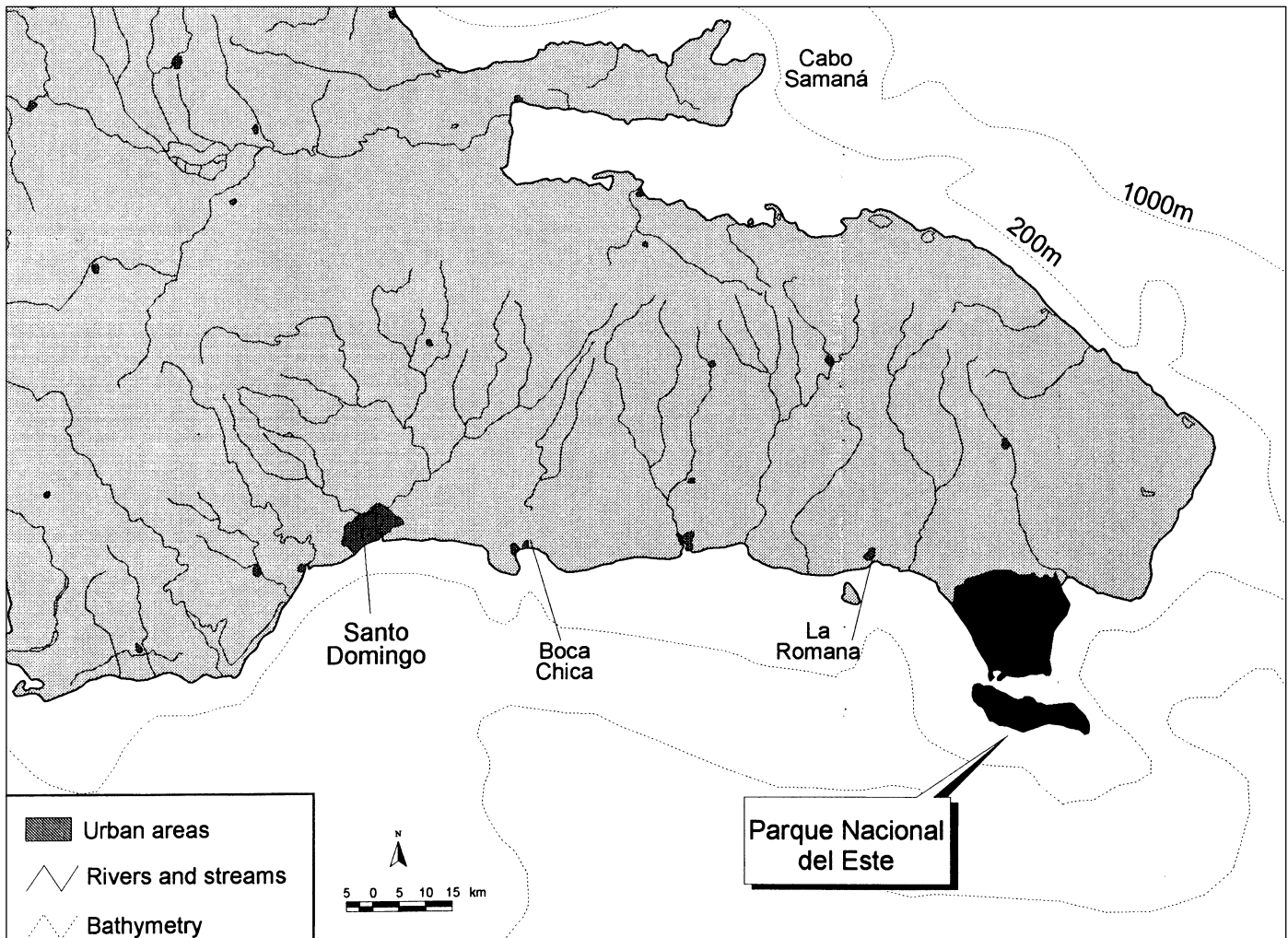


Figure 3-1. Map of the Dominican Republic. *Figura 3-1. Mapa de la República Dominicana*

southeast. Pico Duarte and La Pelona (3,087 m) in the Cordillera Central are in fact the highest peaks in the northern Caribbean. With a very complex tectonic history, the island is seismically active: the last major earthquake occurred in 1953 (Lewis et al., 1990).

Hispaniola is an island created by activity at the plate boundary between the proto-Caribbean and North American plates. The geology of Hispaniola can be outlined in two separate stories that eventually merge (Draper et al., 1994). The geological history of northern and central Hispaniola began with island arc magmatism in the Early Cretaceous (144 million years ago) to Middle Eocene (40 millions years ago). In the Middle to Late Eocene, this region endured rapid uplift due to collision with the southern edge of the North American Plate (southeast Bahamas carbonate platform), and island arc activity ceased. During the Late Eocene to Early Miocene (25 million years ago), what is now northern and central Hispaniola was heavily faulted by east-west strike-slip seismic activity. Finally, transpression due to the oblique collision of central Hispaniola terranes with the southern oceanic plateau occurred from the Miocene to the present.

The tectonic history of southern Hispaniola is very different from that of northern and central terranes. What is now southern Hispaniola was created during oceanic plateau con-

Caribe norte. Con una compleja historia tectónica, la isla es sísmicamente activa: su último terremoto importante ocurrió en 1953 (Lewis et al., 1990).

La Española es una isla creada por la actividad de los límites entre las placas geológicas del proto-Caribe y América del Norte. La geología de la isla podría dividirse en dos historias que finalmente forman una sola (Draper et al., 1994). La historia geológica de la parte norte y central de La Española comenzó con un arco de islas producto de la actividad volcánica del Cretáceo Inferior (hace 144 millones) y continuó hasta el Eoceno Medio (hace 40 millones). En el Eoceno Medio y Superior, se produjo en esta región un levantamiento repentino debido al choque con el borde sur de la Placa de América del Norte (plataforma carbonatada del sureste de las Bahamas), cesando la actividad volcánica en las islas. Durante el Eoceno Superior y el Mioceno Inferior (25 millones de años atrás), lo que es actualmente el norte y el centro de La Española sufrió una gran falla a consecuencia de actividades sísmicas que provocaron choques y deslizamientos laterales de este a oeste. Finalmente, ha estado ocurriendo transpresión debido a la colisión oblicua de los terrenos del centro de La Española con la placa oceánica del sur desde el Mioceno hasta el presente.

La historia tectónica del sur de La Española es completamente diferente a la del norte y el centro. Lo que actualmente constituye el sur de La Española fue originado durante la formación de la placa oceánica en el período Santoniano-Campaniano en el Cretáceo Supe-

struction in the Santonian–Campanian period in the Late Cretaceous (65 million years ago). Southern Hispaniola basalts of this age are geochemically similar to those formed at hot spots on the sea floor. In the Late Cretaceous, the end of igneous activity followed deformation and uplift of the region. Some northward over-thrusting and slumping related to collision with Central America possibly resulted. In the Paleocene and Early Miocene (50–60 million years ago) strike-slip faulting and subsidence along with carbonate sedimentation and the formation of a carbonate platform occurred along with limited volcanism. Carbonate sedimentation stopped in the Late Miocene or Early Pliocene. As the southern Hispaniola region collided with northern terranes, folding, uplift, and erosion occurred to the south. Clastic sediments created by uplift and erosion in the nearby northern terranes were deposited (onlap) on the southern terrane and essentially sealed the two terranes together. Therefore, in the Early Miocene northern and southern histories merged as the areas became connected.

As a result of these activities, the geology of Hispaniola consists of a Cretaceous to Early Eocene substrate for Late Tertiary sedimentary basins. Cretaceous to Early Tertiary rocks cover approximately 30% of Hispaniola. Oligocene–Pliocene (5–40 million years ago) sedimentary rocks and Pliocene–Pleistocene (1.5–5 million years ago) coral reefs cover much of the rest of the island. In the north, the older rocks reflect an island arc assemblage (fore-arc, magmatic arc, oceanic basement of the arc, closed back arc basin and remnant arc components). In the south, a Late Cretaceous oceanic plateau basement rock reflects the uplifted end of a crust that lies below much of the Caribbean Sea (Draper et al., 1994). Late Eocene and younger rocks are mostly clastic and carbonate-filling sedimentary basins that formed during active strike-slip tectonic activity trending approximately east to west.

Hispaniola can be divided into twelve distinct tectonostratigraphic terranes; distinct meaning that each extensive fault-bounded group of rocks has a different geological history from that of neighboring packages of rocks. These terranes can be broadly defined as stratigraphic, metamorphic, or disrupted (Draper et al., 1994).

Climate and oceanography

The climate of the Dominican Republic is considered tropical marine dry (Sealey, 1992). There is much regional variation in climate and rainfall (Wells, 1988). Precipitation is greatest between May and November and least during December to February. Annual rainfall in Santo Domingo is approximately 1,395 mm. Predominant winds are the northeast trade winds during the winter and east-southeast winds during the rest of the year.

Oceanographic circulation patterns in coastal waters are dominated by the Northern Equatorial Current (Molinari et al., 1981). This current flows westward towards the Dominican Republic, dividing into northern and southern branches in the Mona Passage (Duncan et al., 1977). Counter-currents, usually associated with tides, are common near the coast (Wells, 1988). Tides are semi-diurnal, with a mean spring tidal range of 90 cm on the north coast and 30 cm on the south coast. ■

rior (65 millones de años atrás). Las formaciones basálticas de esa época son geoquímicamente similares a las que se formaron en los centros de actividad volcánica en el fondo del océano. En el Cretáceo Superior, al concluir la actividad sísmica, le siguió un período de deformación y levantamiento en la región. En el Paleoceno y Mioceno Inferior (entre 50 y 60 millones de años), se produjeron hundimientos y fallas junto con sedimentación de carbonatos, así como la formación de una plataforma carbonatada, al tiempo que la actividad volcánica era limitada. La sedimentación de carbonatos cesó en el Mioceno Superior o Pleistoceno Inferior. Al mismo tiempo que el sur de La Española chocaba con la formación del norte, se producían en el sur plegamientos, levantamientos y erosión. Los sedimentos clásticos, generados por los levantamientos y la erosión en la formación vecina del norte, se depositaron sobre la formación del sur, prácticamente sellando juntos estos dos terrenos. Así, durante el Mioceno Inferior se fundieron las placas norte y sur, conectando ambas áreas.

Como resultado de todos estos procesos, la geología de La Española consiste en substratos del Cretáceo al Eoceno Inferior y cuencas sedimentarias de la Era Terciaria tardía. Las rocas del Cretáceo y de la era Terciaria tardía cubren aproximadamente 30% de La Española. Las rocas sedimentarias del Oligoceno y del Pleistoceno (entre 5 y 40 millones de años atrás) y arrecifes coralinos del Pleistoceno–Pleistoceno (entre 1,5 y 5 millones de años atrás) cubren gran parte del resto de la isla. En el norte, las rocas más antiguas reflejan la estructura del arco de islas (parte frontal del arco, arco magmático, basamento oceánico del arco y los restos de la estructura del arco). En el sur, el basamento rocoso de la placa oceánica del Cretáceo Superior refleja el extremo del levantamiento de la corteza terrestre que descansa debajo de la mayor parte del mar Caribe (Draper et al., 1994). Las rocas del Eoceno Superior y las más recientes son mayormente cuencas sedimentarias clásticas y rellenas de carbonato formadas durante una activa temporada de choques–deslizamientos tectónicos orientados aproximadamente de este a oeste.

La Española puede dividirse en 12 tipos diferentes de formaciones tectónico-estratigráficas. La diferencia está dada en que los grupos de rocas orientadas en fallas tienen una historia geológica diferente a la de los grupos rocosos vecinos. Estos terrenos pueden, en general, definirse como estratigráficos, metamórficos o disruptivos (Draper et al., 1994)

Clima y oceanografía

El clima de la República Dominicana puede considerarse como marino tropical seco (Sealey, 1992). Existe una gran variación regional de clima y lluvia (Wells, 1988). Las precipitaciones son abundantes entre mayo y noviembre, y menores de diciembre a febrero, con un promedio anual de aproximadamente 1 395 mm en Santo Domingo. Los vientos predominantes del invierno son los alisios del noreste y, en el resto del año, del este–sureste.

Los patrones de circulación oceanográficos en las aguas costeras están dominados por la Corriente Ecuatorial Septentrional (Molinari et al., 1981) que se mueve en dirección oeste hacia la República Dominicana y se bifurca hacia el norte y sur al llegar al Paso de la Mona (Duncan et al., 1977). Las contracorrientes, generalmente asociadas a las mareas, son muy comunes cerca de la costa (Wells, 1988). Las mareas son semidiurnas y alcanzan amplitudes máximas de 90 cm como promedio en la costa norte y 30 cm en la costa sur. ■

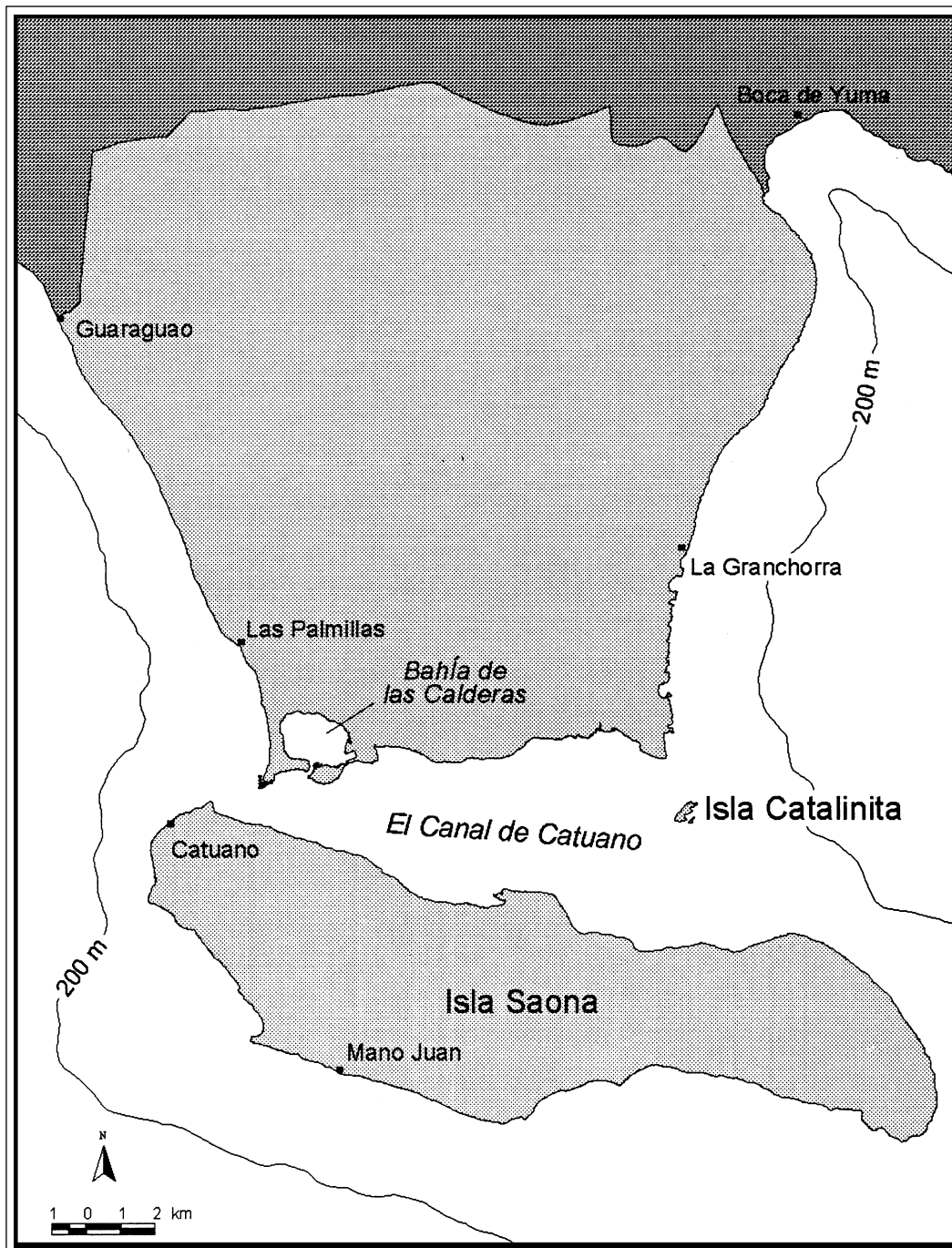


Figure 3-2. Map of Parque Nacional del Este on the southeastern coast of the Dominican Republic. *Figura 3-2. Mapa del Parque Nacional del Este en la costa sureste de la República Dominicana.*

SECTION 2. PARQUE NACIONAL DEL ESTE

PNE is comprised of a peninsula and large island (Saona) on the southeastern coast of the Dominican Republic, in the province of La Altagracia (Figure 3-2). PNE was designated as a national park by the Dominican Government on September 16, 1975 (Decree No. 1311). Topographically the Park is situated between San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana, and Mano Juan, and is bordered by San Rafael de Yuma on the north, Bahía de Yuma to the east, and the Caribbean Sea to the south. The terrestrial area of the Park is 43,000 ha (430 km²), 11,000 ha of which is accounted for by Isla Saona (22 km x 6 km). A large, mostly shallow (< 10 m depth) marine lagoon (Canal de Catuano) separates Isla Saona from the main-

SECCIÓN 2. PARQUE NACIONAL DEL ESTE

El PNE comprende una península y la Isla de Saona en la costa sureste de la República Dominicana, en la provincia de La Altagracia (Figura 3-2). Fue declarado parque nacional por el gobierno dominicano el 16 de septiembre de 1975 (Decreto No. 1311). El parque está topográficamente ubicado entre San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana y Mano Juan, y está bordeado por San Rafael de Yuma al norte, Bahía de Yuma al este y el mar Caribe por el sur. El área terrestre del parque tiene una extensión de 43 000 hectáreas (430 km²), 11 000 de las cuales pertenecen a la Isla de Saona (22 x 6 km). La isla de Saona está separada de tierra firme por una laguna marina extensa y poco profunda (< 10 m), conocida como el Canal de Catuano. La península presenta un relieve bajo de rocas calizas o coralinas, con un promedio

Table 3-1. Area coverage for each community type mapped in Parque Nacional del Este. *Tabla 3-1. Area ocupada por cada tipo de fondo en el Parque Nacional del Este.*

Community type	Frequency	Area (ha)	% of mapped area
Sand-mud/bare bottom	8	297.5	2.5
Sparse seagrass in sand-mud	1	1370.7	11.4
Moderate to dense seagrass in sand-mud	13	2197.6	18.2
Seagrass patches on matrix of soft sediment	2	1164.3	9.7
Sand beaches	9	37.7	0.3
Sandy shoals and sand bars	11	455.9	3.8
Sparse seagrass in sand	7	910.7	7.6
Sandy algal canopy	6	48.6	0.4
Mixed algal canopy	19	1012	8.4
Reef rubble communities	3	125.2	1.0
Sparse hard bottom	11	1225.6	10.2
Dense hard bottom	11	975.7	8.1
Dense seagrass patches on matrix of hard bottom	6	234.7	1.9
Hard bottom matrix with dense seagrass patches	7	507.7	4.2
Patch reefs	21	125.8	1.0
Platform margin/shelf-edge reefs	4	128.1	1.1
Fringing reefs	11	1060.3	8.8
Windward rocky community	8	157.6	1.3
Leeward rocky community	3	26.1	0.2
Total	161	12,061.8	100.0

land. The peninsula is relatively low-profile limestone or coral-line rock, averaging 18 km long from north to south and 22 km wide from east to west. The peninsula tapers to 11 km wide at the southern end. Maximum elevations on the mainland and Isla Saona are 70 m and 40 m, respectively.

The distribution and coverage of benthic community types in PNE are listed in Table 3-1. The eastern coasts or windward sides of the peninsula and Saona have steeper rocky shores with small isolated beaches. The island shelf is very narrow and drops off precipitously to the east, which comprises the Mona Passage. The Mona Passage is roughly 380 m in depth (Metcalf et al., 1977). Low rocky shores and extensive beaches characterize the western shore of the peninsula. Offshore, the island shelf is wider, with sandy shoals, seagrass beds, and fringing reefs. To the south and east of Isla Saona are fringing reefs and a deep broad platform of mixed hard-bottom and seagrass communities.

The entire southeastern Dominican Republic is underlain with limestone, the majority of which is exposed as surface rock. The Seibo and Oro terranes underlie the Dominican eastern peninsula and PNE. The southern and most eastern part of the eastern Peninsula are now dominated by a large plain known as Llanos Costeros del Seibo which is comprised almost entirely of raised Pleistocene (1.5 million year-old) coral reef deposits (Draper et al., 1994).

de 18 km de largo de norte a sur y 22 km de ancho de este a oeste. Alcanza un máximo de 11 km de ancho en la parte sur y las máximas elevaciones en tierra firme y la isla Saona son de 70 m y 40 m respectivamente.

La distribución y cobertura de los tipos de comunidades bentónicas en el PNE aparecen en la Tabla 3-1. La costa oriental, o barlovento, de la península y la isla de Saona poseen un litoral rocoso escarpado con pequeñas playas aisladas. La plataforma de la isla es estrecha y cae abruptamente hacia el este, hacia el Paso de la Mona, que posee una profundidad de alrededor de 380 m (Metcalf et al., 1977). La costa oeste de la península está caracterizada por áreas rocosas bajas y playas extensas. Mar afuera, la plataforma es más amplia, con bajos arenosos, praderas de hierbas marinas y arrecifes de borde. Al sur y este de la isla Saona hay numerosos arrecifes de borde y una plataforma profunda y ancha con comunidades mixtas de fondos duros y hierbas marinas.

Toda la región sureste de la República Dominicana está formada por roca caliza, la mayoría de la cual está expuesta. Los terrenos del Seibo y el Oro sustentan la parte este de la península y el PNE. La parte sur y la mayor parte del este de la península están cubiertas por una larga planicie conocida como Llanos Costeros del Seibo compuesta en su mayor parte por depósitos arrecifales emergidos durante el Pleistoceno (1.5 millones de años atrás) (Draper et al., 1994).

El PNE está expuesto a procesos oceanográficos de meso (mareas) y macroescala (corrientes oceánicas). El parque se encuentra bajo la influencia de la corriente Ecuatorial del Norte. Esta corriente

Meso-scale (tides) and macro-scale (oceanic currents) oceanographic processes influence PNE. The Park is affected by the North Equatorial Current, which flows westward at 50–75 cm/s (Molinari et al., 1980, 1981) and divides into two currents north and south of the island in the Mona Passage (Metcalfe et al., 1977). The Mona Passage averages 380-m in depth. Circulation between Puerto Rico and the eastern coast of the Dominican Republic is very complex. Currents approaching PNE transport water at roughly 11 cm/s, but may attain velocities of 43 cm/s (Duncan et al., 1977). Water flow towards the eastern coast can transport water from southern Puerto Rico in 18–23 days during the summer. During much of the year, water flow is towards the northwest (Brucks, 1971; Molinari et al., 1980). Semi-diurnal tides are present in the study area, with a mean spring tidal range of 30 cm on the south coast. Counter-currents (i.e. eastward flow) are common close to the coast and are typically associated with tides.

A major feature of PNE is the absence of abundant freshwater resources: there are no lakes, ponds, rivers, or major freshwater swamps. Soils are extremely thin throughout the area, and there is little precipitation (15–16 cm/yr.), most of which falls during May to November (Towle et al., 1973). There may, however, be a significant reserve of groundwater due to the karstic limestone in the area. In fact, the extensive underground network of caverns and caves in the Park contains pre-Columbian pictographs and petroglyphs (Mansour, 1995). Offshore upwelling of fresh water has been reported from Peñon Gordo (Towle et al., 1973). Coastal development (Bayahibe) and river discharge to the west (Río Dulce a la Romana, Río Chavón), as well as agriculture (sugar cane, cattle) and river discharge (Río Yuma) to the north of PNE have the potential to influence water quality in the Park (Mansour, 1995).

The adjacent marine area was not included in the Park's jurisdiction. The first and only management plan (MP) for the Park (DNP, 1980) recommended, however, that the Park limit should be expanded to include the Canal de Catuano (between the mainland and Isla Saona) and marine areas out to 500 m from the coast. The MP also called for the development of snorkeling, diving and sport fisheries to improve the economic situation of the area. Nevertheless, the MP did not discuss the fisheries activities as a significant component of resource use, despite a reconnaissance survey in the early 1970s (Towle et al., 1973). This survey, which included descriptions of major habitats and fisheries status, reported that conch, lobster, and finfish resources were severely depleted in many areas of what is now the Park. The paucity of fishes, such as groupers, was attributed to spearfishing. Towle et al. (1973) stated that the most immediate potential management difficulty in the park was the high level of use of fisheries resources.

Commercial fisheries were once important in the southeastern Dominican Republic. The southeastern coast is the largest platform area (722 km²) to 200-m depth in the country (Secretaría de Estado de Agricultura, 1995a). Historically, important fisheries ports were located in San Rafael de Yuma (northeast of PNE) and La Romana (west of PNE) (Bonnely de Calventi, 1975). These fisheries supported a rela-

se desplaza hacia el oeste a una velocidad de entre 50 y 75 cm/seg (Molinari et al., 1980, 1981) y se bifurca hacia el norte y hacia el sur de la isla en El Canal de la Mona (Metcalfe et al., 1977) que tiene aproximadamente una profundidad de 380 m. Los patrones de circulación entre Puerto Rico y la costa este de la República Dominicana son muy complejos. Las corrientes que se aproximan a esta zona se mueven a aproximadamente 11 cm/seg, pero pueden alcanzar velocidades de hasta 43 cm/seg (Duncan et al., 1977). El agua que fluye durante el verano hacia la costa este de la República Dominicana puede transportar agua desde el sur de Puerto Rico en 18–23 días. Durante la mayor parte del año el agua se mueve hacia el noroeste (Brucks, 1971; Molinari et al., 1980). Las mareas en el área de estudio son semidiurnas, y la amplitud promedio de marea alta máxima es de 30 cm en la costa sur. Las contracorrientes (provenientes del este) son comunes en áreas cercanas a la costa y están asociadas a las mareas.

El PNE se caracteriza por la ausencia de recursos de agua dulce. No existen lagos, ríos, lagunas o pantanos de agua dulce. La capa de suelo es extremadamente fina en toda el área y las lluvias son escasas (15–16 cm/año) y ocurren fundamentalmente de mayo a noviembre (Towle et al., 1973). Es posible que exista una gran reserva de aguas subterráneas debido a la porosidad presente en el área. De hecho, una extensa red de cuevas y cavernas subterráneas en el parque contienen gran cantidad de pictografías y petroglifos precolombinos (Mansour, 1995). Se han reportado afloramientos de agua dulce mar afuera de Peñon Gordo (Towle et al., 1973). El desarrollo costero (Bayahibe), las descargas de ríos en el oeste (Río Dulce a la Romana, Río Chavón), así como la agricultura (caña de azúcar y ganado) y el drenaje de ríos (Río Yuma) al norte del PNE, pueden potencialmente influir en la calidad del agua del parque (Mansour, 1995).

El área marina adyacente no fue incluida en la jurisdicción del parque. Sin embargo, el primer plan de manejo elaborado para el parque (DNP, 1980) recomendó la extensión de sus límites para poder incluir el Canal de Catuano (entre tierra firme e Isla Saona) y el área marina hasta los 500 m de distancia de la costa. El plan de manejo también contemplaba el desarrollo del buceo ligero y con SCUBA, así como la pesca deportiva para mejorar la situación económica del parque. Sin embargo, éste no contempló las actividades pesqueras como un componente principal de uso de los recursos, a pesar de los muestreos de reconocimiento realizados a principios de los años 70 (Towle et al., 1973). Estos muestreos generaron descripciones de los hábitats más importantes y del estado de las pesquerías, e informaron que el langosta, la langosta y los peces estaban severamente afectados en muchas áreas de lo que actualmente es el parque. La escasez de peces como los meros fue atribuida a la pesca con arpón. Towle et al. (1973) plantearon que la mayor dificultad potencial de manejo en el parque era el intenso uso de los recursos pesqueros.

Las pesquerías comerciales del sur de la República Dominicana fueron muy importantes en el pasado. En la costa sureste es el sector de plataforma (hasta 200 m de profundidad) más amplio del país (722 km²; Secretaría de Estado de Agricultura, 1995a). Históricamente existieron importantes puertos pesqueros en San Rafael de Yuma (noreste del PNE) y La Romana (oeste del PNE) (Bonnely de Calventi, 1975). Estas pesquerías constituían un mercado relativamente importante hacia EE.UU., Islas Vírgenes (EE.UU.) y Puerto Rico. Actualmente sólo existen pesquerías artesanales a pequeña escala, fundamentalmente de consumo local. Los pescadores que operan en el parque provienen de los tres poblados que se encuentran cerca o dentro del parque: Bayahibe, Boca de Yuma y Mano Juan. Treinta por ciento de los residentes

tively large export market to the U.S. Virgin Islands, and Puerto Rico. Presently, however, only small-scale artisanal fisheries exist, primarily for local consumption. Fishermen operating in the Park originate from the three towns or villages within and adjacent to PNE: Bayahibe, Boca de Yuma, and Mano Juan. Thirty percent of the residents that have some form of stable work (54% out of a total population of 2,156 in the area) are fishermen (Vega et al., 1996). ■

SECTION 3. BOCA CHICA

Boca Chica is located approximately 40 km east of Santo Domingo on the southern coast (Figure 3-1). This area was selected as a PNE comparison site to assess differences in herbivore and predator abundance. Boca Chica is east of the nation's capital (Santo Domingo) and has a moderately impacted coastline, with both industrial and tourism developments (Wells, 1988).

The coastal region near Boca Chica is largely humid subtropical forest. Between the coast and barrier reef is a large lagoon (1 km wide). The present living barrier reef and lagoon in Bahía de Andrés between Boca Chica and Andrés (approximately 6 km west of Boca Chica) is reportedly the submarine outflow site of Río Brujuelas. This river disappears at a sinkhole site approximately seven kilometers to the north. The lagoon connects with the open ocean at each end, in the east by a shallow sandy channel and at the western end by a deeper passage (15–20 m depth). There are two islands in the lagoon: La Matica (200 m x 150 m) and La Piedra (artificial), also known as Los Pinos. Most of the lagoon has an average depth of 0.5 m, consisting of a sandy bottom with some sparse seagrass.

The barrier reef at Boca Chica extends across the seaward extension of the lagoon from northeast to southwest, where it becomes a 10-m wide fringing reef extending to Punta Caucedo (Wells, 1988). The reef flat is 0.2–0.4 m deep and is largely composed of dead finger corals (*Porites*) and seagrass (*Thalassia testudinum*). Towards the breaker zone, large coral boulders are found with some scattered live corals. In the deeper and more exposed parts of the reef crest, elkhorn coral (*Acropora palmata*) and various algae dominate the reef surface to 4–5 m depth. Below the breaker zone is a buttress zone with scattered colonies of elkhorn coral.

One or more of the following terranes underlie Boca Chica: Loma Caribe–Tavera, Tortue–Amina–Maimon, and Seibo. The surface geology of each of these terraces is dominated by Pliocene–Pleistocene upraised coral reef deposits, and elevated reef tract terraces parallel the current shoreline in many locations. Eight terrace levels have been identified along the south coast according to Barrett (1962). Elevations of the successive terraces are from oldest to most recent; 80, 67, 50, 40, 30, 16, 8–9, and 3–6 m above present sea level. According to Geister (1982), these terraces are the result of continual uplift during marine transgression phases in the Pleistocene.

The marine environment of Boca Chica has been significantly affected by natural and anthropogenic impacts

(equivalente al 54% de una población de 2 156) que de alguna manera tienen trabajo estable, son pescadores (Vega et al., 1996). ■

SECCIÓN 3. BOCA CHICA

Boca Chica está localizada aproximadamente a 40 km al este de Santo Domingo en la costa sur (Figura 3-1). Esta área fue seleccionada como área de comparación con el PNE para determinar las diferencias en la abundancia de herbívoros y depredadores. Boca Chica está al este de la capital del país y su costa ha sido moderadamente impactada tanto por el desarrollo industrial como por el turístico (Wells, 1988).

La región costera cercana a Boca Chica está formada por un bosque sub-tropical húmedo. Entre la costa y la barrera arrecifal existe una laguna extensa de aproximadamente un kilómetro de ancho. En la barrera coralina actual y la laguna en la bahía de San Andrés entre Boca Chica y Andrés (aproximadamente 6 km al oeste de Boca Chica) está la surgiente submarina del río Brujuelas. Este río desaparece en una poza o cenote aproximadamente 7 km al norte. La laguna se conecta con el océano por ambos extremos: en el este, por un canal arenoso y poco profundo y en el oeste, por un canal más profundo (15–20 m de profundidad). Existen dos islas en la laguna: La Matica (20 m x 150 m) y La Piedra (artificial), también conocida como Los Pinos. La laguna tiene una profundidad promedio de 0,5 m, con un fondo arenoso cubierto de hierbas marinas dispersas.

La barrera arrecifal de Boca Chica se extiende de este a oeste a lo largo de la parte exterior de la laguna, donde ésta se convierte en un arrecife de borde de 10 m de ancho hasta llegar a Punta Caucedo (Wells, 1988). El fondo rocoso tiene una profundidad de 0,2–0,4 m y está compuesto mayormente por hierbas marinas (*Thalassia testudinum*) y coral de dedos (*Porites*). Hacia la rompiente se encuentran grandes formaciones con escasos corales vivos. En las zonas más profundas y expuestas, como la cresta arrecifal, predomina el coral pata de ñame (*Acropora palmata*) y varias especies de algas dominan la superficie del arrecife hasta los 4–5 m de profundidad. Por debajo de la zona de rompiente existe una zona de refuerzo con colonias dispersas de corales pata de ñame.

Una o más de las siguientes formaciones geológicas sustentan Boca Chica: Loma Caribe–Tavera, Tortue–Amina–Maimon y Seibo. La geología de las superficies de cada una de estas terrazas está dominada por depósitos coralinos y terrazas arrecifales elevadas, paralelas a la actual línea costera en varios puntos, que datan del Pleioceno–Pleistoceno. Se han identificado 8 niveles de terrazas a lo largo de la costa sur (Barreta, 1962). La elevación de las terrazas, de la más antigua a la más reciente, se encuentran a 80, 67, 50, 40, 30, 16, 8–9 y 3–6 m sobre el actual nivel del mar. Según Géiser (1982), estas terrazas son el resultado de levantamientos constantes durante las fases de transgresión marina del Pleistoceno.

El medio ambiente de Boca Chica ha sido significativamente afectado por los impactos naturales y antropogénicos (Well, 1988). Durante 1979, severas tormentas dañaron los arrecifes y playas. La parte interna del arrecife fue intensamente destruida y la zona de rompiente fuertemente afectada. A esto hay que sumarle, además, los impactos producidos por la actividad humana, como el desarrollo y la contaminación industrial, el desarrollo del turismo y el dragado y relleno de los proyectos de construcción. Los mayores proyectos de dragado se llevaron a cabo en 1954 durante la construcción del aeropuerto internacional; en 1955, durante la construcción del puerto pesquero y la Isla

(Wells, 1988). Severe storm damage occurred to reefs and beaches during 1979. The inner reef area was largely destroyed, and the breaker zone was also heavily impacted. Major human impacts include industrial development and pollution, tourism development, and dredge-and-fill construction. Major dredging projects were carried out in 1954 for the construction of the international airport; in 1955 for the construction of the fishery port and the building of La Piedra Island; and in 1977 for the construction of the marina. The fauna of the western area of the lagoon has been impacted by increased sedimentation and turbidity as a result of dredging and artificial beach construction (Wells, 1988). A sugar cane processing factory may also be affecting the area through the discharge of acidic, warm-water effluent. Staghorn and elkhorn corals are very rare in the Boca Chica area, probably due to a combination of heavy exploitation in the 1970s and storm damage during 1979. The reef environment has been noticeably damaged and the fish fauna is considered impoverished from previous years of exploitation. ◆

de La Piedra, y en 1977, con la construcción de la marina. La fauna de la parte oeste de la laguna ha sido impactada por una creciente sedimentación y turbidez como resultado del dragado y la construcción de una playa artificial (Wells, 1988). Las fábricas de azúcar también pueden afectar esta área con las descargas de aguas ácidas y de temperatura elevada. Los corales pata de ñame son bastante escasos en el área de Boca Chica, debido probablemente a una combinación de fuerte explotación en los años 70, y a las severas tormentas de 1979. Los arrecifes están visiblemente dañados y su fauna de peces está considerablemente empobrecida por años de explotación. ◆

Chapter IV. Materials and Methods

THIS CHAPTER DESCRIBES THE OBJECTIVES AND FIELD METHODOLOGIES EMPLOYED TO EVALUATE THE STATUS OF FISHERIES RESOURCES IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) DURING 1994–97. TABLE 4-1 SUMMARIZES THE LOGISTICAL CHARACTERISTICS OF THE DIFFERENT STUDY UNITS. BEFORE MORE DETAILED INVESTIGATIONS WERE INITIATED IN 1995, A RAPID ECOLOGICAL ASSESSMENT (REA) WAS CONDUCTED IN 1994 TO INVENTORY THE MARINE RESOURCES OF THE PARK. THE REA PROVIDED A MEANS TO BETTER UNDERSTAND THE ENVIRONMENTAL SETTING OF THE STUDY AREA, AND AIDED IN ESTABLISHING OBJECTIVES AND SAMPLING DESIGNS FOR SUBSEQUENT SURVEYS (VEGA ET AL., 1996). SOME OF THE METHODS USED AND RESULTS OBTAINED FROM THE REA ARE BRIEFLY DISCUSSED.

SECTION 1. RAPID ECOLOGICAL ASSESSMENT AND HABITAT MAP DEVELOPMENT

The Rapid Ecological Assessment (REA) of PNE in March 1994 was the first step in a longer-term effort to document the status of resources, identify important natural and anthropogenic factors affecting the Park, and make recommendations for enhancing the economic, aesthetic, and ecological value of the area. The REA thus provided the background information necessary for the formulation of research objectives and sampling designs for fisheries investigations.

Rapid Ecological Assessment is a flexible process used to obtain biological and ecological baseline information for effective conservation and resource management decision-making. The REA integrates a hierarchy of methods to produce maps of natural communities and descriptions of flora and fauna. The synthesis of this information forms the basis for planning and implementing research and monitoring programs and carrying out an effective strategic plan of pro-

Capítulo IV. Materiales y métodos

ESTE CAPÍTULO DESCRIBE LOS OBJETIVOS Y MÉTODOS DE CAMPO EMPLEADOS PARA EVALUAR EL ESTADO DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) DURANTE LOS 1994 Y 1997. LA TABLA 4-1 RESUME LAS CARACTERÍSTICAS LOGÍSTICAS DE LAS DIFERENTES UNIDADES DE ESTUDIO. ANTES DEL INICIO DE INVESTIGACIONES MÁS DETALLADAS, SE LLEVÓ A CABO UNA EVALUACIÓN ECOLÓGICA RÁPIDA EN 1994 PARA INVENTARIAR LOS RECURSOS MARINOS DEL PARQUE. ESTO PERMITIÓ ENTENDER MEJOR LAS CONDICIONES AMBIENTALES DEL ÁREA, ASÍ COMO AYUDÓ A DEFINIR LOS OBJETIVOS Y EL DISEÑO DE MUESTREO DE LOS ESTUDIOS POSTERIORES (VEGA ET AL., 1996). SE DISCUTEN, ADEMÁS, ALGUNOS DE LOS MÉTODOS UTILIZADOS Y RESULTADOS OBTENIDOS EN ESTE ESTUDIO.

SECCIÓN 1. EVALUACIÓN ECOLÓGICA RÁPIDA Y CONFECCIÓN DE LOS MAPAS DE COMUNIDADES

La evaluación ecológica rápida (EER) del PNE, en marzo de 1994, fue el primer paso de un esfuerzo a más largo plazo para documentar el estado de los recursos, identificar los factores naturales y antropogénicos más importantes que afectan el parque y hacer recomendaciones para mejorar sus valores económicos, ecológicos y estéticos del parque. La EER permitió así obtener información de base para formular los objetivos de investigación y el diseño de muestreo para las investigaciones pesqueras.

La EER es un proceso flexible utilizado para obtener información ecológica y biológica primaria para la conservación y la toma de decisiones en el manejo de los recursos. La EER integra un método jerárquico para producir mapas de las comunidades naturales y la descripción de la flora y la fauna. La síntesis de esta información crea las bases para la planificación e implementación de programas de investigación y monitoreo, y para llevar a cabo un eficiente plan estratégico de protección, manejo y de necesidades de información para la protección del área.

Table 4-1. Logistical characteristics of fisheries dependent and independent sampling in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Tabla 4-1. Características logísticas de los muestreos de las capturas comerciales y las poblaciones naturales en el Parque Nacional del Este, República Dominicana.*

Method	Parameters	Time	Equipment	Personnel needed
Conch transects	density, shell length, lip thickness	10 minutes per 50-m x 5-m transect total 50-m x 5-m transects = 400	GPS tape measure (50 m) with lead weight 2 buoys to mark transect underwater compass data sheet underwater slate/pencils SCUBA/snorkeling gear	3-4 to survey transect 1 boat operator
Fish otter trawls	species composition, abundance, length, biomass	2-minutes/trawl at each station 2-10 minutes for species identification total stations = 57	otter trawl collecting buckets measuring board scale for biomass determination taxonomic guides fathometer gloves data sheet slate/pencils	1 boat operator 2 to set and retrieve trawl 2 to identify/record fish
Roving diver fish surveys	species richness, density, sighting frequency	generally 1 hour per dive total time = 8-10 hours/site	data sheet underwater slate/pencils reef fish identification guide SCUBA/snorkeling gear	2 persons minimum/dive 1 boat operator
Fish herbivore/predator surveys	species composition, density, total length	time per transect = 15 minutes number of reefs surveyed in park = 7 total transects per reef = 20 total time = 300 minutes	length training with plastic models SCUBA gear data sheets underwater slate/pencils ruler for estimating length	2 persons minimum/dive 1 boat operator
Fishermen interviews	fishing methods, species composition, abundance, biomass of fish	time per interview = 10-30 minutes	measuring board ruler data sheet slates/pencils	1 interviewer 2 to identify/record catch

tection, management, and meeting the information needs of the protected area. “Rapid” is a relative term: the time commitment of these assessments can vary greatly depending on the size of the area, and the availability of imagery and maps, and existing data on biological features.

The objectives and rationale driving the field exercises of REAs in marine parks can vary, but typically include:

- descriptions of natural communities,
- development of habitat or community maps,
- inventories of flora and fauna, and
- identification of threats to the area.

This information can then be used to evaluate the status of resources and provide the basis for the development of monitoring studies. Together with available historical and anecdotal information, the data compiled from the REA allow for subsequent evaluations of resource management practices and conservation efforts.

The marine REA in PNE included scientists from the Acuario Nacional, Centro de Investigaciones de Biología Marina, The Nature Conservancy, University of Miami, and the John G. Shedd Aquarium. Twenty-one days of field work were needed to inventory and map mangrove, rocky intertidal, and shallow-water benthic (< 30 m) communities in the Park (Figures 4-1, 4-2 and 4-3). The marine component was part of a larger REA process that focused

“Rápida” es un término relativo; el tiempo necesario para este tipo de evaluaciones puede variar enormemente dependiendo del tamaño del área, la disponibilidad de imágenes y mapas y la existencia de datos biológicos.

Los objetivos y fundamentación de los trabajos de campo de una EER en los parques marinos puede variar, pero generalmente comprenden:

- descripción de las comunidades naturales;
- desarrollo de mapas de hábitats o comunidades;
- inventario de flora y fauna;
- identificación de amenazas.

Esta información puede ser usada después para evaluar el estado de los recursos y proporcionar las bases para el desarrollo de estudios de monitoreo. La información recopilada durante la EER, junto con la información histórica y anecdótica, servirá para la posterior evaluación de las prácticas de manejo y los esfuerzos de conservación aplicados.

La EER en el PNE fue realizada por científicos del Acuario Nacional de Santo Domingo, el Centro de Investigaciones de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Santo Domingo y las instituciones norteamericanas The Nature Conservancy, la Universidad de Miami y el Acuario John G. Shedd de Chicago. Se emplearon 21 días de muestreo de campo para inventariar y mapear las comunidades de manglares, del litoral rocoso intermareal y bentónicas de aguas someras (< 30 m; Figuras 4-1, 4-2 y 4-3). El componente marino del parque fue sólo una parte de un ejercicio mayor dirigido a la investi-

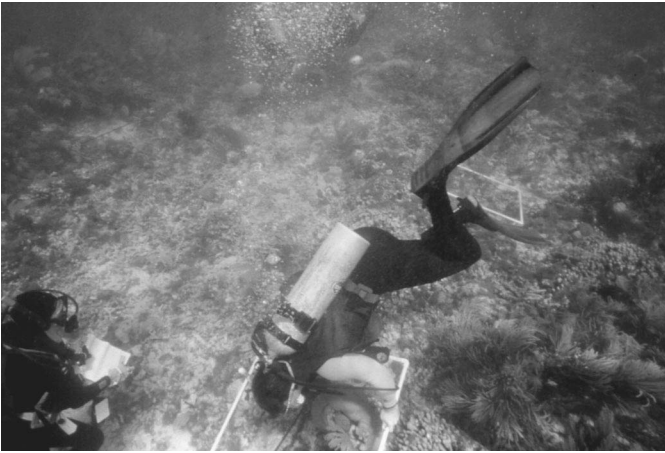
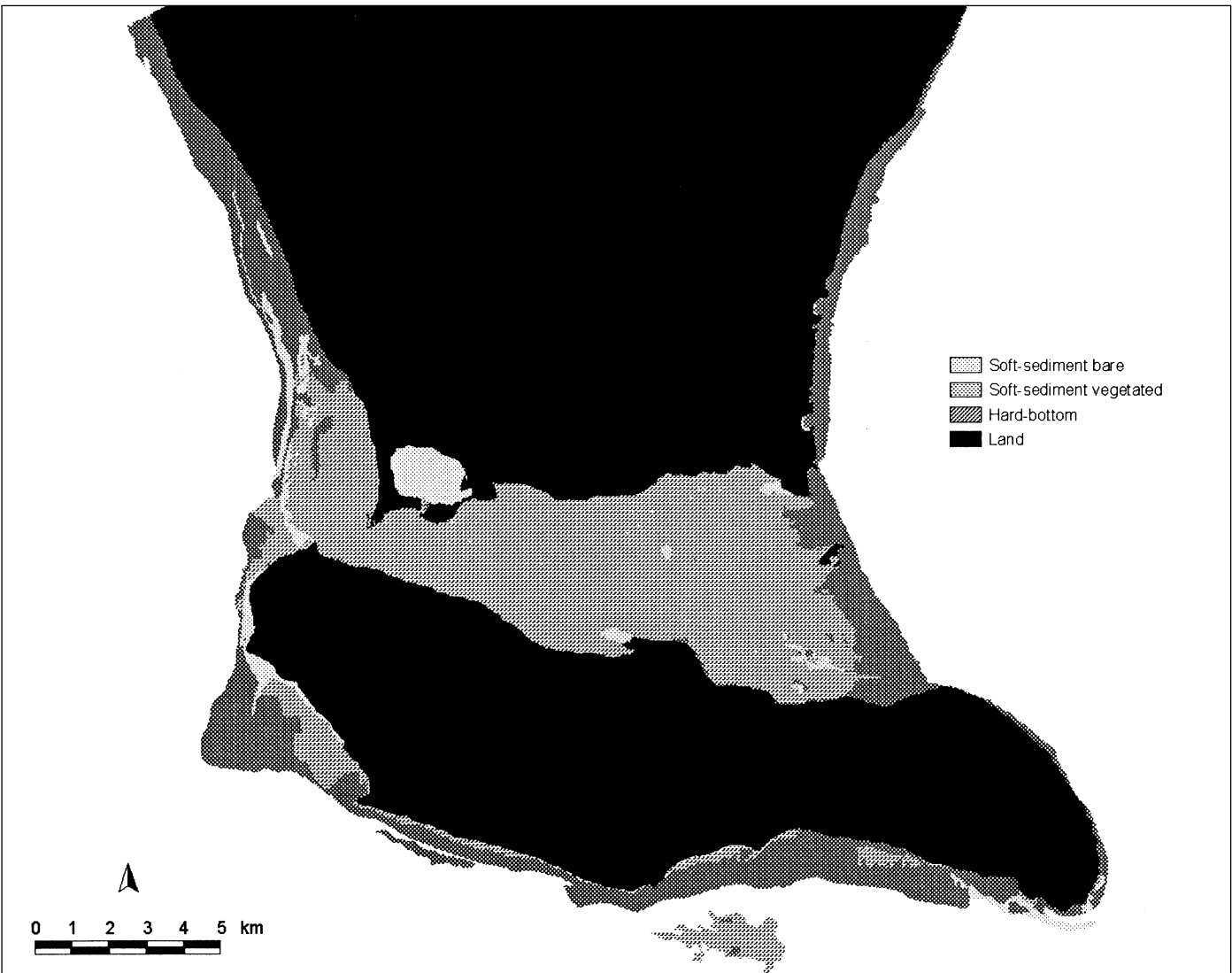


Figure 4-1. Underwater photograph of a diver surveying benthic community structure in Parque Nacional del Este, Dominican Republic, during the Rapid Ecological Assessment in 1994. *Figura 4-1. Fotografía submarina de un buzo registrando la composición de las comunidades bentónicas en el Parque Nacional del Este, República Dominicana durante la evaluación ecológica rápida de 1994.*

Figure 4-2. Distribution of three major bottom types in Parque Nacional del Este. *Figura 4-2. Distribución de los tres tipos de fondos más representativos del Parque Nacional del Este.*



on marine, terrestrial, and socioeconomic characteristics of the Park (Vega et al., 1996).

Rapid ecological assessment methodologies were developed to combine existing oceanographic, geological, and biological information with intensive field surveys (Abele, 1992). Natural-color aerial photography of PNE was obtained at a 1:24,000 scale one month prior to field surveys. Aerial photographs were obtained to analyze the distribution of marine

gación de las características marinas, terrestres y socioeconómicas del parque (Vega et al., 1996).

La metodología utilizada en la EER fue diseñada para integrar la información ecológica, oceanográfica y biológica disponible (Abete, 1992). Se obtuvieron fotografías aéreas de color natural del PNE a una escala de 1:24 000 un mes antes de los muestreos de campo con el objetivo de analizar la distribución de las comunidades bentónicas marinas y las comunidades de manglares. Las fotografías proveen las

benthic communities and mangroves. Photographs provided the basis for ground-truthing and were used to generate a 1:24,000 scale base map of marine habitats (Kuchler et al., 1986; Ciciarelli, 1991). Photographs were used as a guide to survey as many different community types in PNE in the time allotted for field work. More detailed descriptions of methods used for the ecological assessments are provided in Sullivan et al. (1994). Ground-truthing techniques consisted of reconnaissance surveys to confirm photo-interpretation and complete species inventories of algae, seagrasses, and benthic invertebrates from soft-sediment and hard-bottom communities. On a subset of sites in the Park, fish species inventories using the roving diver survey method were conducted to quantify species richness and relative abundance (Schmitt and Sullivan, 1996). ■

SECTION 2. CONCH

Conch production in coastal environments of the Dominican Republic represents 10.1% of the total fisheries biomass landed in the country (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). Landings increased four-fold between 1980 (0.65 million kg) and 1990 (2.6 million kg). Fishermen target at least 10 species of mollusks; however, queen conch (*Strombus gigas*) is the most important. In contrast to export markets in the Bahamas and Belize, the conch fishery is entirely for local consumption.

The study of queen conch was undertaken to evaluate the abundance of juveniles and adults in seagrass and other soft-bottom habitats of PNE and to evaluate recruitment patterns to the Park. Transect surveys were conducted in March of 1996 and 1997 to estimate juvenile and adult abundance by habitat type and to evaluate the nursery function of the Canal de Catuano. A reliable estimate of the queen conch population size in PNE is fundamentally important, as the species continues to be exploited. The discovery of huge conch piles, locally referred to as *conchales* or *concheros* (Figure 4-4), demonstrates the importance of queen conch



Figure 4-3. Mangrove and shallow soft-sediment communities in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Figura 4-3. Comunidades de manglares y fondos de sedimentos blandos en aguas someras del Parque Nacional del Este, República Dominicana.*

bases para el trabajo de verificación en el terreno y fueron usadas para generar mapas base de los hábitats marinos a escala 1:24 000 (Kuchler et al., 1986; Ciciarelli, 1991). Estas fotografías fueron utilizadas para muestrear tantos tipos diferentes de comunidades como hubiera en el PNE en el corto tiempo asignado para el trabajo de campo. Una descripción más detallada de los métodos usados puede encontrarse en Sullivan et al. (1994). Las técnicas de verificación en el terreno consistieron en llevar a cabo muestreos de reconocimiento para corroborar la fotointerpretación y concluir el inventario de las especies de algas, hierbas marinas e invertebrados bentónicos de las comunidades de sedimentos blandos y fondos duros. Se llevaron a cabo, además, submuestreos en diferentes sitios dentro del parque, así como inventarios de peces mediante técnicas de censo visual ambulante para cuantificar la riqueza de especies y la abundancia relativa (Schmitt y Sullivan, 1996). ■

SECCIÓN 2. LAMBÍ

La captura de lambí en República Dominicana constituye el 10,1% del total de la biomasa pesquera desembarcada en el país (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). Los desembarcos prácticamente se cuadruplicaron entre 1980 (0,65 x 106 kg) y 1990 (2,6 x 106 kg). Por lo menos diez especies de moluscos se pescan comercialmente, pero el lambí (*Strombus gigas*) es el de mayor importancia. A diferencia de Bahamas y Belice donde existe un mercado de exportación para el lambí, en República Dominicana es una pesquería completamente de consumo local.

El estudio del lambí fue realizado para cuantificar la abundancia de juveniles y adultos en las hierbas marinas y otros hábitats de fondos blandos del PNE, así como para estudiar los patrones de reclutamiento en el parque. En marzo de 1996 y 1997 se llevaron a cabo muestreos en transectos para estimar la abundancia de juveniles y adultos en cada tipo de hábitat y evaluar la función del Canal de Catuano como área de cría. La obtención de un estimado confiable del tamaño de la población resulta de gran importancia para continuar la explotación pesquera. El descubrimiento de grandes acumulaciones de conchas conocidas localmente como "conchales" o "concheros" (Figura 4-4), es una evidencia de la importancia del lambí para los indios Taínos que



Figure 4-4. A large conch pile in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Figura 4-4. Acumulación de conchas de lambí en el Parque Nacional del Este, República Dominicana.*

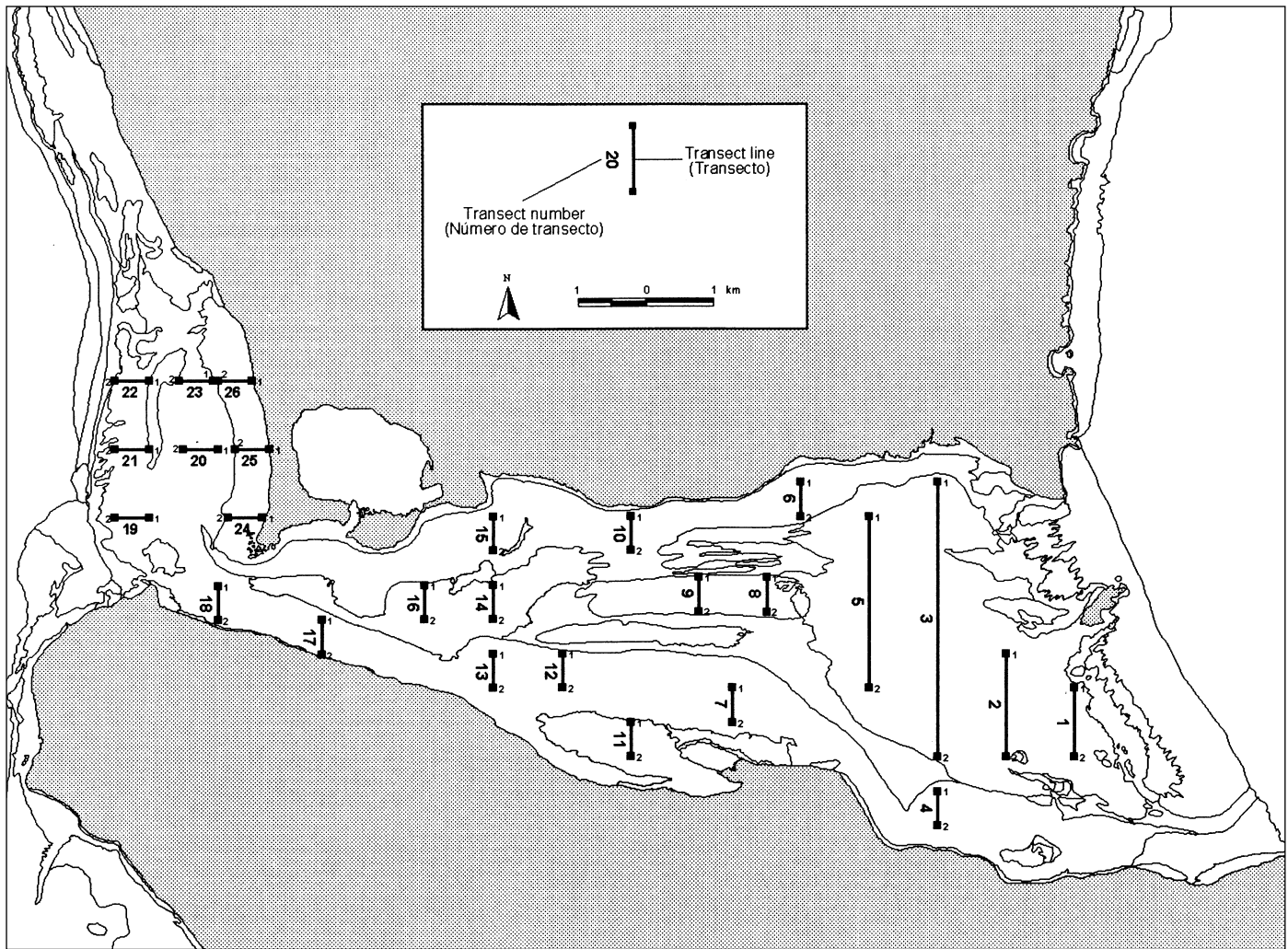


Figure 4-5. Location of conch transects surveyed in Parque Nacional del Este during 1996–97. *Figura 4-5. Ubicación de los transectos de lambí en el Parque Nacional del Este durante 1997–97*

for both the Taino Indians who occupied the area in pre-Columbian times, and for modern fishermen (Vega, 1987). The tremendous number of conch in these piles provides evidence that at one time conch stocks were quite plentiful.

Estimating queen conch densities is somewhat problematic, as the species is wide ranging and has a patchy or clumped distribution (Berg et al., 1992b; Berg and Glazer, 1995). Pilot surveys were carried out in March 1995 to develop an appropriate sampling strategy for quantifying density and stock size. Surveys consisted of measurements of abundance and size within 50 m x 5 m strip transects. The existing benthic community map of PNE was used to select community types and transect locations for surveys in March 1996 (Figure 4-5). From this map, five soft-sediment community types were surveyed during March of 1996 and 1997: patches of seagrass surrounded by sand (1,164 ha), sparse seagrasses in sand (910.7 ha) or sand-mud (1,370.6 ha), moderate to dense seagrass (2,631 ha), and mixed algal canopy (1,011.9 ha). Seagrass beds were primarily composed of turtle grass, but also manatee grass (*Syringodium filiforme*) and shoal grass (*Halodule wrightii*) in certain areas. These five community types represented over 60% of the mapped benthic area of the Park.

ocuparon el área en la época precolombina y para los pescadores en la actualidad (Vega, 1987). La gran cantidad de conchas acumuladas en estas pilas es una elocuente evidencia de la abundancia de lambí en aquella época.

Es difícil estimar la densidad del lambí dado que esta especie se distribuye ampliamente y de forma agregada (Berg et al., 1992b; Berg and Glazer, 1995). En marzo de 1995 se llevaron a cabo muestreos piloto con el objetivo de obtener información para desarrollar una estrategia adecuada de muestreo que permitiera cuantificar la densidad y el tamaño de la población. Estos muestreos consistieron en estimar la abundancia en transectos que cubrían un área de 50 m x 5 m. El mapa existente de las comunidades bentónicas del PNE fue utilizado para seleccionar los tipos de comunidades y ubicar los transectos de marzo de 1996 (Figura 4-5). A partir de este mapa, se muestrearon 5 tipos de comunidades de sedimentos blandos en marzo de 1996 y 1997: parches de hierbas marinas rodeados de arena (1164 ha), hierbas marinas dispersas en arena (1910,7 ha), o arena lodosa (1370,6 ha), hierbas marinas de densidades moderadas o altas (2631 ha) y mantos mixtos de algas (1011,9 ha). Las praderas de hierbas marinas estaban compuestas fundamentalmente por la hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) pero también por la hierba de manatí (*Syringodium filiforme*) y la hierba *Halodule wrightii* en determinadas áreas. Estos 5 tipos de comunidades representan alrededor del 60% de los fondos cartografiados del parque.

Based on the extent of habitats suspected of supporting juvenile and adult conch, a systematic sampling procedure was used (Berg et al., 1992b). Single or multiple transects measuring 50 m x 5 m (250 m²) were surveyed in each benthic community type. Transects were oriented perpendicular to the prevailing currents (Figure 4-5). For this study, sampling units were defined as the 50 m x 5 m (250 m²) sampling units used to survey the larger transects. In other words, Transect number 1 (which is 1000 m in length) had twenty 50 m x 5 m transects or twenty sampling units (Figure 4-5). Surveys were conducted primarily in the Canal de Catuano and to the northwest of the lagoon (western shelf) in depths less than 10 m. The sampling methodology was also stratified with respect to the community types; that is, the number of transects surveyed was based upon the area of the community types sampled. The advantages to this type of sampling is that a population estimate and a distribution map (in relation to community type) of the conch can be easily obtained from the data (Pennycuick et al., 1977).

Queen conch were identified, counted, and measured for total shell length and lip thickness along transects (Figure 4-6). Data were recorded on standardized underwater field forms (Appendix A). Size measurements were taken with plastic calipers. Lip thickness was measured at the area of greatest thickness, or roughly two-thirds of the distance from the end of the siphonal groove. Milk conch (*Strombus costatus*) were also found in transects but were only counted. Typically three divers or snorkelers were used to survey each transect. Observers searched 2.5 m out from each side of the transect. An individual was considered a juvenile if its total shell length was less than 18 cm (usually 8.5–12.0 cm). Data on conch abundance were standardized and reported as mean densities per hectare (1 ha = 10,000 m²). It should be noted that visual estimates used in this study selectively under-sampled conch less than 10 cm in shell length, because most of these individuals are buried during the day (Appeldoorn, 1985b; Iversen et al., 1986).

During March of 1996 and 1997, a total of 350 transects were completed in the Park, representing 0.13% of the total coverage of soft-bottom communities. A population estimate of queen conch in PNE was calculated using the formula:

$$Y = N \cdot y$$

where Y = the population size, N is the number of sampling units (50 m x 5 m transects) in the population, and y is the mean number of conch per sampling unit (Pennycuick et al., 1977). Two-way analysis of variance was used to determine differences in mean density of juvenile queen conch, adult queen conch, and milk conch according to year (1996 and 1997) and community type (five types). A Kolmogorov-Smirnov test was used to determine differences in the size-frequency distribution of queen conch in two of the community types: moderate to dense seagrass and sparse seagrass in sand-mud (Zar, 1996). Only these two community types were selected due to a very low abundance of conch in other community types.

Tomando como base la extensión de los hábitats donde se supone existen juveniles y adultos, se realizó un muestreo sistemático (Berg et al., 1992b). Se muestrearon uno o varios transectos de 50-m x 5-m (250 m²) en cada tipo de fondo y se los orientó perpendicularmente a la dirección de las corrientes prevaletientes (Figura 4-5). Para este estudio se definieron unidades de muestreo de 50 x 5m (250 m²), las unidades de muestreo más grandes utilizadas en los muestreos de transectos. En otras palabras el transecto no. 1 (1000 m de longitud) tenía 20 transectos de 50 x 5 m o lo que es lo mismo, 20 unidades de muestreo (Figura 4-5). Los muestreos se efectuaron principalmente en el Canal de Catuano y el noroeste de la laguna (la plataforma oeste) a profundidades menores de 10 m. Se usó también el método de muestreo estratificado con respecto a los tipos de comunidades, es decir, considerando el área ocupada por cada tipo de comunidad. Las ventajas de este tipo de muestreo son que el estimado de la población y el mapa de distribución (en relación al tipo de comunidad) de lambí pueden obtenerse fácilmente a partir de los datos (Pennycuick et al., 1977).

Los lambies fueron identificados, contados y medido su largo de concha y grosor del labio (Figura 4-6) a lo largo de los transectos. Los datos se anotaron en formularios de campo estándar (Apéndice A). Las medidas de talla fueron tomadas con un calibre o pie de rey plástico y el grosor de los labios fue medido en el área de mayor grosor o a 2/3 de la distancia a partir del surco sifonal. El titi (*Strombus costatus*) fue también encontrado en los transectos pero solamente contado. Generalmente se utilizaron 3 buzos por transecto, muestreándose 2,5 m a cada lado del transecto. Se consideró juvenil a un individuo cuando la longitud total de la concha era menor de 18 cm (generalmente entre 8,5 y 12 cm). Los datos sobre la abundancia de lambí fueron estandarizados y reportados como densidades medias por hectárea (1 ha=10 000 m²). Debe destacarse que los estimados visuales tomados en este estudio selectivo subestiman ejemplares de lambí con longitud de concha menor de 10 cm, dado que la mayoría de estos organismos permanecen enterrados en la arena durante el día (Appeldoorn, 1985b; Iversen et al., 1986).

Durante los meses de marzo de 1996 y 1997 se muestreó un total de 350 transectos, lo que representa el 0,13% del total de las áreas de fondos blandos. El estimado de la población del lambí en el PNE se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$Y = N \cdot y$$

donde Y = tamaño de la población, N = número de unidades de muestreo (50 m x 5 m transectos) en la población, e y = número promedio de lambies por unidad de muestreo (Pennycuick et al., 1977). Un análisis de varianza de doble entrada fue utilizado para determinar las diferencias en las densidades medias de juveniles, adultos de titi (*Strombus costatus*) en diferentes años (1996 y 1997) y tipos de comunidad. Se usó la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov para determinar las diferencias entre la distribución de tallas de lambí en dos de los tipos de comunidades: densidad moderada a alta de hierbas marinas, y hierbas marinas dispersas en fondo areno-lodoso (Zar, 1996); solamente estos dos tipos de comunidades fueron seleccionadas debido a la escasa abundancia de lambí en los otros.

Además de estimar la abundancia y densidad de lambí, se calculó la densidad de sus larvas (velíger), lo que resulta de gran importancia dado que el reclutamiento en las áreas de cría afectará el patrón de



Figure 4-6. Underwater photograph of scientists making morphometric measurements of queen conch along transects. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. Figura 4-6.

Fotografía submarina de investigadores tomando medidas morfométricas del lambí a lo largo de los transectos. Derechos reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducida con permiso del autor.

In addition to density and population estimates, the density of conch larvae (veligers) was surveyed in PNE. It is very important to sample the larvae of queen conch, since recruitment to nursery habitats will likely affect abundance patterns of juveniles. Moreover, it is critical to identify whether the remaining adult population in the eastern boundary of the Park is a primary source of larval production and recruitment to nursery areas or if the Park is dependent upon up-current locations (e.g. Eastern Caribbean) to replenish stocks. A high density of early-stage veligers in surface waters of PNE is potentially indicative of a high level of spawning in the area.

Plankton come in a variety of sizes, and sampling techniques are size selective. The occurrence or spatial distribution of queen conch veligers can be extremely patchy, and sampling strategies need to take into consideration the variability between tows and between stations (Posada and Appeldoorn, 1994). Plankton tows for conch veligers were conducted at six stations in the eastern area of PNE during August of 1995 and 1996. Plankton tows (20 minutes) were carried out 0.5 m below the surface using a 333 micron-mesh plankton net (0.5 m diameter) during daylight. Sampling was conducted in August, because strombids congregate to breed during the summer months; therefore, the density of veligers in the water column should give some indication of the amount of conch breeding in PNE.

Differences in mean conch veliger densities were compared between years and station locations using a two-way analysis of variance. Larval densities were compared with the existing conch population in PNE to determine if there was a correlation between recruitment (juvenile abundance) and veliger densities. The circulation patterns, productivity, and turbidity of a water mass will all impact the type of plankton community and the distribution of larvae. Therefore, the concentration of chlorophyll-a throughout the Park was

abundancia de los juveniles. Más aún, es importante identificar si la población adulta restante en los límites este del parque es la fuente principal de larvas y reclutamiento para las áreas de cría, o si el reclutamiento en el parque depende de localidades ubicadas corriente arriba (por ejemplo, en el Caribe oriental) para la reposición de la población. Una gran densidad de estadios tempranos de larvas velíger en aguas superficiales del PNE podría ser un indicador potencial de altos niveles de desove en el área.

Los organismos planctónicos son de tamaño variado y las técnicas de muestreo son selectivas. La distribución espacial de las larvas velíger puede ser muy agregada, lo que requiere estrategias de muestreo que tomen en consideración la variabilidad entre arrastres y entre estaciones (Posada y Appeldoorn, 1994). Los arrastres de plancton para las larvas velíger de lambí se realizaron en seis estaciones de la parte este del parque durante agosto de 1995 y 1996. Se efectuaron arrastres de 20 minutos a 0,5 m por debajo de la superficie, utilizando una red de 333 μm durante el día. Los muestreos se realizaron en agosto porque el lambí desova en el verano, por lo que la densidad de las larvas velíger en la columna de agua puede ser un indicador de la intensidad de la reproducción de lambí en el parque.

Se utilizó un análisis de varianza de doble entrada para comparar las densidades de larvas en diferentes años y estaciones. La densidad de las larvas fue comparada con la densidad de la población existente en el PNE para determinar si existía una correlación entre el reclutamiento (abundancia de juveniles) y la densidad de velíger. Los patrones de circulación, la productividad y la turbidez de la masa de agua afectan la comunidad planctónica y la distribución de larvas. Por tanto, se midió la concentración de clorofila-a en agosto de 1996 para determinar la relación con la concentración de larvas. Se tomaron 15 muestras (réplicas) en ocho estaciones y las muestras se pasaron por filtros de 0,45 mm. La clorofila-a se extrajo utilizando etanol al 70% y tetrahidrofurano al 30% y se midió la concentración ($\mu\text{g/l}$) con un fluorímetro. ■

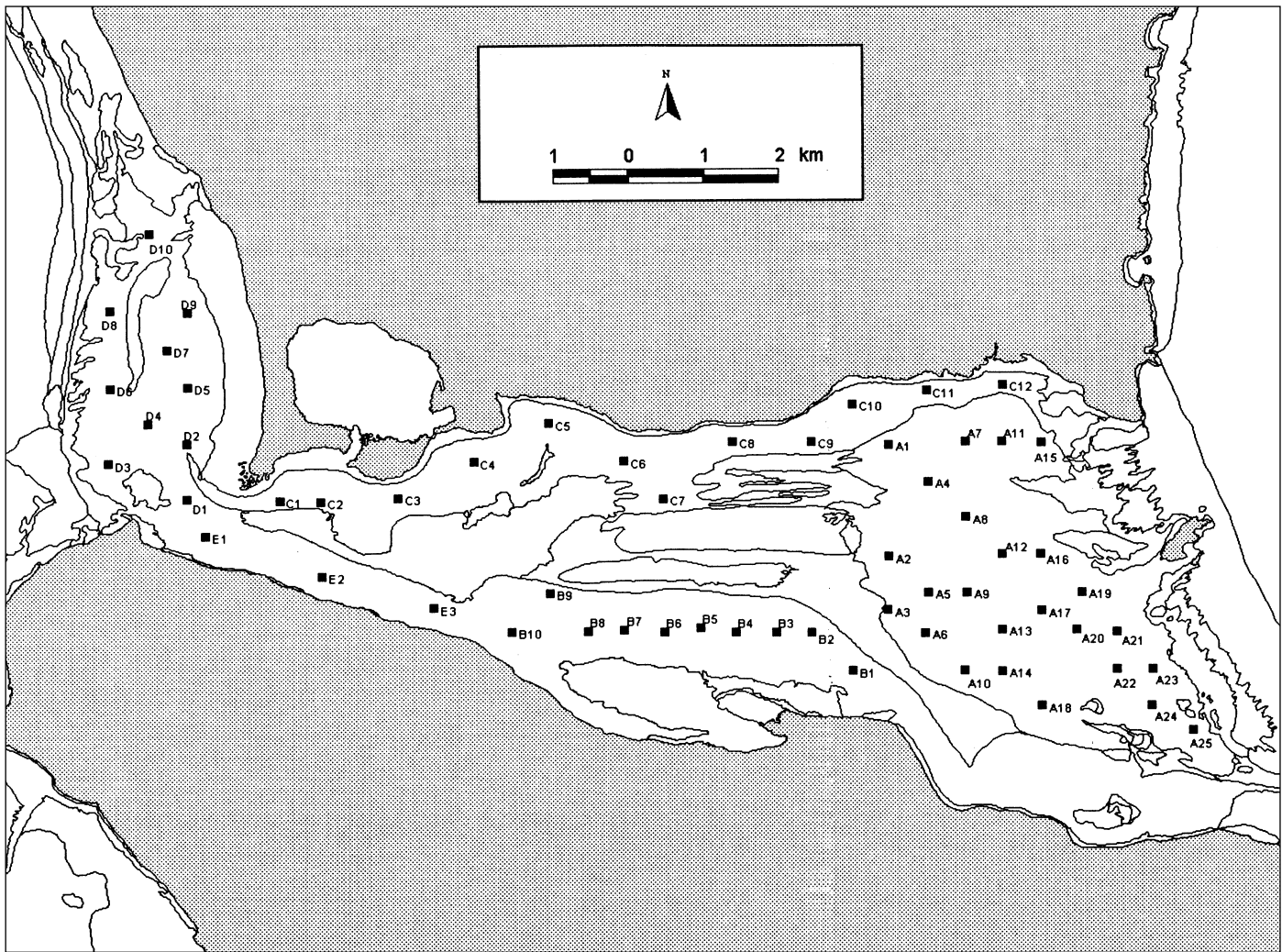


Figure 4-7. Map of otter trawl stations used to survey the species composition, abundance, and biomass of fishes in seagrass habitats of Parque Nacional del Este during 1996–97. *Figura 4-7.* Mapa de las estaciones de muestreo de la composición por especies, abundancia y biomasa de peces en fondos blandos con hierbas marinas del Parque Nacional del Este, en 1996 y 1997.

determined in August 1996 in order to evaluate relationships with veliger density. Fifteen water samples (replicates) were taken at eight stations. Samples were filtered onto 0.45-micron filters. The chlorophyll-a was extracted using a 70% methanol–30% tetrahydrofuran solution and analyzed for concentration (mg/l) using a fluorometer. ■

SECTION 3. SOFT-BOTTOM FISHES

Otter trawls were used in PNE to survey seagrass and other soft-bottom habitats suspected of being important nursery areas to determine the species composition, abundance, and biomass of fishes. In coral reef ecosystems, seagrass beds and other soft-bottom community types are important feeding grounds and nursery areas, providing food and shelter resources (Robblee and Zieman, 1984; Baelde, 1990). Preliminary surveys of juvenile fishes were conducted during March 1995 in nine areas of the Park (León et al., in press). The justification for studying juvenile fishes was based upon preliminary observations during 1994-95 that suggested

SECCIÓN 3. PECES DE FONDOS BLANDOS

Se utilizó una red de arrastre para muestrear los peces de las hierbas marinas y otros hábitats de fondos blandos, donde se suponía existían importantes áreas de cría, con el objetivo de determinar la composición por especies, abundancia y biomasa de peces. En los ecosistemas coralinos, las praderas de hierbas marinas y otros tipos de comunidades asociadas a fondos blandos constituyen importantes áreas de alimentación y de cría, además de proveer protección (Robblee y Zieman, 1984; Baelde, 1990). Se efectuaron muestreos preliminares en nueve sitios en marzo de 1995 para determinar la presencia de peces juveniles (León et al., en prensa). La realización de estos estudios se justificó en base a observaciones previas efectuadas en 1994 y 1995, que sugirieron que los peces depredadores en el arrecife eran de tallas pequeñas y escasos. Los datos de los primeros arrastres mostraron que la biomasa y el número de peces depredadores era bajo (León et al., en prensa). Este patrón puede ser el resultado de fluctuaciones aleatorias en el reclutamiento, limitaciones de hábitat, pesca intensa sobre la población de desovadores en el parque y en áreas corriente arriba.

Se colectaron peces en 60 estaciones de muestreo durante marzo y abril de 1996, la mayoría de las estaciones estaban localizadas

Table 4-2. Sampling effort for juvenile fishes in Parque Nacional del Este, Dominican Republic, during March of 1996 and 1997. *Tabla 4-2. Muestreo de peces sobre fondos blandos en el Parque Nacional del Este, República Dominicana en marzo de 1996 y 1997.*

Site	Habitat	Number of trawls
A	sparse seagrass in sand-mud	24
B	moderate to dense seagrass	10
C	seagrass patches on matrix of soft sediment	12
D	moderate to dense seagrass near coral	10
E	moderate to dense seagrass in deep channel	3

that predatory fishes were sparsely abundant and of small size on coral reefs. Data from initial trawl sampling showed that the biomass and numbers of predatory fishes were low (León et al., in press). This pattern may be a result of random fluctuations in recruitment, habitat limitation, or intensive fishing of adult spawning stock biomass in the Park and up-current locations.

Sixty sampling stations were established throughout PNE in March–April 1996, with the majority located in the Canal de Catuano (Figure 4-7). A stratified random sampling design was used to allocate sampling effort in five habitat or community types (Table 4-2), all of which could be characterized as seagrass communities differing in location and the extent of coverage (Figure 4-8). A stratified sampling design greatly reduces replicate sampling error (variation) in organism abundance because of density variation. Sampling sites were determined by placing a grid over the map and selecting sites at regular intervals (systematic sampling).

An otter trawl (try net) was used to sample juvenile and small adult fishes (Figure 4-9). A variety of methods may be used to survey fishes in soft-sediment communities, such as beach seines (Springer and McErlean, 1962; Martin and Cooper, 1981), epibenthic grabs (Leber and Greening, 1986), and otter trawls (Weinstein and Heck, 1979). Otter trawls can be used for both commercial fishing and research and ecological studies of demersal or near-bottom fishes.

en el Canal de Catuano (Figura 4-7). Se utilizó un diseño de muestreo aleatorio estratificado para abarcar los 5 tipos de hábitats o comunidades presentes (Tabla 4-2). Estas cinco áreas pueden caracterizarse como comunidades de hierbas marinas diferentes en ubicación y grado de cobertura (Figura 4-8). Este tipo de muestreo estratificado reduce considerablemente el error en la replicación (variación) en el muestreo de la abundancia de organismos debido a variaciones en su densidad. Los sitios de muestreo se seleccionaron superponiendo una cuadrícula sobre el mapa y seleccionando los sitios a intervalos regulares (muestreo sistemático).

Se empleó una red de arrastre (diseñada para muestreo) para juveniles y peces pequeños (Figura 4-9). Existen varios métodos que pueden ser usados en fondos blandos como los chinchorros de playa (Springer y McErlean, 1962; Martin y Cooper, 1981), trampas para capturar organismos del epibentos (Leber y Greening, 1986) y redes de arrastre (Weinstein y Heck, 1979). Las redes de arrastre pueden ser utilizadas tanto para pesquerías comerciales como para la investigación de peces demersales. Estas se arrastran por el fondo para recolectar los peces que se mueven sobre o cerca del fondo, así como la epifauna de invertebrados. Los errores relacionados con este método están bien estudiados e incluyen variaciones en la velocidad de arrastre y la habilidad de los peces para evadir la red (Thayer et al., 1983; Leber y Greening, 1986). Las redes de arrastre son generalmente operadas desde barcos grandes, pero la pequeña red utilizada en este estudio se remolcó desde un bote pequeño (4,6-7,3 m) con un motor fuera de borda. La red consiste



Figure 4-8. Underwater photograph of a seagrass community, an important habitat for juveniles of many reef fish species. Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. *Figura 4-8. Fotografía submarina de un fondo de hierbas marinas, hábitat de gran importancia para la mayoría de los juveniles de peces arrecifales. Derechos Reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor.*

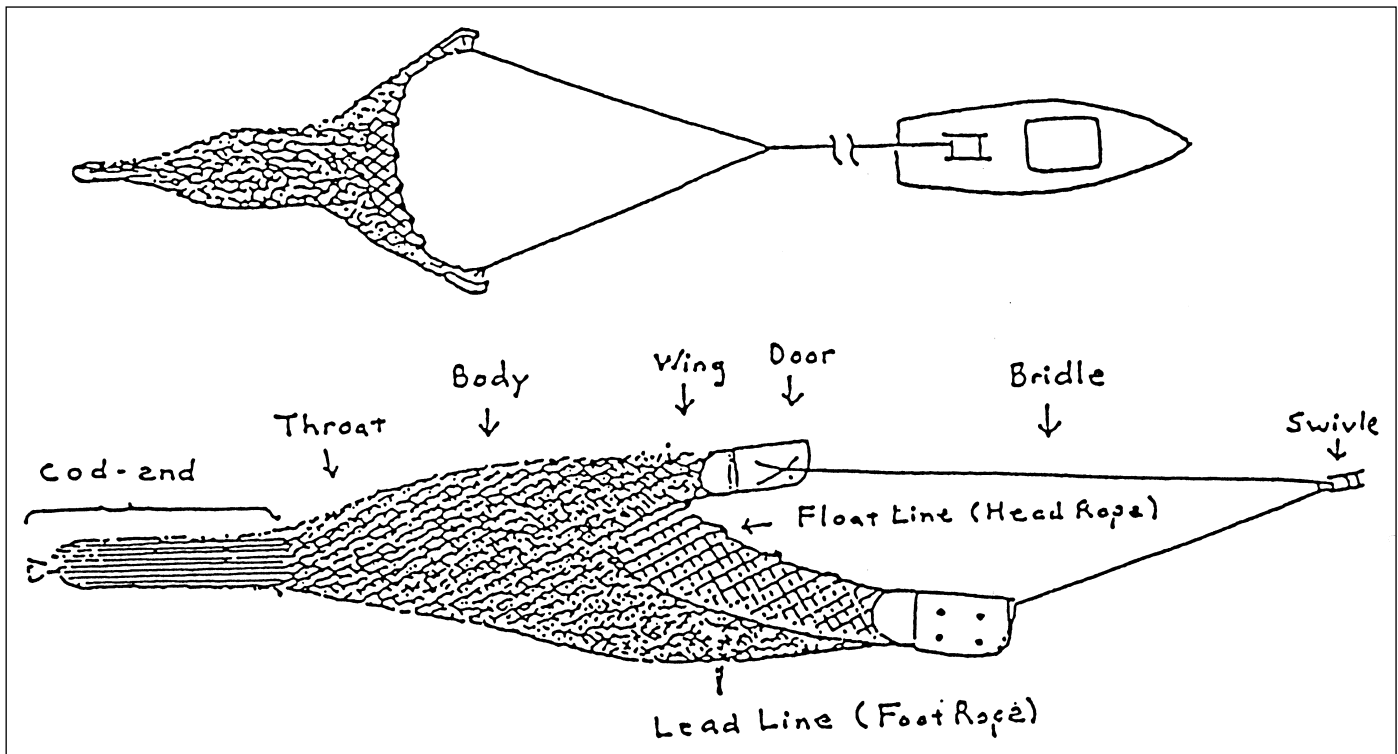


Figure 4-9. Diagram of an otter trawl used to survey fishes in seagrass and other soft-bottom habitats. *Figura 4-9. Diagrama de la red de arrastre utilizada para capturar los peces de las comunidades de fondos blandos y hierbas marinas durante los muestreos.*

Otter trawls are nets that are dragged across the bottom to sample demersal (bottom) and near-bottom fishes and epifaunal invertebrates. The biases of this method are relatively well studied and may include variations in tow speed and fish avoidance (Thayer et al., 1983; Leber and Greening, 1986). A large ship typically pulls otter trawls, but a smaller boat (17-22 ft) pulled small otter trawls, used in this study with an outboard engine. The otter trawl is basically a large pouch made of heavy twine. Floats are placed along the upper surface of the net mouth, and lead weights on the bottom.

At each pre-determined station, a Global Positioning System (GPS) receiver was used to locate the station and mark the starting position. The 3-m (10-foot) trawl, with a 555-micron-mesh cod end, was placed behind the boat. The boat was motored downwind or down current, and the net was towed for two minutes at three knots. One trawl was completed per station. Once the net was retrieved, fishes were separated from other organisms and placed into buckets of seawater. Species were identified, counted, and measured for length (cm) and weight (g); all data were recorded on standardized data forms (Appendix B). Fishes were then returned to the water.

The otter trawl can produce both qualitative and quantitative data. Standard tows over a known distance using the same length of tow wire and the same boat speed can be used to estimate quantitative parameters such as species composition, relative abundance, density of fishes per area, and biomass of fishes per trawl. Data from otter trawls were used to estimate mean numbers of species, fishes, and biomass per trawl for each of the areas surveyed (Table 4-2). Due to logistical difficulties in the deeper channel, trawls from Area

en una bolsa grande confeccionada con una malla gruesa, con flotadores a lo largo de la línea superior de la boca de la red y pesitas de plomo en la inferior.

En cada una de las estaciones previamente seleccionadas se utilizó un equipo GSP (Sistema de Posicionamiento Global) para determinar la ubicación de la estación y el punto de comienzo del arrastre. La red, de 3 m de largo y una bolsa de 555 micron de tamaño de malla, se lanzó por detrás del bote. El bote se desplazaba en la dirección del viento y de la corriente y la red se arrastró durante 2 minutos a una velocidad de 3 nudos. Se efectuó un arrastre por cada estación. Una vez extraída la red, los peces se separaron de los otros organismos y fueron colocados en cubetas plásticas con agua de mar. Las especies fueron identificadas, contadas y se tomaron medidas del largo (cm) y peso (g); se anotaron todos los datos en las formularios de datos (Apéndice B). Posteriormente se retornaron los peces al mar.

Las redes de arrastre permiten obtener datos cuantitativos y cualitativos. La captura con una red de arrastre a lo largo de una distancia fija, utilizando la misma longitud del cable de arrastre y la misma velocidad, pueden ser utilizados para estimar indicadores cuantitativos tales como la composición por especies, la abundancia relativa, la densidad por área y la biomasa por arrastre. Los datos permitieron estimar los valores medios del número de especies, peces, biomasa por arrastre en cada área muestreada (Tabla 4-2). Debido a las dificultades lógicas para muestrear en la parte más profunda del canal, se desecharon los datos del área E (Figura 4-7). La diferencia en estos 3 indicadores por año (1996–1997) y áreas (A–D) se estimaron utilizando un análisis de varianza de doble entrada. Los datos fueron sometidos a pruebas de homogeneidad de varianza y normalidad usando las pruebas estadísticas de Bartlett y Kolmogorov-Smirnov respectivamente (Zar, 1996). Como resultado de estas pruebas estadísticas, el número de especies y de peces por arrastre fue transformado a la raíz cuadrada, mientras

E were discarded for this analysis (Figure 4-7). Differences in these three parameters by year (1996 and 1997) and area (A-D) were determined using a two-way analysis of variance. Data were tested for homogeneity of variances and normality using Bartlett's test and the Kolmogorov-Smirnov test, respectively (Zar, 1996). Based on these tests, data for the number of species and fishes per trawl were transformed using a square-root transformation, while biomass data were transformed using a logarithmic transformation. The abundance of species was used to compute diversity and evenness measures for each area (Pielou, 1977). ■

SECTION 4. REEF FISHES

Total reef fish assemblage

Fishes have a prominent and important role in coral reef communities and are characterized by a very high level of diversity. The coral reef habitat contains many species of

que los datos de biomasa fueron sometidos a una transformación logarítmica. La abundancia de las especies permitió calcular la diversidad y equitatividad en cada área (Pielou, 1977). ■

SECCIÓN 4. PECES ARRECIFALES

Asociaciones de peces arrecifales

Los peces desempeñan un importante papel en las comunidades de arrecifes coralinos y se caracterizan por su alta diversidad. En los arrecifes coralinos habitan muchas especies de peces que son raras o están ausentes en la mayoría de los hábitats (Starck, 1968). En las Bahamas y aguas adyacentes se han reportado 567 especies de peces arrecifales (Bohlke y Chaplin, 1993). En la República Dominicana, las pesquerías de peces son las más importantes en peso y representaron durante los años 1980 y 1990 un promedio del 80% del total de los desembarques (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994).

El estudio de los peces arrecifales en el PNE se llevó a cabo para determinar cómo los factores naturales y humanos pueden afectar la

Table 4-3. Sampling effort for total reef fish assemblages in Parque Nacional del Este, Dominican Republic, during 1994-96. The total number of surveys is given for each site with the number of survey hours given in parentheses for roving diver (RDT) and transect methods. *Tabla 4-3. Esfuerzo de muestreo de las asociaciones de peces arrecifales en el Parque Nacional del Este, República Dominicana durante 1994-1995. El número total de censos y horas en cada sitio aparece en paréntesis para los censos visuales ambulantes (RDT) y los transectos.*

Site	RDT (1994)	RDT (1995)	RDT (1996)	Transects (1995)
El Peñon	3 (3)			
Arrecife los Cocos	14 (15)			
Acantilado del Catuano	3 (4)			
Arrecife de Rubén	5 (4)	11 (7)		11 (4)
Puerto Catuano	2 (3)	2 (1)		
El Toro	4 (3)	7 (5)		22 (5)
El Faro I	2 (1)			
El Faro II	3 (3)			
Dominicus	2 (1)	9 (6)	4 (3)	15 (4)
Catalina	2 (1)			
Pared de Catalina	2 (1)			
Arrecife de la Raya		16 (12)		
Acuario 1			4 (3)	
Acuario 2			4 (3)	
Acuario 3			4 (3)	
Acuario Middle			4 (3)	
Coca Wreck			4 (3)	
Pargo			4 (3)	
Dominica Nite			7 (6)	
Saona Channel			4 (2)	
Total	42 (44)	54 (40)	39 (32)	60 (16)

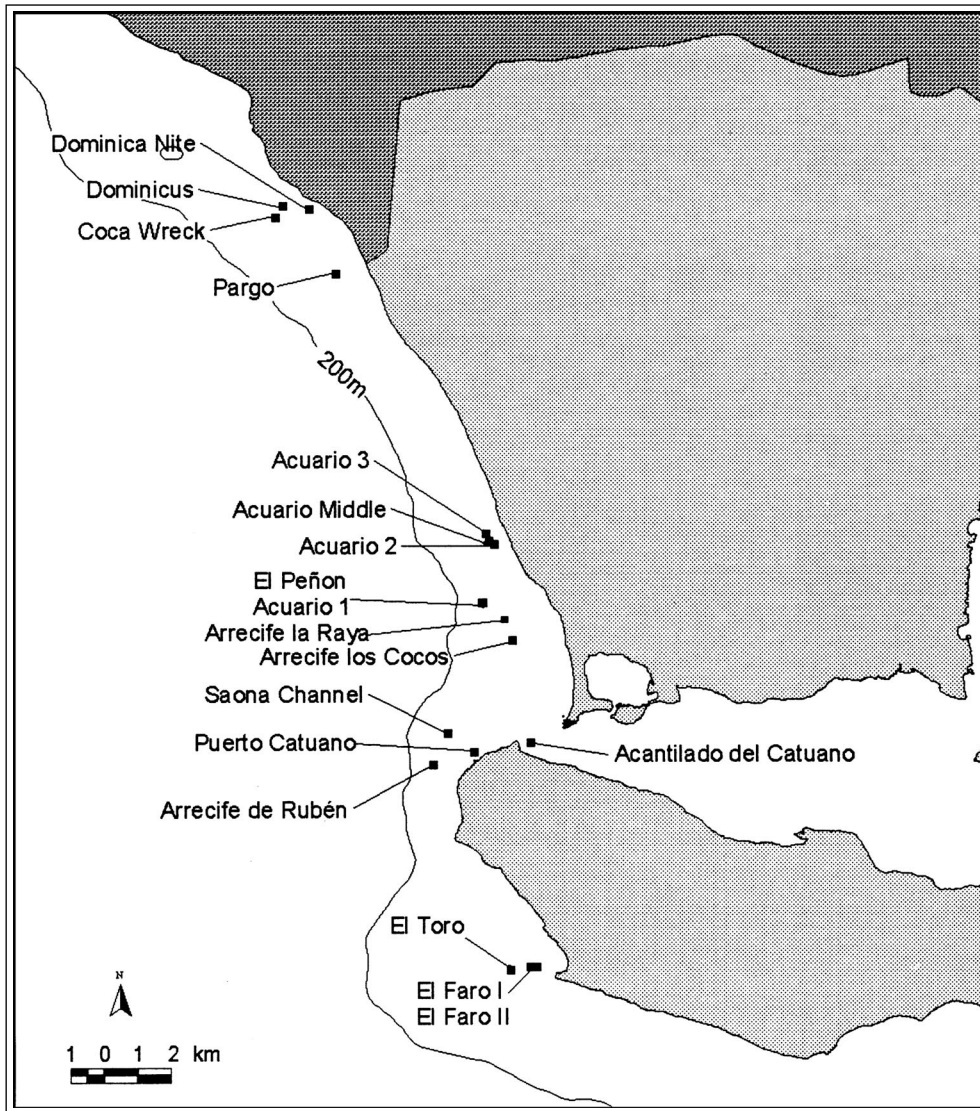


Figure 4-10. Location of sites in Parque Nacional del Este surveyed for reef fishes using the roving diver technique (1994–96) and transect method (1995). *Figura 4-10. Sitios del Parque Nacional del Este donde se estudiaron los peces arrecifales mediante el método de censo visual ambulante, durante 1994–96, y el método de transectos, en 1995.*



Figure 4-11. Underwater photograph of a roving diver survey to inventory the species and abundance of reef fishes. *Figura 4-11. Fotografía submarina de un buzo realizando un censo visual ambulante de peces arrecifales.*

fish that are rare or absent from most other marine habitats (Starck, 1968). At least 567 reef fish species have been documented from the Bahamas and adjacent waters (Bohlke and Chaplin, 1993). In the Dominican Republic, finfish are the most important fishery by weight, representing over 80% of the total landings during 1980 to 1990 (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994).

The study of reef fishes in PNE was undertaken to determine how natural and human factors affect species composition, abundance, and size. The objectives of field sampling during 1994–97 were: 1) to determine the number of species in reef and other hard-bottom habitats, 2) to quantify the abundance of individuals, and 3) to quantify the size distribution of species.

Surveys of the total reef fish assemblage were conducted in PNE from 1994 to 1996 using two methods (Figure 4-10). The first method was a semi-quantitative inventory, referred to as the roving diver method (RDT), of all fish species within each general reef area (Schmitt and Sullivan, 1996). Twenty sites were surveyed using the RDT during March 1994, March 1995, and July 1996 (Table 4-3). The local names used to designate sites are also documented in the Reef Environmental Education Foundation (R.E.E.F.) internet site (www.reef.org). A total of 135 RDT surveys were conducted in the Park during two years of sampling. The RDT method involved a diver swimming around a site for approximately 45–60 minutes and recording all fish species observed (Figure 4-11). Divers did not always survey strictly within one habitat type (sometimes sand flats adjacent to the reef were included). Data were recorded on standardized underwater field forms (Appendix C).

Sighting frequency was calculated as the number of times a species was observed divided by the total number of surveys. The abundance index of each species was estimated during each survey in one of four categories: single (1), few (2–10), many (11–100), or abundant (>100). Abundance data were summarized by using an index computed for each species as a weighted average of the four density categories recorded by all surveyors on the dive:

$$\text{Abundance Index} = \{(S*1) + (F*2) + (M*3) + (A*4)\}/N$$

where *S*, *F*, *M*, and *A* were the frequency categories of single, few, many and abundant observations, respectively, for each species, and *N* was the total number of surveys (Schmitt and Sullivan, 1996).

The total reef fish assemblage was also sampled using strip transects to quantify the species composition, abundance, and relative abundance of species. Surveys were conducted during March 1995 at the following sites in PNE: Dominicus, Arrecife la Raya, Arrecife de Rubén, and El Toro (Figure 4-10). A total of 60 transects were sampled (Table 4-3). The transect method was used to record all fish species present in a 40 m² strip transect (20 m long by 2 m wide). Divers surveyed as they set the transect line to minimize disturbance to fishes (Fowler, 1987), and transect widths were estimated. Observers were trained to estimate fish lengths by using models both on land and underwater (Bell et al., 1985;

composición por especies y tallas, así como la abundancia. Los objetivos de los muestreos realizados entre 1994 y 1997 fueron: 1) determinar el número de especies en el arrecife y otros hábitats de fondos duros, 2) cuantificar la abundancia de los individuos y 3) cuantificar la distribución de tallas de las especies.

Los muestreos en las asociaciones de peces arrecifales se llevaron a cabo entre 1994 y 1996 utilizando dos métodos (Figura 4-10). El primero es un inventario semicualitativo/cuantitativo, conocido como censo visual ambulante (“roving diver”, RDT) donde se anotaron todas las especies observadas dentro de cada área del arrecife (Schmitt y Sullivan, 1996). Se censaron 20 sitios en marzo de 1994 y 1995, y en julio de 1996 (Tabla 4-3). Los nombres locales usados para identificar estos sitios aparecen registrados en la siguiente dirección de la Internet www.reef.org, sitio de la organización Reef Environmental Education Foundation (R.E.E.F.). Se efectuó un total de 135 muestreos de censo visual ambulante en el parque en los dos años de muestreo. El método consiste en nadar alrededor del lugar aproximadamente 45 a 60 minutos y anotar todas las especies de peces observadas (Figura 4-11). En este tipo de muestreo los buzos observadores no siempre se limitaron a un tipo de hábitat, sino que en ocasiones incluyeron los individuos observados en las zonas arenosas adyacentes al arrecife. La información se registró en los formularios de campo a prueba de agua (Apéndice C).

La frecuencia de observación fue calculada como el número de veces que una especie fue observada, dividida por el número total de los muestreos. Se estimó el índice de abundancia de cada especie durante cada muestreo como una de las cuatro categorías siguientes: U, uno (1), P, pocos (2–10), M, muchos (11–100) o A, abundantes (>100). Los datos de densidad para cada especie se ofrecen como la media ponderada de las cuatro categorías de densidades registradas por los observadores en los buceos:

$$\text{Índice de abundancia} = \{(U*1) + (P*2) + (M*3) + (A*4)\}/N$$

donde U, P, M y A son las frecuencias de las categorías de densidad de uno, pocos, muchos y abundantes, respectivamente para cada especie y N el número total de muestreos (Schmitt y Sullivan, 1996).

Las asociaciones de peces arrecifales fueron también muestreadas usando transectos para cuantificar la composición por especies y la abundancia absoluta y relativa. Los muestreos se llevaron a cabo en marzo de 1995 en las siguientes localidades del PNE: Dominicus, Arrecife la Raya, Arrecife de Rubén y el Toro (Figura 4-10). Se muestreó un total de 60 transectos (Tabla 4-3). El método de transectos fue usado para registrar todas las especies de peces presentes en un transecto rectangular de 40 m² (20 m largo x 2 m de ancho). Los buzos iban muestreando a medida que se establecía la línea del transecto para minimizar la alteración provocada a los peces (Fowler, 1987) al mismo tiempo que estimaban el ancho de los transectos. La frecuencia de observación fue determinada como el número de veces que una especie fue observada dividida por el número total de transectos muestreados. La densidad fue calculada como el número total de peces observados en un área de 40 m². Los observadores fueron previamente entrenados para estimar la longitud de los peces usando modelos tanto en tierra como debajo del agua (Bell et al., 1985; Rooker y Recksieck, 1992).

Se han descritos numerosos métodos para el muestreo de peces (Keast y Harker, 1977; Kimmel, 1985; Bortone et al., 1986), pero la metodología de transectos se reconoce como la más efectiva cuando

Table 4-4. Characteristics of reefs surveyed for herbivorous and predatory fishes in Parque Nacional del Este and Boca Chica (BC), Dominican Republic. *Tabla 4-4. Características de los arrecifes donde se estudiaron los peces herbívoros y depredadores en el Parque Nacional del Este y Boca Chica, República Dominicana.*

Parameter	BC-shallow	BC-deep	Dominicus	El Peñón	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
Depth range (m)	4-7	15-18	15-17	10-12	16-18	2-3	17-20	5-7	16-18
Topographic complexity (cm/m)	n/a	142	129	152	119	102	126	110	124
Sediment cover (%)	2.0	11.4	15.6	17.0	32.8	14.6	11.0	34.8	17.0
Algal cover (%)	68.8	78.0	55.6	64.4	52.2	79.8	62.2	54.8	70.0
Sponge cover (%)	18.8	6.2	7.0	5.4	6.8	2.0	15.2	0.4	4.6
Coral cover (%)	9.2	2.6	20.2	11.4	7.8	0.6	11.4	7.0	5.2
Octocoral cover (%)	0.6	1.8	1.6	0	0.4	2.6	0.4	2.8	3.4

Rooker and Recksieck, 1992). Sighting frequency was determined as the number of times a species was observed divided by the total number of transects surveyed. Density was calculated as the total number of fishes observed per 40 m².

Numerous methods have been developed to survey fishes (Keast and Harker, 1977; Kimmel, 1985; Bortone et al., 1986), but the transect method has been established as the best method when estimates of density are necessary (Sanderson and Solonsky, 1986). This method is known to have biases or potential drawbacks affected by cryptic or rare species (Brock, 1982; Kimmel, 1985), observer swimming speed (Kimmel, 1985), transect length and width (Sale and Sharp, 1983; McCormick and Choat, 1987), fish behavioral patterns (Fowler, 1987), problems in accurately estimating length (Bell et al., 1985; St. John et al., 1990), and longer survey times compared to other methods (Kimmel, 1985).

Herbivorous fishes

Herbivorous fishes were studied in PNE to quantify the species composition, abundance, and size of macro-herbivores in PNE. This sampling was undertaken because: 1) fishermen in the Park harvest herbivorous fishes, and 2) reefs are dominated by algae (Table 4-4). The dominance by algae may potentially indicate a lower abundance of herbivores and hence grazing pressure that can, in turn, affect the abundance and health of corals.

In March 1995, five sites were sampled for herbivorous fishes in PNE (Figure 4-12). El Peñón is at 8–11 m depth; the remaining sites are reefs at 17–22 m depth (Table 4-4). In April 1997, seven sites were sampled and two additional sites in Boca Chica were surveyed to compare herbivore assemblages with the Park. Macro-herbivores were surveyed to quantify abundance and size distribution (total length). Surveys focused on surgeonfishes (Acanthuridae) (Figure 4-13) and parrotfishes (Scaridae) (Figure 4-14). Strip transects measuring 25 m by 4 m were used to record the species, number, and total length (cm) (Lewis and Wainwright, 1985; Lewis, 1986). Standardized underwater data sheets were used for data collection (Appendix D).

During March 1995, 106 herbivorous fish surveys were conducted at five reefs: Dominicus (25), El Peñón (15), Arrecife la Raya (25), Arrecife de Rubén (20), and El Toro

se necesitan estimaciones de densidad (Sanderson y Solonsky, 1980). Este método es conocido por sus errores y potenciales inconvenientes, como son la presencia de especies raras y crípticas (Brock, 1982; Kimmel, 1985), la velocidad de nado del observador (Kimmel, 1985), el largo y ancho del transecto (Sharp, 1983; McCormick y Choat, 1987), el comportamiento de los peces (Fowler, 1987), la dificultad de estimar con precisión el largo de los peces (Bell et al., 1985; St. John et al., 1990), así como el largo tiempo que requiere el muestreo en comparación con otros métodos (Kimmel, 1985).

Peces herbívoros

Se estudiaron los peces herbívoros para cuantificar la composición por especies, la abundancia y la talla de los macro-herbívoros. El muestreo se realizó para determinar: 1) si los pescadores pescan peces herbívoros en el parque y 2) si los arrecifes están dominados por las algas (Tabla 4-4). El predominio de algas es un indicador potencial de escasez de herbívoros y por tanto de presión de forrajeo, lo cual, a su vez, puede afectar la abundancia y la salud de los corales.

En marzo de 1995 se muestrearon los peces herbívoros en 5 sitios diferentes (Figura 4-12): El Peñón, entre 8–11 m de profundidad y el resto de los sitios arrecifales ubicados entre 17–22 m de profundidad (Tabla 4-4). En abril de 1997 se muestrearon 7 sitios en el parque, además de 2 sitios adicionales en Boca Chica para comparar las asociaciones de herbívoros en ambas localidades. Los macro-herbívoros fueron muestreados para cuantificar la abundancia y distribución de las tallas (LT), principalmente la de los peces doctores (Acanthuridae) (Figura 4-13) y los loros (Scaridae) (Figura 4-14). Los transectos cubrían un área de 25 x 4 m y se registraron las especies presentes, el número y la longitud total (cm) (Lewis y Wainwright, 1985; Lewis, 1986). Se usaron formularios de campo a prueba de agua (Apéndice D).

En marzo de 1995 se efectuaron 106 muestreos de peces herbívoros en 45 sitios de 5 arrecifes: Dominicus (25), El Peñón (15), Arrecife la Raya (25), Arrecife de Rubén (20) y El Toro (21) (Figura 4-12). En abril de 1997 se realizaron 140 muestreos de herbívoros en 7 sitios del parque (Figura 4-12) y 40 muestreos adicionales en dos localidades de Boca Chica para poder establecer comparaciones; uno de los sitios estaba localizado justamente en la zona de rompiente (<10 m de profundidad) y el otro a unos 500 m de la costa en un arrecife de espolones de bajo relieve entre 17–20 m de profundidad.

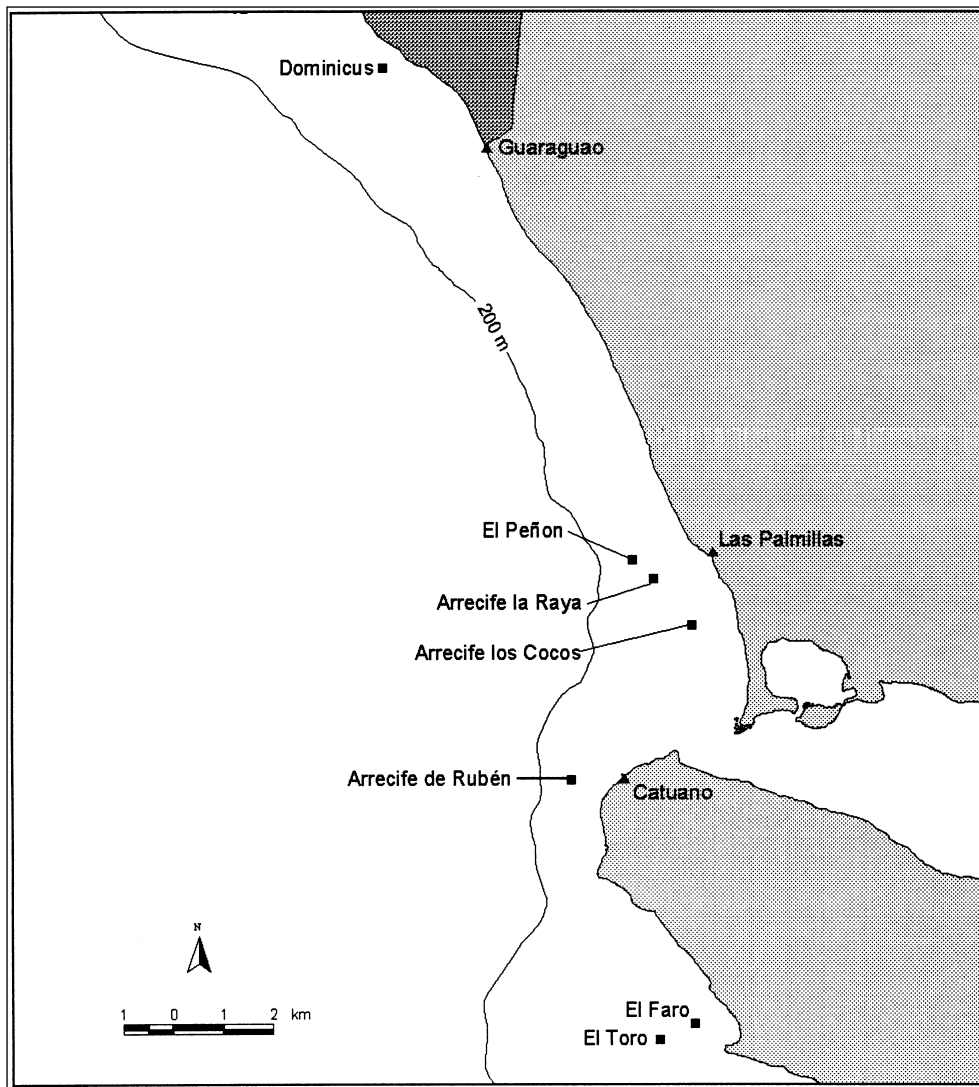


Figure 4-12. Location of sites in Parque Nacional del Este surveyed for herbivorous and predatory fishes during 1995–97. *Figura 4-12. Sitios del Parque Nacional del Este donde se censaron los peces herbívoros y depredadores durante 1995–97.*

(21) (Figure 4-12). During April 1997, 140 herbivorous fish surveys were conducted at seven sites in the Park (Figure 4-12). An additional 40 surveys were conducted at two locations in Boca Chica for comparison: one site was located just offshore of the breaker zone (< 10 m depth), while the other site was located roughly 500 m offshore in a low-relief spur and groove area at 17–20 m depth.

Groupers and snappers

In March of 1996 and 1997, seven reefs were surveyed for predator abundance and size (total length) in PNE, with a particular focus on groupers and snappers (Figure 4-12). Two comparison sites in Boca Chica were also sampled at the same locations as the herbivores (Table 4-4). In addition to the reefs surveyed in 1995, three shallower reefs (2–12 m) were added to the sampling program in 1997: El Peñon, Los Cocos, and El Faro (Appendix D).

In each reef, twenty 20 m x 5 m strip transects were surveyed for the species, number, and size (total length) of predatory fishes (Figure 4-15). Observers were trained in species identification, estimating fish length underwater, and estimating transect width. One hundred and forty tran-

Meros y pargos

En marzo de 1996 y 1997, se recolectaron datos en 7 arrecifes para estimar la abundancia y talla (LT) de los depredadores en el PNE, fundamentalmente de meros y pargos (Figura 4-12). Se tomaron datos también en dos de los sitios de censo de herbívoros en Boca Chica, para establecer comparaciones (Tabla 4-4). Además de los cuatro arrecifes muestreados en 1995, se añadieron al programa de muestreo otros tres arrecifes localizados en aguas de poca profundidad (3–11 m) en 1997: El Peñón, Los Cocos y El Faro (Apéndice D).

En cada arrecife se estudiaron 20 transectos de 20 x 5 m para determinar las especies, el número y la talla (LT) de los peces depredadores (Figura 4-15). Los observadores fueron entrenados para identificar las especies, estimar el tamaño de los peces debajo del agua y estimar el ancho de los transectos. En total se muestrearon 140 transectos en los 7 arrecifes del parque durante 1996 y 1997.

Se realizó un análisis comparativo de densidad y talla de los meros entre Boca Chica y el PNE, así como entre el PNE y el gran Caribe. Los valores de densidad y longitud fueron convertidos a biomasa (g/100 m²) a partir de la relación de largo–peso existente para las especies (Tabla 4-5). ■



Figure 4-13. Underwater photograph of the ocean surgeonfish (*Acanthurus bahianus*), an important browsing herbivore on Caribbean reefs. Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. *Figura 4-13. Fotografía submarina del pez barbero (*Acanthurus bahianus*), un importante herbívoro de los arrecifes del Caribe. Derechos reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor.*

sects were surveyed among the seven reefs in the Park during both 1996 and 1997.

A separate analysis of grouper density and size was made for comparison purposes between Boca Chica and PNE, as well as between PNE and the wider Caribbean. Density and length values were converted to biomass (g/100 m²) by using known length–weight relationships for grouper species (Table 4-5). ■



Figure 4-15. Underwater photograph of a diver conducting a survey of the species composition, abundance, and size of predatory fishes. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 4-15. Fotografía submarina de un buzo realizando un muestreo de la composición por especies, abundancia y biomasa de peces depredadores. Derechos reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor.*

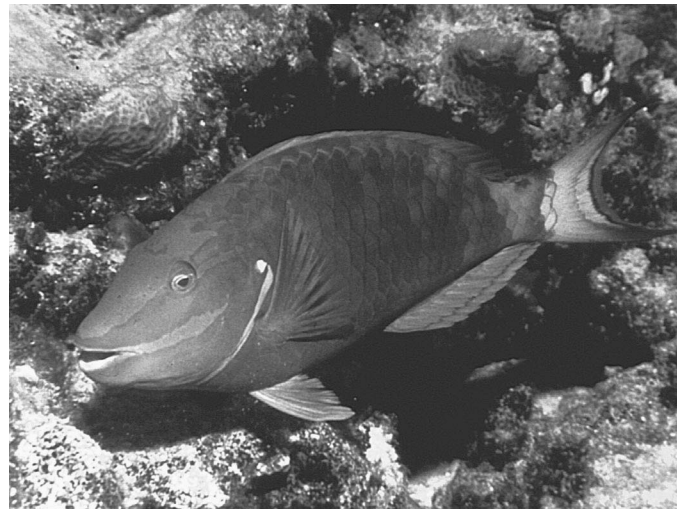


Figure 4-14. Underwater photograph of the stoplight parrotfish (*Sparisoma viride*), an important herbivore on Caribbean reefs. Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. *Figura 4-14. Fotografía submarina del loro luz de tráfico (*Sparisoma viride*), un importante herbívoro de los arrecifes del Caribe. Derechos reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor.*

SECCIÓN 5. LANGOSTA

Se tomaron muestras para estimar la abundancia de la langosta (*Panulirus argus*) en siete transectos del parque durante 1996–1997, utilizándose los mismos transectos donde se muestrearon los peces depredadores. Cuarenta transectos adicionales fueron muestreados en dos localidades de Boca Chica en conjunto con los muestreos de depredadores y herbívoros en abril de 1997. ■



Figure 4-17. A small fishing village in the southeastern Dominican Republic. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 4-17. Poblado pesquero al sureste de la República Dominicana. Derechos Reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducido con permiso del autor.*

Table 4-5. Length-weight relationships used in the calculation of grouper biomass from density and size distribution data. The parameters a and b represent values in the equation $W = aL^b$, where W = weight and L = length. All measurements were of total length except as indicated. Units indicates the unit of measurement in which the biomass and length data were recorded. Range gives the size range of individuals used in the calculation to determine the parameters a and b, and n gives the number of individuals used in the calculation. *Tabla 4-5. Relación largo-peso utilizada para el cálculo de la biomasa de los meros a partir de la densidad y la distribución por tallas. Los parámetros a y b corresponden a los parámetros de la relación largo-peso: $W = aL^b$, donde W = peso y L = largo total. Los largos son LT (largo total) a menos que se indique otra cosa. Se dan las unidades de medida de peso y largo para cada ecuación. Se ofrecen los límites de tallas y número total de individuos (n) utilizados para el cálculo de la ecuación.*

Species	a	b	Units	Range (cm)	n	Study area	Reference
E. adscensionis	6.00E-09	3.193	kg/mm	23-49	109	Southeastern U.S.	Potts and Manooch (1995)
E. cruentatus	7.62E-03	3.237	g/cm	16-29	153	Jamaica	Thompson and Munro (1978)
E. fulvus	7.29E-02	2.574	g/cm	18-30	100	Jamaica	Thompson and Munro (1978)
E. guttatus	1.76E-02	2.960	g/cm	21-41	189	Jamaica	Thompson and Munro (1978)
E. striatus ¹	2.14E-05	3.030	g/mm	17-72	186	Bahamas	Sadovy and Colin (1995)
M. bonaci	5.55E-06	3.141	g/mm		101	Southeastern U.S.	Manooch and Mason (1987)
M. tigris	9.40E-03	3.120	g/cm	29-74	145	Southwestern Cuba	Claro and Garcia-Arteaga (1994)
M. venenosa	1.32E-02	3.040	g/cm	25-92	54	Southwestern Cuba	Claro and Garcia-Arteaga (1994)

1 Calculations in standard length. Total length = 28.11 + 1.13 * standard length.

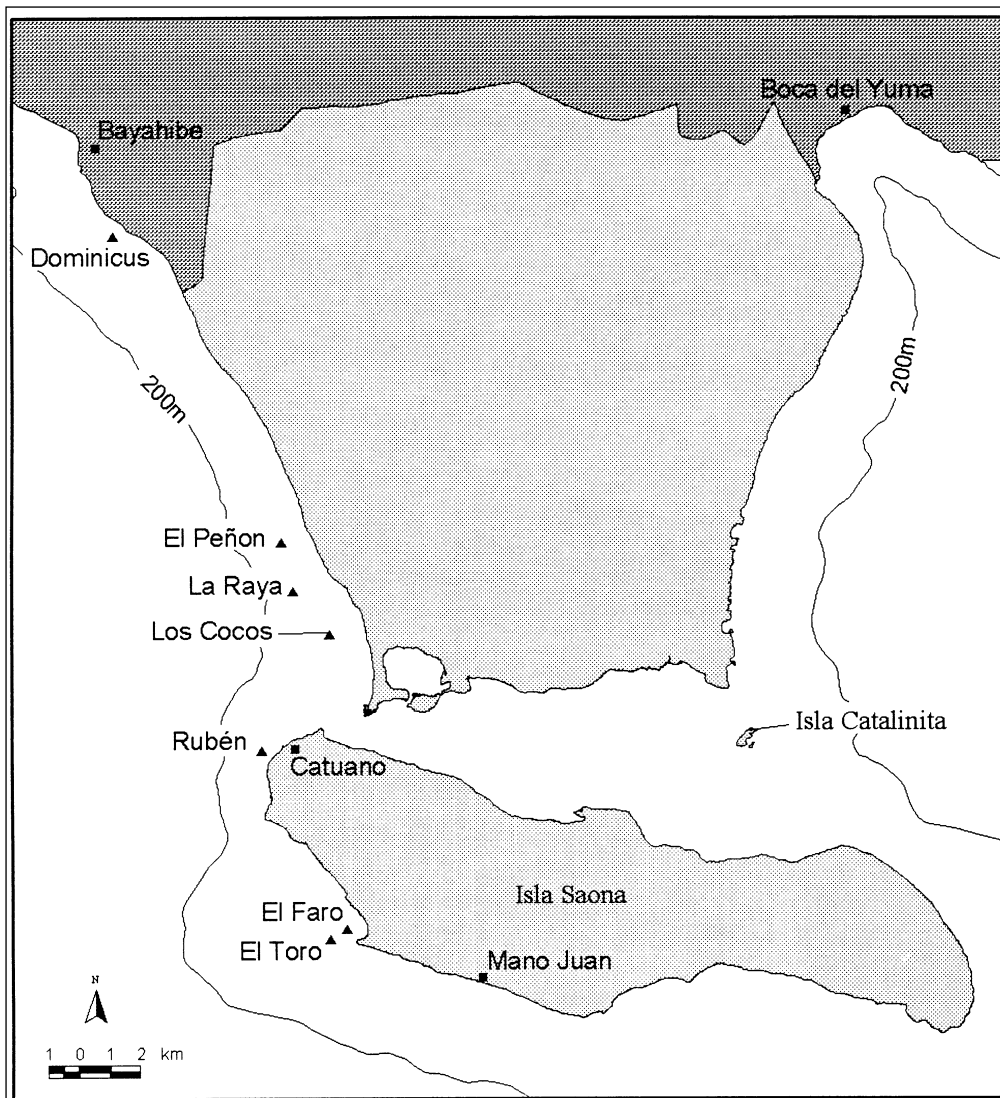


Figure 4-16. Location of fishermen interviews in villages (denoted by squares) in and adjacent to Parque Nacional del Este during 1996–97. Reef sites surveyed for fisheries species are denoted by triangles. *Figura 4-16. Ubicación de los poblados dentro del Parque Nacional del Este o adyacentes al mismo, señalados por cuadrados, donde se efectuó la encuesta a los pescadores, y arrecifes donde se estudió la composición y abundancia de peces de interés pesquero (triángulos).*



Figure 4-18. Students and scientists assessing fishermen's catch in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 4-18. Estudiantes e investigadores examinando la captura de los pescadores en el Parque Nacional del Este, República Dominicana. Derechos reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducida con permiso del autor.*

SECTION 5. SPINY LOBSTER

The abundance of spiny lobster (*Panulirus argus*) was surveyed in seven reefs of PNE during 1996–97. Lobster surveys were done concurrently in transects for predatory fishes. An additional 40 transects at two sites in Boca Chica were surveyed in conjunction with predator/herbivore surveys in April 1997. ■

SECTION 6. INTERVIEWS WITH FISHERMEN

Coral reef fisheries are important resources throughout the tropics. Fisheries are particularly important in developing countries, as fishermen may rely solely on these resources for nutrition and income (Russ, 1991). Fishing has many impacts on coral reef resources, although it is usually difficult to assess these impacts due to the artisanal (dispersed) nature of the fishery. There are usually many fishermen targeting many species, spreading their effort over a large area and using many types of gears. This makes the collection of catch and effort data very difficult. ■

Interviews with fisherman were designed to gather information on the number of fishermen, fishing methods, and catch composition in PNE. Fishermen were interviewed at access points during March 1996 and August 1997 at Bayahibe (northwest of the Park), Catuano (Isla Saona), Mano Juan (Isla Saona), and Boca de Yuma (northeast of the Park) (Figure 4-16). Students from the Marine Conservation Science Course, comprised of Dominican and USA citizens, arrived at access points according to fishermen's schedules and landing locations (Figure 4-17). A standardized interview survey form was used to gather information on the following: 1) sociological characteristics such as age composition, years spent fishing, purpose of fishing; 2) catch data, such as species composition and relative abundance; and 3) perception of trends in fishing (Appendix E). Over 120 interviews were conducted at three locations (Figure 4-18). ◆

SECCIÓN 6. ENTREVISTAS A LOS PESCADORES

Las pesquerías en los arrecifes coralinos resultan de gran importancia en los trópicos, especialmente en los países en desarrollo donde los pescadores dependen exclusivamente de estos recursos para su alimentación y sustento (Russ, 1991). Estas pesquerías sin duda tienen un gran impacto en los recursos del arrecife, aunque resulta difícil evaluar su efecto debido a la naturaleza artesanal (dispersa) de la pesca. Como patrón general existe una gran cantidad de pescadores que dispersan su esfuerzo de pesca sobre una amplia área, utilizando diversas artes de pesca para capturar numerosas especies. Esto dificulta enormemente la obtención de datos de captura y esfuerzo. ■

Las entrevistas realizadas a los pescadores tuvieron como objetivo recoger información sobre el número de pescadores, los métodos de pesca y la composición de las capturas en el PNE. Los pescadores fueron entrevistados en los puntos de desembarque durante marzo de 1996 y agosto de 1997 en Bayahibe (noroeste del parque), Mano Juan y Catuano (Isla Saona) y Boca de Yuma (noreste del parque) (Figura 4-16). Los investigadores, auxiliados por estudiantes norteamericanos y dominicanos del curso de Ciencias para la Conservación Marina, se presentaban en los puntos de desembarque según el itinerario de los pescadores (Figura 4-17). Se utilizaron formularios diseñados para la colecta de los siguientes datos: 1) las características sociológicas, tales como la composición por edad, años dedicados a la actividad pesquera y objetivo de la pesca; 2) composición por especies y 3) percepción de la intensidad de la pesca. Se realizaron alrededor de 120 entrevistas en tres localidades (Figura 4-18). ◆

Chapter V. Results

SECTION 1. RAPID ECOLOGICAL ASSESSMENT AND HABITAT MAP DEVELOPMENT

Marine benthic community types were sampled in PNE to develop a benthic habitat or community map (Vega et al., 1996). Soft-sediment habitats, both vegetated and non-vegetated (i.e. devoid of algae and/or seagrasses), comprise nearly 70% of the shallow-water (< 30 m) area of PNE. Soft-sediment communities are represented by moderate to dense stands of turtle grass (*Thalassia testudinum*), shoal grass (*Halodule wrightii*), and manatee grass (*Syringodium filiforme*), and bare sand or sandy areas with algae (Table 3-1). Mono-specific seagrass beds occur in some areas; for example, the northern area of the Canal de Catuano is dominated by *H. wrightii*, while the area immediately offshore of northern Saona is dominated by *S. filiforme*. Seagrasses are dominant in the central canal between Isla Saona and the mainland, while mixed sand and algal communities composed of red algae (*Laurencia intricata*) and green algae (*Halimeda opuntia* and *Batophora oerstedii*) are abundant in the northern area of the canal.

Low-relief hard-bottom and structurally complex coral reefs comprise 22% of the mapped marine benthic area of PNE (Table 3-1). Hard-bottom communities are represented by shallow (< 10 m), low-relief hard-bottom, patch reefs, reef flats, reef rubble, reef crests or algal ridges, deep hard-bottom, deep reef outcrops, and low-relief spur and groove (Vega et al., 1996). ■

SECTION 2. CONCH

Population estimates

Five of the community types in PNE were surveyed for queen conch (*Strombus gigas*) abundance and size and milk conch (*S. costatus*) abundance. The selected commu-

Capítulo V. Resultados

SECCIÓN 1. EVALUACIÓN ECOLÓGICA INTEGRAL Y CARTOGRAFÍA DE HÁBITATS

Se realizó un levantamiento de los diferentes tipos de comunidades bentónicas del PNE con el objetivo de cartografiar los hábitats existentes en el área (Vega et al., 1996). Los hábitats de sedimentos blandos, con o sin vegetación (desprovistos de algas o hierbas marinas) ocupan alrededor del 70% de las aguas someras (< 30 m) del PNE. Los comunidades asociadas a los sedimentos blandos estaban representadas por vegetación de hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*), halodule (*Halodule wrightii*) y hierba de manatí (*Syringodium filiforme*), zonas arenosas descubiertas de vegetación y zonas arenosas con algas (Tabla 3-1). En algunas áreas se encontraron agrupaciones monoespecíficas de hierbas marinas. Por ejemplo, el área norte del Canal de Catuano está dominada por *H. wrightii*, mientras que el área frente al litoral norte de Saona está dominada por *S. filiforme*. Las hierbas marinas son dominantes en la parte central del canal entre la isla Saona y tierra firme, mientras que las áreas mixtas de arena y algas rojas (*Laurencia intricata*) y verdes (*Halimeda opuntia* y *Batophora oerstedii*) son abundantes en la parte norte del canal.

Los fondos duros de bajo relieve y arrecifes coralinos estructuralmente complejos cubren el 22% del área bentónica factible de mapear en el PNE (Tabla 3-1). Las comunidades de fondos duros están representadas por: zonas poco profundas (<10 m), fondos duros de bajo relieve, arrecifes de parche, fondos rocosos, cascajos arrecifales, crestas arrecifales, formaciones de algas, fondos duros profundos, arrecifes profundos y espolones y surcos (Vega et al., 1996). ■

SECCIÓN 2. LAMBÍ

Estimaciones poblacionales

Se estimó la abundancia y la composición por tallas del lambí (*Strombus gigas*) y el tití (*S. costatus*) en los 5 hábitats típicos del parque: hierbas marinas moderadas a densas, hierbas marinas dispersas en arena, hierbas marinas dispersas en fondos lodo-arenosos, hierbas

Table 5-1. Mean density and population estimates of juvenile and adult queen conch (*Strombus gigas*) and milk conch (*S. costatus*) in soft-sediment community types in Parque Nacional del Este during 1996-97. Transects were 50-m x 5-m in area. *Tabla 5-1. Densidad media y población estimada de juveniles y adultos de lambí (*Strombus gigas*) y tití (*S. costatus*) en comunidades de fondos blandos en el Parque Nacional del Este durante 1996 y 1997. Los transectos fueron de 50 m x 5 m.*

JUVENILE QUEEN CONCH

Habitat	No. transects	1996		1997	
		No./ha	Population estimate	No./ha	Population estimate
Seagrass patches	30	0.0	0.0	0.0	0.0
Sparse seagrass in sand-mud	130	707.4	969,612.1	46.8	64,106.6
Moderate-dense seagrass	110	64.7	142,244.7	14.2	31,166.0
Sparse seagrass in sand	20	2.0	1,821.4	0.0	0.0
Mixed algal canopy	60	1.3	1,349.3	4.0	4,048.0
Total	350	283.4	1,886,302.2	22.5	149,839.3

ADULT QUEEN CONCH

Habitat	No. transects	1996		1997	
		No./ha	Population estimate	No./ha	Population estimate
Seagrass patches	30	0.0	0.0	0.0	0.0
Sparse seagrass in sand-mud	130	5.9	8,013.3	2.8	3,795.8
Moderate-dense seagrass	110	6.9	15,183.4	1.5	3,196.5
Sparse seagrass in sand	20	0.0	0.0	0.0	0.0
Mixed algal canopy	60	0.7	674.7	0.7	674.7
Total	350	4.5	29,663.6	1.6	10,648.5

MILK CONCH

Habitat	No. transects	1996		1997	
		No./ha	Population estimate	No./ha	Population estimate
Seagrass patches	30	0.0	0.0	0.0	0.0
Sparse seagrass in sand-mud	130	32.8	27,835.8	118.2	161,953.5
Moderate-dense seagrass	110	50.6	111,078.7	40.7	89,502.3
Sparse seagrass in sand	20	0.0	0.0	0.0	0.0
Mixed algal canopy	60	0.0	0.0	0.7	674.7
Total	350	23.4	155,924.2	56.8	378,021.0

nities were moderate to dense seagrass, sparse seagrass in sand, sparse seagrass in sand-mud, mixed algal canopy, and seagrass patches on a matrix of soft sediment. Density and population estimates for juvenile/adult queen conch and milk conch during 1996-97 are provided in Table 5-1. Over 90% of the juvenile queen conch in PNE were found in sparse seagrass during both years; juveniles were second most abundant in moderate to dense seagrass. The juvenile queen conch population decreased an order of magnitude from 1996 to 1997. The juvenile population was estimated to be nearly 1.9 million indi-

marinas mixtas de algas y parches de hierbas marinas sobre sedimentos blandos. La densidad y los estimados poblacionales para las dos especies de lambí durante 1996 y 1997 aparecen en la Tabla 5-1. Más del 90% de los juveniles de lambí del parque se encontraron en comunidades de hierbas marinas dispersas durante los dos años, seguido en importancia por el hábitat de hierbas marinas moderadas a densas. Se pudo observar que las comunidades de juveniles del lambí disminuyeron de 1996 a 1997 en un orden de magnitud. El tamaño de la población de juveniles de lambí fue de aproximadamente 1.9 millones de individuos en 1996, pero en 1997 disminuyó dramáticamente a menos de 0.15 millones de individuos.

viduals in 1996, but declined to less than 0.15 million individuals in 1997.

Adult queen conch were also most abundant in the sparse seagrass and moderate to dense seagrass community types. The adult population also decreased from 1996 to 1997, but the decline was not as precipitous as with the juveniles. The adult population was estimated to be 29,664 individuals in 1996, but only 10,649 individuals in 1997.

Population estimates for milk conch showed an opposite trend to queen conch in stock size, increasing from a population of 155,924 individuals in 1996 to 378,021 individuals in 1997 (Table 5-1). Milk conch, like the queen conch, were most abundant in sparse seagrass and moderate-to-dense seagrass.

There was a significant difference ($P < 0.05$) in juvenile queen conch density (1996 and 1997), adult queen conch density (only 1996), and milk conch density among the five community types during March 1996 (Table 5-2). Despite the large amount of seagrass habitat in the Park, queen conch only occupied a small fraction of the available habitat. Previous studies have suggested that this may indicate recruitment limitation (Stoner et al., 1996).

Size distribution

Mean shell lengths (juvenile and adult queen conch) and lip thickness by community type and year are illustrated in Figure 5-1. Juveniles and adults were slightly larger in 1997 across all community types. The smallest juveniles were found in sparse seagrass, and the largest adults were found in moderate to dense seagrass during both years.

The size frequency distributions of juvenile queen conch were significantly different between the sparse seagrass and moderate-to-dense seagrass community types in 1996 (Kolomogorov test statistic (D)=0.44, $df=25$, $P < 0.05$) and 1997 ($D=0.40$, $df=25$, $P < 0.05$). However, the size frequency distributions of adults and lip thickness were not significantly different between these two community types ($D=0.16$, $df=19$, $P > 0.05$ and $D=0.26$, $df=19$, $P >$

Los lambíes adultos fueron también más abundantes en comunidades de hierbas marinas dispersas y en comunidades de densidades moderadas a altas. La población adulta también disminuyó de 1996 a 1997, pero esta disminución no fue tan alarmante como sucedió con los juveniles; de 29 664 ejemplares en 1996 a 10 649 en 1997.

Las estimaciones poblacionales del tití (*Strombus costatus*) muestran un comportamiento opuesto al del lambí (*Strombus gigas*), con un incremento poblacional de 155 924 ejemplares en 1996 a 378 021 en 1997 (Tabla 5-1). El tití (*S. costatus*), al igual que el lambí (*Strombus gigas*) fue más abundante en densidades de hierbas marinas moderada a alta.

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las densidades de lambíes (*Strombus gigas*), juveniles (1996 y 1997) y adultos (1996) y la densidad del tití (*Strombus costatus*), en los cinco tipos de comunidades de marzo de 1996 (Tabla 5-2). A pesar de la gran extensión de los hábitats de hierbas marinas en el parque, el lambí sólo ocupa una pequeña fracción de éstos; estudios previos han sugerido que esto podría ser un indicador de limitaciones en el reclutamiento (Stoner et al., 1996).

Composición por tallas

Las estimaciones del valor medio de la longitud de la concha (para lambíes juveniles y adultos) y del grosor del labio para cada tipo de comunidad durante los años de muestreo aparecen en la Figura 5-1. Los juveniles y adultos presentaron tallas ligeramente mayores en 1997, en todos los tipos de comunidades donde se tomaron muestras. Los juveniles más pequeños fueron encontrados en las comunidades de hierbas marinas dispersas y los de mayores tallas en las comunidades de hierbas marinas de densidad moderada a alta durante los dos años.

Asimismo, se encontraron diferencias significativas en la composición por tallas de juveniles de lambí en hierbas marinas dispersas y en hierbas marinas de densidad moderada a alta tanto en 1996 (prueba estadística de Kolmogorov $D=0,44$, $df=25$, $p < 0,05$) como en 1997 ($D=0,40$, $df=25$, $p < 0,05$). Sin embargo, la distribución de frecuencia de tallas en los adultos y el grosor del labio no fueron significativamente diferentes en los dos tipos de comunidades ($D=0,16$, $df=19$, $p > 0,05$ y $D=0,26$, $df=19$, $p > 0,05$ respectivamente). La distribución de frecuencias de tallas del lambí resultó significativamente diferente entre el

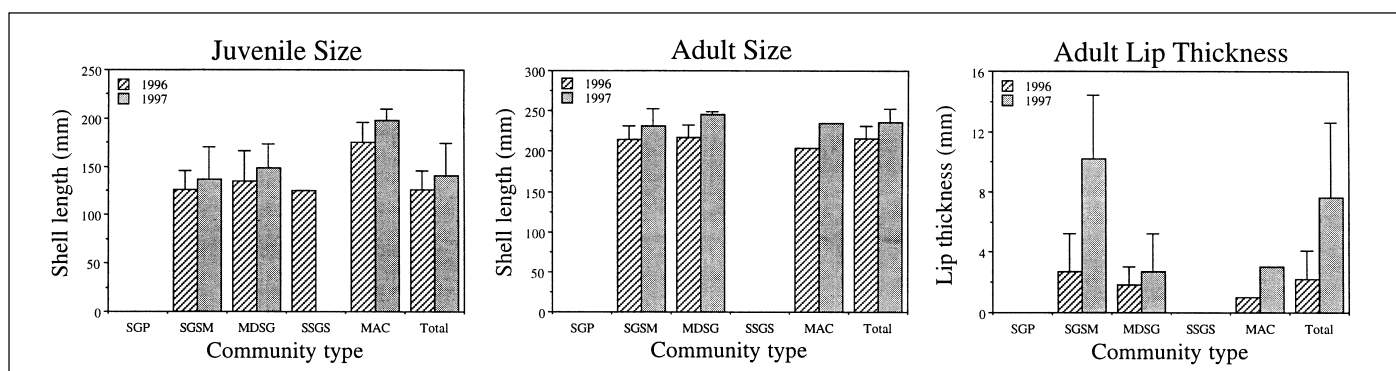


Figure 5-1. Mean shell length (mm) of juvenile and adult queen conch (*Strombus gigas*) and lip thickness (mm) of adults in soft-sediment communities of Parque Nacional del Este during 1996–97. SGP = seagrass patches, SGSM = sparse seagrass in sand-mud, MDSG = moderate to dense seagrass, SSGS = sparse seagrass in sand, MAC = mixed algal canopy. Error bars represent 1 standard deviation. Figura 5-1. Largo medio de la concha (mm) de juveniles y adultos de lambí (*Strombus gigas*), y ancho de labio (mm) de adultos en comunidades de fondos blandos en el Parque Nacional del Este durante 1996-1997. SGP = parches de hierbas marinas, SGSM = hierbas marinas dispersas en fondos lodo-arenosos, MDSG = hierbas marinas de moderadas a densas, SSGS = hierbas marinas dispersas en fondo arenoso, MAC = fondo mixto de algas. Las barras representan una desviación estándar.

Table 5-2. Significance of year and community type on the mean density (no./ha) of juvenile and adult queen conch (*Strombus gigas*) and milk conch (*S. costatus*) in Parque Nacional del Este during 1996–97. *Tabla 5-2. Nivel de significación estimado para la densidad media (no. indiv./ha) de juveniles y adultos de lambí (*Strombus gigas*) y tití (*S. costatus*) en el Parque Nacional del Este durante 1996–97, por año y tipo de comunidad.*

Parameter	Factor	df	F-value	Significance
Juvenile queen conch	year	1	5.60	p < 0.05
	community type	4	6.41	p < 0.05
	interaction	4	5.18	p < 0.05
Adult queen conch	year	1	18.7	p < 0.05
	community type	4	19.7	p < 0.05
	interaction	4	7.1	p < 0.05
Milk conch	year	1	4.0	p < 0.05
	community type	4	7.0	p < 0.05
	interaction	4	4.5	p < 0.05

0.05, respectively). The size frequency distribution of juvenile queen conch was significantly different between Transect number 1 and Transects number 2 and 3 in the sparse seagrass community type in 1996 ($D=0.96$, $df=25$, $P < 0.05$) and 1997 ($D=0.88$, $df=25$, $P < 0.05$).

Strombid veligers

Plankton tows conducted during the summer of 1995 yielded a mean (\pm 1 standard deviation) density of 0.007 ± 0.010 queen conch veligers/ m^3 and 0.036 ± 0.035 milk conch veligers per m^3 . During the summer of 1996, densities of queen conch and milk conch veligers were 0.018 ± 0.027 and 0.008 ± 0.016 veligers per m^3 , respectively. There was a significant difference in queen conch larval densities from year to year and among sites (Table 5-3). Milk conch larval densities were significantly different from 1995 to 1996, but not among the stations sampled.

Correlation analysis indicated no significant relationship between larval strombid densities and chlorophyll-a concentration ($r^2=0.24$ for queen conch veligers and $r^2=0.50$ for milk conch veligers); however, larval density reached a peak at a chlorophyll-a concentration of 0.35 mg/l, and then declined precipitously. ■

Section 3. Soft-bottom Fishes

The species composition, abundance, and biomass of fishes in soft-sediment communities of PNE were determined from otter trawls at 52 stations in March of 1996 and 1997. A total of 69 species among 11 orders and 30 families was recorded (Appendix F). Several of the species use soft-sediment habitats as nursery areas during juvenile stages, while others spend most of the juvenile and adult stages entirely in soft-sediment habitats (see Robblee and Zieman, 1984). In 1996, 62 species were documented, with a range of 17 to 39 species among the four areas surveyed (Appendix G). In 1997, 64 species were recorded, with a range of 24 to 38 species among the four areas (Appendix I).

The mean numbers of species, fishes, and biomass per trawl among the four areas or community types are illustrated in Figure 5-2. In 1996, the greatest numbers of species

transecto no. 1 y los transectos no. 2 y no. 3 en fondos de hierbas marinas dispersas en 1996 ($D=0.96$, $df=25$, $p<0.05$) y en 1997 ($D=0.88$, $df=25$, $p<0.05$).

Larvas velíger

Como resultado de los arrastres de plancton realizados durante el verano de 1995, se obtuvieron valores medios de densidad de $0,007 \pm 0,010$ (desviación estándar) de larvas velíger/ m^3 (*Strombus gigas*) y $0,036 \pm 0,035$ de larvas velíger/ m^3 (*S. costatus*). Durante el verano de 1996, las densidades de lambí (*S. gigas*) y tití (*S. costatus*) fueron de $0,018 \pm 0,027$ y $0,008 \pm 0,016$ velíger/ m^3 , respectivamente. Se encontraron diferencias significativas entre las densidades de larvas de lambí entre años y sitios de muestreo (Tabla 5-3). Se encontraron también diferencias significativas de densidades de larvas de titíes entre los muestreos de 1995 y 1996, pero no entre los sitios muestreados.

Los análisis de correlación no reflejaron una relación significativa entre las densidades de larvas de estrombíidos y las concentraciones de clorofila-a ($r^2=0,24$ para las velíger de *Strombus gigas* y $r^2=0,50$ para las velíger de titíes [*S. costatus*]); sin embargo, las densidades de las larvas mostraron un pico a concentraciones de clorofila-a de 0,35 $\mu g/l$, para después disminuir abruptamente. ■

SECCIÓN 3. PECES DE FONDOS BLANDOS

La composición de especies, la abundancia y la biomasa de los peces de comunidades de fondos blandos del PNE se determinaron mediante muestreos utilizando redes de arrastre en 52 estaciones durante marzo de 1996 y marzo de 1997. Se identificó un total de 69 especies, pertenecientes a 11 órdenes y 30 familias (Apéndice F). Algunas de estas especies utilizan los sedimentos blandos como áreas de cría en sus estadios juveniles, mientras que otras los utilizan durante la mayor parte de los estadios juveniles y durante toda la etapa adulta (Robblee y Zieman, 1984). En 1996, se encontraron de 17 a 39 especies en cada una de las cuatro áreas muestreadas, 62 en total (Apéndice G). En 1997, se obtuvieron de 24 a 38 especies, 64 en total (Apéndice H).

El promedio del número de especies, individuos y biomasa por arrastre entre los cuatro tipos de comunidades se presentan en la Figura 5-2. En 1996, el mayor número de especies y de individuos se encontró en el área A (hábitat de hierbas marinas dispersas y

**Table 5-3. Significance of year and location on the mean density (no./m³) of larval queen conch (*Strombus gigas*) and milk conch (*S. costatus*) in Parque Nacional del Este during 1995–96. ns = not significant ($p > 0.05$).
 Tabla 5-3. Nivel de significación estimado para la densidad media (no. indiv./m³) de lambí (*Strombus gigas*) y tití (*S. costatus*) en el Parque Nacional del Este en 1996–97, por año y localidad. ns = no significativo ($p > 0.05$).**

Parameter	Factor	df	F-value	Significance
queen conch	year	1	4.55	$p < 0.05$
	site	4	3.88	$p < 0.05$
	interaction	4	0.65	ns
milk conch	year	1	8.97	$p < 0.05$
	site	4	1.08	ns
	interaction	4	0.33	ns

and individuals were recorded from Area A (sparse seagrass in sand-mud) (Appendix G). Fish biomass was greatest in Area D (moderate-to-dense seagrass near coral) (Appendix H). This pattern was not evident in 1997: the four areas generally had similar species densities, while the greatest abundance of fishes and biomass occurred in areas B (moderate to dense seagrass) and C (seagrass patches) (Appendices I-J). In 1996, area A and C had the greatest diversity and evenness (Table 5-4). In 1997, however, all areas except B had relatively similarity diversity and evenness values.

Five species accounted for 50% of all fishes (N=493) sampled in the otter trawls during 1996: *Diodon holacanthus* (20.28%), *D. hystrix* (2.43%), *Monacanthus ciliatus* (7.30%), *M. tuckeri* (7.30%), and *Sparisoma aurofrenatum* (12.98%) (Figure 5-3). Three of these species were also dominant in 1997 (Figure 5-4). Only two species, *D. holacanthus* and *S. aurofrenatum*, accounted for most of the biomass sampled during both years.

Analysis of variance illustrated that the mean number of species and fishes per trawl differed significantly ($P < 0.05$) between 1996 and 1997; however, there was no significant variation among the four areas or benthic community types (Table 5-5). Greater densities were found during 1997 for all areas. The mean biomass of fishes per trawl also showed significant variation between 1996 and 1997 (Table 5-5). Significantly greater fish biomass was found in area B during 1997; however, yearly differences for the other areas were negligible. ■

fondos lodo-arenosos) (Apéndice G). La biomasa fue mayor en el área D (hierbas marinas moderadas a densas cercanas a los corales) (Apéndice H). En 1997, este patrón se comportó de manera diferente: las cuatro áreas mostraron densidades similares, mientras que las mayores cantidades y densidades de peces fueron informadas en las áreas B (hierbas marinas moderadas a densas) y C (parches de hierbas marinas) (Apéndice I y J). En 1996, las áreas A y C mostraron la mayor diversidad y equitatividad (Tabla 5-4). En 1997, todas las áreas, con excepción del área B, mostraron una relativa similitud, diversidad y equitatividad.

Cinco de las especies identificadas constituyeron el 50% de todos los peces capturados (n=493) con la red de arrastre durante 1996: *Diodon holacanthus* (20,28%), *D. hystrix* (2,43%), *Monacanthus ciliatus* (7,3%), *M. tuckeri* (7,3%) y *Sparisoma aurofrenatum* (12,98%) (Figura 5-3). Tres de estas especies dominaron también en 1997 (Figura 5-4). Dos especies, *D. holacanthus* y *S. aurofrenatum*, conforman la mayoría de la biomasa reportada en los dos muestreos.

Los resultados de los análisis de varianza mostraron que el valor medio del número de especies y peces difirieron significativamente ($P < 0,05$) en 1996 y 1997; sin embargo, no hubo variación significativa entre los cuatro tipos de comunidades bentónicas (Tabla 5-5). Las densidades en 1997 resultaron mayores en todas las áreas. El promedio de biomasa de peces por arrastre mostró también una variación significativa entre 1996 y 1997 (Tabla 5-5). En el área B, la biomasa fue significativamente mayor en 1997; sin embargo, las diferencias anuales en las otras áreas fueron despreciables. ■

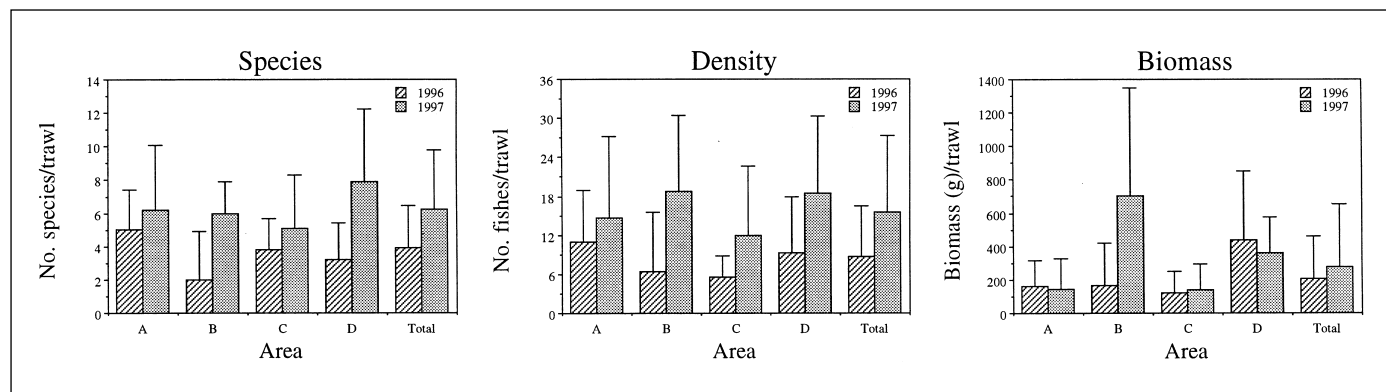


Figure 5-2. Abundance of species, individuals, and biomass per trawl in soft-bottom habitats of Parque Nacional del Este during 1995 and 1996. Data represent mean values. Error bars represent 1 standard deviation. Figura 5-2. Abundancia de especies, individuos y biomasa en los muestreos de arrastre en hábitats de fondos blandos del Parque Nacional del Este, durante 1996. Los datos representan los valores medios, y las barras, una desviación estándar.

Table 5-4. Diversity and evenness of fishes sampled in otter trawl surveys in Parque Nacional del Este during 1996-97. Shannon-Weiner diversity $H'n = -\sum p_i \ln p_i$, where p_i = proportion of the i^{th} species in each area. Evenness $J'n = H'n/S$, where S = number of species sampled. *Tabla 5-4. Diversidad y equitatividad de peces en los arrastres del Parque Nacional del Este durante 1996-1997. Índice la diversidad de Shannon-Weiner: $H'n = -\sum p_i \ln p_i$, donde p_i = proporción de la especie i en cada área. Índice de equitatividad: $J'n = H'n/S$, donde S = número de especies observadas.*

Area	1996			1997		
	No. species	Diversity (H'n)	Evenness (J'n)	No. species	Diversity (H'n)	Evenness (J'n)
A	40	3.040	0.824	38	2.738	0.753
B	20	2.118	0.704	24	2.177	0.685
C	23	2.738	0.873	28	2.544	0.764
D	17	2.038	0.719	32	2.645	0.763

Table 5-5. Significance of year and area on the number of species, individuals, and biomass (g) of fishes per trawl in Parque Nacional del Este, as determined by 2-way analysis of variance on square-root (species, individuals) ($y = \sqrt{x+1}$) and log-transformed biomass data ($y = \log_{10}(x+1)$). SS = sum of squares, df = degrees of freedom, MS = mean square, F = f-value, NS = Not significant ($p > 0.25$). *Tabla 5-5. Nivel de significación de las diferencias en el número de especies, individuos y biomasa (g) de peces por arrastre en el Parque Nacional del Este por área y año, determinado mediante un análisis de varianza de doble entrada, donde se usó la transformación de raíz cuadrada para el número de especies e individuos ($y = \sqrt{x+1}$) y la transformación logarítmica para la biomasa ($Y = \log_{10}(x+1)$). SS = suma de las raíces, df = grados de libertad, MS = media cuadrada, NS = no significativo ($p > 0.25$).*

SPECIES/TRAWL

Source of variation	SS	df	MS	F	Significance
Year	7.90	1	7.90	16.96	$p < 0.001$
Area	1.00	3	0.33	0.71	NS
Year * Area	1.04	3	0.35	0.74	NS
Error	33.55	72	0.47		
Total	43.48	79			

INDIVIDUALS/TRAWL

Source of variation	SS	df	MS	F	Significance
Year	28.50	1	28.50	13.74	$p < 0.001$
Area	4.57	3	1.52	0.73	NS
Year * Area	5.52	3	1.84	0.89	NS
Error	149.33	72	2.07		
Total	187.93	79			

BIOMASS (g)/TRAWL

Source of variation	SS	df	MS	F	Significance
Year	5.02	1	5.02	6.71	$p < 0.05$
Area	2.86	3	0.95	1.27	NS
Year * Area	6.85	3	2.28	3.05	$p < 0.05$
Error	53.91	72	0.75		
Total	68.64	79			

SECTION 4. REEF FISHES

Total reef fish assemblage

The total reef fish assemblage in PNE was surveyed for species composition, sighting frequency, and density using roving diver (RDT) and transect surveys during 1994–96. As a result of all fish surveys conducted in PNE, 194 species of reef fishes were recorded, representing 85 genera, 48 families, 11 orders and 2 classes (Appendix F). A total of 185 species or taxa were recorded via the roving diver method during March 1994, 1995, and July 1996 (Table 5-6). Eighty-nine species, representing 7 orders and 28 families were recorded in transect surveys during March 1995 (Table 5-7).

Of the ten most frequently observed species six were common to roving diver and transect surveys (Tables 5-6 and 5-7). These species were the bi-color damselfish, four-eye butterflyfish, bluehead, redband parrotfish, blue chromis, and yellowhead wrasse. Predatory species (e.g. groupers and snappers) that are heavily fished were scarce

SECCIÓN 4. PECES ARRECIFALES

Asociaciones de peces

Se estudió la composición por especies, frecuencia de observación y densidad de individuos de las asociaciones de peces mediante el censo visual usando buceo ambulante y transectos de 1994 a 1996. Se encontraron 194 especies de peces arrecifales, pertenecientes a 95 géneros, 48 familias, 11 órdenes y 2 clases (Apéndice F). Durante los censos ambulantes de marzo de 1994 y 1995 y julio de 1996 se identificaron un total de 185 especies o taxones diferentes (Tabla 5-6). Se identificaron 89 especies pertenecientes a 28 familias y 7 órdenes en los transectos realizados en marzo de 1995 (Tabla 5-7).

Las 10 especies observadas con mayor frecuencia resultaron similares en ambos tipos de muestreo (Tablas 5-6 y 5-7): *Stegastes partitus*, *Chaetodon capistratus*, *Thalassoma bifasciatum*, *Sparisoma aurofrenatum*, *Acanthurus coeruleus*, *Chromis cyanea*, *Halichoeres garnotti* y *Holacanthus tricolor*. Los peces depredadores, como los meros y pargos, que son intensamente pescados en la región, se observaron muy raramente en el parque. El mero cabrilla de tres puntos (*Epinephelus cruentatus*),

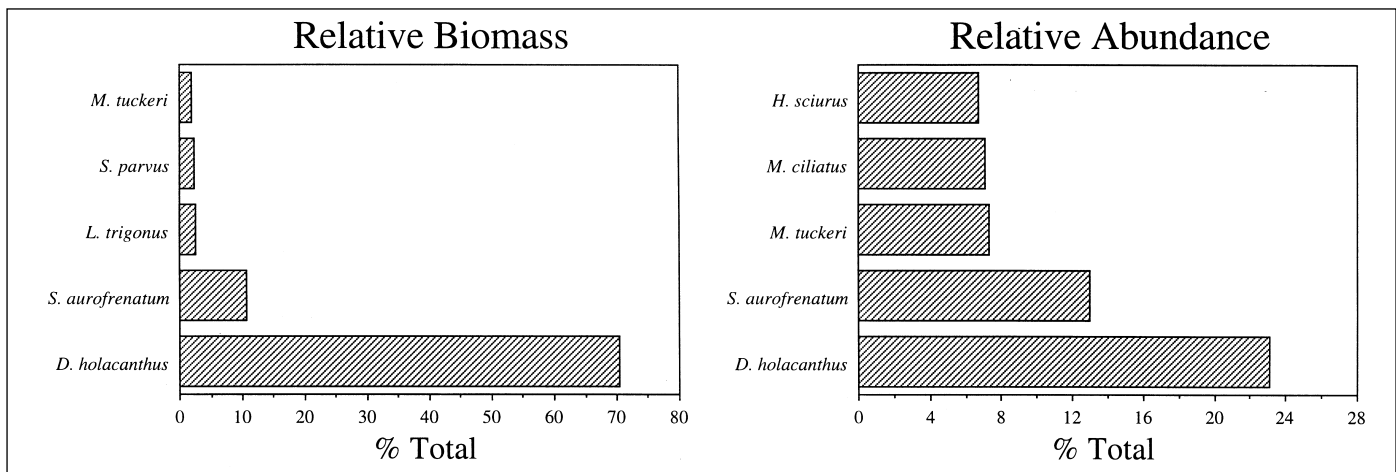


Figure 5-3. Relative abundance and biomass of dominant species in otter trawl surveys of soft-bottom habitats in Parque Nacional del Este during 1996. *Figura 5-3. Abundancia y biomasa relativas de las especies dominantes en los muestreos de arrastre en hábitats de fondos blandos en el Parque Nacional del Este, República Dominicana, durante 1996.*

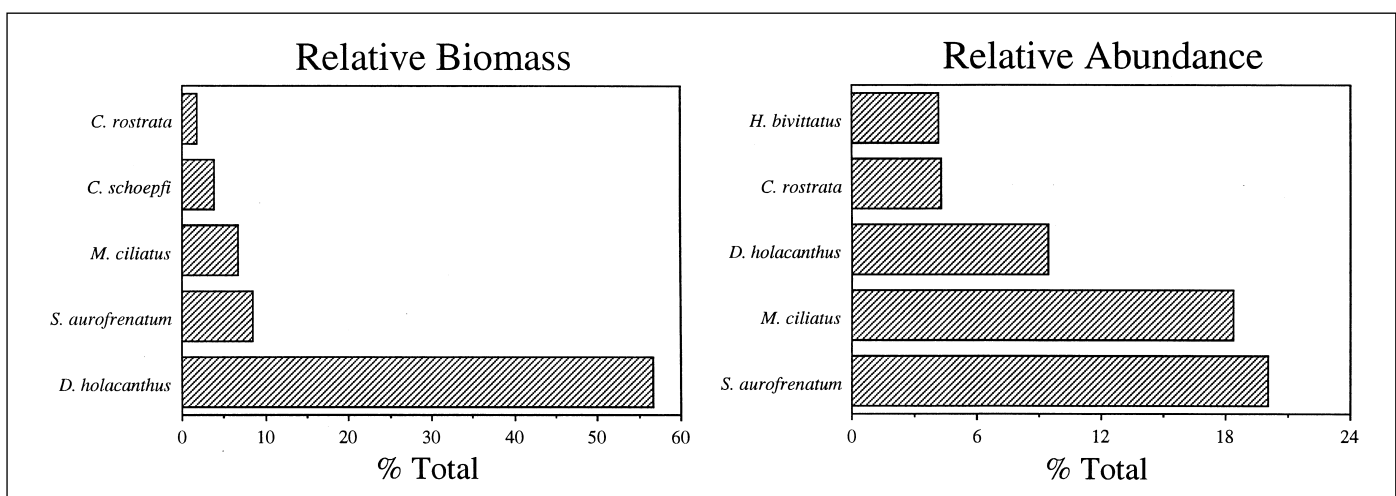


Figure 5-4. Relative abundance and biomass of dominant species in otter trawl surveys of soft-bottom habitats in Parque Nacional del Este during 1997. *Figura 5-4. Abundancia y biomasa relativas de las especies dominantes en los muestreos de arrastre realizados en hábitats de fondos blandos en el Parque Nacional del Este, República Dominicana, durante 1997.*

Table 5-6. Sighting frequency (SF%) and abundance indices (AI) of reef fishes observed by roving diver surveys in PNE during March 1994 and 1995 and July 1996. Species arranged by sighting frequency. Tabla 5-6. Frecuencia de observación (SF%) e índice de abundancia (AI) de todos los peces arrecifales observados en los censos visuales ambulantes en marzo de 1994 y 1995 y julio de 1996. Las especies fueron ordenadas según la frecuencia de observación.

Scientific name	SF%	AI	Scientific name	SF%	AI
<i>FMyripristis jacobus</i>	87	2.6	<i>Epinephelus fulvus</i>	41	2.0
<i>Stegastes partitus</i>	84	3.3	<i>Diodon holocanthus</i>	41	2.2
<i>Chaetodon capistratus</i>	84	2.4	<i>Hypoplectrus nigricans</i>	41	1.8
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	84	3.0	<i>Synodus intermedius</i>	39	1.6
<i>Acanthurus coeruleus</i>	84	2.7	<i>Heteroconger halis</i>	36	3.6
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	84	2.4	<i>Clepticus parrae</i>	36	2.9
<i>Aulostomus maculatus</i>	82	2.0	<i>Haemulon aurolineatum</i>	36	2.2
<i>Chromis cyanea</i>	81	3.4	<i>Chaetodon aculeatus</i>	34	1.7
<i>Halichoeres garnoti</i>	80	2.8	<i>Ocyurus chrysurus</i>	33	2.2
<i>Holocanthus tricolor</i>	79	2.1	<i>Stegastes variabilis</i>	32	1.9
<i>Epinephelus cruentatus</i>	76	2.1	<i>Lutjanus mahogoni</i>	32	2.2
<i>Chromis multilineata</i>	74	3.1	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	32	2.3
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	70	2.1	<i>Balistes vetula</i>	31	1.6
<i>Serranus tigrinus</i>	70	2.3	<i>Coryphopterus personatus/hyalinus</i>	30	3.3
<i>Scarus taeniopterus</i>	70	2.5	<i>Gymnothorax moringa</i>	30	1.4
<i>Haemulon flavolineatum</i>	69	2.4	<i>Pomacanthus paru</i>	30	1.4
<i>Holocentrus adscensionis</i>	68	2.4	<i>Halichoeres bivittatus</i>	30	2.1
<i>Holocentrus rufus</i>	67	2.1	<i>Urolophus jamaicensis</i>	30	1.6
<i>Canthigaster rostrata</i>	67	2.1	<i>Haemulon sciurus</i>	28	2.3
<i>Sparisoma viride</i>	66	2.2	<i>Equetus punctatus</i>	26	1.3
<i>Hypoplectrus puella</i>	66	2.0	<i>Holocentrus marianus</i>	24	1.8
<i>Acanthurus bahianus</i>	64	2.4	<i>Haemulon carbonarium</i>	24	2.4
<i>Caranx ruber</i>	59	2.2	<i>Lactophrys polygonia</i>	22	1.5
<i>Scarus croicensis</i>	57	2.5	<i>Stegastes diencaeus</i>	21	1.6
<i>Abudefduf saxatilis</i>	54	2.5	<i>Hypoplectrus aberrans</i>	21	1.5
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	53	2.5	<i>Stegastes fuscus</i>	20	2.2
<i>Bodianus rufus</i>	53	1.8	<i>Hypoplectrus chlorurus</i>	19	1.6
<i>Microspathodon chrysurus</i>	50	2.2	<i>Equetus acuminatus</i>	18	2.1
<i>Melichthys niger</i>	50	2.5	<i>Sphoeroides spengleri</i>	17	1.4
<i>Lactophrys triqueter</i>	49	1.6	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	16	2.0
<i>Chaetodon striatus</i>	47	1.9	<i>Cantherhines pullus</i>	16	1.5
<i>Stegastes leucostictus</i>	46	2.2	<i>Lactophrys bicaudalis</i>	16	1.3
<i>Serranus tabacarius</i>	46	2.0	<i>Halichoeres maculipinna</i>	16	1.9
<i>Hypoplectrus unicolor</i>	44	1.7	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	14	1.9
<i>Gramma loreto</i>	44	2.0	<i>Coryphopterus dicrus</i>	14	2.1
<i>Malacanthus plumieri</i>	43	1.9	<i>Rypticus saponaceus</i>	14	1.2
<i>Stegastes planifrons</i>	42	2.3	<i>Sparisoma atomarium</i>	14	2.1
<i>Acanthurus chirurgus</i>	42	2.4	<i>Epinephelus guttatus</i>	13	1.3
<i>Bothus lunatus</i>	13	1.2	<i>Synodus saurus</i>	5	1.1
<i>Sparisoma chrysopterus</i>	13	1.9	<i>Lutjanus synagris</i>	5	1.7
<i>Sphyræna barracuda</i>	12	1.4	<i>Calamus calamus</i>	5	1.0
<i>Pomacanthus arcuatus</i>	12	1.5	<i>Hypoplectrus sp.</i>	5	1.6
<i>Chaetodon sedentarius</i>	12	1.8	<i>Gymnothorax vicinus</i>	4	1.0
<i>Malacoctenus triangulatus</i>	12	1.6	<i>Plectrypops retrospinis</i>	4	1.2
<i>Monacanthus tuckeri</i>	11	1.6	<i>Chromis insolata</i>	4	1.0
<i>Apogon townsendi</i>	11	2.0	<i>Apogon binotatus</i>	4	2.2
<i>Lutjanus apodus</i>	11	1.7	<i>Chaenopsis limbaughi</i>	4	2.3
<i>Scorpaena plumieri</i>	11	1.4	<i>Halichoeres pictus</i>	4	1.5
<i>Diodon hystrix</i>	11	1.5	<i>Hemipteronotus martinicensis</i>	4	2.2
<i>Coryphopterus eidolon</i>	10	1.8	<i>Chilomycterus antennatus</i>	4	1.6
<i>Gobiosoma prochilos</i>	10	2.1	<i>Sparisoma radians</i>	4	2.2
<i>Gerres cinereus</i>	10	1.8	<i>Caranx crysos</i>	4	2.3
<i>Amblycirrhitus pinos</i>	10	1.5	<i>Haemulon plumieri</i>	4	2.0
<i>Scomberomorus regalis</i>	10	1.4	<i>Haemulon macrostomum</i>	4	1.2
<i>Haemulon striatum</i>	10	2.8	<i>Anisotremus virginicus</i>	4	1.0
<i>Coryphopterus lipernes</i>	9	1.8	<i>Sphyræna picudilla</i>	3	2.8
<i>Cantherhines macrocerus</i>	9	1.4	<i>Aluterus scriptus</i>	3	2.2
<i>Opistognathus aurifrons</i>	9	1.7	<i>Lactophrys trigonus</i>	3	1.2

Table 5-6. continued. *Tabla 5-6. continuación*

Scientific name	SF%	AI	Scientific name	SF%	AI
<i>Halichoeres radiatus</i>	9	1.8	<i>Fistularia tabacaria</i>	3	1.0
<i>Sparisoma rubripinne</i>	9	1.8	<i>Kyphosus sectatrix/incisor</i>	3	2.8
<i>Scarus vetula</i>	9	1.7	<i>Paranthias furcifer</i>	3	2.8
<i>Holocentrus vexillarius</i>	8	2.3	<i>Dasyatis americana</i>	3	1.0
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	8	2.1	<i>Calamus pennatula</i>	3	1.5
<i>Holacanthus ciliaris</i>	7	1.3	<i>Haemulon melanurum</i>	3	1.2
<i>Apogon maculatus</i>	7	2.0	<i>Echidna catenata</i>	2	1.0
<i>Chaetodon ocellatus</i>	7	2.0	<i>Equetus lanceolatus</i>	2	1.3
<i>Pempheris schomburgki</i>	7	2.2	<i>Abudefduf taurus</i>	2	2.0
<i>Priacanthus cruentatus</i>	7	1.6	<i>Halichoeres poeyi</i>	2	2.3
<i>Hypoplectrus indigo</i>	7	1.7	<i>Holocentrus coruscum</i>	2	2.3
<i>Gobiosoma horsti</i>	6	2.0	<i>Lutjanus jocu</i>	2	1.7
<i>Myrichthys breviceps</i>	6	1.8	<i>Serranus tortugarum</i>	2	1.7
<i>Apogon lachneri</i>	6	1.8	<i>Hypoplectrus sp.</i>	2	1.0
<i>Lactophrys quadricornis</i>	6	1.1	<i>Hypoplectrus guttavarius</i>	2	1.3
<i>Scarus guacamaia</i>	6	2.2	<i>Priacanthus arenatus</i>	2	1.3
<i>Gobiosoma dilepsis</i>	5	2.0	<i>Mycteroperca tigris</i>	2	1.3
<i>Gymnothorax funebris</i>	5	1.0	<i>Epinephelus striatus</i>	1	1.0
<i>Gymnothorax miliaris</i>	5	1.0	<i>Gobiosoma oceanops</i>	1	2.5
<i>Ioglossus helenae</i>	1	2.0	<i>Lutjanus analis</i>	1	1.0
<i>Bothus ocellatus</i>	1	1.0	<i>Lutjanus griseus</i>	1	1.5
<i>Aluterus schoepfi</i>	1	3.0	<i>Carcharhinus perezi</i>	1	1.0
<i>Holocentrus bullisi</i>	1	3.0	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	1	1.0
<i>Rypticus bistrispinus</i>	1	2.0	<i>Serranus baldwini</i>	1	1.5
<i>Ablennes hians</i>	1	2.0	<i>Hemipteronotus novacula</i>	1	2.0
<i>Strongylura marina</i>	1	2.0	<i>Hemipteronotus splendens</i>	1	1.0
<i>Gobiosoma evelynae</i>	1	2.0	<i>Aetobatus narinari</i>	1	1.0
<i>Gobiosoma genie</i>	1	2.0	<i>Chilomycterus antillarum</i>	1	1.5
<i>Apogon pseudomaculatus</i>	1	2.0	<i>Calamus bajonado</i>	1	1.0
<i>Hirundichthys speculiger</i>	1	2.0	<i>Caranx bartholomaei</i>	1	2.0
<i>Myrichthys ocellatus</i>	1	2.0	<i>Lucayablennius zingaro</i>	1	1.0
<i>Apogon anisolepis</i>	1	1.0	<i>Caranx latus</i>	1	3.0
<i>Acanthemblemaria spinosa</i>	1	1.5	<i>Bodianus pulchellus</i>	1	1.0
<i>Echeneis naucrates</i>	1	1.0	<i>Lachnolaimus maximus</i>	1	1.5
<i>Tylosurus crocodilus</i>	1	1.5	<i>Hypoplectrus sp.</i>	1	2.0
<i>Paradiplogrammus bairdi</i>	1	2.0	<i>Anisotremus surinamensis</i>	1	1.0
<i>Canthidermis sufflamen</i>	1	1.0	<i>Epinephelus adscensionis</i>	1	1.0

within the Park. The graysby (*Epinephelus cruentatus*), a small grouper species, was the most frequently observed predator, with a sighting frequency of 76% in RDT surveys (Table 5-6). Grunts, which are benthic crustacean feeders (and also fished in PNE), were rarely observed. According to roving diver surveys, the smallmouth grunt (32%) was the most frequently observed grunt.

A more complete representation of the reef fish assemblage in PNE was made possible by using both transect and RDT survey methods. For example, more time could be spent actually surveying when using the RDT method, since this method does not require placing a transect line. Direct measurements of density, however, can be made using the transect method. Species that were commonly observed and had a high density within the sampling area (such as *Chromis cyanea* and *Stegastes partitus*) were sampled equally well by both methods. Less commonly observed species (such as *Ocyurus chrysurus*, *Lactophrys bicaudalis*, and *Scarus guacamaia*) were better sampled by the RDT method. However, some less commonly observed species, such as *Hypoplectrus gummigutta*, *Liopropoma rubre*, and *Lucayablennius zingaro*,

una especie pequeña de mero, fue el depredador más abundante observado con una frecuencia del 76% en los censos ambulantes (Tabla 5-6). Los bocayates, que se alimentan de crustáceos bentónicos (y son también intensamente pescados en el PNE), fueron escasamente observados. De acuerdo a los censos ambulantes, el bocayate boquita (*Haemulon chrysargyreum*) fue la especie observada con mayor frecuencia entre los bocayates (32%).

La utilización de los dos métodos de muestreo permitió una mejor representación de las asociaciones de peces arrecifales del PNE. El censo visual ambulante permite un tiempo de observación mayor, ya que no requiere de la colocación de la línea de transecto. Por su parte, los transectos arrojan estimaciones directas de densidad. Las especies más observadas y en mayor densidad (*Chromis cyanea* y *Stegastes partitus*) estuvieron igualmente bien representadas en las muestras de ambos métodos. Las especies menos observadas (*Ocyurus chrysurus*, *Lactophrys bicaudalis* y *Scarus guacamaia*) fueron mejor muestreadas por el método de censo visual ambulante. Sin embargo, otras especies observadas menos frecuentemente, como *Hypoplectrus gummigutta*, *Liopropoma ruber* y *Lucayablennius zingaro*, fueron observadas en los muestreos de transectos y no por los métodos de censo visual ambulante. Como el método de censo visual ambulante no estuvo limitado a

Table 5-7. Percent sighting frequency and density (no./40 m²) of reef fishes surveyed in transects in PNE during March 1995. Species are arranged by percent frequency of occurrence. In total, 90 species, 7 orders, and 28 families were observed. *Tabla 5-7. Frecuencia de observación (en porcentaje) en y densidad (no. indiv./40 m²) de los peces arrecifales censados en los transectos del PNE en marzo de 1995. Las especies fueron ordenadas de acuerdo al porcentaje de frecuencia. Se observó un total de 7 ordenes, 28 familias y 90 especies.*

Scientific name	Frequency	Density	Scientific name	Frequency	Density
<i>Stegastes partitus</i>	88	31.7	<i>Coryphopterus eidolon</i>	5	0.23
<i>Chromis cyanea</i>	87	36.4	<i>Hypoplectrus aberrans</i>	5	0.19
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	82	4.50	<i>Stegastes diencaeus</i>	5	0.18
<i>Halichoeres garnoti</i>	77	5.60	<i>Serannus tabacarius</i>	5	0.14
<i>Scarus taeniopterus</i>	70	7.60	<i>Apogon towsendi</i>	5	0.10
<i>Epinephelus cruentatus</i>	70	1.80	<i>Hypoplectrus chlorurus</i>	5	0.07
<i>Serannus tigrinus</i>	68	1.70	<i>Hypoplectrus gummigutta</i>	5	0.06
<i>Chaetodon capistratus</i>	67	2.50	<i>Synodus intermedius</i>	5	0.05
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	62	8.30	<i>Lactophrys trigonus</i>	3	0.15
<i>Coryphopterus personatus</i>	58	91.3	<i>Chromis insolatus</i>	3	0.09
<i>Myripristis jacobus</i>	55	5.70	<i>Halichoeres pictus</i>	3	0.07
<i>Chromis multilineata</i>	53	16.7	<i>Balistes vetula</i>	3	0.05
<i>Canthigaster rostrata</i>	48	1.20	<i>Equetus punctatus</i>	3	0.04
<i>Scarus iserti</i>	47	5.70	<i>Diodon holacanthus</i>	3	0.03
<i>Hypoplectrus puella</i>	38	0.88	<i>Malacoctenus triangulatus</i>	3	0.02
<i>Holacanthus tricolor</i>	38	0.74	<i>Caranx ruber</i>	2	0.36
<i>Stegastes leucostictus</i>	37	1.20	<i>Sphyræna picudilla</i>	2	0.23
<i>Holocentrus rufus</i>	33	0.92	<i>Gramma loreto</i>	2	0.11
<i>Aulostomus maculatus</i>	30	0.58	<i>Trachinotus falcatus</i>	2	0.09
<i>Hypoplectrus nigricans</i>	30	0.50	<i>Cantherhines macrocerus</i>	2	0.07
<i>Acanthurus chirurgus</i>	28	0.79	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	2	0.07
<i>Acanthurus bahianus</i>	28	0.48	<i>Liopropoma rubre</i>	2	0.06
<i>Melichthys niger</i>	27	1.90	<i>Aetobatus narinari</i>	2	0.05
<i>Holocentrus adscensionis</i>	25	0.58	<i>Chaetodon sedentarius</i>	2	0.05
<i>Acanthurus coeruleus</i>	23	0.51	<i>Gymnothorax moringa</i>	2	0.05
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	23	0.39	<i>Sparisoma rubripinne</i>	2	0.05
<i>Clepticus parrae</i>	22	2.20	<i>Halichoeres maculipinna</i>	2	0.04
<i>Stegastes planifrons</i>	22	1.30	<i>Amblycirrhitus pinos</i>	2	0.03
<i>Stegastes variabilis</i>	22	0.73	<i>Hypoplectrus guttavarius</i>	2	0.03
<i>Haemulon flavolineatum</i>	22	0.71	<i>Lucayablennius zingaro</i>	2	0.03
<i>Hypoplectrus unicolor</i>	22	0.49	<i>Caranx crysos</i>	2	0.02
<i>Chaetodon aculeatus</i>	20	0.39	<i>Gobiosoma prochilos</i>	2	0.02
<i>Haemulon aurolineatum</i>	18	0.60	<i>Haemulon sciurus</i>	2	0.02
<i>Gobiosoma evelynae</i>	18	0.50	<i>Lutjanus mahogani</i>	2	0.02
<i>Epinephelus fulvus</i>	15	0.27	<i>Malacoctenus boelkiei</i>	2	0.02
<i>Chaetodon striatus</i>	15	0.23	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	2	0.02
<i>Sparisoma viride</i>	12	0.14	<i>Pomacanthus paru</i>	2	0.02
<i>Rypticus saponaceus</i>	12	0.03	<i>Sphoeroides spengleri</i>	2	0.02
<i>Epinephelus guttatus</i>	8	0.10	<i>Synodus foetens</i>	2	0.02
<i>Bodianus rufus</i>	8	0.07	<i>Urolophus jamaicensis</i>	2	0.02
<i>Lactophrys triqueter</i>	8	< 0.01	<i>Cantherhines pullus</i>	2	0.01
<i>Coryphopterus lipernes</i>	7	0.17	<i>Dasyatis americana</i>	2	0.01
<i>Haemulon carbonarium</i>	7	0.12	<i>Malacanthus plumieri</i>	2	0.01
<i>Microspathodon chrysurus</i>	7	0.08	<i>Mycteroperca venenosa</i>	2	0.01
<i>Holocentrus marianus</i>	5	0.26	<i>Sparisoma atomarium</i>	< 1	0.08

were recorded by the transect method and not by the RDT method. Since the RDT method was not limited to a single habitat type, species most likely to be observed in habitats adjacent to the reef, such as *Heteroconger halis*, *Bothus lunatus*, and *Opistognathus aurifrons*, were also included.

The density values recorded using the two methods depended on the sighting frequency (high or low) of a species within the sample area. However, when a species was observed by both methods, it was usually recorded with a similar ranked density. For example, when *Balistes*

un sólo tipo de hábitat, aparecieron también especies de hábitats adyacentes a los arrecifes (*Heteroconger halis*, *Bothus lunatus* y *Opistognathus aurifrons*).

Los valores de densidad obtenidos utilizando los dos métodos dependieron de la frecuencia de observación (alta o baja) de las especies en el área muestreada. Sin embargo cuando una especie se observó con los dos tipos de métodos, los valores de densidades resultaron generalmente muy similares. Por ejemplo, las densidades del puerco reina (*Balistes vetula*) resultaron bajas por los dos métodos, al igual que con *Acanthurus coeruleus*, que fue observado en grandes

vetula was observed, it was recorded with a similarly low density by both methods. When *Acanthurus coeruleus* was observed, it was recorded with a similarly high density by both methods; this probably is related to the characteristic behavior of *A. coeruleus* to occur in large schools that range throughout an area.

Herbivorous fishes

The species composition, density, and size distribution of herbivorous fishes in PNE was determined by sampling 106 transects at five reefs in 1995 and 120 transects at seven reefs in 1997. An additional 40 transect surveys at two reefs in Boca Chica during 1997 were compared to the Park. A total of 13 herbivorous fish species among the families Acanthuridae (3) and Scaridae (10) were observed in PNE during 1995 and 1997 (Tables 5-8 and 5-9). Ten species were recorded in Boca Chica.

The density of surgeonfishes (Acanthuridae) and parrotfishes (Scaridae) in PNE park during 1995 and 1997 is shown in Figure 5-5. Mean density (number of individuals per 100 m²) of surgeonfishes increased from reefs in the northwestern area of the Park (1.25–1.50 individuals per 100 m² during 1997) to southeastern reefs (2.80–6.30 individuals per 100 m² during 1997). The dominant acan-

concentraciones por ambos métodos. Esto último debe estar relacionado con el comportamiento del pez doctor azul (*A. coeruleus*) que acostumbra formar grandes cardúmenes.

Peces herbívoros

La composición por especies, la densidad y la distribución de tallas de los peces herbívoros en el PNE fueron determinadas mediante el muestreo de 106 transectos en 5 arrecifes en 1995 y 120 transectos en 7 arrecifes en 1997. Se muestrearon 40 transectos adicionales en dos arrecifes de Boca Chica durante 1997 para ser comparados con los del parque. Se observó un total de 13 especies de peces herbívoros pertenecientes a las familias Acanthuridae (doctores, 3) y Scaridae (loros, 10) durante 1995 y 1997 (Tablas 5-8 y 5-9). Se encontraron 10 especies en Boca Chica.

La densidad de los peces doctores (Acanthuridae) y los peces loros (Scaridae) en el PNE durante 1995 y 1997 se muestra en la Figura 5-5. Durante 1997, la densidad media (no. indiv./100 m²) de los peces doctores aumentó desde el noroeste (1,25–1,50 indiv./100 m²) hacia el sureste (2,8–6,3 indiv./100 m²) del parque. Las especies dominantes de acantúridos fueron el pez doctor oceánico (*Acanthuridae bahianus*) y el pez doctor azul (*A. coeruleus*).

Los peces loros fueron los herbívoros dominantes en el PNE, con densidades hasta 12 veces mayores que la de los peces doctores (Figura 5-5). La densidad media de los loros siguió el mismo patrón que

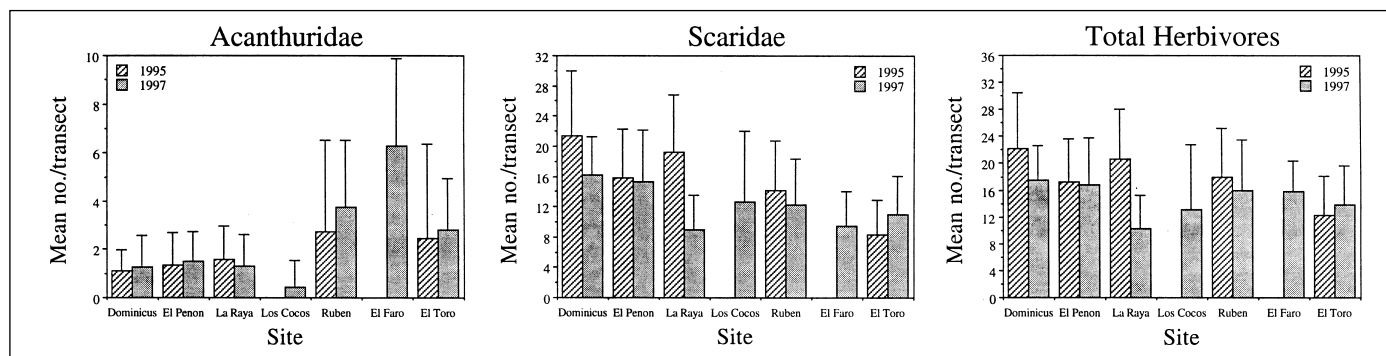


Figure 5-5. Mean density (no./100 m²) of herbivorous fishes in Parque Nacional del Este during 1995 and 1997. Note that surveys were not completed at Los Cocos and El Faro during 1995. Error bars represent 1 standard deviation. *Figura 5-5. Densidad media (no. indiv./100 m²) de peces herbívoros en el Parque Nacional del Este durante 1995 y 1997. Nótese que no se realizaron muestreos en Los Cocos y El Faro durante 1995. Las barras representan una desviación estándar.*

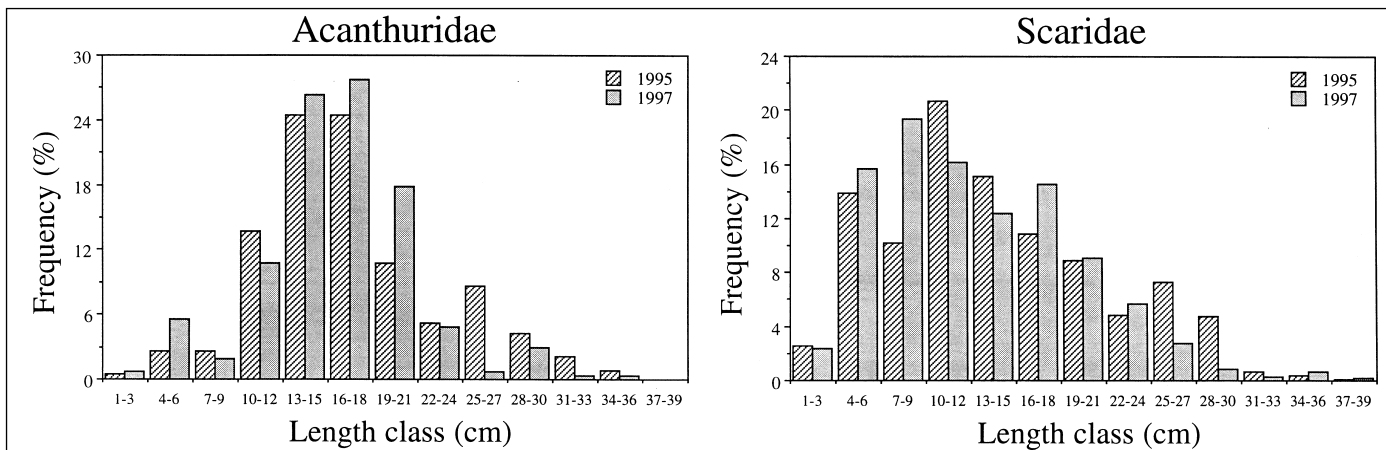


Figure 5-6. Size-frequency distribution of herbivorous fishes in Parque Nacional del Este during 1995 and 1997. *Figura 5-6. Composición por tallas de los peces herbívoros en el Parque Nacional del Este durante 1995 y 1997.*

Table 5-8. Number of individuals and percent relative abundance of herbivorous fishes in Parque Nacional del Este during 1995. Numbers beside site names represent the number of 25-m x 4-m transects. *Tabla 5-8. Numero de individuos y porcentaje relativo de abundancia de peces herbívoros en el Parque Nacional del Este durante 1995. Los números junto a los nombres de los sitios representan el número de transectos de 25 m x 4 m realizados.*

Species	Dominicus (25)	El Peñon (15)	La Raya (25)	Rubén (20)	El Toro (21)
<i>Acanthurus bahianus</i>	15 (2.70)	12 (4.65)	26 (5.04)	24 (6.70)	66 (25.68)
<i>A. chirurgus</i>	3 (0.54)			11 (3.07)	3 (1.17)
<i>A. coeruleus</i>	4 (0.72)	8 (3.10)	8 (1.55)	41 (11.45)	13 (5.06)
Total Acanthuridae	22 (3.96)	20 (7.75)	34 (6.59)	76 (21.23)	82 (31.91)
<i>Scarus coelestinus</i>			6 (1.16)		
<i>S. croicensis</i>	161 (29.01)	106 (41.09)	189 (36.63)	70 (19.55)	24 (9.34)
<i>S. coeruleus</i>			1 (0.19)		
<i>S. taeniopterus</i>	199 (35.86)	31 (12.02)	148 (28.68)	101 (28.21)	49 (19.07)
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	156 (28.11)	98 (37.98)	129 (25.00)	96 (26.82)	99 (38.52)
<i>S. atomarium</i>	5 (0.90)	1 (0.39)	4 (0.78)	2 (0.56)	
<i>S. chrysopterus</i>	5 (0.90)	2 (0.78)	1 (0.19)	6 (1.68)	2 (0.78)
<i>S. viride</i>	7 (1.26)		4 (0.78)	7 (1.96)	1 (0.39)
Total Scaridae	533 (96.04)	238 (92.25)	482 (93.41)	282 (78.77)	175 (68.09)
Total Herbivores	555 (100.00)	258 (100.00)	516 (100.00)	358 (100.00)	257 (100.00)

thurid was the ocean surgeonfish (*Acanthurus bahianus*), followed by the blue tang (*A. coeruleus*).

Parrotfishes were the dominant herbivore in PNE, with densities up to 12 times greater than acanthurids (Figure 5-5). Mean density of parrotfishes exhibited a pattern opposite to that of the surgeonfishes, with greater densities in the northwestern area of the Park. Dominant parrotfish species were *Scarus croicensis*, *S. taeniopterus*, and *Sparisoma aurofrenatum* (Tables 5-8 and 5-9).

Although many species of parrotfish can grow larger than most surgeonfishes, surgeonfishes in the Park tended to be larger than parrotfishes (Figure 5-6). This is partly related to the high abundance of juveniles of *Scarus croicensis*, one of the dominant parrotfish species, but also potentially to intensive fishing. The pattern in length–frequency distribution was similar between 1995 and 1997 (Figure 5-6).

Comparison of the herbivore assemblages in PNE to the more intensively fished reefs in Boca Chica demonstrated generally greater densities of total herbivores and scarids in the Park (Figure 5-7). Density of parrotfishes was 2–4 times greater in PNE, with lower densities of *Scarus croicensis*, *S. taeniopterus*, and *Sparisoma aurofrenatum* in Boca Chica. Comparisons of the size distributions of acanthurids and scarids indicated a dominance by smaller individuals in Boca Chica compared to PNE (Figure 5-8). No surgeonfishes or parrotfishes larger than 24 cm were found in Boca Chica, compared to several larger individuals (> 30 cm) of both families recorded in PNE.

Groupers and snappers

Predatory fishes were sampled for species composition, density, and total length at seven sites in PNE during 1996 and 1997, representing a total of 140 transect surveys each year. An additional 40 transects at two reefs were surveyed in Boca Chica during 1997 for comparison to PNE.

el de los doctores, con mayores densidades en el noroeste del parque. Las especies dominantes de loros fueron *Scarus croicensis*, *S. taeniopterus* y *Sparisoma aurofrenatum* (loro rayado, loro princesa y loro banda roja) (Tablas 5-8 y 5-9).

Aunque muchas especies de loros pueden alcanzar tallas mayores que la mayoría de los doctores, estos últimos fueron generalmente de mayor talla que los loros (Figura 5-6). Esto podría ser debido en parte a la gran abundancia de juveniles de loro rayado (*Scarus croicensis*), una de las especies de loros dominantes en el parque. Los patrones de distribución de frecuencias de tallas fueron muy similares entre 1995 y 1997 (Figura 5-6).

La comparación entre las asociaciones de herbívoros del PNE y de los arrecifes de Boca Chica, donde se pesca más intensamente, demostró, en general, mayores densidades totales de herbívoros y de peces loros (Scaridae) en el parque (Figura 5-7). Las densidades de loros fueron de 2 a 4 veces mayores en el parque, si las comparamos con las densidades del *Scarus croicensis*, *S. taeniopterus* y *Sparisoma aurofrenatum* (loro rayado, loro princesa y loro banda roja) informadas en Boca Chica. La comparación de las distribuciones de tallas de acantúridos y escáridos indican el predominio de individuos pequeños en Boca Chica (Figura 5-8). No se encontraron doctores o loros de tallas mayores a los 24 cm en Boca Chica, sin embargo se reportaron algunos individuos de las dos familias con tallas mayores de 30 cm en el PNE.

Meros y pargos

Se estudió la composición por especies, densidad y longitud total de los peces depredadores en 7 localidades del PNE, durante 1996 y 1997. Se muestrearon 140 transectos en el parque cada año y 40 adicionales en dos arrecifes de Boca Chica durante 1997 para establecer comparaciones.

La relación de densidades de peces depredadores durante 1996 y 1997 aparecen en las Tablas 5-10 y 5-11. En 1996, 15 especies fueron identificadas en los muestreos de transectos. Los depredadores dominantes en orden de abundancia fueron: meros (Serranidae),

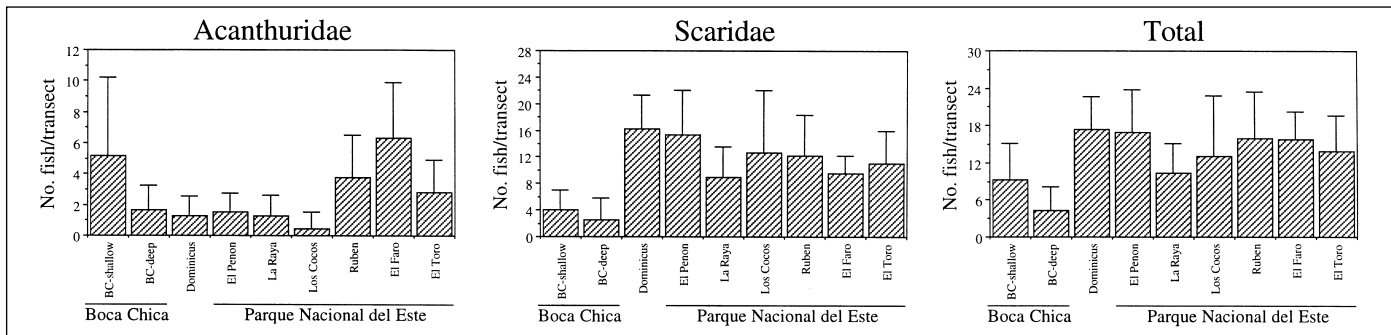


Figure 5-7. Comparison of the mean density (no./100 m²) of herbivorous fishes in Boca Chica and Parque Nacional del Este during 1997. Error bars represent 1 standard deviation. *Figura 5-7. Comparación de la densidad media (no. indiv./100 m²) de peces herbívoros en Boca Chica y el Parque Nacional del Este en 1997. Las barras representan una desviación estándar.*

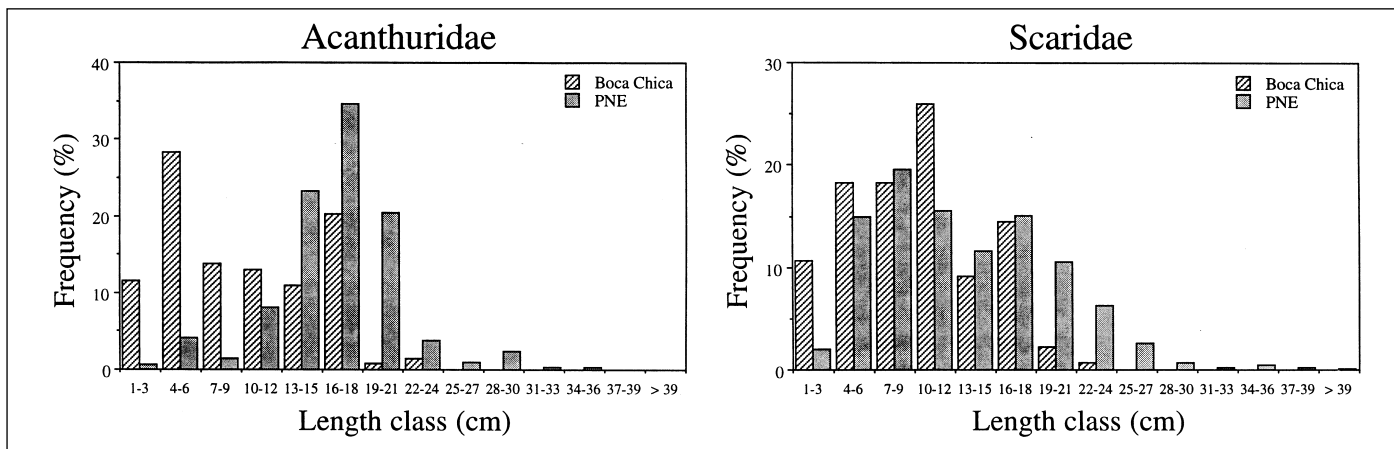


Figure 5-8. Comparison of the size-frequency distribution of herbivorous fishes in Boca Chica and Parque Nacional del Este during 1997. *Figura 5-8. Comparación de la distribución por tallas de los peces herbívoros de Boca Chica y el Parque Nacional del Este en 1997.*

Table 5-9. Number of individuals and percent relative abundance of herbivorous fishes in Boca Chica (BC) and Parque Nacional del Este during 1997. Twenty 20-m x 5-m transects were surveyed per site. *Tabla 5-9. Numero de individuos y porcentaje relativo de abundancia de peces herbívoros en Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este durante 1997. Se realizaron 20 trasectos de 20 m x 5 m en cada sitio.*

Species	BC-shallow	BC-deep	Dominicus	El Peñon	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
<i>Acanthurus bahianus</i>	84 (45.65)	24 (28.24)	13 (3.72)	13 (3.86)	16 (7.77)	5 (1.90)	25 (7.81)	89 (28.16)	41 (14.80)
<i>A. chirurgus</i>	16 (8.70)	9 (10.59)	1 (0.29)	2 (0.59)	2 (0.97)	1 (0.38)	1 (0.31)		
<i>A. coeruleus</i>	4 (2.17)		11 (3.15)	15 (4.45)	8 (3.88)	3 (1.14)	49 (15.31)	37 (11.71)	15 (5.42)
Total Acanthuridae	104 (56.52)	33 (38.82)	25 (7.16)	30 (8.90)	26 (12.62)	9 (3.42)	75 (23.44)	126 (39.87)	56 (20.22)
<i>Scarus croicensis</i>	24 (13.04)	18 (21.18)	65 (18.62)	129 (38.28)	76 (36.89)	49 (18.63)	45 (14.06)	19 (6.01)	32 (11.55)
<i>S. taeniopterus</i>	28 (15.22)	11 (12.94)	136 (38.97)	35 (10.39)	31 (15.05)	4 (1.52)	96 (30.00)	23 (7.28)	60 (21.66)
<i>S. vetula</i>			1 (0.29)					1 (0.32)	
<i>Sparisoma atomarium</i>		1 (1.18)	1 (0.29)	14 (4.15)	1 (0.49)	9 (3.42)	4 (1.25)		1 (0.36)
<i>S. aurofrenatum</i>	10 (5.43)	21 (24.71)	105 (30.09)	110 (32.64)	67 (32.52)	178 (67.68)	97 (30.31)	146 (46.20)	122 (44.04)
<i>S. chrysopterus</i>	2 (1.29)			3 (0.89)		4 (1.52)	2 (0.63)		3 (1.08)
<i>S. rubripinne</i>	6 (3.26)								
<i>S. viride</i>	10 (5.43)	1 (1.18)	4 (1.15)	16 (4.75)	2 (0.97)	10 (3.80)	1 (0.31)		3 (1.08)
Unidentified juveniles			12 (3.44)		3 (1.46)			1 (0.32)	
Total Scaridae	80 (43.48)	52 (61.18)	324 (92.84)	307 (91.10)	180 (87.38)	254 (96.58)	245 (76.56)	190 (60.13)	221 (79.78)
Total Herbivores	184 (100.00)	85 (100.00)	349 (100.00)	337 (100.00)	206 (100.00)	263 (100.00)	320 (100.00)	316 (100.00)	277 (100.00)

Predator densities during 1996–97 are listed in Tables 5-10 and 5-11. In 1996, 15 species were sampled in transect surveys. Dominant predators by abundance were groupers (Serranidae), snappers (Lutjanidae), and trumpetfish. In 1997, 16 species among five major groups were sampled: groupers, snappers, grunts, hogfish, and barracuda.

Although seven snapper species have been observed in PNE since 1994 (Appendix F), only four species of snapper were observed in transect surveys during 1996–97: *Lutjanus apodus*, *L. mahogani*, *L. synagris*, and *Ocyurus chrysurus*. Generally greater densities were observed in sites characterized as rocky outcrops, such as Arrecife la Raya. The two most abundant species were *L. synagris* (Figure 5-9) and *O. chrysurus* (Figure 5-10). The size–frequency distribution of snappers indicated a dominance by small individuals. No specimens larger than 32 cm TL were found, and over 95% of the individuals observed were less than 30 cm TL. Comparison of snapper density between PNE and Boca Chica indicated greater species richness and density in the Park (Figure 5-11). In 40 transect surveys in Boca Chica during April 1997, only one individual of *O. chrysurus* was recorded (Table 5-11).

Groupers were the dominant predatory fishes by abundance in PNE. Five species of groupers were recorded in transects during 1996–97: *Epinephelus adscensionis*, *E. cruentatus*, *E. fulva*, *E. guttatus*, and *E. striatus*. Only one individual *Mycteroperca tigris* and one individual *M. venenosa* were observed during 1995–97. All groupers recorded in transects, except *E. striatus*, are characterized as small to intermediate-size species. In all reefs, grouper density and biomass decreased from 1996 to 1997.

The relative abundance of groupers in PNE indicated a dominance by smaller species. Of the 298 groupers recorded during 1996, over 75% were *Epinephelus cruentatus* (Figure 5-12), followed by *E. fulva* (14.8%), *E. guttatus* (7.7%), *E. adscensionis* (1.3%), and *E. striatus* (0.7%). A similar pattern was observed in 1997. Even intermediate-size species, such as red hind (Figure 5-13), were relatively rare in the Park.

The size-frequency distribution of groupers during 1996–97 indicated a dominance by small individuals (Figure 5-14). Nearly 90% of the groupers observed were less than 30 cm in length. The majority of fishes were 15–29 cm in total length. The graysby (*Epinephelus cruentatus*) and coney (*E. fulvus*) dominated grouper biomass (Figure 5-15).

Comparison of grouper assemblages between PNE and the more intensively fished reefs of Boca Chica indicated differences in species richness, density, size, and biomass (Figures 5-16 and 5-17). In 40 transect surveys during 1997, only the graysby was observed in Boca Chica, while four grouper species were recorded in PNE. Grouper density was generally 2–4 times greater in reefs within PNE, while biomass was 3–7 times greater. Although groupers in PNE have been intensively fished, comparison of the size structure demonstrated a pattern of almost total removal of even moderate size individuals (20–30 cm) in Boca Chica. ■

pargos (Lutjanidae) y trompetas (Aulostomidae). En 1997, se registraron 16 especies pertenecientes a 5 grandes grupos: meros, pargos, capitanes, bocayates y barracudas.

Aunque desde 1994 se han observado 7 especies de pargos en el parque (Apéndice F), sólo cuatro especies fueron halladas en los muestreos de transectos durante 1996 y 1997: Pargo de manglar, chillo, bermejuelo y colirrubia (*Lutjanus apodus*, *L. mahogani*, *L. synagris* y *Ocyurus chrysurus*). Generalmente, las grandes densidades fueron observadas en sitios caracterizados por formaciones rocosas como el arrecife a Raya. Las dos especies más abundantes fueron el bermejuelo (*L. synagris*) (Figura 5-9) y la colirrubia (*O. chrysurus*) (Figura 5-10). La composición por tallas de los pargos indica el predominio de individuos pequeños: no se registraron peces mayores a los 32 cm y más del 95% de los individuos observados eran de tallas menores de 30 cm LT. La comparación de las densidades de pargos en el PNE y Boca Chica demostró mayor riqueza de especies y densidad en el parque (Figura 5-11). En los 40 transectos muestreados en Boca Chica en abril de 1997, solamente un individuo de colirrubia (*O. chrysurus*) fue reportado (Tabla 5-11).

Los meros fueron las especies depredadoras dominantes en abundancia en el PNE. Cinco especies de meros fueron identificados en los muestreos de transectos durante 1996 y 1997: mero de piedra (*Epinephelus adscensionis*), mero cabrilla de tres puntos (*E. cruentatus*), mero cabrilla de dos puntos (*E. fulvus*), mero batata (*E. striatus*) y *E. guttatus*. Solamente se registró un individuo de mero tigre (*Mycteroperca tigris*) y otro de mero aleta amarilla (*M. venenosa*) entre 1995 y 1997. Los meros observados en los transectos, con excepción del mero batata (*E. striatus*) eran de tallas pequeñas o intermedias. En todos los arrecifes la densidad y biomasa de los meros disminuyeron de 1996 a 1997.

La abundancia relativa de meros en el PNE resultó ser un indicador del predominio de especies pequeñas. De los 298 meros observados en 1996, alrededor del 75% eran *Epinephelus cruentatus* (Figura 5-12) seguido de *E. fulvus* (14,8%), *E. guttatus* (7,7%), *E. adscensionis* (1,3%) y *E. striatus* (0,7%). Un patrón similar fue observado en 1997. Especies de tallas intermedias como el mero *E. adscensionis* fueron relativamente raras en el parque (Figura 5-13).

La distribución por tallas de los meros durante 1996 y 1997 indicó el predominio de individuos pequeños (Figura 5-14). Alrededor del 90% de los meros observados eran menores de 30 cm LT, la mayoría de entre 15 y 29 cm LT. La biomasa de los meros estaba predominantemente formada por el mero cabrilla de tres puntos (*Epinephelus cruentatus*) y el mero cabrilla de dos puntos (*E. fulvus*) (Figura 5-15).

La comparación de asociaciones de meros entre el PNE y los arrecifes de Boca Chica, donde la pesca es más intensa, indican diferencias en la riqueza de especies, densidad, tamaño y biomasa (Figuras 5-16 y 5-17). En los 40 muestreos de 1997 en Boca Chica, sólo se observó el mero cabrilla de tres puntos, mientras que en el PNE se encontraron cuatro especies de meros. La densidad de los meros fue generalmente de 2 a 4 veces mayor en los arrecifes y la biomasa de 3 a 7 veces mayor dentro del parque, aún cuando estas especies son pescadas intensamente en esa área. El análisis de la estructura de tallas demostró que existe un patrón de casi ausencia total de individuos de tallas grandes e intermedias (20–30 cm) en Boca Chica. ■

Table 5-10. Mean (1 SD) density (no./100 m²) of predatory fishes in Parque Nacional del Este during 1996. Twenty transects (20-m x 5-m) were survey at all sites except El Faro (22). *Tabla 5-10. Densidad media (1 DE) (no. indiv./100 m²) de peces depredadores en el Parque Nacional del Este durante 1996. Se realizaron 20 transectos de 20 m x 5 m en cada sitio, excepto en El Faro (22).*

Group/Species	Dominicus	El Peñon	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
Groupers							
<i>Epinephelus adscensionis</i>						0.14 (0.47)	0.05 (0.22)
<i>E. cruentatus</i>	2.95 (1.67)	2.10 (1.41)	2.70 (1.53)		1.85 (1.63)	0.45 (0.67)	1.15 (0.81)
<i>E. fulvus</i>	0.05 (0.22)	0.05 (0.22)	0.20 (0.52)		0.25 (0.55)	0.68 (1.04)	0.90 (0.79)
<i>E. guttatus</i>		0.10 (0.31)	0.05 (0.22)	0.45 (0.76)	0.15 (0.37)	0.36 (0.66)	
<i>E. striatus</i>			0.05 (0.22)				0.05 (0.22)
Snappers							
<i>Lutjanus apodus</i>		0.70 (2.25)				0.05 (0.21)	
<i>L. mahogani</i>	0.10 (0.31)		0.55 (2.46)			0.05 (0.21)	0.10 (0.31)
<i>L. synagris</i>		1.80 (2.86)	0.80 (3.35)			0.27 (0.63)	
<i>Ocyurus chrysurus</i>		0.05 (0.22)	4.35 (6.91)		0.15 (0.67)		
Barracudas							
<i>Sphyaena barracuda</i>			0.05 (0.22)				
Trumpetfish							
<i>Aulostomus maculatus</i>	0.45 (0.83)	0.90 (0.91)	1.05 (1.00)	0.90 (0.97)	0.75 (0.85)	0.36 (0.49)	0.40 (0.68)
Lizardfish							
<i>Synodus intermedius</i>	0.05 (0.22)	0.10 (0.45)		0.20 (0.70)	0.10 (0.31)		
Hogfish							
<i>Bodianus rufus</i>		0.15 (0.37)				0.23 (0.43)	0.10 (0.31)
Mackerels							
<i>Scomberomorus regalis</i>							0.05 (0.22)
Cornetfish							
<i>Fistularia sp.</i>		0.05 (0.22)					

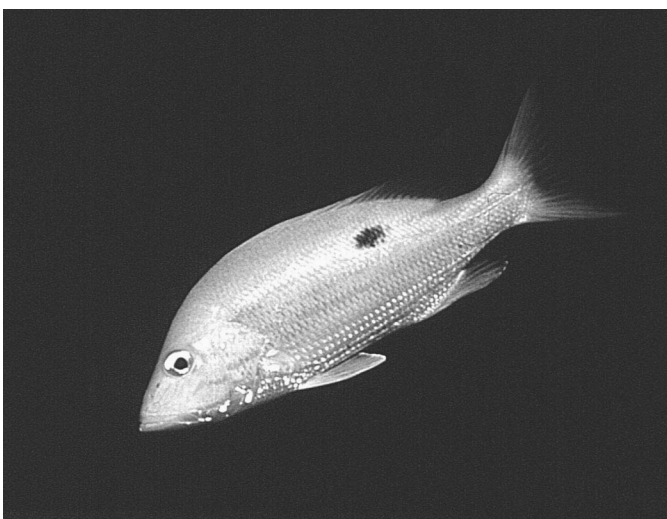


Figure 5-9. Underwater photograph of the lane snapper (*Lutjanus synagris*). Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. *Figura 5-9. Fotografía submarina del bermejuelo (*Lutjanus synagris*). Derechos reservados © 1995, P. Humann. Reproducida con permiso del autor*



Figure 5-10. Underwater photograph of the yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*). Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. *Figura 5-10. Fotografía submarina de la colirrubia (*Ocyurus chrysurus*). Derechos reservados © 1995, P. Humann. Reproducida con permiso del autor*

Table 5-11. Mean (1 SD) density (no./100 m²) of predatory fishes in Boca Chica (BC) and Parque Nacional del Este during 1997. Twenty transects (20-m x 5-m) were surveyed at all sites. *Tabla 5-11. Densidad media (1 DE) (no. indiv./100 m²) de peces depredadores en Boca Chica y el Parque Nacional del Este durante 1997. Se realizaron 20 transectos de 20 m x 5 m en cada sitio.*

Group/Species	BC-shallow	BC-deep	Dominicus	El Peñon	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
Groupers									
<i>Epinephelus adscensionis</i>				0.20 (0.70)	0.05 (0.22)			0.05 (0.22)	
<i>E. cruentatus</i>		0.60 (0.68)	1.25 (1.16)	1.25 (0.97)	1.40 (1.31)		1.40 (1.10)	0.15 (0.49)	0.60 (0.75)
<i>E. fulvus</i>					0.60 (0.94)		0.45 (0.83)	0.30 (0.57)	1.10 (1.07)
<i>E. guttatus</i>			0.10 (0.45)				0.10 (0.31)	0.30 (0.57)	0.05 (0.22)
Snappers									
<i>Lutjanus apodus</i>								0.55 (1.79)	0.05 (0.22)
<i>L. mahagoni</i>			0.10 (0.45)	0.40 (0.94)	0.35 (0.81)			0.05 (0.22)	0.15 (0.37)
<i>L. synagris</i>				0.10 (0.45)	0.45 (2.01)		0.10 (0.45)		
<i>Ocyurus chrysurus</i>		0.05 (0.22)	0.05 (0.22)	0.25 (0.79)	0.05 (0.22)				
Grunts									
<i>Haemulon aurolineatum</i>				0.15 (0.67)	1.35 (3.83)				0.05 (0.22)
<i>H. carbonarium</i>			0.60 (1.19)	1.45 (1.50)	5.30		2.75		0.20 (0.89)
<i>H. chrysargyreum</i>				1.05 (1.61)				0.35 (1.57)	
<i>H. flavolineatum</i>		0.05 (0.22)	0.45 (0.94)	1.85 (2.74)	0.85 (1.84)		0.90 (3.34)	0.15 (0.67)	0.35 (0.81)
<i>H. sciurus</i>				0.10 (0.45)	0.10 (0.45)		0.05 (0.22)	0.05 (0.22)	
Hogfish									
<i>Bodianus rufus</i>	0.05 (0.22)		0.10 (0.31)	0.20 (0.41)	0.10 (0.31)		0.10 (0.31)		
<i>Lachnolaimus maximus</i>									0.05 (0.22)
Barracudas									
<i>Sphyræna barracuda</i>			0.05 (0.22)				0.05 (0.22)		

SECTION 5. SPINY LOBSTER

Spiny lobster (*Panulirus argus*) were surveyed in 140 transects at seven sites in PNE during both 1996 and 1997. Despite this relatively intensive sampling effort, no spiny lobster were observed in two years of field work in PNE. Moreover, no adult lobster have been observed in reef environments in the western half of the Park since 1994. Lobster were also absent from transect surveys in Boca Chica during 1997. ■

SECTION 6. INTERVIEWS WITH FISHERMEN

Interviews of artisanal fishermen (Figure 5-18) were conducted at three locations (Bayahibe, Saona, and Boca de Yuma) during March 1996 and August 1997. Nearly 75% of the 123 fishermen interviewed were between 26 and 50 years of age (Figure 5-19). The greatest percentage of younger fishermen was in Saona, where 36 of the 53 interviewees were less than 25 years old. Most fishermen (56%) operating in PNE have been fishing for more than 11 years (Figure 5-19). Fishermen were asked what resources were targeted by one of four categories: only finfish, lobster and/or conch, lobster and/or conch and fish, and other (Figure 5-20). Thirty-eight percent target only finfish, while 22% target lobster and/or conch. Nearly

SECCIÓN 5. LANGOSTA

La langosta (*Panulirus argus*) fue muestreada en 140 transectos en 7 localidades del PNE cada año (1996 y 1997). A pesar de que el muestreo fue relativamente intenso, no se observaron langostas durante los dos años de trabajo de campo en el PNE. Más aún, no se han observado langostas adultas en los arrecifes de la mitad oeste desde 1994. Las langostas estuvieron también ausentes de los muestreos de Boca Chica durante 1997. ■

SECCIÓN 6. ENTREVISTAS A LOS PESCADORES

Se realizaron entrevistas a los pescadores (Figura 5-18) en tres localidades (Bayahibe, Saona y Boca de Yuma) durante marzo de 1996 y agosto de 1997. Casi el 75% de los 123 pescadores entrevistados tenían entre 26 y 50 años de edad (Figura 5-19). El mayor porcentaje de pescadores jóvenes se registró en Saona, donde 36 de los 53 pescadores entrevistados tenían menos de 25 años de edad. La mayoría de los pescadores (56%) que operan en el PNE ha estado en estas actividades más de 11 años (Figura 5-19). Se les preguntó a los pescadores cuál era su actividad pesquera principal de acuerdo a la siguiente categorización: solamente peces, langostas y/o lambí, langostas y/o lambí y peces, y otros (Figura 5-20). El 38% se dedicaba solamente a la pesca de peces, mientras que el 22% se dedicaba a la captura de langosta y/o lambí. Alrededor del 90% de las capturas están destinadas a la venta y consumo familiar (Figura 5-20). La

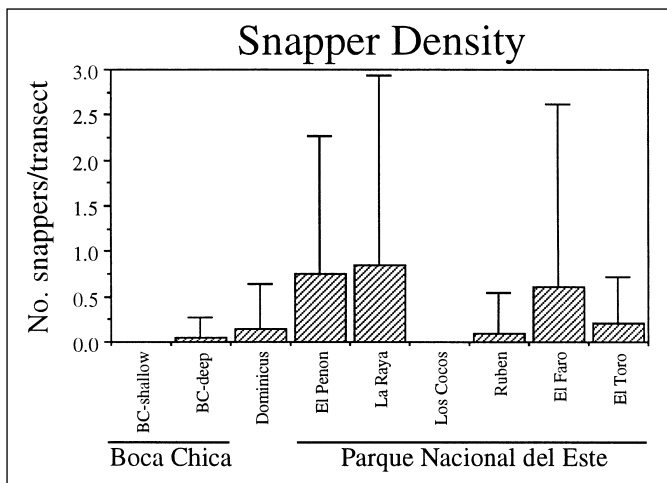


Figure 5-11. Comparison of the mean density (no./100 m²) of snappers (Lutjanidae) in Boca Chica and Parque Nacional del Este during 1997. Error bars represent 1 standard deviation.

Figura 5-11. Comparación de la densidad media (no. indiv./100 m²) de los pargos (Lutjanidae) de Boca Chica y el Parque Nacional del Este en 1997. Las barras representan una desviación estándar.



Figure 5-12. Underwater photograph of the dominant grouper species in Parque Nacional del Este, the graysby (*Epinephelus cruentatus*). Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission. Figura 5-12. Fotografía submarina de la especie dominante de meros en el Parque Nacional del Este, el mero cabrilla de tres puntos (*Epinephelus cruentatus*). Derechos reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor

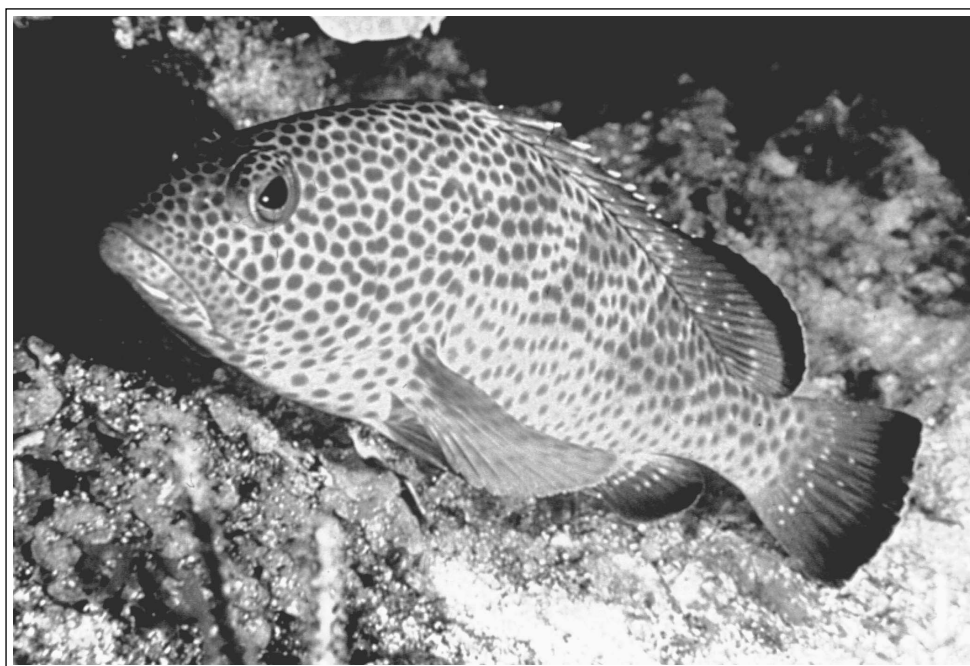


Figure 5-13. Underwater photograph of the red hind (*Epinephelus guttatus*), an important fishery target species in the eastern Caribbean. Copyright © 1994 by P. Humann. Used with permission.

Figura 5-13. Fotografía submarina de la cabrilla (*Epinephelus guttatus*), un importante recurso pesquero del Caribe Oriental. Derechos reservados © 1994, P. Humann. Reproducida con permiso del autor

90% of the catch is for sale or food (Figure 5-20). Recreational fishing accounts for a greater percentage of fishing in Bayahibe.

The methods used by fishermen include hook-and-line, traps, spear guns, and nets. Most fishing is conducted from small (< 7 m) boats (*yolas*) or sailing sloops, some of which are motored: this indicates that fishing is mostly restricted to the coast. Nearly 60% of the fishermen interviewed use hook-and-line, followed by spear guns (31%) and wooden or wire traps (23%) (Figure 5-21). Fishermen at Bayahibe and Boca de Yuma mostly use hook-and-line and fish traps. In contrast, fishermen from Saona typically use spear guns in conjunction with hookah (compressor diving). In fact, 32% of the fisher-

pesca deportiva arrojó un mayor porcentaje en Bayahibe, en comparación con las otras localidades.

Los métodos utilizados por los pescadores incluyen la pesca a cordel, las nasas, el arpón y las redes. La mayoría de la pesca se realiza desde yolas (<7 m) y de veleros pequeños, y sólo algunos están habilitados con motores, lo que significa que las pesquerías están limitadas mayormente a la costa. Una gran cantidad de los pescadores entrevistados utilizan cordel y anzuelo para pescar, seguido de arpón (31%) y nasas de madera o metálicas (23%) (Figura 5-21). La pesca con vara y el uso de nasa son técnicas empleadas por los pescadores de Bayahibe y Boca de Yuma, a diferencia de los de Saona, que utilizan arpones o buceo mediante el uso de compresores; el 32 % de los pescadores recurren al buceo autónomo con tanques de aire comprimido y a los compresores para la captura de lambí, langosta y peces, ya sea con

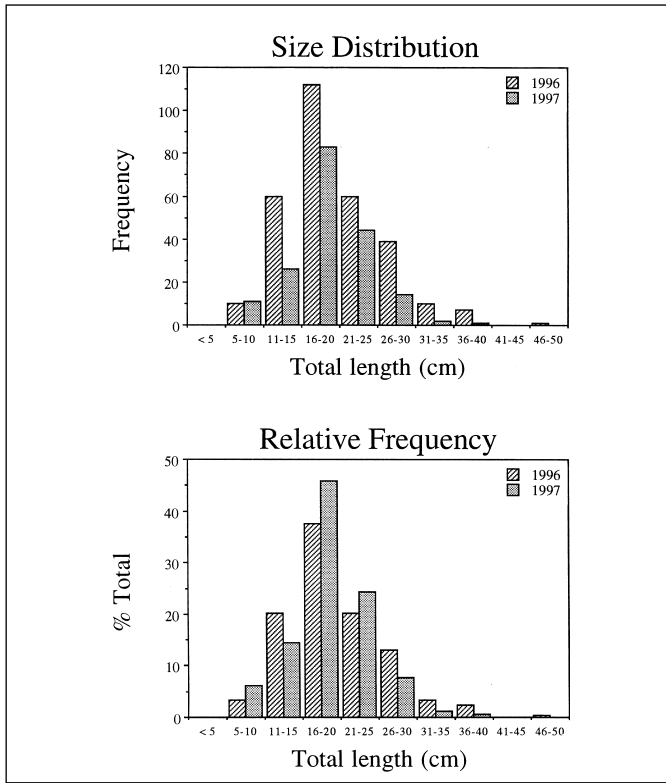


Figure 5-14. Size–frequency distribution and relative frequency distribution of grouper total length (cm) in Parque Nacional del Este during 1996–97. *Figura 5-14. Distribución (absoluta y relativa) por tallas (LT, cm) de los meros en el Parque Nacional del Este durante 1996–97.*

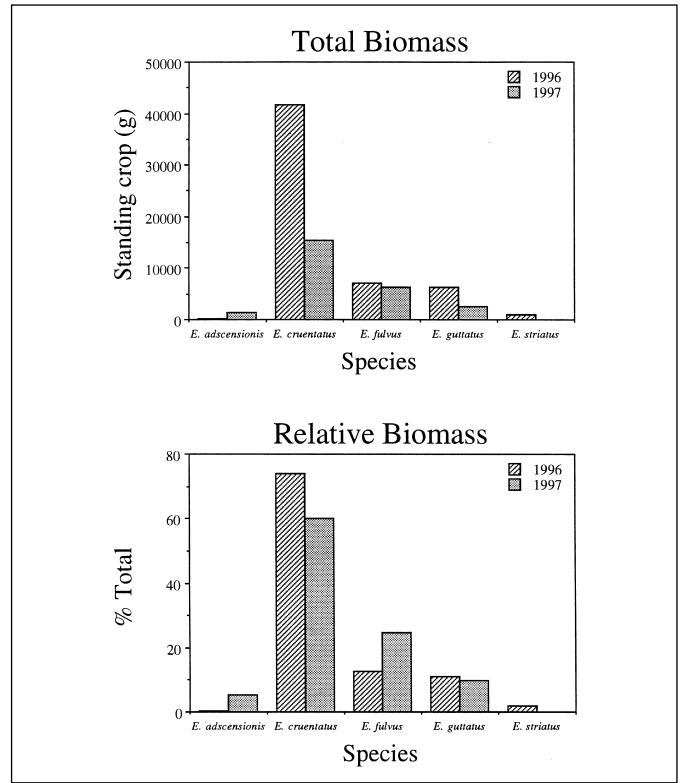


Figure 5-15. Standing crop (g) and relative biomass of grouper species in Parque Nacional del Este during 1996–97. *Figura 5-15. Biomasa absoluta (g) y relativa de las especies de meros en el Parque Nacional del Este durante 1996–97.*

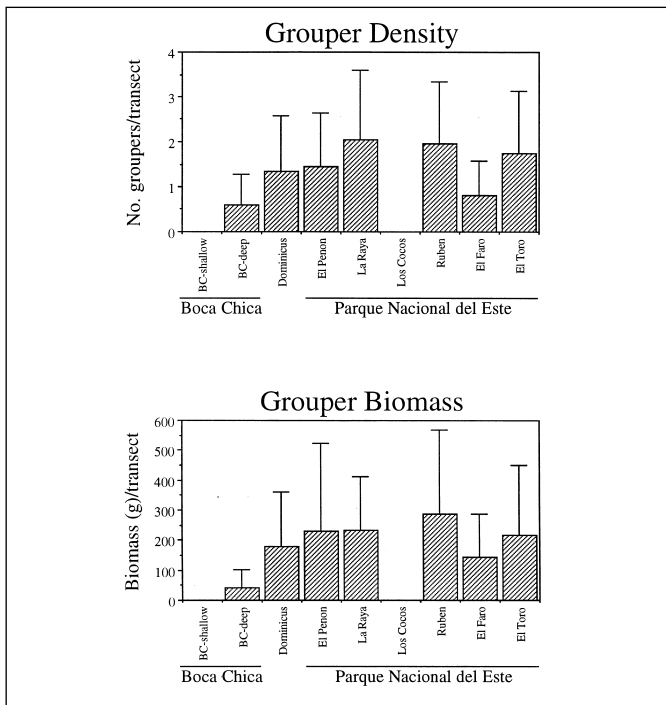


Figure 5-16. Comparison of the mean density (no./100 m²) and biomass (g/100 m²) of groupers (Serranidae) in Boca Chica and Parque Nacional del Este during 1997. Error bars represent 1 standard deviation. *Figura 5-16. Comparación de la densidad media (no. indiv./100 m²) y la biomasa (g/100 m²) de meros en Boca Chica y el Parque Nacional del Este en 1997. Las barras representan una desviación estándar.*

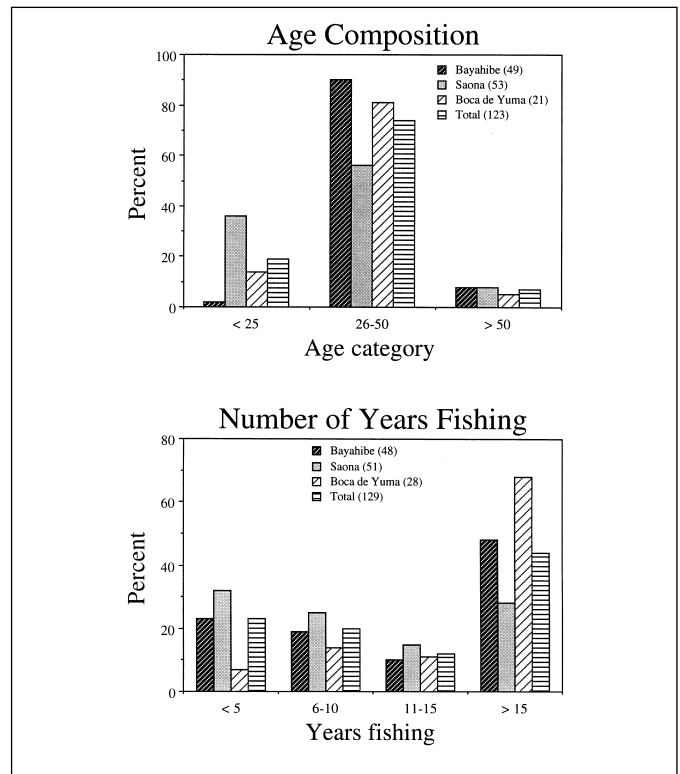


Figure 5-19. Age composition (top) and number of years spent fishing by fishermen (bottom) in Parque Nacional del Este. *Figura 5-19. Composición por edades de los pescadores (arriba), y número de años dedicados a la actividad pesquera (abajo) en el Parque Nacional del Este.*

men use SCUBA and/or compressors to capture fish, conch and lobster by hand, hook, or speargun. Fishermen from Bayahibe and Boca de Yuma use less selective methods which yield greater catches. In contrast, fishermen from Saona use more selective methods which yield lower catches. The weekly fishing effort (hours) indicates greater effort by fishermen from Saona and Boca de Yuma compared to Bayahibe (Figure 5-21). Less than 20% of the fishermen from Bayahibe spend more than 50 hours per week fishing, while over 40% of the fishermen from Boca de Yuma and Saona spend more than 50 hours per week fishing. Lower effort from Bayahibe is indicative of the greater importance of tourism development northwest of the Park.

The composition of fishermen's landings shows that most of the individuals caught are snappers (Lutjanidae), followed by grunts (Haemulidae), parrotfishes (Scaridae), groupers (Serranidae), triggerfish (Balistidae), and jacks (Carangidae) (Figure 5-22). Varied fish families (other category) represent a large percentage (29% in number of individuals, 38% in biomass): Pomacentridae, Acanthuridae, Labridae, Sparidae, Coryphaenidae, Scombridae, Holocanthidae, Kyphosidae, Holocentridae, Lactophoridae, Mullidae, and Isthophoridae. Nearly 60% of the total fishes measured were composed of 11 species. Organisms most targeted were predatory fishes (20%), herbivores (15%), and spiny lobster (8%). Species comprising a significant proportion of the catch were *Sparisoma viride*, *Lutjanus apodus*, *Haemulon sciurus*, *Balistes vetula*, *Ocyurus chrysurus*, and *Ephinephelus guttatus*.

Among snapper species, yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*) (70% of individuals) dominated the catch in PNE (Figure 5-23). This species also comprised roughly one-third of the total snapper biomass fished. However, the few mutton snappers caught (6% of the total snappers) contributed about the same proportion of the biomass (37%), as they were notably larger than the yellowtail snappers.

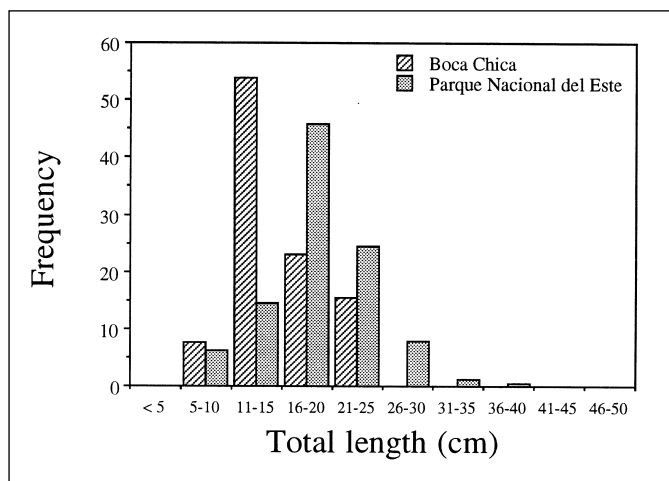


Figure 5-17. Comparison of the size structure of groupers (Serranidae) in Boca Chica and Parque Nacional del Este during 1997. *Figura 5-17. Comparación de la composición por tallas de los meros (Serranidae) en Boca Chica y el Parque Nacional del Este durante 1997*

sus propias manos, con ganchos o con anzuelos. Los pescadores de Bayahibe y Boca de Yuma utilizan métodos de pesca menos selectivos con los que obtienen capturas mayores, en contraste con los de Saona que usan métodos más selectivos que rinden capturas menores. El esfuerzo de pesca semanal (en horas) refleja una mayor actividad pesquera de los pescadores de Saona y Boca de Yuma, comparada con los de Bayahibe (Figura 5-21). Menos del 20% de estos últimos realizan actividades pesqueras durante más de 50 horas a la semana, mientras que alrededor del 40% de los de Boca de Yuma y Saona dedican más de 50 horas a la semana a pescar. La menor actividad de los pescadores de Bayahibe es un indicador de una mayor importancia de la actividad turística en la parte noroeste del parque.

El análisis de los desembarcos arrojó que los pargos (Lutjanidae) eran los peces más representados en las capturas, seguidos de los bocayates (Haemulidae), los meros (Serranidae), los puercos (Balistidae) y las cojinúas (Carangidae) (Figura 5-22). Un gran porcentaje (29% en número de individuos y 38% en biomasa) de las capturas incluyen la categoría de "otros" donde están representadas varias familias como Pomacentridae, Acanthuridae, Labridae, Sparidae, Coryphaenidae, Scombridae, Holocanthidae, Kyphosidae, Holocentridae, Lactophoridae, Mullidae e Isthophoridae. Aproximadamente el 60% del total de las especies medidas pertenecían a 11 familias. Los depredadores fueron los más representados en las capturas (20%), seguido de los herbívoros (20%) y la langosta (8%). Las especies más representadas en las capturas fueron el loro luz de tráfico (*Sparisoma viride*), el pargo de manglar (*Lutjanus apodus*), el bocayate de líneas azules (*Haemulon sciurus*), el puerco reina (*Balistes vetula*), la colirrubia (*Ocyurus chrysurus*) y el mero cabrilla (*Ephinephelus guttatus*).

Entre los pargos, la colirrubia (*Ocyurus chrysurus*) fue la especie dominante (70% de los pargos capturados) (Figura 5-23). Esta especie representó, además, alrededor de 1/3 de la biomasa total de pargos. Sin embargo, los pocos ejemplares de pargo sama (*Lutjanus analis*, 6%) contribuyeron casi en la misma proporción a la biomasa (37%) al ser de tallas considerablemente mayores que las colirrubias. El resto de los pargos representaron menos del 8% del número total de individuos pescados y del 30% de la biomasa total. El pargo sama (*Lutjanus analis*), el pargo (*L. cyanopterus*) y el chillo (*L. campechanus*) de grandes tallas



Figure 5-18. Two Dominican fishermen in Parque Nacional del Este. *Figura 5-18. Dos pescadores dominicanos en el Parque Nacional del Este.*

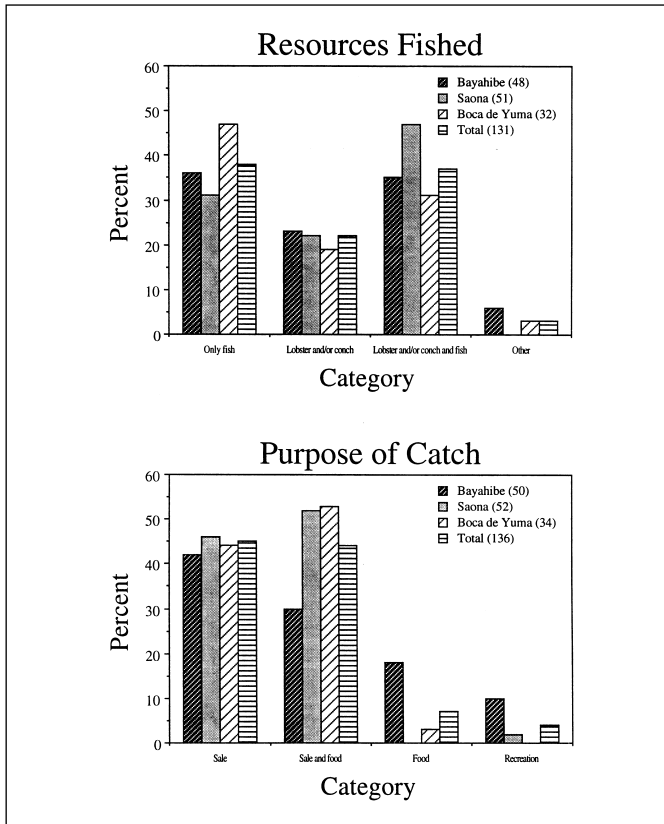


Figure 5-20. Resources fished (top) and purpose of catch (bottom) in Parque Nacional del Este. *Figura 5-20. Recursos pesqueros (arriba) y destino de las capturas (abajo) en el Parque Nacional del Este.*

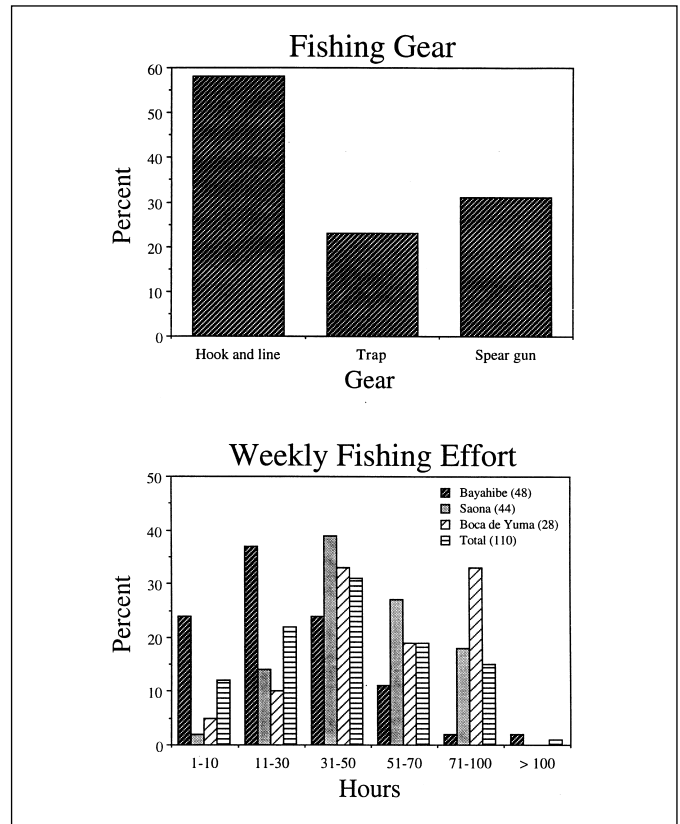


Figure 5-21. Fishing gear (top) and weekly fishing effort (bottom) in Parque Nacional del Este. *Figura 5-21. Artes de pesca (arriba) y tiempo dedicado a la pesca durante la semana por los pescadores (abajo) del Parque Nacional del Este.*

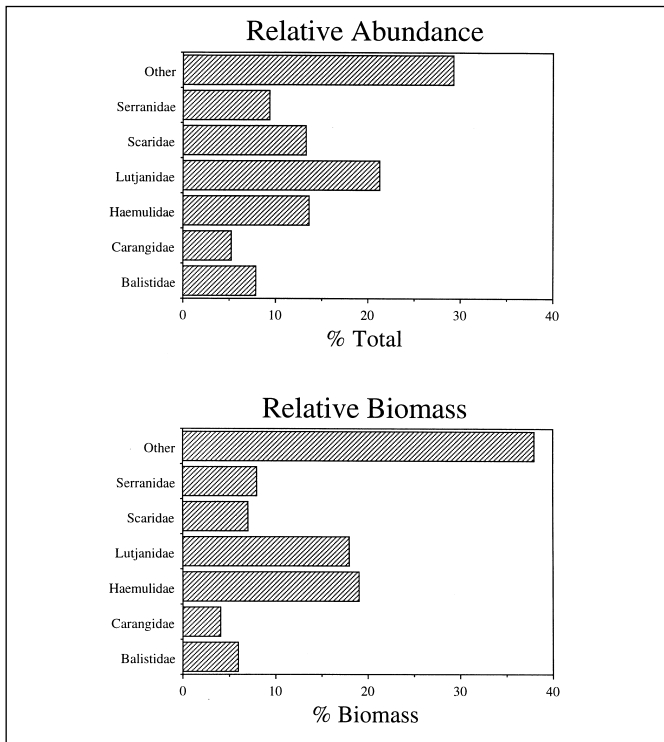


Figure 5-22. Finfish catch composition in Parque Nacional del Este by relative abundance of individuals (top) and relative biomass (bottom). *Figura 5-22. Composición de las capturas de peces en el Parque Nacional del Este en porcentaje del número de individuos (arriba) y biomasa (abajo).*

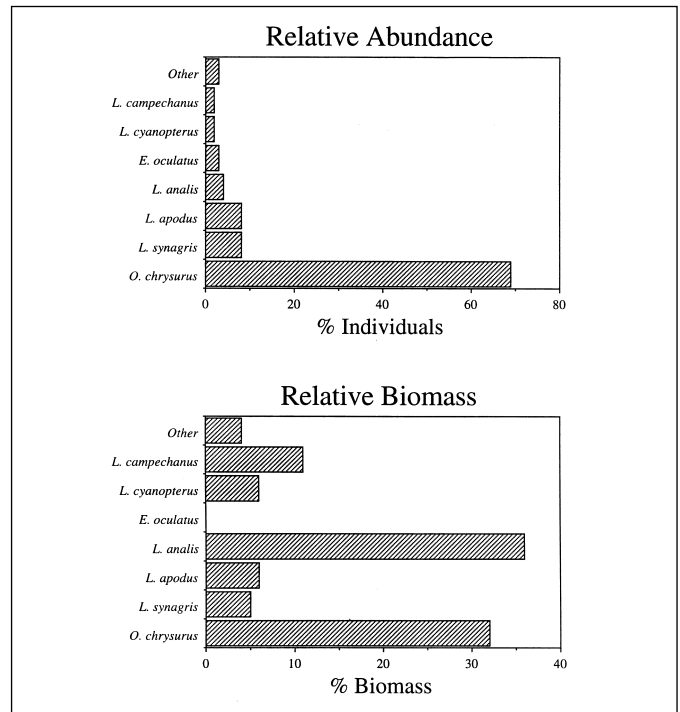


Figure 5-23. Snapper catch composition in Parque Nacional del Este by relative abundance of individuals (top) and relative biomass (bottom). *Figura 5-23. Composición de las capturas de pargos en el Parque Nacional del Este, en porcentaje del número de individuos (arriba) y biomasa (abajo).*

The other snappers comprised less than 8% of the total number of individuals and 30% of the total snapper biomass. Mutton (*L. analis*), cubera (*L. cyanopterus*) and red (*L. campechanus*) snappers are large-sized and comprised altogether eight percent of the snappers caught. They were fished mostly in depths greater than 30 m.

Among groupers, small to intermediate-size species (*Epinephelus guttatus*, *E. fulvus* and *E. cruentatus*) were dominant in the number of individuals (32%, 25%, and 22%, respectively) and comprised 80% of the total grouper biomass landed during the surveys (Figure 5-24). The few, large *Mycteroperca* surveyed contributed 35% of the total grouper biomass landed. No Nassau grouper were recorded during the interviews.

When asked their opinion concerning the trend in fisheries resources, nearly 75% of the fishermen stated that resources have declined (Figure 5-25). Declines in fisheries resources were particularly noted by fishermen in Boca de Yuma (85%).

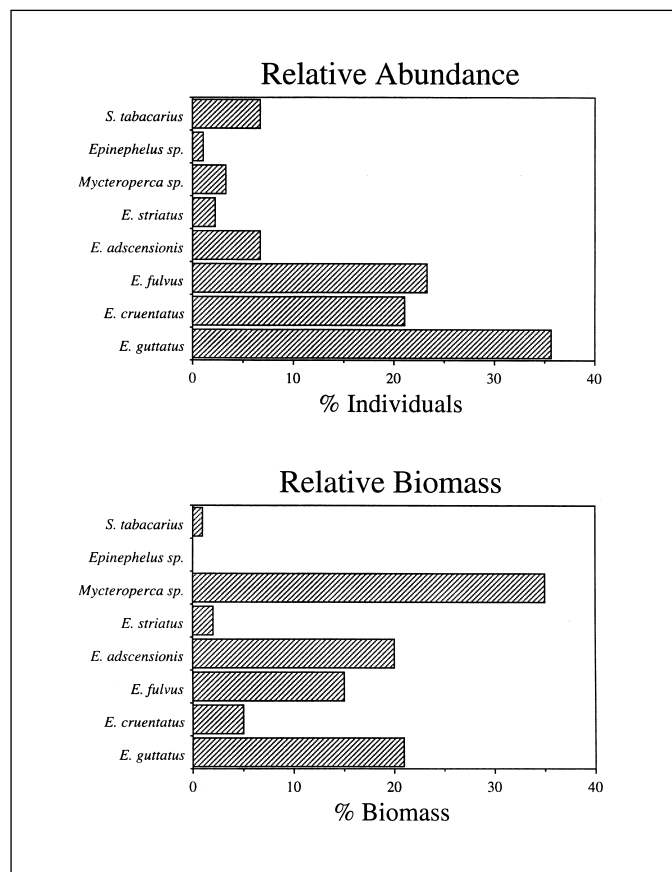


Figure 5-24. Grouper catch composition in Parque Nacional del Este by relative abundance of individuals (top) and relative biomass (bottom). *Figura 5-24. Composición de la captura de meros en el Parque Nacional del Este en porcentaje del número de individuos (arriba) y biomasa (abajo).*

representaron en conjunto el 8% de las capturas de pargos y son capturados a profundidades mayores de 30 m.

Los meros de tallas pequeñas y medianas (*Epinephelus guttatus*, *E. fulvus* y *E. cruentatus*) dominaron en número (32, 25 y 22%, respectivamente), representando el 80% de la biomasa total de las capturas de meros durante los muestreos (Figura 5-24). Los pocos individuos (pero de grandes tallas) de *Mycteroperca* registrados constituyeron el 35% de la biomasa total de meros en los desembarques. No se encontraron ejemplares del mero batata *E. striatus* durante los muestreos.

Cuando se les preguntó a los pescadores su opinión acerca de la tendencia de la abundancia de los recursos pesqueros, el 75% opinó que estos habían disminuido (Figura 5-25). En Boca de Yuma la disminución de los recursos pesqueros fue notablemente señalada por el 85% de los pescadores.

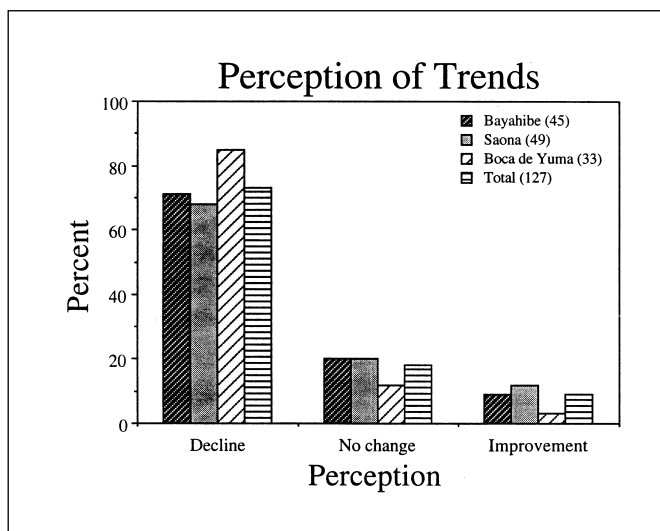


Figure 5-25. Perception of trends in fisheries resources in Parque Nacional del Este. *Figura 5-25. Percepción de la tendencia del comportamiento de los recursos pesqueros en el Parque Nacional del Este por parte de los pescadores.*

Chapter VI. Discussion

THIS CHAPTER IS DIVIDED INTO TWO SECTIONS: 1) TO SUMMARIZE AND DISCUSS THE FINDINGS FROM THIS INVESTIGATION, AND 2) TO COMPARE THE STATUS OF FISHERIES RESOURCES IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE WITH PREVIOUS STUDIES AND AVAILABLE DATA FOR THE WIDER CARIBBEAN.

SECTION 1. SUMMARY ASSESSMENT

Queen conch

The importance of seagrass communities to a variety of fishes and invertebrates is well known (Orth et al., 1984). The association of queen conch (*Strombus gigas*) distribution with benthic communities has been the focus of studies throughout the Caribbean (Weil and Laughlin, 1984; Iversen et al., 1987; Stoner and Waite, 1990). Juvenile queen conch density in PNE was significantly different among the five community types surveyed. Juveniles were most abundant in sparse seagrass in sand-mud in both 1996 and 1997. In fact, Transect number 1 (the eastern-most transect) had two orders of magnitude more conchs than any of the other transects in 1996 and one order of magnitude more in 1997. The sparse seagrass community near the eastern margin of the Canal de Catuano likely serves as the juvenile nursery area for queen conch. This result is similar to studies in the Exuma Cays, Bahamas, where 1–2 year old conch were most abundant in seagrass beds with moderate (25–50%) coverage (Sandt and Stoner, 1993). The apparent preference of juveniles for sparse seagrass communities is likely a function of food availability and predator avoidance (Stoner and Waite, 1990; Ray et al., 1994b). This

Capítulo VI. Discusión

ESTE CAPÍTULO ESTÁ DIVIDIDO EN DOS SECCIONES: EN LA PRIMERA SE RESUMEN Y DISCUTEN LOS RESULTADOS DE ESTA INVESTIGACIÓN Y EN LA SEGUNDA SE COMPARA EL ESTADO DE LOS RECURSOS PESQUEROS DEL PARQUE NACIONAL DEL ESTE CON ESTUDIOS PREVIOS Y CON LA INFORMACIÓN DISPONIBLE EN DIFERENTES ÁREAS DEL CARIBE.

SECCIÓN 1. RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

Lambí

Es muy conocida la importancia de las comunidades de hierbas marinas para los peces e invertebrados (Orth et al., 1984). La relación entre la distribución del lambí (*Strombus gigas*) y las comunidades bentónicas ha sido estudiada a lo largo de todo el Caribe (Weil y Laughlin, 1984; Iversen et al., 1987; Stoner y Waite, 1990). Las densidades de los juveniles resultaron significativamente diferentes entre los cinco tipos de comunidades muestreadas en el PNE. Los juveniles fueron los más abundantes en hierbas marinas dispersas en fondos lodo-arenosos, en ambos años (1996 y 1997). En el transecto no. 1 (localizado hacia la parte más al este del parque) se encontró dos veces más lambí que en ningún otro transecto en 1996 y una vez más en 1997. Estos resultados sugieren que las comunidades de hierbas marinas dispersas a lo largo de la margen este del Canal de Catuano sirven de área de cría para el lambí; resultados muy similares a los obtenidos en Bahamas y Cayos Exumas, donde el lambí de entre 1 y 2 años de edad fue más abundante en praderas de hierbas marinas de cobertura moderada (25–50%) (Sandt y Stoner, 1993). La aparente preferencia de los juveniles por las comunidades de hierbas marinas dispersas parece estar en función de la disponibilidad de alimento y protección ante los depredadores (Stoner y White, 1990; Ray et al., 1994b). Este tipo de comunidad aporta detrito, una alta producción de algas y la compleji-

community type probably provides the necessary detritus, high algal production, and structural complexity needed for food resources and refuge from predators (Stoner et al., 1994; Ray et al., 1994b).

Juvenile queen conch decreased significantly in density from 1996 to 1997. The decrease occurred at Transect #1 where juvenile density was an order of magnitude higher in 1996: this result also explains the significant interaction between year and community type in the analysis of variance. There are two possible explanations for this phenomenon. The first is that there was very low recruitment during 1997, but since queen conch larvae were actually more plentiful in 1996 than in 1995, another possibility must be taken into account. Since size restrictions are difficult to enforce in the Park, the most likely scenario is that the juvenile nursery was heavily fished before the field surveys were conducted.

Because of the lack of data from the other community types, only the size frequency distributions of juveniles from two community types, sparse seagrass and moderate-dense seagrass, were compared. The juveniles from the former were significantly smaller during both 1996 and 1997. If size is used as an indicator of age, then the juveniles in the sparse seagrass community were younger. In fact, when Transect number 1 was compared to the other transects within that community, the former had significantly smaller juveniles than the rest of the community type during both years. This would indicate that Transect number 1 (the eastern-most transect in PNE) is an area of active recruitment and should be considered a juvenile nursery area.

Very few adult queen conchs were found in the Canal de Catuano and the southwestern shelf of the peninsula. Adult queen conch exhibited density differences between years and among community types. Adults were most abundant in the sparse seagrass and moderate-dense seagrass community types. There was almost a three-fold decline in adult density from 1996 to 1997, indicating that the adults were likely fished. The few adults that were found had very thin lips, indicating that they had just reached sexual maturity. Size frequency distributions were not significantly different among community types. When community types were compared across years, however, larger adults were found in 1997.

Density of milk conch (*Strombus costatus*) varied significantly between years and among community types in PNE. Like the queen conch, milk conchs were most abundant in the sparse seagrass and moderate-dense seagrass community types. However, unlike queen conch, milk conch density more than doubled in 1997. The increase was particularly evident in the sparse seagrass community type: this result explains the significant interaction between factors in the analysis of variance. In fact, the increase in this community type reflected an order of magnitude increase on Transect #1. Queen conch decreased an order of magnitude along this same transect. Milk conch veliger densities decreased from 1995 to 1996; therefore, increased recruitment may not be a suitable explanation for the observed increase in juveniles. The most probable explanation for this event is a higher survivorship, due to a lack of competition from queen conch, since fishermen do not target milk conchs.

dad estructural necesaria para garantizar alimento y refugio para evitar la depredación (Stoner et al., 1994; Ray et al., 1994b).

La densidad del lambí fue significativamente menor en 1997 que en 1996. Esta disminución ocurrió en el transecto no. 1, donde la densidad en 1996 fue de un orden de magnitud superior: este resultado explica la interacción significativa entre el tipo de comunidad y los años en el análisis de varianza. Existen dos posibles explicaciones: la primera es el bajo nivel de reclutamiento durante 1997, pero como las larvas del lambí fueron más abundantes en 1996 que en 1995, es necesario considerar la otra posibilidad. La captura de individuos por debajo de la talla mínima de pesca es común en el área del parque, a pesar de las regulaciones que lo prohíben. Por ello, no se puede descartar la posibilidad de que la población de juveniles haya sido intensamente pescada antes de los muestreos.

Debido a la falta de datos en otros tipos de comunidades, se pudo comparar sólo la distribución por tallas de los juveniles en dos tipos de comunidades, la de hierbas marinas moderadas a densas y la de hierbas marinas dispersas. Los juveniles de la primera fueron significativamente más pequeños durante 1996 y 1997. Usando la talla como un indicador de edad, resulta que los juveniles en las comunidades de hierbas marinas dispersas eran aún más jóvenes. La comparación de los resultados del transecto no. 1 con los de otros transectos dentro de esa misma comunidad, arrojó que en el primero, los juveniles fueron significativamente más pequeños que en el resto de esa comunidad durante los dos años, lo que podría indicar que el transecto no. 1 (el que está situado más al este) se encuentra en un área activa de reclutamiento y debe ser considerada como un área de cría de juveniles.

Unos pocos lambí adultos fueron encontrados en el Canal de Catuano y en la parte suroeste de la plataforma peninsular. Estos mostraron densidades diferentes en los dos años y en los dos tipos de comunidades. Los adultos fueron más abundantes en las comunidades de hierbas marinas dispersas y de moderada a densa abundancia. Se encontró siempre una densidad tres veces menor en 1997 con respecto a 1996, lo que indica la pesca probable de los adultos. Los pocos adultos que se encontraron poseían labios de poco grosor, un indicador de haber alcanzado recientemente la madurez sexual. Las distribuciones de tallas de los lambíes en los diferentes tipos de comunidades no fueron significativamente diferentes. Sin embargo, para cada tipo de comunidades, los adultos de mayor talla se encontraron en 1997.

La densidad del tití (*Strombus costatus*) varió significativamente de un año a otro y entre los diferentes tipos de comunidad. Al igual que con el lambí (*Strombus gigas*), el tití fue más abundante en las comunidades de hierbas marinas dispersas y en la de moderada a densa abundancia de hierbas marinas. Sin embargo, a diferencia del lambí (*S. gigas*), la densidad del tití (*S. costatus*) aumentó a más del doble en 1997. Este incremento fue particularmente notable en la comunidad de hierbas marinas dispersas, lo que explica la interacción significativa de los factores considerados en el análisis de varianza. De hecho, un incremento en este tipo de comunidad es un reflejo del incremento en un orden de magnitud en el transecto no. 1. La densidad del lambí (*S. gigas*) disminuyó a lo largo del transecto. La densidad de las larvas velíger del tití (*S. costatus*) disminuyó de 1995 a 1996, por lo que no resulta lógico justificar el incremento de los juveniles con un aumento del reclutamiento. La explicación más acertada a este evento es un alto porcentaje de supervivencia debido a la falta de competencia del lambí (*S. gigas*), ya que el tití (*S. costatus*) no es objeto de pesca.

The objective of conducting plankton tows for strombid veligers was to assess any recruitment that may have occurred in PNE and to evaluate relationships between larval and juvenile density. Analysis of the plankton tows conducted for strombid veligers suggested that the larvae were hatched nearby, as most of the individuals found were less than 10 days old (mostly stage III veligers) (Davis et al., 1993). No competent veligers were found. Larval abundance was very low, which suggests that the spawning stock is heavily fished or is naturally small, perhaps due to a relatively small shelf area (Posada and Appeldoorn, 1994). Fishermen have been frequently observed east of Isla Saona and Isla Catalinita in 30–45+ m depths using hookah to fish for conch. Moreover, the absence of adult conch in other areas of the Park suggests that the eastern deeper water habitats support the remaining adult stock.

Comparisons of *Strombus gigas* larval densities in the Eastern Caribbean indicate generally similar or slightly higher concentrations in PNE. Plankton tows conducted during July 1989 along three north-to-south transects in the Eastern Caribbean yielded the following ranges in queen conch veliger densities (number of veligers per m³): 0–0.001 for Puerto Rico south to Venezuela, 0–0.0097 for Martinique to Grenada, and 0.0045–0.0621 south of Barbados (Posada and Appeldoorn, 1994). The concentration of *S. gigas* veligers in PNE during 1995 and 1996 was 0.007 veligers/m³ and 0.018 veligers/m³, respectively. Other studies have shown that larval densities within areas closed to conch fishing (i.e. marine fishery reserves) can be 4–17 times higher than in fished areas (Stoner and Ray, 1996). However, the larval densities in PNE may be misleadingly low because the mesh size used was not designed to catch early-stage veligers. There was not a strong correlation between chlorophyll-a concentration and veliger abundance. This would suggest that food is not a resource limiting larval density. As stated previously, the most likely explanation for low larval densities is the fact that the spawning population is quite small, reflecting naturally low production and/or intense fishing pressure.

Since the juvenile nursery area is located along the eastern margin of PNE (Transect no. 1), it is hypothesized that these conchs originated from a deep-water (20–40 m) population on the island slope or that the juveniles originated from the Eastern Caribbean. The sparse seagrass community type would be the first suitable habitat that the veligers would encounter as they were transported west from the Mona Passage. Gene flow between queen conch populations in the Caribbean is reported to be quite high (Mitton et al., 1989); a study of the gene flow between Eastern Caribbean and Dominican populations may allow resource managers to determine the relative importance of local versus distant recruitment to PNE.

Soft-bottom fishes

Seagrass beds support an assemblage of primary resident fishes and constitute a major foraging and refuge environment (Alevizon and Bannerot, 1990; Claro, 1994). Sea-

Los arrastres de plancton se llevaron a cabo con el objetivo de determinar la densidad de larvas velíger y evaluar de esta manera el reclutamiento en el PNE, así como la relación entre la densidad larval y la de los juveniles. Las capturas de larvas sugieren que eclosionaron en lugares cercanos al parque, dado que la mayoría eran menores de 10 días (estadio III de velíger, según Davis et al., 1993). No se encontraron larvas en avanzados estadios de desarrollo. La abundancia de las larvas fue baja, lo que sugiere que la población de desovadores es pequeña o está intensamente explotada, debido quizás al área pequeña de plataforma (Posada y Appeldoorn, 1994). Los pescadores suelen pescar lambí en profundidades de 30 a 45 m al este de la isla Saona y Catalinita buceando con compresores. Además, la ausencia de lambí adultos en otras áreas del parque sugiere que los adultos que habitan en la parte este del parque sustentan el resto de la población adulta.

La comparación con densidades de larvas de lambí (*Strombus gigas*) en el Caribe oriental indica concentraciones similares o ligeramente superiores en el PNE. Los arrastres de plancton realizados en julio de 1989 a lo largo de tres transectos orientados de norte a sur en el Caribe oriental reportaron densidades de 0–0,001 de larvas/m³ desde el sur de Puerto Rico a Venezuela, 0–0,0097 de larvas/m³ de Martinica a Granada y 0,0045–0,0621 larvas/m³ al sur de Barbados (Posada y Appeldoorn, 1994). La concentración de velíger de *S. gigas* en el PNE durante 1995 y 1996 fue de 0,007 de larvas /m³ y 0,018 de larvas/m³, respectivamente. Otros estudios han demostrado que la densidad de larvas en áreas cerradas a la pesca de lambí (reservas pesqueras marinas) puede ser de 3 a 17 veces mayor que en áreas tradicionales de pesca (Stoner y Ray, 1996). Sin embargo, la densidad de larvas en el PNE parece ser ligeramente menor debido a que al tamaño de malla utilizado no permitió capturar estadios más jóvenes de velíger. No se encontró una fuerte correlación entre la concentración de clorofila-a y la abundancia de larvas velíger, lo que al parecer indica que el alimento no es un recurso limitante en la supervivencia y por lo tanto no limita la densidad larval. Como se planteó anteriormente, puede ser que los bajos niveles de densidad larval encontrados se deban a que la población de desovadores es pequeña, con bajos niveles de producción natural y/o a que ha estado sometida a una gran presión pesquera.

Dado que las áreas de cría de juveniles están localizadas en la parte este del PNE (transecto no. 1), se plantea la hipótesis de que estos juveniles se hayan originado en la población de lambí que habita la pendiente de la plataforma (entre los 20 y los 40 m) en el Caribe oriental. La comunidad de hierbas marinas dispersas sería el primer hábitat apropiado con que las larvas se encontrarían a medida que son transportadas hacia el oeste desde el Canal de la Mona. El intercambio genético entre las poblaciones de lambí del Caribe es relativamente alto (Mitton et al., 1989). El estudio genético de las poblaciones del Caribe oriental y la República Dominicana permitirá evaluar la importancia relativa en el reclutamiento del parque de la producción local de larvas en contraste con la de larvas provenientes de zonas distantes.

Peces en comunidades de fondo blando

Las praderas de hierbas marinas proporcionan refugio y alimento a una gran cantidad de especies de peces que residen permanentemente en este hábitat y que se mueven desde los arrecifes y manglares cercanos (Alevizon y Bannerot, 1990; Claro, 1994). Son importantes áreas de cría de peces que más tarde ocuparán los arrecifes adyacentes

grass habitats provide a nursery area for species that later occupy adjacent reefs as adults (Tabb and Manning, 1961; Springer and McErlean, 1962). For example, in nearshore seagrass habitats in the Florida Keys, one-third of the species is represented only by juveniles (Springer and McErlean, 1962). In temperate environments such as the northern Gulf of Mexico, fishes (e.g. pinfish) tend to reside in the seagrass habitat throughout the life cycle (Weinstein and Heck, 1979). In contrast, fishes in tropical environments, such as snappers and grunts, use seagrass habitats as foraging grounds (Claro, 1994).

Because there is less shelter and habitat structure in seagrass beds than on reefs, the primary fishes observed during the day are large predators (e.g. barracuda) or those relatively immune to predation (e.g. trunkfishes). Resident seagrass species tend to have small eyes and mouths, as well as diverse feeding behaviors and body forms (Robblee and Zieman, 1984). The resident community is typically dominated by herbivores in the tropics (Weinstein and Heck, 1979), but also by wrasses, clinids, pipefishes, and filefishes. At twilight hours, seagrass beds adjacent to reefs show a change in species composition, with an influx of reef predators such as grunts and snappers (Robblee and Zieman, 1984; Mochek and Valdés, 1994).

In Caribbean seagrass habitats, previous studies have shown that over 100 species of fishes can occur, with most individuals represented by juveniles of predatory species (Weinstein and Heck, 1979; Robblee and Zieman, 1984). Surveys of soft-bottom fishes in PNE at 57 locations in 1996 and 1997 yielded 69 species. Generally greater numbers of species, fishes, and biomass were found in the eastern Canal de Catuano, although differences in these parameters among the four community types surveyed were not statistically significant. Greater numbers of species and individuals in the eastern canal may reflect the proximity of stations to hard-bottom habitats such as patch reefs, rubble, and low-relief hard-bottom (Robblee and Zieman, 1984). The absence of significant differences in seagrass fish fauna among the four community types contrasts with previous studies (Martin and Cooper, 1981; Baelde, 1990), possibly reflecting the fact that all areas had some coverage by seagrasses.

Surveys of soft-bottom fishes in 1996 and 1997 showed significant year-to-year variation in species, abundance, and biomass. This may reflect the inherent variability of recruitment processes, coupled with the lack of data collected over longer time scales. For example, the dominance of balloonfish (*Diodon holacanthus*) in trawl samples may have resulted from a rare mass recruitment event during January of 1994 (Debrot and Nagelkerken, 1997). Elevated population densities of this species were also noted in other areas two years after this event. Therefore, there is a clear need to quantify the spatial and temporal nature of recruitment into nursery areas of PNE, by collecting information on larval supply, habitat suitability, and post-recruitment processes influencing juvenile survivorship.

A few species accounted for the majority of individuals and biomass recorded in PNE soft-bottom habitats, such as balloonfish, parrotfishes, and filefishes. On the Carib-

(Tabb y Manning, 1961; Springer y McErlean, 1962). Por ejemplo, en las praderas litorales de hierbas marinas de los Cayos de la Florida, un tercio de las especies son juveniles (Springer y McErlean, 1962). En ambientes templados (como por ejemplo en el norte del Golfo de México), los peces tienden a residir en las praderas marinas durante todo el ciclo de vida (por ejemplo, *Lagodon rhomboides*) (Weinstein y Heck, 1979), a diferencia de los peces en ambientes tropicales que utilizan los hábitats de hierbas marinas como zonas de alimentación (pargos y bocayates) (Claro, 1994).

Debido a la menor complejidad estructural y a la menor cantidad de refugios en los hábitats de hierbas marinas que en los arrecifes, los peces que más se observan durante el día son los grandes depredadores como la barracuda o aquellos prácticamente inmunes a la depredación (por ejemplo, los peces baúl). Las especies residentes en las praderas de hierbas marinas tienden a poseer boca y ojos pequeños así como diversas conductas de alimentación y formas del cuerpo (Robblee y Zieman, 1984). En los trópicos, las comunidades residentes están generalmente dominadas por peces herbívoros (Weinstein y Heck, 1979), pero además existen las familias Labridae, Syngnathidae, Clinidae y Balistidae. Durante los crepúsculos, en las praderas de hierbas marinas adyacentes a los arrecifes, se producen cambios en la composición de las especies con la llegada de depredadores de los arrecifes como los pargos y bocayates (Robblee y Zieman, 1984; Mochek y Valdés, 1994).

Estudios anteriores han indicado la presencia de alrededor de 100 especies de peces en las comunidades de hierbas marinas del Caribe, la mayoría de ellas, estadios juveniles de especies depredadoras (Weinstein y Heck, 1979; Robblee y Zieman, 1984). Durante los muestreos de peces en 1996 y 1997, en 57 localidades de fondos blandos en el PNE, se encontraron 69 especies. En general, el mayor número de especies, individuos y biomasa se obtuvieron en la parte este del Canal de Catuano, aunque las diferencias de estos indicadores en los cuatro tipos de comunidades no fueron significativas. La mayor abundancia de especies e individuos en el este del canal puede ser una consecuencia de la cercanía con hábitats de fondos duros como arrecifes de parche, cascajos y fondos duros de bajo relieve (Robblee y Zieman, 1984). Sin embargo, el hecho de que las diferencias no fueran significativas contrasta con reportes anteriores (Martin y Cooper, 1981; Baelde, 1990). Es probable que esta baja significación sea causada por el hecho de que todas las áreas presenten cierta cobertura de hierbas marinas.

En los inventarios realizados entre 1996 y 1997, se encontraron variaciones significativas de un año a otro en el número de especies, abundancia y biomasa de peces. Esto podría explicarse por la variabilidad inherente al reclutamiento y la falta de información sobre el comportamiento del mismo en un largo período. Por ejemplo, el predominio de guanabanita (*Diodon holacanthus*) en los muestreos de arrastre puede ser el resultado de un reclutamiento masivo atípico en enero de 1994 (Debrot y Nagelkerken, 1997). En otras áreas, se reportaron altas densidades de esta especie dos años después de que se detectara este reclutamiento. Por tanto, se hace evidente la necesidad de cuantificar el patrón espacial y temporal del reclutamiento en las áreas de cría del PNE recolectando información del suministro de larvas, la disponibilidad de hábitats y el efecto sobre la supervivencia de juveniles a los procesos de postreclutamiento.

Unas pocas especies constituyen la mayoría de los individuos y biomasa en los hábitats de fondos duros en el PNE, a saber: los peces guanábanas, los loros y los chivos. En la costa caribeña de Panamá por

bean coast of Panama, many juveniles of predatory species were dominant, such as lane snapper and yellowtail snapper (Weinstein and Heck, 1979). The low abundance of juveniles of some species (e.g. snappers, groupers, grunts) may indicate recruitment limitation to the Park, reflecting low spawning stock biomass east of the canal or from distant up-current locations. The low abundance of juvenile predators may also be due to high post-settlement mortality or sampling inadequacy (Shulman and Ogden, 1987). Predation may be of interest, since balloonfish are nocturnal predators and permanent residents of the seagrass habitat (Robblee and Zieman, 1984) and represented a significant proportion of the individuals and biomass recorded.

A potential bias in the otter trawl study was the absence of sampling for soft-bottom fishes during other times of the year besides March to April. Previous studies have shown that nearshore fish assemblages, particularly in temperate environments, show marked seasonal variations in abundance correlated with environmental conditions and the spawning season of many fish species. In nearshore seagrass beds of the Florida Keys, greater numbers of species and individuals occur during the winter (December), but decline significantly during March–April (Springer and McErlean, 1962). However, on the Caribbean coast of Panama, no significant seasonal variations in fish species composition or abundance were noted (Weinstein and Heck, 1979; Claro y García-Arteaga, 1994).

Spiny lobster

Over 140 transects at seven sites in PNE were surveyed for spiny lobster (*Panulirus argus*) during 1996–97. Although all sampling locations were located in the relatively exploited western half of PNE, no adult lobsters were observed in reef habitats of 5–20 m depth, despite the relatively intense sampling effort. Moreover, in four years of observation representing hundreds of SCUBA dives, no more than four lobsters have been observed in the western area of the Park. No lobsters were observed during reconnaissance surveys at eight reefs in the eastern area of the Park during April 1998. However, fishermen interviews indicate that lobster, albeit few, are still fished on the southern coast of Isla Saona, probably in deeper (> 30 m) water.

The absence of adult spiny lobster from the western area of PNE and the apparently low abundance in the eastern half of the Park indicates intensive exploitation. This pattern is similar to that of queen conch. Preliminary surveys of juvenile spiny lobster in the Canal de Catuano during April 1998 along conch transects yielded 92 juveniles (< 20 cm total length) out of 148 transects (50 m x 5 m) surveyed, or a density of one juvenile lobster per 400 m² in the canal. The low density of juveniles may reflect habitat and/or recruitment limitation and necessitates further study. However, the preliminary data do indicate that lobsters are recruiting to PNE. Given the long plankton life of spiny lobster, the source population to the PNE is unknown. There is also no information on the spatial variations in habitat suitability (e.g. the distribution of mac-

ejemplo, los juveniles de especies depredadoras resultaron dominantes como el bermejuelo y la colirrubia (Weinstein y Heck, 1979). La baja abundancia de juveniles de algunas especies como meros, pargos y bocayates puede ser un indicador de un limitado reclutamiento en el parque, como resultado de la reducción de la biomasa desovadora al este del canal o en localidades corriente arriba. Los bajos valores de densidades encontrados podrían ser también el resultado de una gran mortalidad ocurrida a partir del proceso de asentamiento o de muestreos ineficientes (Shulman y Ogden, 1987). La depredación podría ser también un factor interesante dado que los guanábanas son depredadores nocturnos y residentes permanentes de los hábitats de hierbas marinas (Robblee y Zieman, 1984) y representaron una proporción notable de los individuos y la biomasa colectada.

La falta de muestreos en otras épocas de año fue una limitación de la investigación. En estudios anteriores se ha determinado que asociaciones de peces cercanas a la costa, particularmente en ambientes templados, muestran una marcada variación por temporada de la abundancia relacionada con factores ambientales y los periodos de desove. En praderas de hierbas marinas cercanas a la costa de los Cayos de la Florida, una gran cantidad de especies y especímenes se hacen presente durante el invierno (diciembre), disminuyendo considerablemente de marzo a abril (Springer y McErlean, 1962). En la costas de Panamá, sin embargo, no se observaron variaciones significativas en la composición por especies o la abundancia (Weinstein y Heck, 1979; Claro y García-Arteaga, 1994).

Langosta

Se censó la presencia de langosta (*Panulirus argus*) en cerca de 140 transectos en 7 localidades del PNE durante 1996 y 1997. A pesar de que los puntos de muestreo se ubicaron en la mitad oeste del parque (un área relativamente explotada) y de haberse realizado un intenso muestreo, no se observaron langostas adultas en los hábitats arrecifales de entre 5 y 20 m de profundidad. A esto podemos añadir que en cuatro años de observación y cientos de buceos, sólo se hallaron 4 langostas adultas en la mitad oeste del parque. Además, durante los muestreos de reconocimiento en 8 arrecifes efectuados en abril de 1998 en la parte este del parque, no se observó ninguna langosta. Sin embargo, por las entrevistas realizadas a los pescadores se pudo conocer que la langosta, aunque escasa, es aún pescada al sur de la Isla de Saona, probablemente a profundidades mayores de 30 m.

La ausencia de langostas adultas de la mitad oeste del PNE y la aparente escasa abundancia en la mitad este del parque indica una explotación intensa. El patrón es similar al del lambí. Muestreos preliminares de juveniles de langostas en el Canal de Catuano en abril de 1998, en 148 transectos (50 x 5 m) utilizados para lambí, arrojaron 92 juveniles (LT < 20 cm) para una densidad estimada en el canal de 1 juvenil de langosta/400 m². La baja densidad de juveniles puede reflejar limitaciones de hábitat o del reclutamiento y necesita de investigaciones posteriores. No obstante, estos estudios preliminares indican, sin lugar a dudas, que la langosta se está reclutando en el PNE. Debido a la larga duración de la fase planctónica de la langosta, se desconoce el origen de la población de langostas del PNE y no existe además información de la distribución de hábitats adecuados (distribución de parches de macroalgas necesarios para el asentamiento y refugio) o de los patrones de movimiento de los subadultos del Canal de Catuano y los hábitats arrecifales cercanos.

roalgae necessary for settlement, and the distribution of shelter) or the movement patterns of sub-adult lobsters from the Canal de Catuano to adjacent reef habitats.

Herbivorous fishes

The herbivore assemblage in PNE was dominated by parrotfishes such as *Sparisoma aurofrenatum*, *Scarus iserti*, and *S. taeniopterus*. These dominance patterns are similar to some locations in the Caribbean, such as Belize (Lewis and Wainwright, 1985). Densities of surgeonfishes and parrotfishes exhibited an opposite pattern at sites sampled in the western area of PNE: surgeonfishes increased in abundance to the southeast, while parrotfishes increased to the northwest. This pattern may be related to fishing pressure or habitat features, such as structural complexity and benthic algal composition. The low abundance of larger parrotfish (> 30 cm) in PNE may be indicative of intense fishing.

Comparisons between the herbivore assemblages in PNE and Boca Chica, an intensively fished area near a major human population center, indicated greater densities and sizes in the Park. Despite the fact that PNE is intensively fished, the relatively remote location of the Park has not led to severe exploitation patterns like those observed near industrial and tourist developments.

Groupers

Few species, a dominance by small-size species, an extremely low abundance of larger size species, and overall small size characterized the grouper assemblage in PNE. *Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus* were the dominant groupers in the Park, and only one larger species of grouper (*E. striatus*) was recorded in the transects. In fact, two years of transect surveys yielded fewer than five Nassau grouper in PNE. Although a few individuals of two species of *Mycteroperca* have been observed during roving diver surveys in PNE, no individuals were found in two years of transect surveys.

The dominance by small size groupers such as *Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus* in PNE is indicative of intensive fishing. Smaller groupers are dominant in other heavily fished areas of the wider Caribbean, such as the Florida Keys (Bohnsack, 1982; Sluka et al., 1994), Martinique (Gobert, 1990), U.S. Virgin Islands (Beets and Friedlander, 1989), and Bermuda (Luckhurst, 1996). The high relative abundance of small size groupers potentially represents a second-order effect of fishing, mediated by changes in competition or predation (Bohnsack, 1982; Goeden, 1982; Jennings and Polunin, 1996). The ecological changes brought about by changes in species composition and relative abundance are, however, in need of further study.

Groupers in PNE were characterized by relatively small size. No reproductively viable individuals of larger species were recorded. Sizes of smaller species, such as *E. cruentatus*, were larger than in other Caribbean areas, particularly compared to those protected from fishing (Sluka et al., 1996b). This pattern may reflect a lack of predation on smaller grouper species because of the very low abundance

Peces herbívoros

Las asociaciones de peces herbívoros en el PNE estuvieron dominadas por los peces loros (*Sparisoma aurofrenatum*, *Scarus croicensis* y *S. taeniopterus*). Este patrón de predominio es similar al descrito para algunas áreas del Caribe como Belice (Lewis y Wainwright, 1985). Las densidades de peces doctores y loros exhibieron un patrón opuesto en la parte oeste del parque: la abundancia de los doctores se incrementó hacia el sureste, mientras que la de los loros lo hizo hacia el noroeste. Esto podría estar relacionado con la presión pesquera o las características del hábitat, tales como la composición de algas bentónicas y la complejidad estructural del hábitat. La baja abundancia de loros de gran talla (>30 cm) en el PNE puede ser un indicador de una pesca intensa.

La comparación entre la asociación de peces herbívoros en Boca Chica, un área sometida a una pesca intensa y cercano a un poblado, y el PNE indican que las densidades y tallas en el parque son mayores, a pesar de que en éste también se pesca activamente. Esto puede explicarse por el hecho de que la ubicación relativamente remota del parque no ha permitido niveles tan severos de explotación como los existentes cerca de centros de desarrollo industrial o turístico.

Meros

Las asociaciones de meros se caracterizaron por la baja diversidad de especies y el predominio de las de tallas pequeñas. Especies de tallas pequeñas como el mero cabrilla de tres puntos (*Ephinephelus cruentatus*) y el mero cabrilla de dos puntos (*E. fulvus*) fueron los meros dominantes y solamente una especie de gran talla, el mero batata (*E. striatus*), fue reportada en los transectos. Sin embargo, durante los dos años de muestreo, sólo encontraron menos de 5 individuos de mero batata en los transectos. En cuanto al género *Mycteroperca*, no se registró ningún individuo en los transectos y unos pocos fueron observados en los censos visuales ambulantes.

El predominio de meros pequeños es un indicador de pesca intensa. Estas especies son dominantes también en otras áreas intensamente explotadas del Caribe, como los Cayos de la Florida (Bohnsack, 1982; Sluka et al., 1994), Martinica (Gobert, 1990), Islas Vírgenes (EE.UU.) (Beets y Friedlander, 1989) y Bermuda (Luckhurst, 1996). Esto representa un potencial efecto de segundo orden de la pesca, ya que implica cambios en los niveles de depredación y competencia (Bohnsack, 1982; Goeden, 1982; Jennings y Polunin, 1996). Los cambios ecológicos que conllevan las alteraciones en la composición por especies requerirán estudios posteriores.

Los meros en el PNE se caracterizaron por su pequeña talla y no se encontraron individuos adultos. Las tallas de las especies pequeñas como *E. cruentatus* fueron mayores que en otras áreas del Caribe, sobre todo si se las compara con la de aquellos lugares protegidos de la pesca (Sluka et al., 1996b). Esto debe estar vinculado a la disminución de la presión de depredación sobre estas especies pequeñas a consecuencia de la baja abundancia de depredadores grandes. Aunque los arrecifes del parque no están bien desarrollados, abundan los hábitats de fondos duros entre los 10 y los 30 m. Por ello, los meros, pargos y depredadores deberían ser diversos y de tallas grandes (Chiappone et al., en prensa).

A pesar del patrón de explotación de los meros existente en el PNE, la comparación con Boca Chica arrojó una mayor riqueza de especies, diversidad, densidad y tallas de los peces del parque. Aunque el

of larger predators. Although the coral reefs in the Park are not extensive or very well developed, there is ample hard-bottom habitat at 10–30+ m depth. Groupers, snappers, and other predatory fishes should be diverse and large in the Park (Chiappone et al., in press).

Despite the pattern of exploitation of grouper assemblages in PNE, comparisons with Boca Chica yielded greater species richness, diversity, density, and size in the Park. Although the sampling effort was lower in Boca Chica (two sites, 40 transects) compared to PNE (seven sites, 140 transects), only two species of grouper were observed in Boca Chica (*Epinephelus fulvus* and *E. cruentatus*). Despite high fishing intensity in PNE, grouper resources are in better condition than in that highly developed coastal area. ■

SECTION 2. COMPARISONS WITH THE WIDER CARIBBEAN

This section discusses comparisons between the status of fisheries resources in PNE and other Caribbean areas. These comparisons are an attempt to highlight the relative condition of the Park's fisheries resources, yet there are many potential biases in this approach. First, there is a general lack of similar types of data for other coastal areas in the Dominican Republic (Bouchon et al., in press; Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). It would be ideal to compare PNE to similar environmental settings; this was attempted by making comparisons to Boca Chica. PNE is unusual, however, because of its relatively isolated location, absence of commercial development, relatively large coastal shelf area, and the presence of a large, seagrass-dominated nursery area (Canal de Catuano). Secondly, comparing data from other Caribbean locations may be biased due to differences in methodologies, sampling effort, depth range and habitats surveyed, and the year of the survey. At the very least, these types of biases stress the importance and need for long-term data for Dominican coastal areas, as well as the need for areas closed to fishing, in order to more effectively determine the importance of natural (recruitment, predation) and human factors on fisheries resources.

Queen conch

The density of adult queen conch sampled in shallow-water, soft-sediment habitats in PNE (1.60 conch/ha during 1997) is lower than in many areas of the wider Caribbean (Table 6-1). Only the Florida Keys and Bermuda have lower adult densities, despite the fact that fisheries in both areas have been closed for more than 10 years. The comparatively lower density in PNE may reflect lower production due to its smaller coastal shelf area, intensive fishing, and biases due to sampling of shallower (< 10 m) areas and the year of the survey (Appeldoorn, 1994). In the Bahamas, very few adult conchs are found shallower than 10 m because of inadequate food supply (Stoner and Schwarte, 1994); this may be the case in PNE. It should also be noted that many of the comparison data were collected before

muestreo fue menor en Boca Chica (2 sitios y 40 transectos) comparado con el parque (7 sitios y 140 transectos), sólo se observaron dos especies de meros en Boca Chica (*Epinephelus cruentatus* y *E. fulvus*). Si consideramos la alta intensidad pesquera en el parque, podemos concluir que los meros, como recurso pesquero, están en mejores condiciones en el PNE que en áreas costeras de gran desarrollo. ■

SECCIÓN 2. COMPARACIÓN CON OTRAS ÁREAS DEL CARIBE

Con las dificultades propias de lo limitado de la información, en esta sección intentamos comparar el estado de los recursos pesqueros del PNE con los de otras áreas del Caribe. En primer lugar, la información análoga de otras áreas costeras de la República Dominicana es muy limitada (Bouchon et al., en prensa; Secretaría de Estado de Agricultura, 1994). Sería ideal poder comparar el PNE con ambientes similares, y es lo que se trató de hacer, en cierta manera, con Boca Chica. Sin embargo, el PNE es un lugar exclusivo por su ubicación, aislamiento, ausencia de desarrollo comercial, plataforma relativamente amplia y presencia de un área de cría relativamente extensa como es el Canal de Catuano, que está cubierto por praderas de hierbas marinas (Canal de Catuano). En segundo lugar, diferencias en el esfuerzo y la época de muestreo, y en las profundidades podrían afectar la comparación. Al menos, estas dificultades indican la necesidad de obtener datos durante largos períodos de tiempo en las áreas costeras de la República Dominicana, así como la necesidad de cerrar áreas a la pesca para poder determinar con mayor precisión el efecto de los factores naturales (reclutamiento y depredación) y humanos sobre los recursos pesqueros.

Lambí

La densidad de lambíes adultos muestreados en aguas someras y hábitats de sedimentos blandos en el PNE (1,60 lambí/ha en 1997) fue más baja que en muchas áreas del Caribe (Tabla 6-1). Solamente los Cayos de la Florida y las Bermudas presentaron densidades de adultos más bajas, a pesar de que las pesquerías en esas áreas han estado cerradas por más de 10 años. La relativa baja densidad en el PNE puede explicarse por una baja productividad debido a lo estrecho de la plataforma, la pesca intensa, los errores en el muestreo de áreas someras (<10 m) y el año de estudio (Appeldoorn, 1994). En las Bahamas, se encontraron muy pocos lambíes adultos en profundidades menores a los 10 m debido a la falta de alimento adecuado (Stoner y Schwarte, 1994). Este podría ser también el caso del PNE. Es necesario recordar que estos análisis comparativos se basan en datos recolectados antes de 1985, es decir, antes de la reducción masiva de las poblaciones de lambí en casi todo el Caribe.

No existe información de la abundancia de lambíes adultos en hábitats arenosos y de fondos duros del PNE en profundidades de 10 a 30 m. Los hábitats más profundos suelen contener las mayores densidades de adultos (Berg et al., 1992b; Stoner y Schwarte, 1994), sobre todo en áreas donde la presión pesquera no es intensa (no se pesca con compresor o buceo autónomo) (Torres Rosado, 1987). Por ejemplo, en Puerto Rico las densidades máximas de lambíes adultos fueron reportadas para profun-

Table 6-1. Comparison of adult queen conch (*Strombus gigas*) densities (number per hectare) between Parque Nacional del Este (PNE) and the wider Caribbean. Note that some of the differences in densities can be attributed to the depth sampled and the year of the survey. *Tabla 6-1. Densidad de lambí adultos (*Strombus gigas*) (no. indiv./ha) del Parque Nacional del Este (PNE) y otros sitios del gran Caribe. Algunas de las diferencias de densidad pueden ser atribuidas a la profundidad y al año.*

Location	Density (no./ha)	Depth (m)	Reference
Bermuda	0.52	0-20	Berg et al. (1992a)
Florida Keys, U.S.A.	0.50	0-25	Berg et al. (1992b)
Bahamas			Smith and van Nierop (1984)
Little Bahama Bank	28.50	0-18	
Great Bahama Bank	20.79	0-18	
Cuba			Alcolado (1976)
Diego Perez	1,582	3-4	
Cabo Cruz	130	0-5	
W. Caicos Bank	255	0-4	Hesse (1979)
SW Puerto Rico	2.62	0-30	Torres Rosado (1987)
PNE, Dominican Republic	1.60	1-10	This study (1997)
U.S. Virgin Islands			Wood and Olsen (1983)
St. Thomas	9.7		
St. Croix	7.6		
U.S. Virgin Islands			Friedlander et al. (1994)
St. Thomas	11.79	5-30	
St. John	12.64	5-30	
Los Roques, Venezuela			Weil and Laughlin (1984)
Fished	160	1-4	
Unfished	1,886	1-18	

1985, prior to the decline in adult conch stocks throughout much of the Caribbean.

There is no information on the abundance of adult conch in deeper (10–30+ m) sandy and hard-bottom habitats of PNE. Deeper habitats can support high densities of adult conch (Berg et al., 1992b; Stoner and Schwarte, 1994), particularly in areas where fishing pressure (e.g. SCUBA or hookah not used to fish) is low (Torres Rosado, 1987). For example, maximum adult queen conch densities occur at 20–25 m depth in Puerto Rico, 18–24 m depth in the U.S. Virgin Islands, and 10–20 m in the central Bahamas (Friedlander et al., 1994; Stoner and Schwarte, 1994). During reconnaissance surveys from Las Palmillas to Isla Saona since March 1994, no adult conchs have been observed at 10–25 m depth. Either conchs do not naturally occur here, or they have been removed by fishing. In other locations, adult conchs are rare in shallow water because of removal by free diving (Stoner and Schwarte, 1994). Reconnaissance surveys along the eastern margin of the Park in March 1998 indicate that fishermen still use hookah in 25–40+ m depth of water to fish for conch. The eastern margin consists of a low profile, algal-dominated platform that obviously supports adult conch; however, the status and trends in stock size are unknown.

Soft-bottom fishes

The number of fish species (69) observed in 114 otter trawls in nursery habitats of PNE is considerably lower

idades de 20 a 25 m; en Islas Vírgenes (EE.UU.), 18 a 24 m y en la región central de las Bahamas, 10 a 20 m (Friedlander et al., 1994; Stoner y Schwarte, 1994). En los muestreos de reconocimiento realizados desde 1994 en el área que se extiende desde Las Palmillas a la Isla Saona, no se han encontrado adultos en profundidades de 10 a 25 m; o los lambíes no habitan naturalmente es esa área o han desaparecido a consecuencia de la pesca. En otras localidades, los lambíes adultos son raros o escasos en aguas someras debido a que han sido recolectados con buceo libre (Stoner y Schwarte, 1994). Los muestreos de reconocimiento de marzo de 1998, en la parte este del parque, reflejaron que los pescadores aún utilizan buceo con compresor para pescar lambí entre los 25 y los 40 m de profundidad. La margen este del parque consiste en una plataforma de bajo relieve cubierta por algas que debe contener lambíes adultos, sin embargo, se desconoce el estado de la población.

Peces en comunidades de fondos blandos

El número de especies de peces observadas (69) en los 114 arrastres realizados en las áreas de cría del PNE es considerablemente menor que en otras áreas similares del Caribe. En el sur de la Florida, 8 muestreos de chinchorro arrojaron 57 especies (Roessler, 1965). Al menos 106 especies han sido encontradas en hábitats litorales de hierbas marinas de los Cayos de la Florida (Springer y McErlean, 1962). En dos localidades de la isla Guadalupe (Antillas Francesas) se identificaron 97 especies (Baelde, 1990). En la costa caribeña de Panamá, Weinstein y Heck (1979) reportaron 106 especies en 410 arrastres. En el Golfo de Batabanó y el archi-

than in other similar types of environments in the wider Caribbean. In southern Florida, just eight seine net samples yielded 57 species (Roessler, 1965). At least 106 species occur in nearshore seagrass habitats of the Florida Keys (Springer and McErlean, 1962). In Guadeloupe, French West Indies, 97 species were identified from two sites (Baelde, 1990). On the Caribbean coast of Panama, 410 trawls yielded 106 species (Weinstein and Heck, 1979). In the Gulf of Batabanó and Archipelago Sabana-Camagüey, Cuba, 98 and 123 species have been recorded, respectively (Claro, 1994).

The numbers of species and fishes per trawl in PNE are lower than in other wider Caribbean areas where information is available. In southern Florida, surveys yielded an average of 1.9–7.3 species and 23–1,052 individuals per trawl (Roessler, 1965). In Panama, 410 otter trawl samples in shallow seagrass beds yielded 16.3 individuals per trawl (Weinstein and Heck, 1979). The most striking difference between fish faunas in PNE and these studies was the rare occurrence of juveniles of predatory reef species, such as snappers and groupers, in the Park (Weinstein and Heck, 1979). This may partly be a function of the distance of stations to reef habitats. Soft-bottom communities may potentially support a low diversity and biomass of fishes if they are located far from reefs (Claro, 1994).

Total reef fish assemblage

Reef fish surveys conducted via the roving diver method (RDT) were compared to data collected from other regions throughout the tropical northwest Atlantic, as part of the Reef Fish Survey project of the Reef Environmental Education Foundation (R.E.E.F.). Although most of the survey effort of the R.E.E.F. project has focused on the Florida Keys, surveys have been conducted at several locations in the Caribbean. RDT surveys in PNE were compared to the Florida Keys, Grand Cayman, Bonaire, and Belize, as

piélago de Sabana-Camagüey (Cuba) se han hallado 98 y 123 especies, respectivamente (Claro, 1994).

El número de especies e individuos por arrastre es menor en el PNE que en otras áreas documentadas del Caribe. En el sur de la Florida, el promedio de especies por arrastre fue de 1,9–7,25 y el número de individuos por arrastre, 23–1052 (Roessler, 1965). En Panamá, Weinstein y Heck (1979) obtuvieron 16,27 individuos/arrastre. La característica más notable de la fauna de peces del PNE es la escasa presencia de juveniles de peces depredadores como los meros y pargos (Weinstein y Heck, 1979). Esto podría ser una consecuencia de la distancia de las estaciones de muestreo de los hábitats de arrecifes. Las comunidades de fondos blandos pueden potencialmente soportar baja diversidad y biomasa de peces si se encuentran alejadas de los arrecifes (Claro, 1994).

Agrupaciones totales de peces

Los inventarios realizados por censos visuales ambulantes fueron comparados con los datos recogidos en otras regiones del Atlántico noroccidental tropical, como parte del Inventario de Peces de Arrecifes, proyecto de la "Reef Environmental Educación Foundation" (R.E.E.F.). Aunque este proyecto se ha enfocado fundamentalmente en los Cayos de la Florida, los muestreos se han conducido en diversas localidades del Caribe. Los censos visuales ambulantes fueron comparados con los de los Cayos de la Florida, Gran Caimán, Bonaire y Belice, así como con los de otros tres sitios en la República Dominicana (Monte Cristi, La Caleta e Isla Catalina). El mayor número total de especies observadas fue en los Cayos de la Florida (242), seguido de Bonaire (211), Belice (190), PNE (168), Gran Caimán (157), Isla Catalina (125), La Caleta (122) y Monte Cristi (91) (Figura 6-1). Las diferencias en el número total de especies puede deberse a las diferencias en el esfuerzo realizado durante el muestreo (número de horas): los Cayos de la Florida (351), Bonaire (163), PNE (53), Belice (52), Gran Caimán (33), Isla Catalina (26), La Caleta (14) y Monte Cristi (10). Sin embargo, después de 32 horas de muestreo, el número adicional de peces observados en un área se incrementa en menos del 3% si se incrementa en un 10% el esfuerzo en el muestreo (Schmitt y Sullivan, 1996). Después de las 32

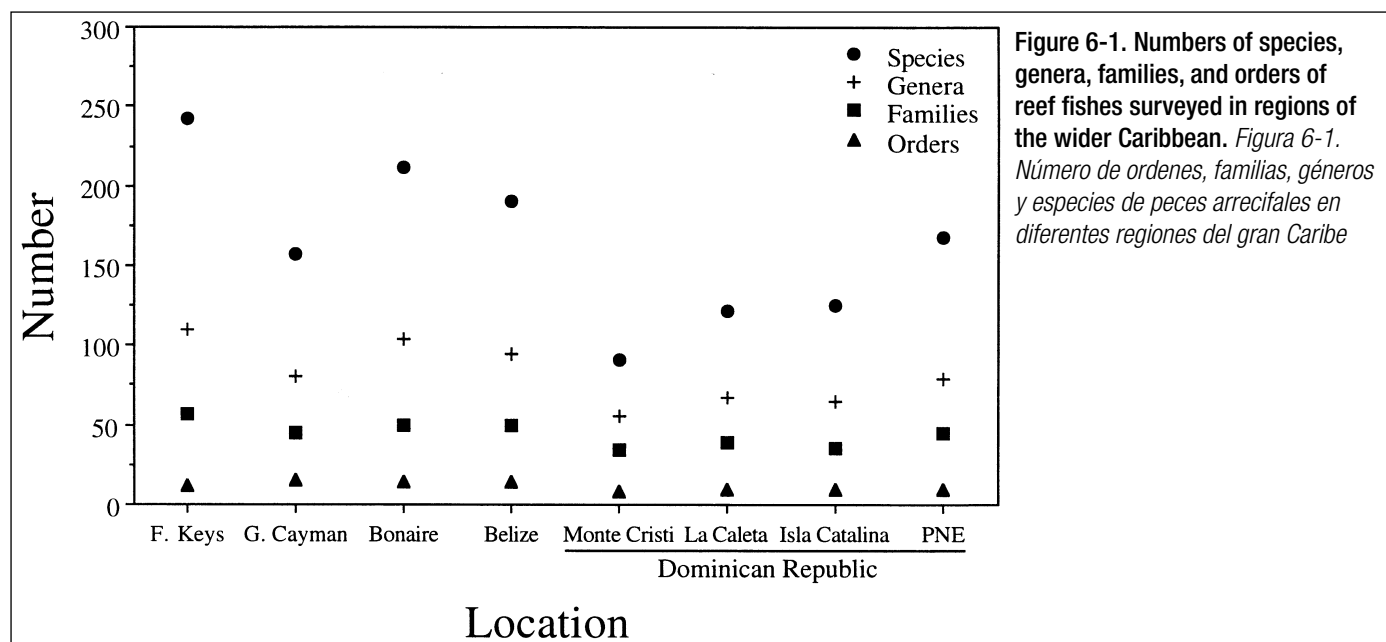


Figure 6-1. Numbers of species, genera, families, and orders of reef fishes surveyed in regions of the wider Caribbean. Figura 6-1. Número de ordenes, familias, géneros y especies de peces arrecifales en diferentes regiones del gran Caribe

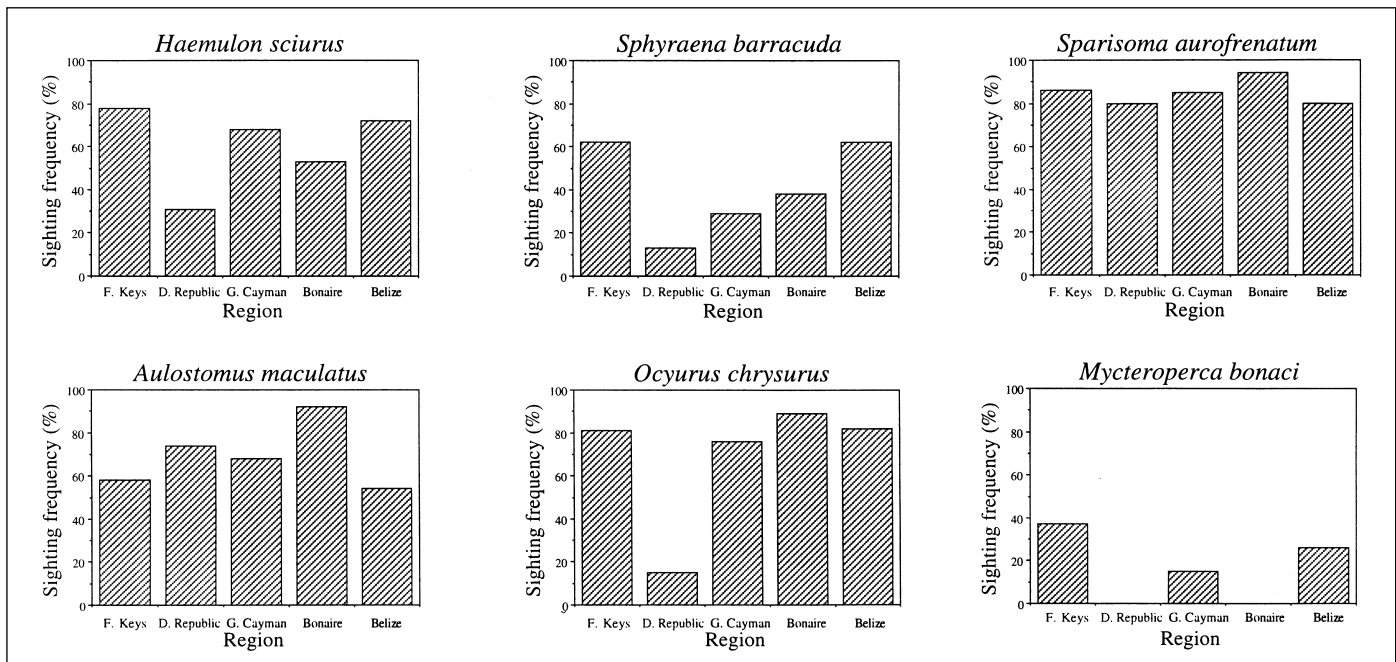


Figure 6-2. Sighting frequency of selected reef fish species among regions of the wider Caribbean. *Figura 6-2. Frecuencia de observación de especies seleccionadas de peces arrecifales en diferentes regiones del gran Caribe.*

well as three other sites in the Dominican Republic (Monte Cristi, La Caleta, and Isla Catalina). The number of total species observed was greatest in the Florida Keys (242), followed by Bonaire (211), Belize (190), PNE (168), Grand Cayman (157), Isla Catalina (125), La Caleta (122), and Monte Cristi (91) (Figure 6-1). Differences in total number of species observed may be due to differences in sampling effort (hours): Florida Keys (351), Bonaire (163), PNE (53), Belize (52), Grand Cayman (33), Isla Catalina (26), La Caleta (14), and Monte Cristi (10). However, after 32 hours of surveying, the number of additional species observed in an area has been shown to increase by less than three percent after a ten percent increase in sampling effort (Schmitt and Sullivan, 1996). Thus, after 32 hours, few additional species are added with increasing survey time.

The sighting frequencies and abundance indices of six species representing various trophic groups were compared between PNE and four Caribbean locations: herbivores (redband parrotfish), benthic crustacean feeders (bluestriped grunt), and predators (trumpetfish, black grouper, great barracuda, and yellowtail snapper) (Figures 6-2 and 6-3). Sighting frequencies and density indices of redband parrotfish and trumpetfish were similar between PNE and the other areas examined; these species are usually not highly targeted by fishermen. However, the sighting frequencies and density indices of larger predatory fishes such as black grouper, great barracuda, yellowtail snapper, and bluestriped grunt were much lower in PNE.

Herbivorous fishes

Densities of herbivorous fishes in PNE were compared to other locations and habitat types (based on the literature) throughout the wider Caribbean (Table 6-2). In PNE, den-

horas, el número de especies adicionales es bajo comparado al incremento del tiempo de muestreo.

Se comparó la frecuencia de observación y el índice de densidad de 6 especies representantes de varios niveles tróficos entre el PNE y cuatro localidades del Caribe: herbívoros (loro banda roja), peces bentónicos que se alimentan de crustáceos (bocayate de líneas azules) y depredadores (colirrubia, hamlet negro, barracuda y el pez trompeta) (Figuras 6-2 y 6-3). La frecuencia de observación y el índice de densidad del loro banda roja y el trompeta fueron similares entre el PNE y otras áreas analizadas; estas especies por lo general no son objeto de pesquerías. Por el contrario, la frecuencia de observación y el índice de densidad de los grandes depredadores como el mero negro, barracuda, la colirrubia y el bocayate de líneas azules fue mucho más bajo en el PNE.

Peces herbívoros

Las densidades de peces herbívoros en el PNE fueron comparadas con otras localidades y tipos de hábitats (información obtenida en la literatura) a lo largo del Gran Caribe (Tabla 6-2). En el PNE, las densidades del loro princesa (*Scarus taeniopterus*) y del loro rayado (*S. croicensis*) fueron comparativamente altas, mientras las densidades del pez doctor (*Acanthurus bahianus*) y del loro luz de tráfico (*S. viride*) fueron comparativamente bajas. La densidad total de Acanthuridae fue más baja en el PNE comparada con otras áreas, mientras que las densidades de Scaridae fueron casi similares. Debe señalarse que comparaciones como las anteriores pueden estar potencialmente sesgadas por diferencias en el tamaño de muestra, el tamaño de los transectos y los hábitats muestreados.

En marzo de 1995 se estimó la composición de especies de peces herbívoros a partir de muestreos en 60 transectos y 888 organismos en cuatro arrecifes del PNE. Se comparó con muestreos realizados en 64 transectos donde se observaron 1 096 organismos en tres arrecifes de espolones y surcos de bajo relieve en los Cayos de

Table 6-2. Density comparison for herbivorous fishes between Parque Nacional del Este (PNE) and the wider Caribbean. Tabla 6-2. Densidad de peces herbívoros del Parque Nacional del Este (PNE) y otros sitios del gran Caribe.

Species	PNE, DR ¹	Florida Keys ²	Belize ³	Belize ⁴	St. Croix ⁵
<i>Acanthurus bahianus</i>	1.35	2.90	0.5-7.0	10.4	33.8
<i>A. chirurgus</i>	0.16	0.10	0-0.15	0	4.52
<i>A. coeruleus</i>	0.70	0.70	0.15-0.75	2.4	101.61
<i>Scarus coelestinus</i>	0.06	0	0	0	0
<i>S. coeruleus</i>	0.01	0	0	0	0
<i>S. croicensis</i>	5.19	3.40	12.75-18.50	7.7	0.97
<i>S. taeniopterus</i>	4.98	0.40	0	0	0
<i>S. vetula</i>	0	0.06	0	0	2.9
<i>Sparisoma atomarium</i>	0.11	2.40	0	0	0
<i>S. aurofrenatum</i>	5.45	6.20	1.75-7.75	0	1.94
<i>S. chrysopterus</i>	0.15	0.30	0-0.25	2.9	0
<i>S. rubripinne</i>	0	0	0	1.8	0
<i>S. viride</i>	0.18	0.70	0.50-1.75	1.0	12.58

¹ Data based upon 106 transects (100 m²) sampled during 1995

² Data based upon 64 transects (100 m²) in low relief spur-and-groove reefs during 1995-96 (Schmitt, 1997)

³ Data based upon 8 transects (400 m²) in the low-relief spur and groove (9 m) and inner reef slope (20 m) at Carrie Bow Cay (Lewis and Wainwright, 1985)

⁴ Data based upon 6 transects (400 m²) in the back reef (< 2 m) at Carrie Bow Cay (Lewis, 1986)

⁵ Data based upon 4 transects (310 m²) in the deep fore reef environment (Carpenter, 1990)

sities of *Scarus taeniopterus*, and *S. croicensis* were comparatively high, while densities of *Acanthurus bahianus* and *S. viride* were comparatively low. Total density of Acanthuridae was lower in PNE compared with other areas, while density of Scaridae was roughly similar. It should be noted that comparisons of this type are potentially biased by differences in sample size, transect size, and habitats surveyed.

The species composition of herbivores determined from 60 transects and 888 individual fish among four reefs in PNE during March 1995 was compared to 64 transects and 1,096 individual fish among three low-relief spur-and-groove reefs in the Florida Keys where fishing does not primarily target herbivorous fishes (Table 6-3). The surveyed reefs in the Florida Keys were chosen for comparison with PNE because they are similar in depth and benthic community structure. Although there are differences in fishing intensity, it must also be recognized that PNE represents an insular, tropical environment, while the Florida Keys represent a continental, subtropical environment. Therefore, differences in the fish assemblage may reflect these biogeographic and environmental differences. For example, *Scarus taeniopterus* was more abundant in PNE, while *Sparisoma aurofrenatum* was more abundant in the Florida Keys.

Length frequency distributions of herbivores were compared between PNE and the Florida Keys using chi-square (X^2) contingency table analyses (Zar, 1996). Length distributions of herbivores from similar habitats in PNE and the Florida Keys were significantly different ($X^2=198.438$;

la Florida, donde la pesca no está dirigida fundamentalmente sobre peces herbívoros (Tabla 6-3). Los muestreos en los arrecifes en los Cayos de la Florida se escogieron para hacer comparaciones con el PNE por la similitud en la estructura de las comunidades bentónicas y la profundidad. A pesar de que existen diferencias en la intensidad de la pesca, debe reconocerse que el PNE representa un ambiente tropical insular, mientras que los Cayos de la Florida representan un ambiente subtropical continental. En consecuencia, las diferencias en las asociaciones de peces deben ser un reflejo de esta biogeografía y de las diferencias en el medio ambiente. Por ejemplo, el loro princesa (*Sparisoma taeniopterus*) fue más abundante en el PNE mientras que el loro banda roja (*Sparisoma aurofrenatum*) fue más abundante en los Cayos de la Florida.

Se comparó la distribución por tallas de los herbívoros en el PNE y los Cayos de la Florida utilizando un análisis de tabla de contingencia de X^2 (Zar, 1996). Ambas distribuciones resultaron significativamente diferentes en el PNE y en los Cayos de la Florida ($c2 = 198,438$; $df=13$; $p < 0.001$), lo que sugiere que los loros se pescan intensamente en el PNE pero no en los Cayos de la Florida.

Meros

Se comparó la composición por especies de los meros, la densidad y la biomasa del PNE con la de los Cayos de la Florida, Guantánamo (costa suroriental de Cuba) y las Bahamas, basándose en los muestreos realizados entre 1995 y 1997 (Figura 6-4). Se muestrearon algunos sitios ($n=78$) de fondos duros entre 1 y 20 m de profundidad (Tabla 6-4). Para las comparaciones, las cuatro regiones fueron clasificadas de acuerdo a la presión de pesca y el estado de las regulaciones pes-

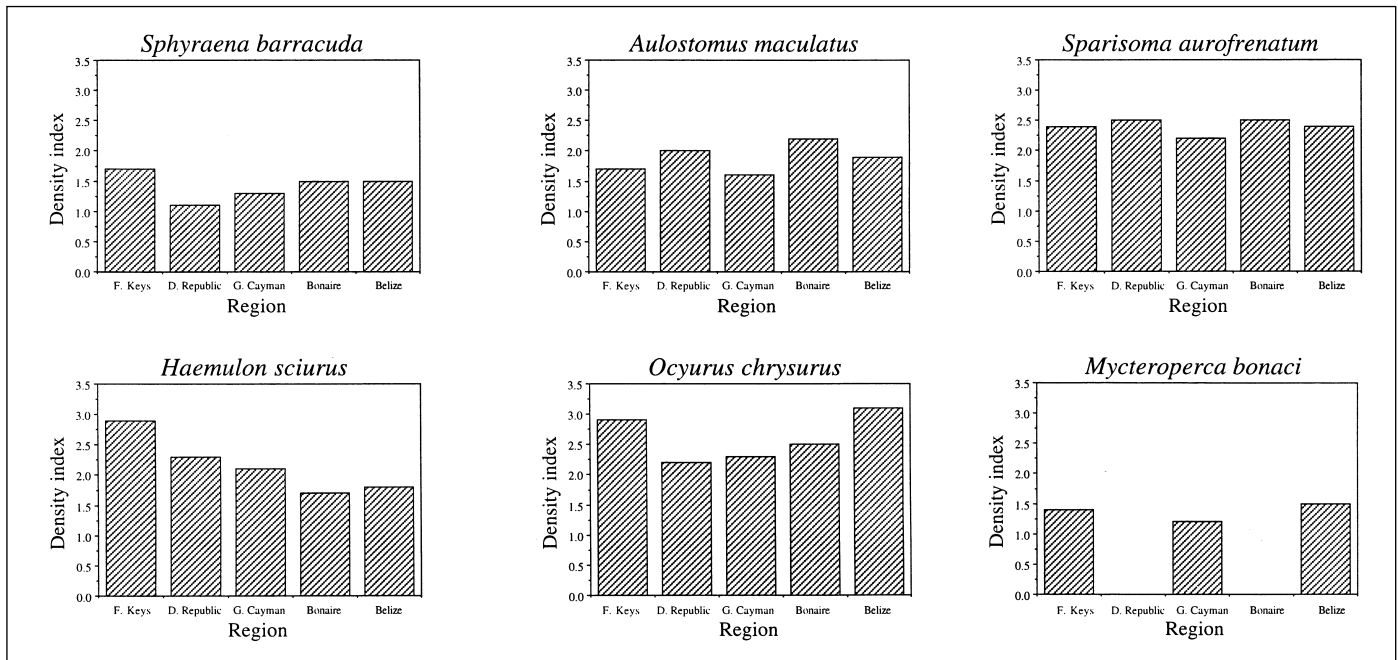


Figure 6-3. Density indices of selected reef fish species among regions of the wider Caribbean. *Figura 6-3. Densidad de especies seleccionadas de peces arrecifales en diferentes regiones del gran Caribe*

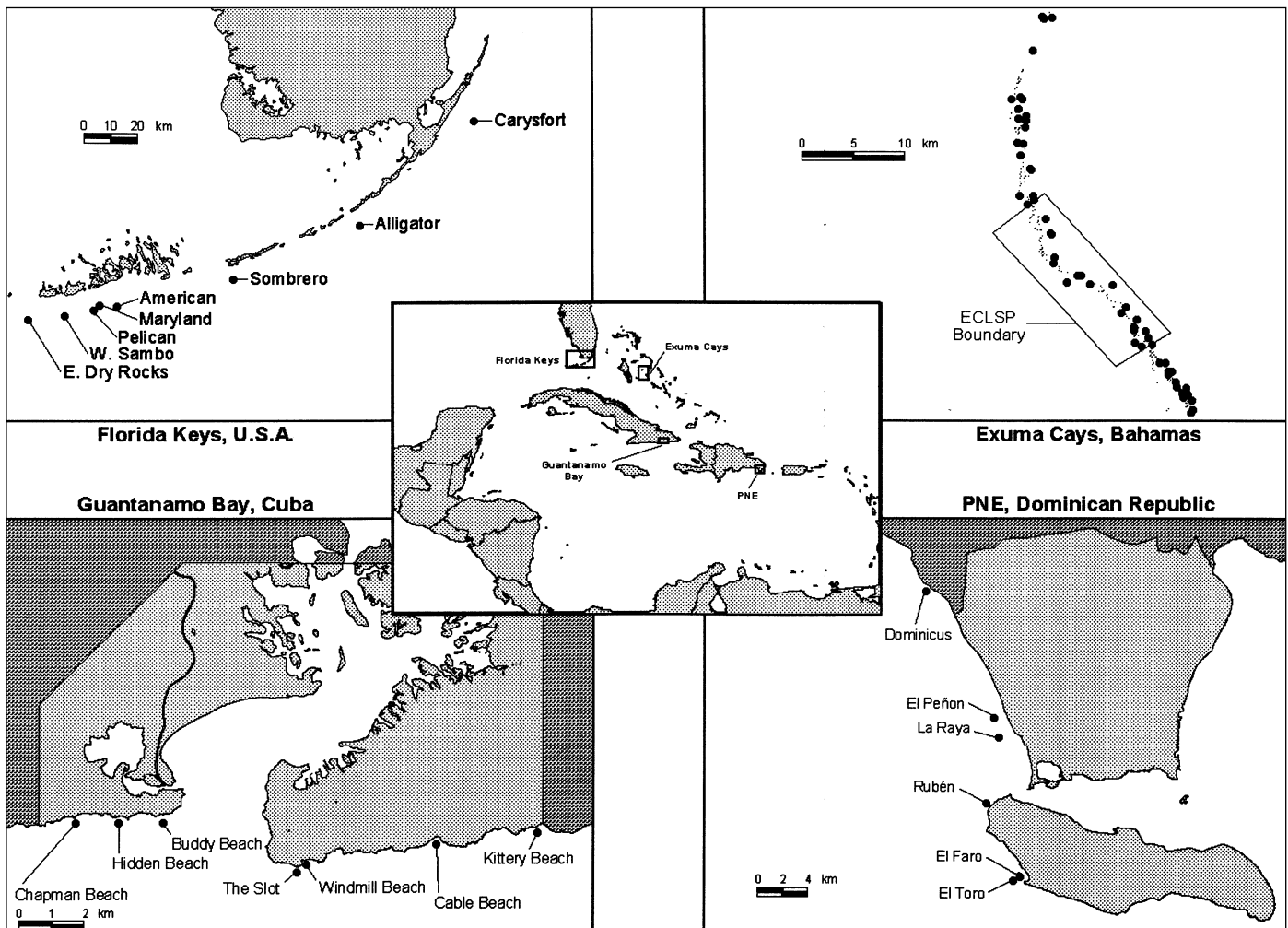


Figure 6-4. Map of the northern wider Caribbean and grouper survey regions in the Florida Keys, Bahamas, southeastern Cuba, and southeastern Dominican Republic. *Figura 6-4. Mapa del norte del gran Caribe en el que se muestran los sitios de estudio de meros en los Cayos de la Florida, Bahamas, sureste de Cuba, y sureste de la República Dominicana*

Table 6-3. Relative abundance (frequency) of herbivores (parrotfishes and surgeonfishes) in Parque Nacional del Este (PNE), Dominican Republic, during 1995 and in the Florida Keys low relief spur-and-groove habitats (Schmitt, 1997). The relative frequency of each species is given followed by the actual number of individuals in parentheses. *Tabla 6-3. Abundancia de peces herbívoros (loros y sargentos) en el Parque Nacional del Este (PNE), República Dominicana, durante 1995 y en los Cayos de la Florida, en hábitats de espolones y surcos de bajo relieve (Schmitt, 1997). Se presenta la frecuencia relativa de cada especie, seguido del número individuos observados en paréntesis.*

Species	PNE	Florida Keys
<i>Acanthurus bahianus</i>	4% (34)	17% (186)
<i>A. chirurgus</i>	4% (32)	3% (32)
<i>A. coeruleus</i>	3% (29)	2% (23)
<i>Scarus croicensis</i>	23% (200)	20% (214)
<i>S. taeniopterus</i>	42% (372)	2% (26)
<i>S. vetula</i>	0% (0)	0.4% (4)
<i>Sparisoma atomarium</i>	0.3% (3)	13% (147)
<i>S. aurofrenatum</i>	23% (205)	36% (397)
<i>S. chrysopterus</i>	0.1% (1)	2% (18)
<i>S. rubripinne</i>	0.3% (3)	0.3% (3)
<i>S. viride</i>	1% (9)	4% (46)
Total transects	60	64
Total individuals	888	1,096

df=13; $P < 0.001$). This reflects the fact that parrotfishes are heavily fished in PNE, but not in the Florida Keys.

Groupers

Grouper species composition, density, and biomass in PNE were compared with the Florida Keys, southeastern Cuba, and the Bahamas, based upon surveys conducted during 1995–97 (Figure 6-4). Several sites ($n=78$) and hard-bottom types were sampled over a 1 m to 20 m depth range (Table 6-4). For comparison purposes, the four regions were further classified according to relative fishing pressure and the status of grouper fishery regulations (Table 6-5). Data presented for this comparison represent a total sample size of 78 sites and 958 transects (20 m x 5 m). Relative abundance and biomass (% total) measures were computed based on each species, contribution to the total in each region. Comparisons were also made among regions according to the relative abundance and biomass of life history groups or size categories of groupers. Grouper species can be divided into three categories based on growth histories: small, intermediate, and large (Shapiro, 1987; Sluka and Sullivan, 1996). Small species are graysby (*Epinephelus cruentatus*) and coney (*E. fulvus*), which tend to remain relatively small (maximum length < 41 cm) and reach sexual maturity between 16 cm and 25 cm TL (Thompson and Munro, 1978; Nagelkerken, 1979a). Intermediate-size species are red hind (*E. guttatus*) and rock hind (*E. adscensionis*), which generally attain a maximum size between 41 and 60 cm TL (Thompson and Munro, 1978; Potts and Manooch, 1995). Large species are Nassau grouper (*E. striatus*) and *Mycteroperca* spp. These spe-

queras de los meros (Tabla 6-5). Los datos de esta comparación fueron tomados de un total de 78 muestras y 958 transectos (20 m x 5 m). La abundancia relativa y biomasa (% total) fueron calculadas de acuerdo a la contribución de cada especie al total de cada región. Se compararon también las regiones de acuerdo a la abundancia relativa y biomasa de especies de meros con diferente ciclo de vida y categoría de tamaño. Las especies de meros pueden dividirse en tres categorías generales según su crecimiento: pequeños, medianos y grandes (Shapiro, 1987; Sluka y Sullivan, 1996). Por ejemplo, como especies pequeñas tenemos al mero cabrilla de 3 puntos (*Epinephelus cruentatus*) y de dos puntos (*E. fulvus*), los que tienden a ser relativamente pequeños (LT máx < 41 cm) y alcanzan la maduración sexual entre los 16 y los 25 cm LT (Thompson y Munro, 1978; Nagelkerken, 1979a). Los meros medianos como el mero cabrilla (*E. guttatus*) y el mero de piedra (*E. adscensionis*) alcanzan tallas máximas de 41 a 60 cm LT (Thompson y Munro, 1978; Potts y Manooch, 1995). Las especies grandes son el mero batata (*E. striatus*) y *Mycteroperca* spp., que maduran entre los 42 y los 50 cm LT (Shapiro, 1987; Sadovy y Colin, 1995) y poseen tallas máximas mayores de entre 60 cm LT y hasta los 90cm (Thompson y Munro, 1978; Manooch, 1987; Manooch y Mason, 1987).

Se encontraron 9 especies de meros en la región estudiada (Tabla 6-6). En dos de las regiones pescadas intensamente, el PNE (pesca comercial) y Guantánamo (pesca deportiva), se identificaron 3 a 5 especies, mientras que en las regiones levemente pescadas se observaron de 7 a 9. La densidad media (no. indiv./100 m²) en la mayoría de las especies presentó diferencias significativas entre las regiones: *Epinephelus cruentatus* (prueba de Kruskal-Wallis, df=5, $p < 0.001$), *E. fulvus* ($p < 0,001$), *E. striatus* ($p < 0,001$), *Mycteroperca bonaci* ($p < 0,01$), *M. tigris* ($p < 0,01$) y *M. venenosa* ($p < 0,05$). Las especies que no son objeto de pesca como el mero cabrilla de 3 puntos (*E. cruentatus*) y el de 2 puntos (*E. fulvus*), fueron más abun-

Table 6-4. Regions of the northern wider Caribbean compared for groupers. *Tabla 6-4. Sitios del norte del gran Caribe donde se estudió la abundancia de meros.*

Region	No. sites	No. transects	Hard-bottom types	Depth (m)
Guantanamo Bay, Cuba	8	112	high-relief spur and groove	5-14
PNE, Dominican Republic	7	140	reef ridge low-relief spur and groove deep rocky outcrops low-relief hard-bottom	10-12 15-20 15-17 15-18
Florida Keys	8	156	high-relief spur and groove relict reef flat	3-9 4-10
Exuma Cays, Bahamas	55	550	channel reef fringing reef low-relief hard-bottom	2-11 1-15 3-13

Table 6-5. Characteristics of regions for comparison of grouper fishery resources. N/A: not applicable. MFR: marine fishery reserve. *Tabla 6-5. Características de las regiones donde se compararon los recursos pesqueros de mero. N/A: no existe. MFR: Reservas marinas pesqueras.*

Classification/region	Gear	Management		
		Catch quota	Size limit	MFR
<i>Heavily fished, little management</i>				
Guantanamo Bay (GTMO), Cuba	spears, hook-and-line	n/a	n/a	n/a
PNE, Dominican Republic	spears, traps, hook-and-line	n/a	n/a	n/a
<i>Heavily fished, high management</i>				
Florida Keys	spears, hook-and-line	x	x	
<i>Lightly fished, moderate management</i>				
N. Exuma Cays, Bahamas	spears, traps, hook-and-line		x	
S. Exuma Cays, Bahamas	spears, traps, hook-and-line		x	
<i>No fishing, high management</i>				
Exuma Cays Land & Sea Park	n/a			x

Table 6-6. Comparison of the mean (1 SD) density (no./100 m²) of grouper between Parque Nacional del Este (PNE) and northern areas of the wider Caribbean. + = species observed in study area but not surveyed in transects. ECLSP: Exuma Cays Land and Sea Park, central Bahamas. *Tabla 6-6. Densidad media (1 DE) (no. indivi./100 m²) de meros del Parque Nacional del Este (PNE) y otros sitios del norte del gran Caribe. + = especies observadas en el área de estudio, pero no registradas en los transectos. ECLSP: Exuma Cays Land and Sea Park, Bahamas central.*

Species	GTMO, Cuba	PNE, DR	Florida Keys	N. Exumas	ECLSP	S. Exumas
<i>E. adscensionis</i>		0.04 (0.07)	0.04 (0.19)	0.01 (0.04)	0.04 (0.14)	0.01 (0.12)
<i>E. cruentatus</i>	2.30 (1.30)	0.95 (0.49)	0.97 (1.10)	0.60 (0.87)	0.27 (0.55)	0.16 (0.49)
<i>E. fulvus</i>	0.63 (0.87)	0.35 (0.41)	0.01 (0.08)	0.44 (0.87)	0.52 (0.83)	1.30 (1.35)
<i>E. guttatus</i>		0.08 (0.11)	0.04 (0.21)	0.20 (0.43)	0.14 (0.41)	0.13 (0.37)
<i>E. itajara</i>				+		
<i>E. striatus</i>	+	+	0.01 (0.11)	0.20 (0.43)	0.35 (0.55)	0.16 (0.37)
<i>M. bonaci</i>			0.04 (0.21)	0.01 (0.14)	0.01 (0.14)	
<i>M. tigris</i>			0.02 (0.14)	0.06 (0.29)	0.12 (0.28)	0.01 (0.37)
<i>M. venenosa</i>				0.01 (0.14)	0.05 (0.14)	0.02 (0.12)

Table 6-7. Comparison of the mean (1 SD) biomass (g/100 m²) of grouper between Parque Nacional del Este (PNE) and northern areas of the wider Caribbean. ECLSP: Exuma Cays Land and Sea Park, central Bahamas.
Tabla 6-7. Biomasa media (1 DE) (g/100 m²) de meros del Parque Nacional del Este (PNE) y otros sitios del norte del gran Caribe. ECLSP: Exuma Cays Land and Sea Park, Bahamas central.

Species	GTMO, Cuba	PNE, DR	Florida Keys	N. Exumas	ECLSP	S. Exumas
<i>E. adscensionis</i>		29.7 (66.7)	11.5 (77.4)	5.2 (16.4)	13.6 (40.8)	6.9 (18.5)
<i>E. cruentatus</i>	136.0 (63.0)	96.1 (73.9)	103.6 (136.6)	40.3 (41.6)	18.2 (18.5)	21.9 (40.0)
<i>E. fulvus</i>	71.9 (117.1)	45.5 (54.8)	0.7 (8.6)	54.5 (54.7)	54.7 (44.8)	143.4 (80.4)
<i>E. guttatus</i>		18.0 (24.6)	8.8 (45.7)	71.7 (66.8)	40.5 (67.0)	31.2 (40.3)
<i>E. striatus</i>			15.7 (156.4)	166.5 (213.4)	495.7 (370.2)	118.0 (145.7)
<i>M. bonaci</i>			49.5 (340.6)	5.7 (26.1)	121.4 (365.0)	
<i>M. tigris</i>			21.2 (206.7)	28.8 (59.8)	101.8 (142.0)	6.7 (26.1)
<i>M. venenosa</i>				17.5 (56.2)	158.5 (370.6)	94.3 (276.3)

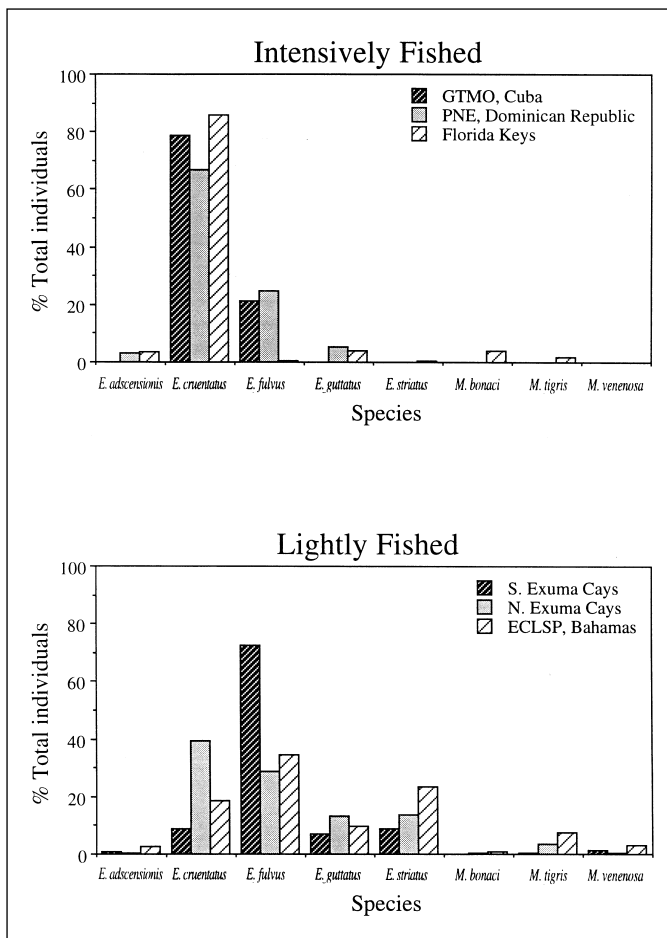


Figure 6-5. Relative abundance (% of total) of grouper species in intensively fished (top) and lightly fished (bottom) regions.
Figura 6-5. Abundancia relativa (% del total) de especies de meros en regiones de alta (arriba) y baja (abajo) intensidad pesquera

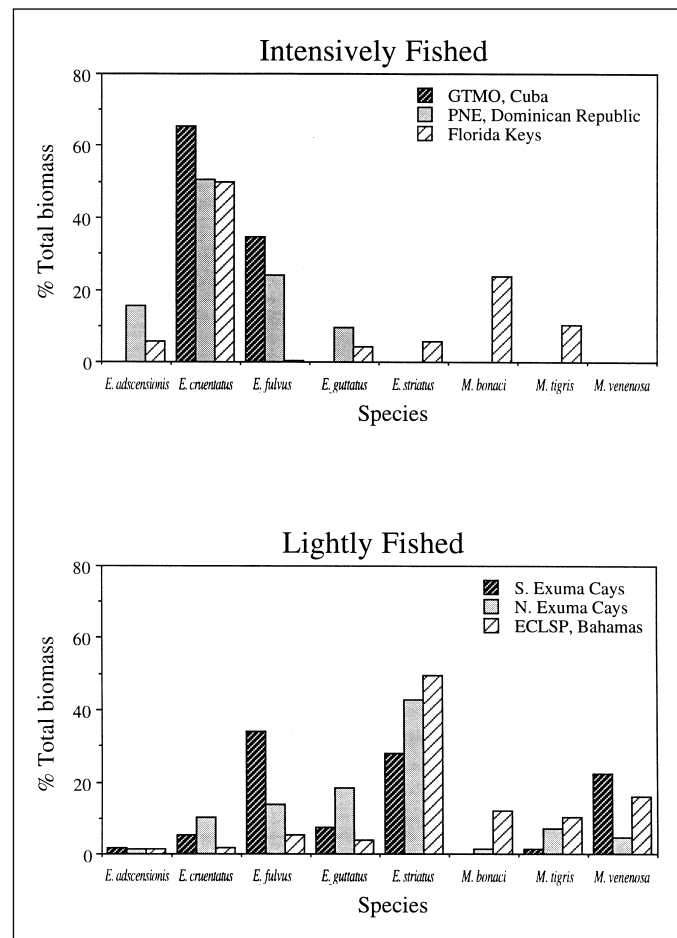


Figure 6-6. Relative biomass (% of total) of grouper species in intensively fished (top) and lightly fished (bottom) regions. *Figura 6-6. Biomasa relativa (% del total) de especies de meros en regiones de alta (arriba) y baja (abajo) intensidad pesquera.*

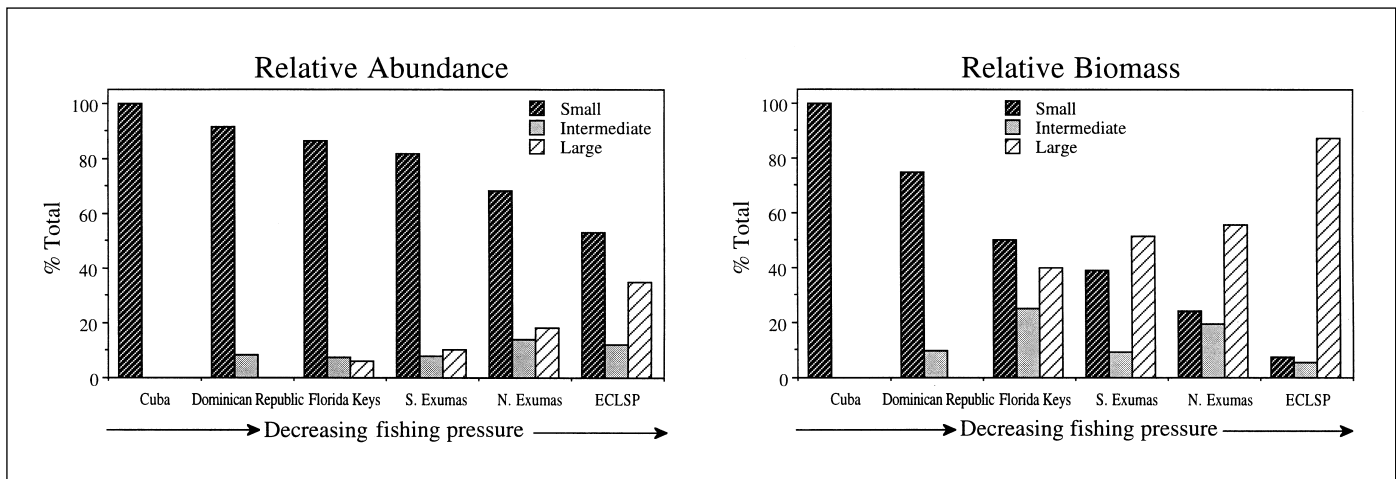


Figure 6-7. Comparison of the relative abundance and biomass of groupers based on size category in intensively fished (left) to lightly fished (right) areas of the wider Caribbean. Small species = *E. cruentatus* and *E. fulvus*; Intermediate size species = *E. adscensionis* and *E. guttatus*; Large species = *E. striatus*, *M. bonaci*, *M. tigris* and *M. venenosa*. Note the dominance of small grouper species in the intensively fished areas such as Parque Nacional del Este. *Figura 6-7. Comparación de la abundancia y biomasa relativa de meros por categorías de tallas, en áreas de intensa (izquierda) y baja (derecha) actividad pesquera en el gran Caribe. Especies de tallas pequeñas = *E. cruentatus* y *E. fulvus*; especies de talla intermedia = *E. adscensionis* y *E. guttatus*; especies de tallas grandes = *E. striatus*, *M. bonaci*, *M. tigris* y *M. venenosa*. Nótese el predominio de especies de tallas pequeñas en áreas de intensa actividad pesquera como el Parque Nacional del Este.*

cies reach sexually maturity between 42 cm and 50 cm TL (Shapiro, 1987; Sadovy and Colin, 1995), may grow to over 90 cm TL, and generally attain a maximum size greater than 60 cm TL (Thompson and Munro, 1978; Manooch, 1987; Manooch and Mason, 1987).

Nine grouper species were identified in transect surveys throughout the regions surveyed (Table 6-6). In two of the intensively fished regions, southeastern Cuba and PNE, only 3–5 species were identified, while in the lightly fished regions, 7–9 species were observed. The mean density (number of groupers per 100 m²) of most species exhibited significant differences among the regions: *Epinephelus cruentatus* (Kruskal-Wallis test, df=5, $P < 0.001$), *E. fulvus* ($P < 0.001$), *E. striatus* ($P < 0.001$), *Mycteroperca bonaci* ($P < 0.01$), *M. tigris* ($P < 0.01$), and *M. venenosa* ($P < 0.05$). Non-targeted species, such as *E. cruentatus* and *E. coney*, were more abundant in intensively fished regions, while larger groupers were more abundant in lightly fished regions.

The relative abundance of grouper species indicated that intensively fished regions such as PNE were dominated (> 85% of total density) by smaller species (*Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus*) (Figure 6-5). In contrast, *E. striatus* and *Mycteroperca* spp. comprised over 30% of the groupers observed in a marine reserve in the Bahamas.

Mean grouper biomass (g per 100 m²) exhibited significant variation among regions for most species (Table 6-7): *Epinephelus cruentatus* (Kruskal-Wallis test, df=5, $P < 0.001$), *E. fulvus* ($P < 0.001$), *E. guttatus* ($P < 0.05$), *E. striatus* ($P < 0.001$), *Mycteroperca bonaci* ($P < 0.01$), *M. tigris* ($P < 0.01$), and *M. venenosa* ($P < 0.05$). Non-targeted species, such as *E. cruentatus* and *E. coney*, generally had greater biomass in intensively fished regions, while larger groupers had greater biomass in lightly fished regions. The relative contribution of species to the total grouper bio-

mass was higher in intensively fished areas, while larger groupers were more abundant in lightly fished areas. The relative abundance of groupers indicates that in regions where fishing is intense (such as the PNE) small species (*Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus*) (> 85% of total density; Figure 6-5), while *E. striatus* and *Mycteroperca* spp. composed 30% of the groupers in the marine reserve.

The average biomass of groupers (g/100 m²) showed significant variation among regions for most species (Table 6-7): *Epinephelus cruentatus* (prueba de Kruskal-Wallis, df=5, $p < 0.001$), *E. fulvus* ($p < 0.001$), *E. guttatus* ($p < 0.05$), *E. striatus* ($p < 0.001$), *Mycteroperca bonaci* ($p < 0.01$), *M. tigris* ($p < 0.01$) and *M. venenosa* ($p < 0.05$). The species that are not targeted, such as *E. cruentatus* and *E. fulvus*, generally presented high biomass values in regions where fishing is intense, while large groupers presented high biomass values in regions of light fishing activity. The relative contribution of species to the total biomass of groupers shows that intensively fished regions such as the PNE, are dominated by small species (50%–100%) such as *E. cruentatus* and *E. fulvus*. On the contrary, the regions where fishing is less intense (50%–56%) and in the marine reserve (86%) were dominated by large groupers (Figure 6-6).

The analysis of the relative abundance of the biomass of the three size categories (small, medium and large) reveals the existence of differences between regions of high (PNE) and low (Bahamas) fishing intensity (Figure 6-7). In intensively fished regions, small groupers constituted between 86% and 100% of the recorded groupers. In regions of low fishing and in the marine reserve, however, small groupers represented between 53% and 82% of the total density of groupers. Large groupers only represent between 0% and 6.2% of the total in intensively fished regions, but between 10% and 35% in regions of low fishing and in the marine reserve. The differences between

mass illustrated that intensively fished regions such as PNE were dominated (50–100%) by smaller species (*Epinephelus cruentatus* and *E. fulvus*), while lightly fished regions (50–56%) and the marine reserve (86%) were dominated by larger groupers (Figure 6-6).

Analysis of the relative abundance and biomass of three categories of grouper size (small, intermediate, giant) also revealed differences between heavily fished (PNE) and lightly fished (Bahamas) regions (Figure 6-7). In intensively fished regions, smaller groupers comprised 86% to 100% of the groupers surveyed. In lightly fished regions and the no-take marine reserve, however, smaller groupers comprised 53% to 82% of the total grouper density. Large groupers only accounted for 0–6% of the total groupers in intensively fished regions, but 10% to 35% in lightly fished regions and the MFR. Differences among regions were equally evident by relative biomass. From 75% to 100% of the grouper biomass was comprised of small species in Guantánamo Bay, Cuba and PNE. In contrast, 52% to 88% of the total biomass in lightly fished regions was represented by large species (*Epinephelus striatus* and *Mycteroperca* spp.). ♦

las regiones fueron igualmente evidentes por los valores de la biomasa relativa. Por ejemplo, entre el 75 y el 100% de la biomasa de los meros estaba compuesta por especies de tallas pequeñas en la Bahía de Guantánamo, Cuba y en el PNE. Por el contrario, entre el 52 y el 88% de la biomasa total en regiones de intensidad de pesca moderada estuvo representada por especies de tallas grandes (*E. striatus* y *Mycteroperca* spp.) ♦

Chapter VII. Management and Research Recommendations

THIS CHAPTER DISCUSSES THE IMPORTANCE OF PNE AS A SIGNIFICANT COMPONENT OF COASTAL CONSERVATION IN THE DOMINICAN REPUBLIC AND OUTLINES THE MANAGEMENT AND RESEARCH RECOMMENDATIONS OF THE PROJECT TEAM TO AID IN FISHERIES RESTORATION AND HELP IMPROVE THE CONSERVATION AS WELL AS THE ECONOMIC VALUE OF THE STUDY AREA. THERE ARE THREE MAIN POINTS TO THE MANAGEMENT RECOMMENDATIONS FOR PNE:

- ACTION IS URGENTLY NEEDED TO COMBAT THE DEPLETION OF FISHERIES RESOURCES IN THE PARK. THE FOUR-YEAR SYNOPTIC STUDY IN PNE CLEARLY DEMONSTRATED THE DEPLETED STATUS OF INVERTEBRATES AND FINFISHES. OVERFISHING HAS LIKELY AFFECTED THE OVERALL HEALTH OR CONDITION OF THE AREA, AND MANAGEMENT ACTION IS CLEARLY JUSTIFIED.
- THERE ARE A NUMBER OF MANAGEMENT ACTIONS THAT CAN BE IMPLEMENTED FROM A BIOLOGICAL RESOURCE AND SOCIOECONOMIC STANDPOINT. THERE ARE CHOICES IN WHAT ACTIONS TO TAKE, AND EACH OPTION HAS DIFFERENT TESTABLE HYPOTHESES AS TO THE OUTCOME AND BENEFIT. THE OPTIONS DISCUSSED BELOW ARE FOCUSED ON BIOLOGICAL CRITERIA; HOWEVER, THE CHOICE OF OPTIONS WILL NECESSARILY TAKE INTO CONSIDERATION LOCAL STAKEHOLDERS.
- THERE ARE A NUMBER OF WAYS IN WHICH MANAGEMENT ACTIONS CAN BE ACCOMPLISHED. THE ULTIMATE SUCCESS OF ANY MANAGEMENT ACTION WILL RELY UPON THE POLITICAL WILL TO MOVE MANAGEMENT FORWARD, THE SCIENTIFIC EXPERTISE TO HELP ADVISE WHAT ACTION TO TAKE AND THE RELATIVE SUCCESS OF ACTIONS, AND COMMUNITY PARTICIPATION TO DECIDE HOW TO BEST CARRY OUT THE MANAGEMENT ACTION.

Capítulo VII. Recomendaciones para el manejo y la investigación

EN ESTE CAPÍTULO SE DISCUTE EL SIGNIFICADO DEL PNE COMO UN COMPONENTE IMPORTANTE DE LA CONSERVACIÓN DE RECURSOS COSTEROS EN LA REPÚBLICA DOMINICANA Y SE SINTETIZAN LAS RECOMENDACIONES DE MANEJO E INVESTIGACIÓN PROPUESTAS POR EL EQUIPO DE INVESTIGACIÓN CON VISTAS A RESTAURAR LAS PESQUERÍAS Y MEJORAR LOS VALORES ECOLÓGICOS Y ECONÓMICOS DE LA ZONA. HAY TRES PUNTOS PRINCIPALES CON RESPECTO AL MANEJO Y LAS RECOMENDACIONES EN EL PARQUE:

- SE REQUIERE LA ACCIÓN INMEDIATA PARA COMBATIR EL DETERIORO DE LOS RECURSOS PESQUEROS DEL PARQUE. LOS CUATRO AÑOS DE ESTUDIOS DEMOSTRARON CLARAMENTE EL ESTADO DE DEGRADACIÓN EN QUE SE ENCUENTRAN LOS RECURSOS DE PECES E INVERTEBRADOS. LA SOBREPESCA PARECE HABER AFFECTADO LAS CONDICIONES DE TODA EL ÁREA Y LA APLICACIÓN DE MEDIDAS DE MANEJO ESTÁ, POR LO TANTO, PLENAMENTE JUSTIFICADA.
- EXISTEN DIFERENTES OPCIONES DE MANEJO A IMPLEMENTAR DESDE EL PUNTO DE VISTA BIOLÓGICO Y SOCIOECONÓMICO. CADA UNA DE ESTAS OPCIONES SE BASA EN HIPÓTESIS FACTIBLES DE SER PROBADAS AL IGUAL QUE SUS RESULTADOS Y BENEFICIOS. LAS OPCIONES QUE SE DISCUTEN A CONTINUACIÓN SE BASAN EN CRITERIOS NETAMENTE BIOLÓGICOS; SIN EMBARGO, LA OPCIÓN SELECCIONADA TENDRÁ NECESARIAMENTE QUE TOMAR EN CONSIDERACIÓN EL INTERÉS SOCIAL DE LA REGIÓN.
- EXISTEN DIFERENTES MANERAS DE LLEVAR A CABO LAS ACCIONES DE MANEJO. EL ÉXITO DE CUALQUIERA DE ELLAS DEPENDERÁ DE LA VOLUNTAD POLÍTICA PARA FAVORECER DICHAS ACCIONES, DE LA EXPERIENCIA CIENTÍFICA PARA SELECCIONAR LA MÁS CONVENIENTE Y DEL ÉXITO RELATIVO DE LAS MISMAS, ASÍ COMO DE LA PARTICIPACIÓN DE LA COMUNIDAD PARA DECIDIR CÓMO IMPLEMENTARLAS MEJOR.

SECTION 1. MANAGEMENT GOALS

Although the marine fisheries resources of PNE are notoriously depleted, the area still has a relatively low human population density, no commercial developments, and intact terrestrial areas. Often one of the most difficult issues in coastal resource management is the multitude of human impacts such as over-fishing, land-based pollution, and destruction of coastal habitats. A critical component in marine protected area design is to include adjacent terrestrial zones to reduce or prevent land-based impacts in the coastal zone (Salm, 1984).

Although a formal management plan for PNE has not been updated and implemented (DNP, 1980), one of the explicit goals of the Park should be the conservation of marine and terrestrial environments representative of the southern Dominican coast. Because of its increasing tourism value, PNE should guarantee a certain level of quality to visitors (Van't Hof, 1985). PNE is similar to other Caribbean coastal parks in that much of the present tourism is based upon white sand beaches and warm, clear water (Walling, 1990). The Dominican Republic also shares with its Caribbean counterparts a lack of clear environmental policy, inadequate institutional support, absence of national accounting for environmental assets, and inadequate mechanisms to facilitate local public participation in management processes.

The justification or mission of marine protected areas (MPAs) can be summarized by three objectives: 1) to conserve natural resources, 2) to provide unique non-consumptive opportunities, and 3) to sustain marine fisheries. All MPAs usually include some subset of these objectives in their goal statement. MPAs should be viewed holistically as one component of coastal zone or ecosystem management. User groups and human activities need to be balanced with the need to maintain ecosystem structure and function (Davis, 1981a; Griffis and Kimball, 1996).

The first objective, conservation, underlies the importance of MPAs as a hedge against the uncertainties that exist in natural resource management. There is a need to manage areas so as not to deny future generations the opportunities and resources that are enjoyed and utilized today (Christensen et al., 1996). Natural resources may be defined in this situation to be land, beaches, marine and inter-tidal substrates, and all living organisms in the protected area. Small protected areas are more likely to be detrimentally influenced by human impacts (Walling, 1990). MPAs, however, should serve as a refuge for organisms against anthropogenic influences, and by virtue of their large spatial scale will likely encompass multiple replicates of habitats and organisms that can recover from natural disturbances (Allison et al., 1998). Ecosystem structure and function are protected through the maintenance of ecological relationships between organisms and their environment. This can be achieved by placing limits on consumptive usage (e.g. fishing) in a subset of areas within the MPA, allowing for the preservation of aesthetic and ecological quality.

The second objective, to provide unique non-consumptive opportunities, addresses not only tourism, but also

SECCIÓN 1. OBJETIVOS DEL MANEJO

Aunque los recursos marinos pesqueros del PNE están muy afectados, la densidad poblacional del área es aún baja, no existe un desarrollo comercial considerable y todavía quedan zonas terrestres intactas. Generalmente, los mayores problemas en el manejo de los recursos pesqueros son la sobrepesca, la contaminación de origen terrestre y la destrucción de hábitats costeros. Un componente crítico en la planificación de un área marina protegida es la inclusión de zonas terrestres adyacentes para reducir o prevenir los impactos provenientes de tierra sobre la zona costera (Salm, 1984).

Aunque el plan de manejo existente para el PNE (DNP, 1980) no se ha implementado formalmente ni actualizado, uno de los objetivos principales debe ser la conservación de los ambientes terrestres y costeros representativos de la costa sur de la República Dominicana. Debido al incremento del valor turístico del parque, se debe garantizar un cierto nivel de calidad para sus visitantes (Van't Hof, 1985). El PNE es similar a otros parques costeros del Caribe, donde la mayoría del turismo se centra en las playas de arenas blancas y las aguas cálidas y transparentes (Walling, 1990). La República Dominicana, como el resto del Caribe, se caracteriza por la ausencia de una política conservacionista bien definida, de un adecuado apoyo institucional, de un consenso nacional sobre los problemas ambientales y los mecanismos adecuados para facilitar la participación de los habitantes locales en los procesos de manejo.

La justificación o misión de las áreas marinas protegidas (AMP) puede resumirse en los siguientes objetivos: 1) conservar los recursos naturales, 2) ofrecer oportunidades no consumptivas del medio ambiente y 3) sostenimiento de las pesquerías. Todas las AMP generalmente contemplan al menos parte de estos objetivos. Las AMP deben ser consideradas como un componente de la zona costera o parte del plan de manejo del ecosistema, donde las actividades de los diferentes grupos de usuarios están debidamente balanceadas para mantener la estructura y funcionamiento del ecosistema (Davis, 1981; Griffis y Kimball, 1996).

El primer objetivo, la conservación, señala la importancia de las AMP como una barrera en contra de las incertidumbres que existen en el manejo de los recursos naturales. El manejo de estas áreas es necesario para garantizar que las futuras generaciones disfrutarán y dispondrán de estos recursos del mismo modo que en la actualidad (Christensen et al., 1996). Los recursos naturales considerados en este caso son: la tierra, las playas, los sustratos intermareales y marinos y todos los organismos presentes en el área protegida. Las áreas protegidas pequeñas son más vulnerables al impacto humano (Walling, 1990). Las AMP, sin embargo, brindan protección a los organismos de la influencia antrópica y, dadas sus características y amplitud, deberán contener réplicas de los diferentes tipos de hábitats para que puedan recuperarse de las alteraciones naturales (Allison et al., 1998). El funcionamiento y la estructura del ecosistema se protegen manteniendo la relación ecológica entre los organismos y el ambiente. Esto se logra estableciendo ciertos límites en el uso de los recursos (por ejemplo, la pesca) en distintas zonas dentro de las AMP, permitiendo la preservación de la calidad estética y ecológica.

El segundo objetivo, el de ofrecer oportunidades únicas no consumptivas, se refiere no sólo al turismo, sino también a actividades de recreación y educación, que promuevan el conocimiento de los ecosistemas marinos. Las AMP deben contar con áreas que alberguen ecosis-

Table 7-1. Management options for tropical marine fishery resources (modified from Munro and Williams, 1985).
Tabla 7-1. Opciones de manejo de los recursos marinos tropicales (modificado de Munro y Williams, 1985).

Catch regulations	1. Size limits 2. Catch quotas 3. Seasonal closures (spawning aggregations) 4. Pulse fishing (periodic closures)
Effort regulations	5. Annual limited entry 6. Permanent limited entry 7. Gear restrictions
Other	8. Habitat alteration (artificial reefs) 9. Supplementary stocking 10. Permanent reserves (no-take zones)

unique opportunities for recreation and education that can be realized in an MPA. These types of opportunities may be defined as increases in the knowledge and understanding of marine ecosystems and the improved opportunity for non-consumptive uses. MPAs should provide areas that harbor naturally functioning ecosystems where long-term experiments and data collection can be conducted. This provides a synergistic effect, whereby MPAs become the focus of scientific studies and the accumulated knowledge can be integrated for a better, long-term understanding and management of the environment. MPAs can thus serve as scientific control areas to better evaluate human impacts such as fishing.

Other non-consumptive opportunities afforded by MPAs broadly include education, recreation, and social and spiritual opportunities. MPAs can derive their non-consumptive benefits from the lack of development in the area, low population density, and relatively undisturbed condition of the environment. For example, one definition of ecotourism is nature travel that advances conservation and sustainable development efforts. True ecotourism gives something back directly or helps to sustain the natural environment targeted by the activity and/or experience. Under certain conditions, SCUBA diving represents an important example of "ecotourism", when divers are taken to sites with spectacular wildlife and very low visitor density. In return, divers often pay a visitor fee for diving in MPAs, such as in Bonaire Marine Park (Dixon et al., 1993). The specific vision for ecotourism, carrying capacity, and visitor expectation has yet to be developed for many MPAs such as PNE. Recreational opportunities, such as beach visitation, must be compatible with the conservation role of the Park. MPAs can and should become the focus of education, as they provide unique areas where naturally functioning ecosystems can be enjoyed. Social opportunities through recreation, education, and service can be focused within MPAs.

The third objective, to sustain marine fisheries, recognizes the benefit of MPAs as one component of fisheries management. As discussed throughout this document, over-exploitation of fisheries can affect species richness and diversity, abundance, size/biomass, reproductive output, and ecosystem structure and function (Bohnsack, 1982; Goeden, 1982; Munro, 1983; Russ 1985; Russ and Alcalá, 1989). Closure of areas to fishing is one mechanism to help conserve or restore fishery target organisms and protect critical habitats. From a fisheries management standpoint, closure

temas naturales, donde puedan realizarse experimentos de largo plazo y recolección de datos. Esto provoca un efecto sinérgico, de cooperación, donde las AMP se convierten en foco de estudios científicos y el conocimiento acumulado puede integrarse a una mejor comprensión y manejo del ecosistema en el largo plazo. Las AMP pueden servir como áreas de control científico para una mejor evaluación del impacto humano, como es el caso de las pesquerías.

Otra de las oportunidades no consumptivas que pueden brindar las AMP son la educación, la recreación y las actividades sociales y espirituales. Las AMP pueden extraer sus beneficios no consumptivos de la falta de desarrollo en el área, de la baja densidad de población y de las condiciones ambientales relativamente inalteradas. Por ejemplo, el ecoturismo, una forma de viajar "en contacto con la naturaleza", promueve los esfuerzos conservacionistas y de desarrollo sostenible. El verdadero ecoturismo contribuye al mantenimiento de las condiciones naturales del medio ambiente. Bajo ciertas condiciones, el buceo es un ejemplo de "ecoturismo" cuando los buzos son llevados a lugares espectaculares donde habitan organismos marinos y la densidad de los visitantes es baja; en recompensa, los turistas pagan cierta cantidad por el derecho de bucear en las AMP, como ocurre en el Parque Marino de Bonaire (Dixon et al., 1993). La visión del ecoturismo, su capacidad de carga y las expectativas del visitante está todavía por desarrollarse en muchas AMP. Las oportunidades recreativas, como el turismo, deben ser compatibles con el papel conservacionista del parque. Las AMP pueden y deben convertirse en un foco de educación, al ofrecer áreas naturales donde pueda disfrutarse del funcionamiento natural del ecosistema. Oportunidades sociales como la recreación, la educación y los servicios pueden ser parte de las AMP.

El tercer objetivo, el sostenimiento de las pesquerías, reconoce los beneficios de las AMP como un componente del manejo pesquero. Como se ha discutido a lo largo de este documento, la sobreexplotación de las pesquerías puede afectar la diversidad de especies; su abundancia, talla y biomasa; las potencialidades reproductivas y la estructura y funcionamiento del ecosistema (Bohnsack, 1982; Goeden, 1982; Munro, 1983; Russ 1985; Russ y Alcalá, 1989). El cierre de áreas de pesca es uno de los mecanismos que ayudarían a conservar o a restaurar las poblaciones pesqueras y a proteger hábitats que se encuentran en estado crítico. Desde el punto de vista del manejo pesquero, el cierre de la pesca en determinadas áreas (reservas marinas), dependiendo del tamaño de la localidad, puede contribuir a la restauración de las áreas de pesca adyacentes mediante la emigración y/o el reclutamiento de larvas. ■

Table 7-2. Existing fisheries regulations in the Dominican Republic (from MAMMA, 1988). *Tabla 7-2. Regulaciones pesqueras existentes en la República Dominicana (MAMMA, 1988).*

Organism	Decree or law (year)	Specifications
Corals	Decree #318 (1962)	Article 1 prohibits the extraction of certain genera (11) of stony corals, octocorals, and black corals
	Decree #1728 (1976)	Extraction of corals needs authorization by a representative from the Department of Fisheries
	Decree #312 (1986)	Prohibits extraction of all coral species
Conch	Decree #312 (1986)	Prohibits the capture, possession, and commercialization of conch that are not of minimum size: <i>Strombus gigas</i> (25 cm), <i>Cassis</i> sp. (15 cm), <i>Cittarium pica</i> (5 cm)
	Decree # 269 (1999)	
Lobster	Law #5914 (1962)	Article 6i prohibits the killing, destruction, selling, or possession of any lobster with eggs at any time of the year
	Decree #316 (1986)	Article 1 establishes closed season from 1 April to 31 July of each year Article 2 establishes minimum legal sizes (total length and/or tail length) for the following: <i>Panulirus argus</i> (24 cm/12 cm), <i>P. guttatus</i> (9 cm/5 cm), and <i>Scyllarides</i> sp. (25 cm/12 cm)
Crabs	Decree #2565 (1972)	Prohibits the capture, fishing, killing, or commercialization of females
	Decree #317 (1986)	Article 1 establishes closed season from 1 December to 30 April for all species, and additionally for females from 1 June to 30 August Article 2 establishes minimum legal sizes for the following species: <i>Cardisoma guahnumi</i> (10 cm), <i>Ucides cordatus</i> (8 cm), and <i>Gecarcinus ruricola</i> (10 cm).
		Article 3 prohibits the capture of crabs using hooks or any other gear that doesn't permit the identification of sex
Fishes	Decree #2099 (1984)	Prohibits the fishing of groupers (Serranidae) during spawning and the commercialization of eggs
	Decree #313 (1986)	Article 1 prohibits the commercialization during the entire year of the following species: <i>Sphyrna barracuda</i> , <i>S. picudilla</i> , <i>Seriola rivelliana</i> , and <i>Alectis crinitus</i>
	Decree #320 (1986)	Article 1 prohibits the fishing, capture, confinement, or commercialization of all fishes and invertebrates for ornamental or industrial purposes
	Resolution #122 (1987)	Article 1 establishes minimum mesh size for cast nets at 3 cm
Turtles	Law #5914 (1962)	Article 6h prohibits the capture or killing of any turtle during nesting or egg-laying
	Decree #314 (1986)	Article 1 establishes minimum legal sizes under which capture and commercialization are prohibited: <i>Chelonia mydas</i> (90 cm), <i>Eretmochelys imbricata</i> (71 cm), <i>Dermochelys coriacea</i> (152 cm), and <i>Caretta caretta</i> (152 cm)
Manatee	Law #5914 (1962)	Article 45 prohibits the molesting, capture, or killing of manatee (<i>Trichechus manatus</i>) in all of the waters of the Dominican Republic

of fisheries in certain areas (marine reserves), depending upon location size, may help to replenish adjacent fished areas, through emigration and/or larval recruitment. ■

SECTION 2. MANAGEMENT OPTIONS

This section emphasizes and discusses what needs to be done in PNE to improve the condition of fisheries resources and meet the management goals specified in the previous section: 1) to conserve natural resources, 2) to provide unique non-consumptive opportunities, and 3) to sustain marine fisheries. The management options presented are focused on the biological and ecological aspects of PNE, while the following section on recommendations discusses

SECCIÓN 2. OPCIONES DE MANEJO

En esta sección se discuten las necesidades del PNE para mejorar la condición de los recursos pesqueros y establecer los objetivos descritos en la sección anterior: 1) la conservación de los recursos naturales, 2) el desarrollo de actividades no consuntivas y 3) el sostenimiento de las pesquerías. Las opciones de manejo que se plantean están orientadas a los aspectos biológicos y ecológicos del PNE, mientras que en la siguiente sección de recomendaciones se discute la factibilidad y logística de la implementación de las opciones. Las opciones del manejo están dirigidas al lambí, la langosta y los peces arrecifales, y se dividen en las siguientes secciones: ninguna acción, hacer cumplir las regulaciones existentes, desarrollar nuevas regulaciones pesqueras y diseñar e implementar zonas cerradas a la pesca o reservas marinas.

the feasibility and logistics of carrying out the proposed options. The discussion of management options focuses on queen conch, spiny lobster, and reef fishes and is divided into the following subsections: do nothing, enforce existing regulations, develop new fisheries regulations, and design and implement no-take zones or marine reserves.

Management options for marine fisheries resources can be broadly categorized into catch regulations, effort regulations, and alternative actions (Table 7-1). Catch and effort regulations are management decisions in the narrowest sense. They require much biological information and adequate administrative machinery to apply specific and often complicated rules (Gulland, 1982). In practice, regulations on small-scale fisheries have to be limited to controls on the patterns of fishing, such as the types of gear used, closed areas or seasons, or on the sizes of species that can be sold.

Catch regulations are one of the two traditional forms of fisheries management and include rules such as size limits, catch quotas, and seasonal closures (Munro and Williams, 1985). Size limits are often stated as minimum length requirements, formulated to protect species until they reach a certain size (e.g. reproductive maturity), in order to ensure replenishment of fished adult populations. However, size limits, particularly for many commercially important reef fishes such as groupers, often do not allow species to reach reproductive size (Huntsman et al., 1990). Seasonal closures are often implemented to protect the spawning season of organisms.

The second major category of management options involves regulations of effort. These rules are designed to regulate how fishing is done. Examples of effort regulations include restricted access (limited entry or licensing) and gear restrictions. Methods of restricting access to fisheries include license limitations and catch rights (sometimes referred to as individual transferable quotas, ITQs) (Waters, 1991). Licenses represent the right to participate in a fishery and are an attempt to fix fishing mortality at a certain level. License limitations are relatively easy to administer and enforce, but generally do not contribute to biological conservation. Catch rights or ITQs represent the right to land specific quantities of fishes and invertebrates. While catch rights can be adjusted to achieve biological conservation, they require very effective enforcement (Waters, 1991). Gear restrictions can be used to affect the size and nature of fishing vessels and gear, such as the minimum mesh size of traps and nets and the amount of gear deployed (Aiken and Haughton, 1985; Appeldoorn et al., 1992).

The final category includes other types of regulations besides catch and effort. These regulations or options include habitat enhancement, re-stocking, and permanent reserves or no-take zones. The best example of habitat enhancement is the deployment of artificial reefs for reef fishes or *casitas* for spiny lobster (Aiken and Haughton, 1985; Eggleston and Lipcius, 1992, Butler and Herrnkind, 1997). These techniques or structures are generally designed to increase recruitment and available habitat for juveniles and adults. They can also be used to lessen the fishing pressure in natural habitats or to facilitate fishing. Re-stocking

Las opciones de manejo pesquero pueden categorizarse de manera general en regulaciones de captura, esfuerzo y acciones alternativas (Tabla 7-1). Las regulaciones de captura y esfuerzo son decisiones en el sentido más estricto, que requieren de gran información biológica y una maquinaria administrativa adecuada para aplicar reglas específicas y generalmente complejas (Gulland, 1982). En la práctica, las regulaciones en pesquerías a pequeña escala deben limitarse a controlar los patrones de la pesca, como los tipos de artes de pesca, el cierre de áreas, temporadas de veda o regulaciones en la talla comercial mínima de las especies.

Las regulaciones de captura son una de las dos formas tradicionales de manejo pesquero y consisten en regulaciones talla, cuotas de captura, temporadas de veda (Munro y Williams, 1985). Las limitaciones de talla se establecen a menudo como el largo mínimo requerido para proteger la especie hasta que alcance cierta talla (maduración sexual), para garantizar la reposición de la parte adulta de la población sometida a pesca. Sin embargo, los tallas mínimas, particularmente para muchas especies arrecifales de importancia comercial como los meros, a menudo no permiten que las especies alcancen tallas de reproducción (Huntsman et al., 1990). Las temporadas de veda se implementan casi siempre para proteger las especies en períodos de desove.

La segunda categoría más importante de opciones de manejo comprende las regulaciones de esfuerzo pesquero. Estas medidas tienden a regular el modo como se realiza la pesca. Ejemplos de regulaciones del esfuerzo incluyen restricciones de áreas (acceso limitado o requerimiento de licencias) y restricciones de artes de pesca. Los métodos para restringir el acceso a las pesquerías incluyen las limitaciones para emitir licencias y el derecho de captura (conocido como transferencia de cuotas individuales, TQI) (Waters, 1991). Las licencias representan el derecho de participar en las pesquerías y pueden considerarse como un esfuerzo para establecer límites de mortalidad a un cierto nivel. Las licencias son relativamente fáciles de administrar y hacer cumplir, pero generalmente no contribuyen a la conservación biológica. El derecho de captura o TQI representa el derecho a desembarcar cantidades específicas de peces o invertebrados. Aún cuando el derecho de captura puede ajustarse para lograr la conservación biológica, requiere de un cumplimiento estricto de las regulaciones para que sea efectivo. (Waters, 1991). Las restricciones de artes de pesca pueden utilizarse para establecer el tipo y tamaño de los barcos y artes de pesca, como es el tamaño mínimo de malla en nasas y redes, y la cantidad de ellos que se colocan (Aiken y Haughton, 1985; Appeldoorn et al., 1992).

La categoría final incluye otros tipos de regulaciones que no son la captura y el esfuerzo. Estas regulaciones u opciones comprenden el mejoramiento de hábitat, la repoblación y el establecimiento de reservas permanentes o áreas donde está prohibido extraer recursos. El mejor ejemplo de mejoramiento de hábitat es el establecimiento de arrecifes artificiales para los peces arrecifales o las "casitas" para la langosta (Aiken y Haughton, 1985; Eggleston y Lipcius, 1992; Butler y Herrnkind, 1997). Estas estructuras están diseñadas generalmente para producir un incremento en el reclutamiento y la disponibilidad de hábitats para juveniles y adultos, pero pueden también ser usadas para disminuir la intensidad de pesca en los hábitats naturales o para facilitar la pesca. Esto último puede incrementar el esfuerzo de pesca y producir un efecto contraproducente al contribuir a la sobreexplotación. Los programas de repoblación consisten generalmente en soltar juveniles en las áreas de cría (Stoner, 1994), dado que en la mayoría de los casos la sobrepesca de

programs usually involve the release of juveniles into nursery areas (Stoner, 1994), since in many instances over-fishing of adults has led to recruitment over-fishing. Finally, the implementation of no-take zones or marine reserves is an option to restore fished stocks, preserve spawning stock biomass, and potentially supplement adjacent fished areas through emigration and larval supply. A more detailed discussion of marine reserves is provided below.

Option #1: Do nothing

The management plan for PNE recommended the inclusion of the Canal de Catuano and marine environments out to 500 m from the coast as part of the Park (DNP, 1980). If no fisheries management decisions are taken, resource extraction will certainly continue, marine fisheries will decline, and the economic value of area will decrease. This is further supported by previous studies indicating that the southeastern coast supported considerable finfish and invertebrate fisheries until about the 1970s. These fisheries, however, have all but disappeared (Bonnely de Calventi, 1975). The project team strongly feels that action is urgently needed in PNE to restore the ecological and hence economic value of the area.

Option #2: Enforce existing regulations

One option to restore and conserve fisheries in PNE is to enforce existing regulations (Table 7-2), many of which were established over 10 years ago. Most of the existing laws, decrees, and resolutions are regulations of catch, specifically minimum size and seasonal closures to protect spawning individuals. A major difficulty in PNE is the lack of enforcement, but even adequate enforcement of existing regulations may not be sufficient to restore and conserve marine fisheries. Below is a brief description and discussion of the existing regulations for queen conch, spiny lobster, and reef fishes in the Dominican Republic. These existing regulations are administered by the Department of Fisheries under the Secretary of Agriculture (Departamento de Recursos Pesqueros de la Secretaría de Estado de Agricultura).

Existing regulations for queen conch

The only existing regulation (Decree no. 312, 1986) for queen conch is a minimum size for shell length (25 cm SL) (Table 7-2). Minimum size restrictions have been implemented in several Caribbean locations: Colombia (poor enforcement, 225 g meat or 100 g of cleaned meat), Belize (little enforcement, minimum size of 12.5 cm SL or three oz. (28 g) of meat), Cuba (harvest of juveniles prohibited), Turks and Caicos (minimum size of 12.5 cm SL, but little enforcement), Bahamas (no juveniles harvested, some enforcement at points of sale), and the U.S. Virgin Islands (23 cm SL, some compliance) (Appeldoorn, 1994; Beets and Appeldoorn, 1994). Minimum size regulations may be difficult to enforce, because only the meat is generally landed. Moreover, populations in different areas have differ-

adultos ha conducido a la sobrepesca del reclutamiento. Finalmente, la implantación de reservas marinas o zonas donde está prohibido extraer recursos es una opción para restaurar poblaciones, preservar la biomasa de reproductores y potencialmente suplementar las áreas de pesca vecinas mediante la emigración y el suministro de larvas. Una discusión detallada sobre las reservas marinas se presenta a continuación.

Opción #1: Ninguna acción

El plan de manejo del PNE recomendó la inclusión del Canal de Catuano y los ambientes marinos hasta 500 m a partir de la costa como parte del parque (DNP, 1980). Si no se toman decisiones de manejo de las pesquerías, la extracción de los recursos seguramente continuará, las pesquerías marinas disminuirán y el valor económico del área se reducirá sustancialmente. Los estudios previos demuestran que la costa sureste de República Dominicana sustentó pesquerías considerables de peces e invertebrados hasta mediados de los 70. Sin embargo, estas pesquerías han desaparecido (Bonnely de Calventi, 1975). El equipo de trabajo de este proyecto considera que se requiere de una acción inmediata en el PNE para restaurar los valores ecológicos e incrementar el valor económico del área.

Opción # 2: Cumplimiento de las regulaciones existentes

Una de las opciones para restaurar y conservar las pesquerías en el parque es hacer cumplir las regulaciones existentes (Tabla 7-2), muchas de las cuales fueron establecidas 10 años atrás. La mayoría de las leyes, decretos y resoluciones son regulaciones de captura, específicamente de talla mínima y de veda temporal para proteger los reproductores. Una de las mayores dificultades en el PNE es la falta del cumplimiento de las regulaciones, pero aún si se cumplieran, no serían suficientes para restaurar y conservar las pesquerías. A continuación se describen brevemente las regulaciones existentes para el lambí, la langosta y los peces arrecifales en la República Dominicana. Estas regulaciones son administradas por el Departamento de Pesca de la Subsecretaría de Recursos Naturales de la Secretaría de Estado de Agricultura.

Regulaciones existentes para el lambí

La única regulación existente (Decreto No. 312, 1986) para el lambí es la talla mínima legal de la longitud de la concha (25 cm LC) (Tabla 7-2). Las restricciones de talla han sido implementadas en muchas otras áreas del Caribe: Colombia (225 g carne o 100 g del animal ya limpio; bajo cumplimiento de la ley), Belice (talla mínima 12.5 cm LC o 28 g de carne, bajo cumplimiento de las leyes), Cuba (prohibido capturar juveniles; la pesca está vedada permanentemente en la mayor parte del país), Turks y Caicos (talla mínima 12.5 cm LC, poco énfasis en el cumplimiento de la ley), Bahamas (no se pescan juveniles, existiendo algún control de las regulaciones en los sitios de ventas) e Islas Vírgenes (EE.UU.) (23 cm LC, algún control) (Appeldoorn, 1994; Beets y Appeldoorn, 1994). Las regulaciones de talla mínima son difíciles de hacer cumplir dado que generalmente sólo se desembarca la carne, además de que las poblaciones en diferentes áreas tienen diferentes tallas de maduración (21,9–24,7 cm LC) y las hembras son generalmente más grandes que los machos, y existe la posibilidad de que sean más pescadas que los machos (Appeldoorn, 1987).

ent lengths at maturity (range of 21.9–24.7 cm), and females are generally larger than males, therefore the potential exists for females to be more heavily fished (Appeldoorn, 1987).

Although age and growth data are not available for PNE, the minimum size regulation, in theory, only allows for the harvesting of reproductive individuals (3+ years of age) (Berg, 1976). If no other regulations were established, effective enforcement of the minimum size regulation in PNE would protect juvenile stocks in nursery areas, but would also lead to greater fishing pressure on adult stocks. Although stock-recruitment relationships for queen conch in PNE are unknown, there is some evidence to suggest that the deep-water adults on the eastern platform of PNE are a partial source of larval recruitment to the area. Therefore, continued fishing of adults is not likely to lead to improvements in queen conch stocks unless there is a significant amount of recruitment from more up-current locations.

Existing regulations for spiny lobster

There are two existing laws and decrees regulating spiny lobster fishing in the Dominican Republic (Table 7-2). The first is Law number 5914 (1962) which prohibits the killing, destruction, selling, or possession of any lobster with eggs at any time of the year. If properly enforced, this regulation can ensure a continued supply of larvae. However, since the duration of larval spiny lobster in the plankton is considerable (at least 6 months), it is likely that any larvae produced in the Park are transported away from the southeastern coast. The second regulation (Decree no. 316, 1986) is composed of two articles. Article I establishes a closed season for lobster fishing from April 1 to July 31. This regulation theoretically prevents fishing during at least a portion of the reproductive season. Article II establishes minimum legal sizes for two species of spiny lobster and one species of shovel nose lobster. The minimum size requirement for *Panulirus argus* is 24 cm total length or 12 cm tail length. The minimum size is designed to prevent the removal of juveniles, but like most minimum size requirements, allows for the removal of the largest and hence most fecund individuals. Effective enforcement of the minimum size regulation in PNE would prevent the removal of sub-adults in the Canal de Catuano and would likely aid in re-stocking the western area of the Park. However, there is no information on movement patterns of spiny lobster within the Park and the recruitment source is unknown.

Existing regulations for reef fishes

There are four existing decrees and resolutions for regulating the capture of fishes in the Dominican Republic (Table 7-2). Decree number 2099 (1984) prohibits the fishing of groupers during spawning and the commercialization of eggs. There is no mention of species, seasons, or locations where spawning occurs. Without such information, this regulation is difficult to enforce. Specific regulations on minimum sizes and closed seasons alone will not be effective for protecting the fish community as a whole (Russ, 1991). Unlike more

Aunque no existen datos de edad y crecimiento en el PNE, la talla mínima de regulación en teoría sólo permite la captura de individuos con potencialidades reproductivas (3 o más años de edad) (Alcolado, 1976; Berg, 1976). Si no se establecieran otras regulaciones, cumplimiento efectivo de la talla mínima en el PNE protegería las poblaciones juveniles en las áreas de cría, pero además conllevaría a una mayor intensidad de pesca en la población adulta. Aunque se desconoce la relación stock-reclutamiento en el PNE, existen evidencias que sugieren que los adultos de aguas profundas en la parte este de la plataforma del PNE son una fuente parcial de reclutamiento de larvas en el área. En consecuencia, continuar con la pesca de adultos no beneficiaría a las poblaciones del lambí, a menos que una parte importante del reclutamiento provenga de localidades situadas corriente arriba.

Regulaciones existentes para la langosta

Existen dos leyes y decretos que regulan la pesca de la langosta en la República Dominicana (Tabla 7-2). La primera es la ley No. 5914 (1962), que prohíbe matar, destruir, vender o poseer langostas que posean huevos en ninguna época del año. Si se hiciera cumplir esta regulación, se garantizaría el continuo flujo de larvas en la población. Sin embargo, el ciclo de vida planctónico de la langosta es considerablemente largo (por lo menos 6 meses), y es probable que las larvas producidas en el parque sean transportadas por las corrientes fuera de la región sureste. La segunda regulación (Decreto No. 316, 1986) está compuesta por dos artículos. El artículo I establece la temporada de veda para la pesca de la langosta desde el 1 de abril hasta el 31 de julio. Esta regulación en teoría impide la pesca durante al menos una parte de la época de reproducción; y el artículo II, que establece la talla mínima legal para las dos especies de langosta y una especie de langosta cachapa. La talla mínima legal requerida para *Panulirus argus* es de 24 cm LT y de 12 cm LC (longitud de cola). Esta talla se estableció para prevenir la captura de juveniles, pero al igual que la mayoría de las regulaciones de talla mínima permite la captura de individuos de mayor talla y por lo tanto más fecundos. Si efectivamente se cumplen estas regulaciones de talla mínima en el PNE, esto permitirá que no se remuevan subadultos en el Canal de Catuano, lo que ayudaría en la repoblación de la parte oeste del parque. Sin embargo, no existe información de los patrones de desplazamiento de la langosta en el parque y se desconocen las fuentes del reclutamiento.

Regulaciones existentes para los peces arrecifales

Para los peces arrecifales existen cuatro decretos y resoluciones que regulan las pesquerías en la República Dominicana (Tabla 7-2). El decreto No. 2099 (1984) que prohíbe la pesca de meros durante la temporada de desove y la comercialización de los huevos. No se mencionan en esta regulación las especies, épocas y localidades donde ocurre el desove. Sin esa información, es difícil hacer cumplir esta regulación. Las regulaciones de talla y temporadas de veda por sí solas no serán efectivas para proteger las comunidades de peces como un todo (Russ 1991). A diferencia de otros mercados más sofisticados, los dominicanos consumen diferentes especies. Prohibir la pesca de meros o pargos resultaría en el incremento de la pesca de otras especies, aún de aquellas de poco valor económico, lo que continuaría afectando la estructura y el funcionamiento del ecosistema costero, a través de cambios potenciales en la depredación, la competencia y la composición de los herbívoros (Hay, 1984; Claro, 1994; McClanahan et al., 1994; McClanahan, 1995).

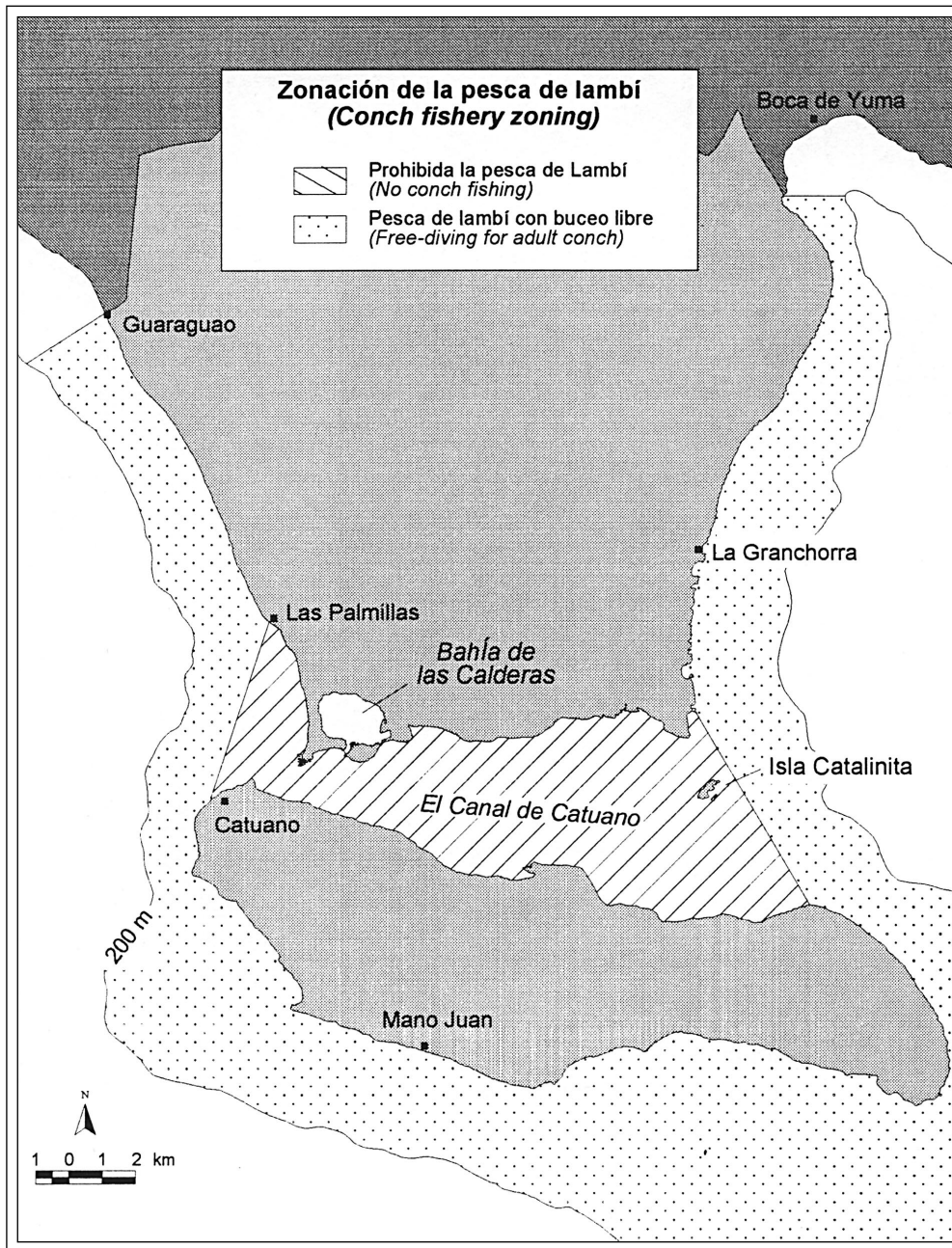


Figure 7-1. Proposed zoning scheme for conch in Parque Nacional del Este. This scheme proposes the closure of El Canal de Catuano, a nursery area for queen conch, to protect juveniles. A closed season throughout the park for adults during the breeding season is also proposed, as well as the prohibition of hookah and SCUBA. This scheme would therefore protect adult stocks except from free-diving. *Figura 7-1. Esquema de zonificación propuesto para la pesca de lambí en el Parque Nacional del Este. Este esquema contempla el cierre del Canal de Catuano (área de cría) con el objetivo de proteger a los juveniles. Se propone, además, una veda en todo el parque durante la temporada de reproducción, así como la prohibición del uso del buceo con compresor y tanque (SCUBA). Este esquema protegerá, por lo tanto, las poblaciones adultas, excepto del buceo a pulmón.*

sophisticated markets, Dominicans eat many different kinds (species) of fishes. The prohibition of grouper and snapper fishing is likely to result in the increased fishing for other species. This type of serial fishing will continue to affect the structure and function of the coastal ecosystem through potential changes in competition, predation, and herbivory (Hay, 1984; Claro, 1994; McClanahan et al., 1994; McClanahan, 1995). Other regulations prohibit the commercialization of species known to be affected by ciguatera poisoning, the capture of fishes for ornamental or industrial purposes, and a minimum mesh size for cast nets.

Option #3: Develop and implement new catch and effort regulations

Although fisheries regulations for the country exist and are undergoing revision, the collective opinion of the project

Otras regulaciones prohíben la comercialización de especies afectadas por ciguatera, la captura de peces con fines ornamentales o industriales y tamaño de malla mínimo para las atarrayas.

Opción #3: Desarrollar e implementar nuevas regulaciones de captura y esfuerzo

Aunque existen regulaciones pesqueras en el país que se están revisando, la opinión colectiva del equipo de trabajo es que se necesita instituir y hacer cumplir regulaciones adicionales en el PNE, debido a su condición de Parque Nacional, y a su valor económico y conservacionista. Estas regulaciones serían nuevas adiciones o revisiones de las regulaciones existentes (Tabla 7-2). Si se cumplieran adecuadamente (junto con programas educacionales y comunitarios), los recursos en el PNE serían restaurados y conservados. Las propuestas de nuevas regulaciones se dividen en tres secciones donde específicamente se discuten el lambí, la langosta y los peces arrecifales. A esta discusión

team was that there are additional rules that need to be instituted and enforced in PNE, due to its national park status and conservation/economic value. These regulations would be additions or refinements to existing regulations (Table 7-2). If these were enforced adequately (coupled with education and outreach programs), then the Park's resources could be restored and conserved. The proposals for new regulations discuss queen conch, spiny lobster, and reef fishes. Accompanying the discussion of each target species or group is a zoning map delineating the proposed spatial characteristics or boundaries in PNE.

Proposed regulations for queen conch

Available information in PNE suggests the following concerning the status of queen conch: 1) juveniles use the Canal de Catuano as a nursery area; 2) adults are rare

para cada especie o grupo se añade un mapa en el que se delimita la distribución espacial de las zonas en el PNE.

Regulaciones propuestas para el langosta

La información disponible en el PNE sugiere lo siguiente con respecto al estado de las poblaciones del langosta: 1) los juveniles usan el Canal de Catuano como áreas de cría, 2) los adultos son escasos en la mitad oeste del parque, 3) las poblaciones de adultos en aguas profundas se continúan pescando al este de la isla de Catalinita, mientras que los juveniles se pescan predominantemente en el Canal de Catuano y 4) el reclutamiento de las larvas en el parque depende, en alguna medida, de la población local de desovadores. El equipo de trabajo desarrolló las siguientes recomendaciones adicionales para regular las pesquerías del langosta:

1. Cambio en la especificación de talla mínima para permitir sólo la extracción de langosta con el labio extendido o desarrollado. Esta característica puede ser reconocida fácilmente por

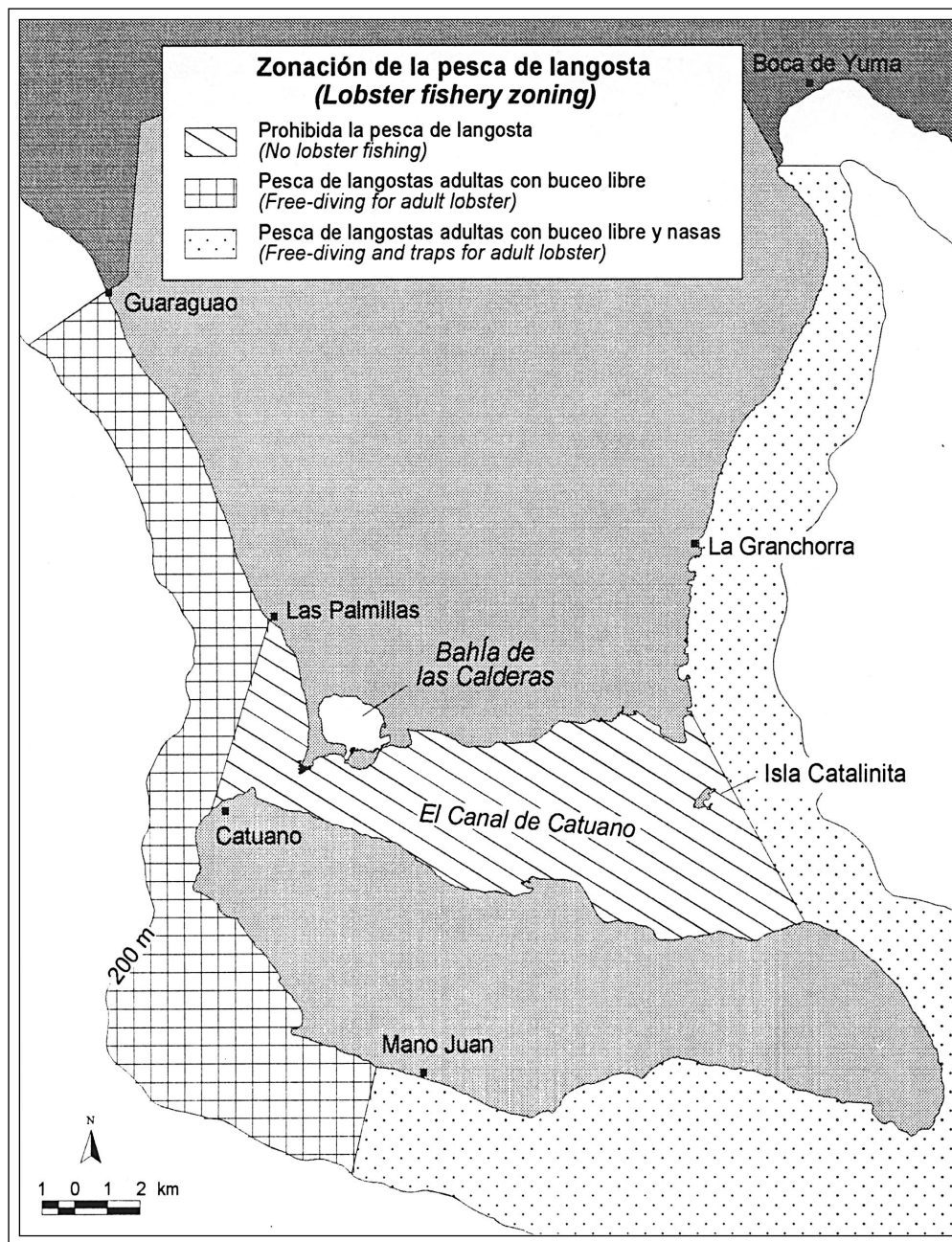


Figure 7-2. Proposed zoning scheme for spiny lobster in Parque Nacional del Este. This scheme proposes the closure of El Canal de Catuano, a nursery area, to protect juveniles. Existing regulations protect egg-bearing females (1 April–31 July) and establish minimum legal sizes for three species. The proposed scheme also eliminates the use of traps in the western half of the park (Mano Juan to Guaraguao) and proposes the ban of SCUBA, hookah, and spear throughout the entire park. *Figura 7-2. Esquema de zonificación propuesto para la pesca de langosta en el Parque Nacional del Este. Este esquema contempla el cierre del Canal de Catuano para proteger a los juveniles. Además, propone eliminar el uso de nasas en la mitad occidental del parque (de Mano Juan a Guaraguao), así como la prohibición del buceo con tanque y compresor, así como la pesca con arpón en todo el parque. Las regulaciones existentes protegen a las hembras portadoras de huevos (frezadas o ahuevadas) del 1o de abril al 31 de julio, y establecen una talla mínima legal para las tres especies que habitan en el parque.*

in the western area of the Park; 3) fishing continues for deep-water adult populations east of Isla Catalinita and for predominately juveniles in the Canal de Catuano; and 4) larval recruitment to the Park may depend upon local adult spawning. The project team developed the following recommendations for additional conch fishing regulations:

1. Change the minimum size specification to allow only for the extraction of queen conch with a flared lip. Fishermen and enforcement officers can more easily recognize this characteristic. The minimum size alone will not prevent the removal of the reproductive stock (Rathier and Battaglia, 1994). An alternative method would be a regulation allowing for the extraction of queen conch with a lip thickness greater than 4 mm (Appeldoorn, 1987). The difficulty with both regulations, however, is that most conch fished in the Park are cleaned (shucked) in the field prior to landing; therefore enforcement would be difficult. Regulations in certain areas such as the federal waters of Puerto Rico (10 miles offshore) require that conch be landed in the shell (Appeldoorn, 1997). However, mature individuals can be identified without the shell by the presence of fully developed reproductive structures (Appeldoorn, 1987).

2. Institute a closed season for queen conch during the breeding season, specifically from July 1 through September 30 of each year. This is when the population is most vulnerable to over-fishing, as adults congregate to breed (Appeldoorn, 1997). Closed seasons have been implemented in Venezuela (March–September, little enforcement or compliance), Colombia (July–September, only enforcement of closed season has been effective), Belize (July–September, little enforcement and compliance), Mexico (March–September), Cuba (April–September), Puerto Rico (July–September), and the U.S. Virgin Islands (July–September) (Appeldoorn, 1994, 1997).

3. Prohibit the capture, removal, and killing of conch in the Canal de Catuano, a known nursery area for juveniles. This new regulation would probably not be necessary if the minimum size regulation was effectively enforced. Area closures are often instituted due to fisheries collapse (Appeldoorn et al., 1994). There are not many examples of nursery area closures in the wider Caribbean because the protection of juveniles has been theoretically attainable by imposing minimum size restrictions (Ferrer and Alcolado, 1994).

4. Prohibit the use of hookah (compressors) and SCUBA to fish for conch throughout PNE. This regulation would effectively protect adult stocks in the Park except from free diving (Rathier and Battaglia, 1994). In other words, this regulation would all but shut down conch fishing in PNE (Appeldoorn, 1987). Depletion of deep-water adult populations may result in a collapse of the reproductive stock that may take 20–30 years to replace (Coulston et al., 1985; Stoner, 1997). This type of gear restriction has been used in Martinique (good enforcement and compliance), Eastern Caribbean, Turks and Caicos, Belize, and Colombia (Appeldoorn, 1994), but should be implemented in coordination with protection of juveniles, since conch spend 2–3 years in very shallow nursery habitats (Stoner, 1997).

los pescadores y los agentes encargados de hacer cumplir las regulaciones. El establecimiento de una talla mínima por sí sola no permitirá detener la captura de la población de reproductores (Rathier y Battaglia, 1994). Una alternativa sería una regulación que permitiera capturar solamente lambíes cuyo grosor del labio fuera mayor de 4 mm (Appeldoorn, 1987). La mayor dificultad para establecer esta regulación sería el hecho de que la mayor parte del lambí que se pesca en el parque se limpia (se extrae el animal de la concha) antes de desembarcar, consecuentemente esto dificulta enormemente hacer cumplir dicha regulación. Las regulaciones establecidas en áreas como las aguas jurisdiccionales de Puerto Rico (10 millas a partir de la línea costera) establecen que el lambí sea desembarcado en su concha (Appeldoorn, 1997). Sin embargo, los organismos maduros pueden ser identificados sin la concha por el grado de desarrollo de los órganos reproductores (Appeldoorn, 1987).

2. Establecer una temporada de veda para el lambí durante la época de la reproducción, específicamente del 1 de julio al 30 de septiembre de cada año. Este es el período de más vulnerabilidad de la población a la sobrepesca, ya que los adultos se agrupan para reproducirse (Appeldoorn, 1997). El cierre de la pesca ha sido implementado en Venezuela (marzo–septiembre, donde existe poca exigencia en el cumplimiento de las regulaciones), Colombia (julio–septiembre, donde ha sido efectivo el cumplimiento de la veda), Belice (julio–septiembre, poca exigencia en el cumplimiento de las regulaciones), México (marzo–septiembre), Cuba (abril–septiembre), Puerto Rico (julio–septiembre) e Islas Vírgenes (EE.UU.) (julio–septiembre) (Appeldoorn, 1994, 1997).

3. Prohibir la captura, extracción o muerte del lambí en el Canal de Catuano, reconocido como un área de cría de juveniles. Esta nueva regulación no sería probablemente necesaria si la regulación de talla mínima se hiciera cumplir efectivamente. El cierre de áreas se instituye generalmente cuando la pesquería colapsa (Appeldoorn et al., 1994). No existen muchas áreas de cría cerradas en el Caribe que puedan servir como referencia dado que casi siempre la protección de los juveniles ha sido teóricamente atribuida a las restricciones de talla mínima (Ferrer y Alcolado, 1994).

4. Prohibir el uso de buceo con compresores y buceo autónomo (SCUBA) para pescar el lambí en el PNE. Esta regulación podría proteger efectivamente las poblaciones de adultos en el parque excepto por el buceo a pulmón (Rathier y Battaglia, 1994). En otras palabras, esta regulación cerraría la pesca del lambí completamente en el PNE (Appeldoorn, 1987). El deterioro de las poblaciones adultas puede ocasionar un colapso de la población adulta reproductora que necesitaría entre 20 y 30 años para su recuperación (Coulston, 1985; Stoner, 1997). Este tipo de restricción de arte ha sido utilizado en Martinica (donde se ha hecho cumplir estrictamente). En el Caribe, Belice y Colombia también se han implementado regulaciones similares, pero deben coordinarse con regulaciones para proteger los juveniles, ya que el lambí permanece entre 2 y 3 años en áreas de cría poco profundas (Stoner, 1997).

5. El equipo de trabajo aboga por una moratoria potencial de la pesca de lambí, hasta que este recurso pesquero se recupere y pueda soportar algún nivel de intensidad pesquera. Este tipo de estrategia se ha utilizado en los Cayos de la Florida (1985), Bermuda (1978), Cuba (1979–1982), México (1988), Islas Vírgenes (EE.UU.) y Venezuela (1985 y 1991) (Hunt, 1987; Appeldoorn, 1994; Friedlander, 1994).

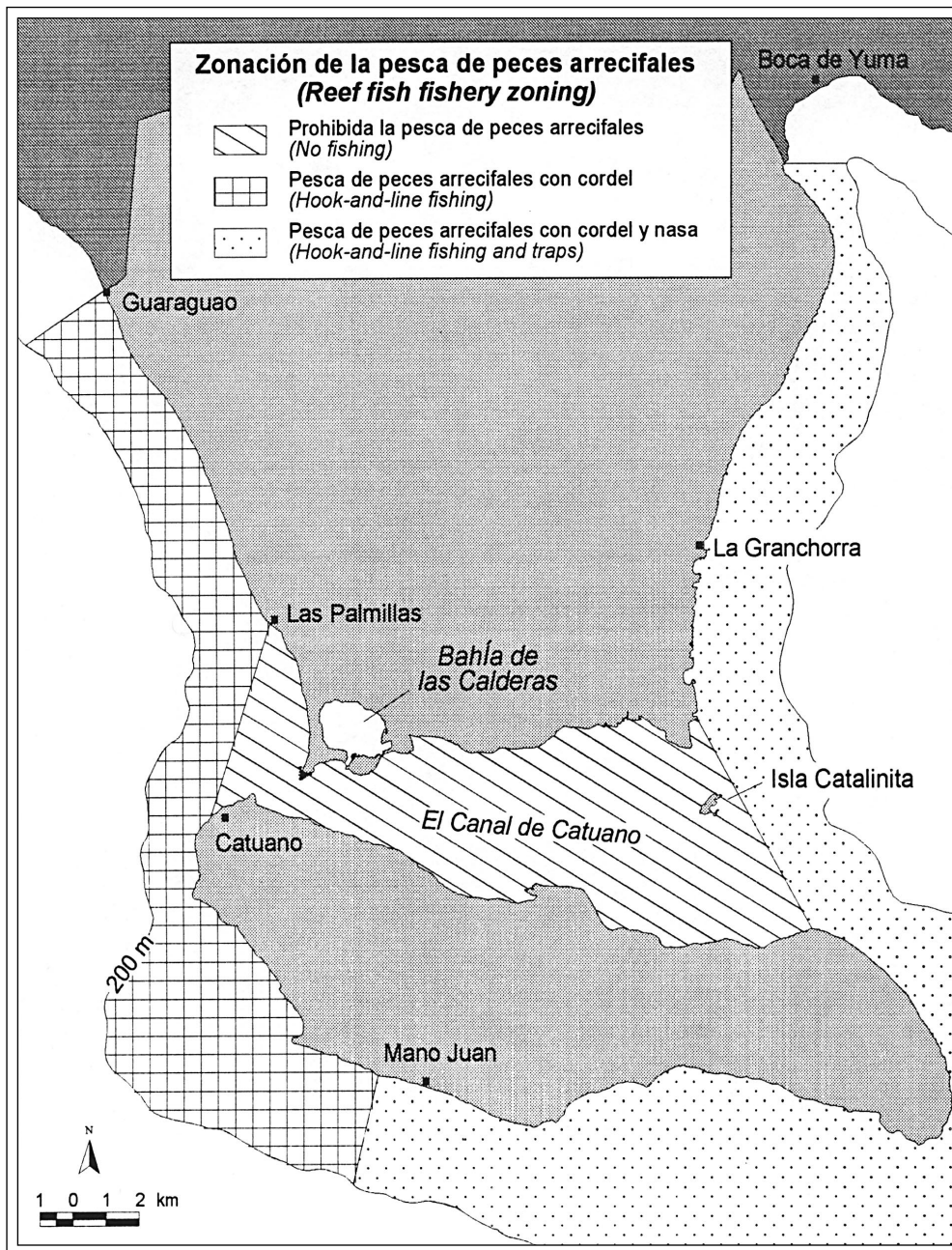


Figure 7-3. Proposed zoning scheme for reef fishes in Parque Nacional del Este. This scheme, like those for the conch and spiny lobster, proposes to close the nursery area in El Canal de Catuano to protect juveniles. The zoning also proposes the prohibition of nets and traps in the western half of the park (as for lobster).

Figura 7-3. Esquema de zonificación propuesto para la pesca de peces arrecifales en el Parque Nacional del Este. Este esquema, al igual que el del lambí y la langosta, propone el cierre del área de cría del Canal de Catuano para proteger los juveniles; además de la prohibición del uso de redes y nasas en la mitad occidental del parque (al igual que para la langosta).

5. The project team advocates a potential moratorium on conch fishing until such time that the resource has improved and can support some level of fishing pressure. This type of strategy has been used in the Florida Keys (1985), Bermuda (1978), Cuba (1979–82), Mexico (1988), U.S. Virgin Islands, and Venezuela (1985 and 1991) (Hunt, 1987; Appeldoorn, 1994; Friedlander et al., 1994).

The proposed and existing regulations for queen conch fishing in PNE would result in essentially two zones: 1) closure of the nursery area (all of the Canal de Catuano) and 2) free diving only for adult conch in the remaining area of the Park (Figure 7-1). The closed nursery area would encompass 73.4 km², over 80% of which is soft-sediment habitats such as seagrass beds. The existing and new regulations would theoretically protect deep-water adult stocks, ensuring larval recruitment to nursery areas, and protection of juveniles until they reach the minimum size for harvesting.

Las regulaciones existentes y las propuestas para las pesquerías de lambí en el PNE podrían aplicarse a dos zonas: 1) el cierre de las áreas de cría (en todo el Canal de Catuano) y 2) buceo a pulmón sólo para los lambíes adultos en la área restante del parque (Figura 7-1). El área de cría cerrada comprendería unos 73,4 km², alrededor del 80% de los hábitats de sedimentos blandos cubiertos por praderas de hierbas marinas. Las regulaciones nuevas y las ya existentes protegerían teóricamente las poblaciones de aguas profundas, garantizarían el reclutamiento de larvas a las áreas de cría y protegerían a los juveniles hasta que estos alcanzaran la talla mínima para ser capturados.

Regulaciones propuestas para la langosta

La información disponible sugiere lo siguiente: 1) los adultos son extremadamente escasos en la mitad oeste del parque y son sólo incidentalmente capturados por los pescadores frente a la Isla Saona; 2) los muestreos preliminares indican que los juveniles de

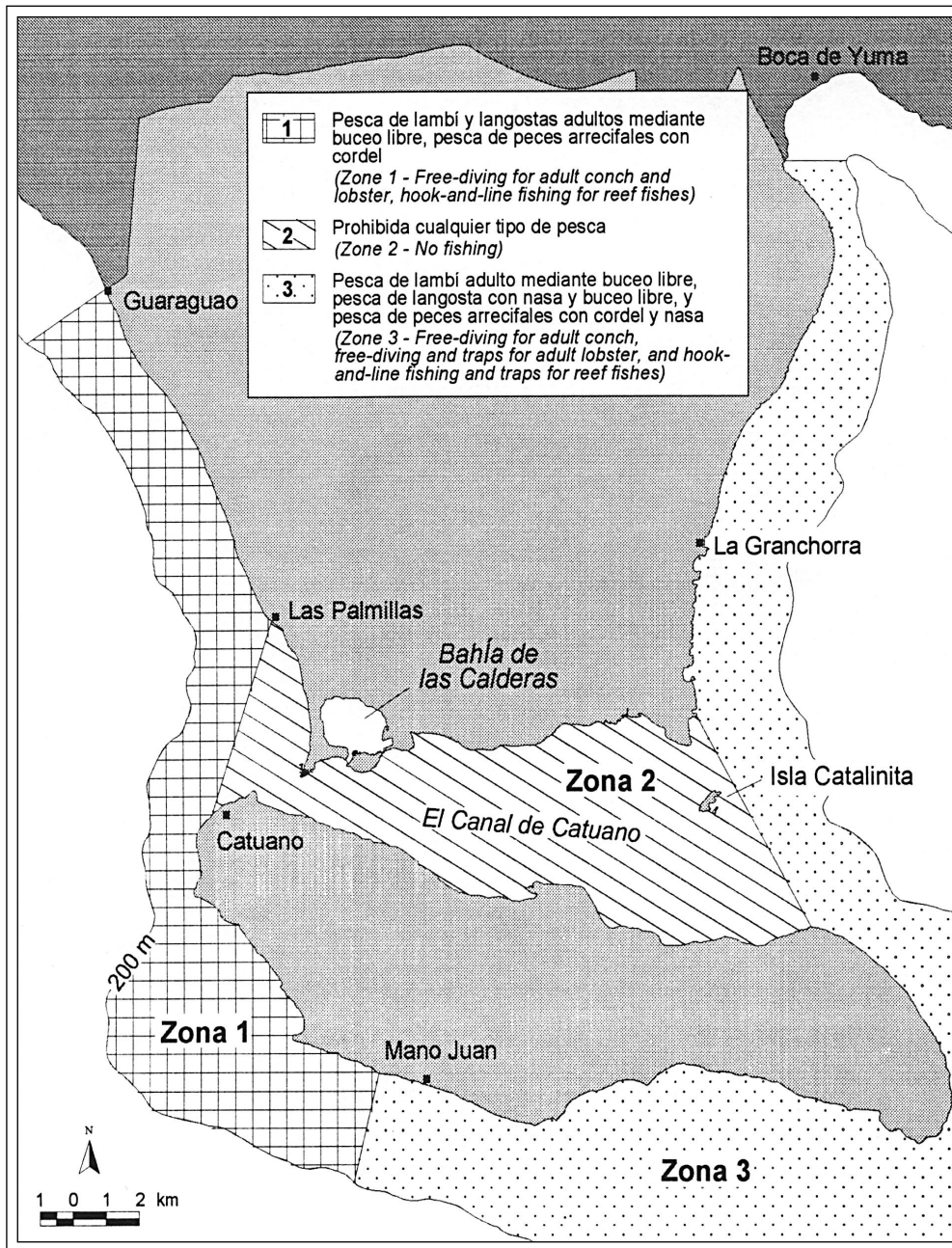


Figure 7-4. Proposed zoning scheme for fisheries resources in Parque Nacional del Este. This map combines proposals from Figures 7-1 to 7-3 to achieve the following: El Canal de Catuano (nursery area): prohibition of all fishing to help replenish adult stocks, particularly in the western half of the park; western park (Mano Juan to Guaraguao) —prohibition of traps and other gears for lobster (SCUBA, hookah, hook) and fish (nets), as well as the prohibition of all gears except free-diving for adult queen conch; eastern park (Mano Juan to Boca de Yuma)— free-diving for conch only and traps for lobster only. *Figura 7-4. Esquema de zonificación propuesto para los recursos pesqueros en el Parque Nacional del Este. El mapa es una combinación de lo propuesto en las figuras 7-1, 7-2 y 7-3 con el objetivo de lograr lo siguiente: en el Canal de Catuano (área de cría), prohibir toda actividad pesquera para reponer las poblaciones adultas, especialmente de la mitad occidental del parque; en la región occidental del parque (de Mano Juan a Guaraguao), prohibir el uso de nasas y otras artes para la pesca de la langosta (buceo con tanque, compresor y uso de arpón), redes para la pesca de peces, además prohibir todo tipo de arte de pesca excepto el buceo a pulmón para la captura de adultos del lambi; en la región oriental del parque (Mano Juan y Boca de Yuma), permitir solamente el uso del buceo a pulmón para el lambi, y de las nasas para la langosta*

Proposed regulations for spiny lobster

Available information on the spiny lobster resource in PNE suggests the following: 1) adults are extremely rare in the western area of the Park and may only be caught incidentally by fishermen offshore of Isla Saona; 2) preliminary surveys indicate that juvenile lobsters do occur in the Canal de Catuano, thus this area serves as a nursery; and 3) recruitment and movement patterns are unknown. Existing regulations for spiny lobster theoretically protect reproductive females and juveniles. However, the project team developed the following recommendations to help restore and conserve the spiny lobster resource in PNE:

1. Prohibit the capture, removal, and killing of spiny lobster in the Canal de Catuano, a known nursery area for juveniles. This regulation would probably not be required if the existing minimum size regulation was effectively enforced.

langosta sí están presentes en el Canal de Catuano, y que éste es un área de cría para la langosta; 3) se desconocen los patrones de desplazamiento de la langosta y el reclutamiento. Las regulaciones existentes para la langosta en teoría protegen los reproductores hembras y machos. Sin embargo, el equipo de trabajo propone las siguientes recomendaciones para contribuir a conservar y restaurar la langosta en el PNE:

1. Prohibir matar, capturar o extraer langosta en el Canal de Catuano, reconocido como un área de cría de juveniles. Esta regulación probablemente no sería necesaria si la regulación existente de talla se hiciera cumplir efectivamente.

2. Prohibir el uso del buceo con compresor, buceo autónomo (SCUBA), bricheros y arpones para pescar langosta en el PNE. Esta medida impide de manera efectiva la pesca de langosta excepto con el buceo a pulmón o nasas.

3. Prohibir el uso de nasas para pescar langosta desde Mano Juan hasta Guaraguao. Esta regulación permitirá la restaura-

2. Prohibit the use of hookah (compressor), SCUBA, hook, and spear guns to fish for spiny lobster throughout PNE. This effectively prevents the fishing of spiny lobster except by free diving or the use of traps.

3. Prohibit the use of traps to fish for spiny lobster from Mano Juan to Guaraguao. This regulation would allow for the re-stocking of spiny lobster in the western area of PNE and would only allow for trap fishing in the eastern half of the Park.

The proposed and existing regulations for spiny lobster fishing in PNE would result in essentially three zones: 1) closure of the nursery area (all of the Canal de Catuano) to lobster fishing; 2) free-diving only for adults between Mano Juan and Guaraguao; and 3) only free-diving and traps from Mano Juan to Boca de Yuma (Figure 7-2). The closed nursery area would encompass 73.4 km², over 80% of which is soft-sediment habitats such as seagrass beds. The western zone, where only free diving for lobster would be allowed, encompasses 23.3 km² out to the 200-m depth contour. The eastern half of the Park, where trapping and free-diving would be permitted, encompasses 297.9 km² out to the 200-m depth contour. This zoning scheme would protect juveniles in nursery areas and help to restock adults in the western area of PNE.

Proposed regulations for reef fishes

Available information on reef fishes in PNE suggests the following: 1) species diversity is relatively high compared with

ción de la langosta en la mitad oeste del parque y autorizaría la pesca con trampas solamente en la mitad este del parque.

Las regulaciones existentes y las propuestas para la pesca de la langosta en el PNE afectarían en esencia a tres zonas: 1) cierre del área de cría (todo el Canal de Catuano) a la pesca de la langosta, 2) buceo a pulmón sólo para adultos entre Mano Juan y Guaraguao y 3) permitir solamente buceo a pulmón y pesca con nasas desde Mano Juan hasta Boca de Yuma para la langosta (Figura 7-2). El área de cría cerrada comprendería 73,4 km², el 80% de los hábitats de sedimentos de fondos blandos cubiertos por praderas de hierbas marinas. La mitad oeste, donde sólo se permitiría buceo a pulmón, comprendería 23,3 km² fuera de los límites de los 200 m de profundidad. La mitad este del parque donde las nasas y el buceo a pulmón serían permitidos, comprende 297,9 km² fuera de los límites de los 200 m de profundidad. Este esquema de zonificación protegería a los juveniles en las áreas de cría y ayudaría a restaurar la población adulta en el área oeste del parque.

Regulaciones propuestas para los peces arrecifales

La información disponible de los peces arrecifales en el PNE sugiere lo siguiente: 1) la diversidad de especies es relativamente alta comparada con otras áreas costeras de República Dominicana; 2) las especies depredadoras, especialmente en la mitad oeste del parque, se caracterizan por ser de tallas pequeñas; 3) los depredadores apicales de la cadena trófica, como los pargos y meros, son escasos o están ausentes; 4) las entrevistas y los muestreos de peces indican un deterioro sucesivo de los recursos de peces arrecifales. Las regulaciones existen-

Table 7-3. Scientifically proven effects of protection from fishing on coral reef fishes in marine fishery reserves.
Tabla 7-3. Efectos científicamente comprobados de las Reservas Marinas Pesqueras sobre los peces arrecifales.

Effect on fish population	References (Study area)
Higher abundance of commercial species in reserve	Craik (1981) (Australia) Bell (1983) (Mediterranean) Russ (1985) (Philippines) Alcala (1988) (Philippines) Buxton and Smale (1989) (South Africa) Clark et al. (1989) (Florida Keys) Russ and Alcala (1989) (Philippines) Sluka et al. (1994) (Bahamas, Florida Keys) Watson and Ormond (1994) (Kenya)
Higher abundance of larger fish	Craik (1981) (Australia) Bell (1983) (Mediterranean) Russ (1985) (Philippines) Ferry and Kohler (1987) (South Africa) McClanahan and Muthiga (1988) (Kenya) Samoilys (1988) (Kenya) Buxton and Smale (1989) (South Africa)
Increase in fish yield outside of reserve	Alcala (1988) (Philippines) Russ and Alcala (1989) (Philippines)
Higher abundance of total coral reef fish population	McClanahan and Shafir (1990) (Kenya) Grigg (1994) (Hawaii)
Increase in species richness	Russ and Alcala (1989) (Philippines) Jennings et al. (1996) (Seychelles) Chiappone et al. (in press) (Caribbean)
Increase in economic gain	Dixon et al. (1993) (Bonaire) Van't Hof (1985) (Caribbean)

other Dominican coastal areas; 2) predatory species are characterized by small size, particularly in the western area of the Park; 3) large, top-level predators such as certain species of snapper and grouper are rare or absent; and 4) interviews and fisheries-independent sampling indicate serial depletion of reef fish resources. Existing regulations in the Dominican Republic for reef fishes are weak and difficult to enforce (Table 7-2). The project team therefore recommended the following regulations to help restore and conserve reef fish stocks in PNE:

1. Prohibit the capture, removal, and killing of all fishes in the Canal de Catuano, a known nursery area for juveniles. Because there are no minimum size restrictions for reef fishes (unlike conch and lobster), this regulation closes the nursery area to all fishing and theoretically aids in the restocking of populations, particularly in the western area of PNE.

2. Prohibit the use of traps and nets in the western half of PNE, specifically from Mano Juan to Guaraguao.

3. Prohibit the use of hookah (compressor), SCUBA, hook, and spear guns to fish for reef fishes

tes en la República Dominicana para los peces arrecifales son débiles y difíciles de hacer cumplir (Tabla 7-2). El equipo de trabajo, por lo tanto, hace las siguientes recomendaciones con el propósito de contribuir a la restauración y la conservación de las poblaciones de peces arrecifales en el PNE.

1. Prohibir la captura, muerte o extracción de peces del Canal de Catuano, reconocido como un área de cría de juveniles.

Debido a que no existen restricciones de talla mínima para los peces arrecifales (a diferencia del lambí y la langosta), esta regulación propone el cierre del área de cría a cualquier tipo de pesca, lo que teóricamente ayudaría a restaurar las poblaciones, especialmente en la mitad oeste del parque.

2. Prohibir el uso de nasas y redes en la mitad oeste del PNE, específicamente desde Mano Juan hasta Guaraguao.

3. Prohibir el uso de buceo con compresor, el buceo autónomo (SCUBA), bricheros y arpones para los peces arrecifales en el PNE. Esta medida sería efectiva para prevenir la pesca de los peces arrecifales en la mitad oeste del PNE excepto la pesca con anzuelo, y sólo permitiría la pesca con anzuelo y nasa desde Mano Juan a Boca de Yuma.

Table 7-4. Evidence of the effects of marine reserves (no-take zones) on populations of fishery target species attributed closure of fishing (modified from Dugan and Davis, 1993). *Tabla 7-4. Evidencia del efecto de las áreas "de extracción prohibida" o reservas marinas sobre las poblaciones de peces objeto de pesca, atribuido a la veda total de la pesca (modificado de Dugan y Davis, 1993).*

Taxa/area	Reference	Effects				
		Abundance	Size	Reproduction	Recruitment	Yield
Coral reef fish						
Philippines	Russ (1985)	Yes	Yes	n/a	n/a	Yes
	Alcala (1988)	Yes	Yes	n/a	n/a	Yes
	Alcala and Russ (1990)	Yes	Yes	n/a	n/a	Yes
Red Sea	Roberts and Polunin (1992)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
Kenya	McClanahan and Shafir (1990)	Yes	n/a	n/a	n/a	n/a
Florida Keys	Clark et al. (1989)	Yes	n/a	n/a	n/a	n/a
Bahamas	Sluka et al. (1996b)	Yes	Yes	Yes	n/a	n/a
Belize and Saba	Polunin and Roberts (1993)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
Temperate fish						
Mediterranean	Bell (1983)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
New Zealand	McCormick and Choat (1987)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
	Cole et al. (1990)	Yes	yes	n/a	n/a	n/a
South Africa	Buxton and Smale (1989)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
Surf fish						
South Africa	Bennett and Attwood (1991)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
Lobster						
Florida Keys	Davis (1977)	Yes	Yes	Yes	n/a	n/a
	Davis and Dodrill (1980)	Yes	n/a	n/a	n/a	n/a
	Davis and Dodrill (1989)	Yes	n/a	Yes	n/a	n/a
New Zealand	Cole et al. (1990)	Yes	n/a	n/a	n/a	n/a
Shrimp						
Gulf of Mexico	Klima et al. (1986)	No	No	n/a	n/a	No
	Roberts (1986)	Yes	Yes	n/a	Yes	n/a
Conch						
Venezuela	Weil and Lauglin (1984)	Yes	Yes	Yes	n/a	n/a
Bahamas	Stoner and Ray (1996)	Yes	Yes	Yes	Yes	n/a
Other gastropods						
Chile	Castilla and Duran (1985)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a
	Moreno et al. (1984)	Yes	Yes	n/a	n/a	n/a

Table 7-5. Benefits of marine reserves to protect ecosystems, improve fishery yields, and enhance non-consumptive opportunities (modified from Sluka et al., 1996b and Sobel, 1996). *Tabla 7-5. Beneficio de las reservas marinas para proteger ecosistemas, mejorar los rendimientos pesqueros y estimular las oportunidades no consuntivas (modificado de Sluka et al, 1996b y Sobel, 1996).*

Ecosystem structure/function	Improve fishery yields	Expand understanding	Non-consumptive opportunities
<ul style="list-style-type: none"> • keep biodiversity intact at all levels • protect food webs • safeguard ecological processes • maintain trophic structure • protect natural population structure • retain keystone species • sustain species presence and abundance • prevent loss of vulnerable species • preserve natural community composition • eliminate second-order impacts • maximize system resilience to stresses • avert cascading effects • maintain physical structure of habitat • preclude threshold effects • preclude fishing gear impacts • avoid incidental damage • retain natural behaviors and interactions • maintain high quality feeding areas 	<ul style="list-style-type: none"> • protect spawning stocks • increase spawning stock biomass • raise population fecundity • enhance reproductive capacity • increase spawning density • provide undisturbed spawning sites • ensure viable spawning conditions • improve spawning habitat • boost egg and larval production • provide export of eggs and larvae • enhance recruitment • supply spill-over of juveniles and adults • reduce chances of recruitment over-fishing • decrease over-fishing of vulnerable species • mitigate adverse genetic impacts of fishing • reduce inadvertent and bycatch mortality • protect diversity of fishing opportunities • maintain sport trophy fisheries • simplify enforcement and compliance • help reduce conflicts among users • provide information from unfished populations necessary for proper management of exploited stocks • improve management and increase efficiency with limited resources and data • insure against stock collapse due to management failures and speed recovery • increase understanding and acceptance of management • facilitate stakeholder and user involvement in management 	<ul style="list-style-type: none"> • foster understanding of natural systems • provide experimental sites for natural areas • permit knowledge continuity of unaltered site • retain memory of natural systems • enable study of relatively intact ecosystems • allow study of natural behaviors • provide long-term monitoring areas • reduce risks to long-term experiments • offer foci for study • enhance synergy from cumulative studies • allow research and monitoring that require natural sites • provide controlled natural areas for assessing anthropogenic impacts 	<ul style="list-style-type: none"> • enhance and diversify economic activities • improve non-consumptive recreation • improve peace-of-mind • enhance aesthetic experiences • increase wilderness opportunities • promote spiritual connection • foster sustainable employment opportunities • diversify and stabilize economy • enhance conservation appreciation • create public awareness • reduce room for irresponsible development • foster constructive social activity • encourage holistic approach to management • provide otherwise unavailable educational opportunities

throughout PNE. This effectively prevents the fishing of reef fishes in the western half of PNE except by hook-and-line, and only allows for hook-and-line and trap fishing from Mano Juan to Boca de Yuma.

4. Prohibit the capture of groupers and snappers during the breeding season. Information from other locations should be used as a guide (Tables 2-5 and 2-7) until data on existing spawning aggregations, locations, and timing can be determined specifically for PNE. This type of regulation has been used in other Caribbean locations to protect spawning stock biomass and ensure successful reproduction to replenish fished stocks (Aguilar-Perera, 1990; Sadovy, 1990).

The application of existing and proposed regulations for reef fish fisheries in PNE would result in three zones

4. Prohibir la captura de meros y pargos durante el período de reproducción. Se propone utilizar la información disponible de otras localidades como guía (Tablas 2-5 y 2-7), hasta que se conozcan los sitios y épocas de las agrupaciones de desove. Este tipo de regulaciones ha sido utilizado en otras localidades del Caribe para proteger poblaciones de desovadores y garantizar la reproducción y reposición de la población (Aguilar-Perera, 1990; Sadovy, 1990).

La aplicación de las regulaciones existentes y las que se proponen para los peces arrecifales en el PNE se establecerían en tres zonas (similares a las de la langosta): 1) cierre del área de cría (todo el Canal de Catuano) para la pesca; 2) permitir solamente la pesca con anzuelo desde Mano Juan hasta Guaragua; y 3) permitir solamente la pesca con anzuelo y nasas desde Mano Juan hasta Boca de Yuma (Figura 7-3). El esquema de zonificación protegerá a los juveniles en áreas de

Table 7-6. Potential advantages and disadvantages of the use of marine reserves (no-take zones) in the management of tropical fisheries (modified from PDT, 1990 and Russ et al., 1992). *Tabla 7-6. Ventajas y desventajas potenciales en el uso de las Reservas Pesqueras Marinas (zonas no extractivas) para el manejo de las pesquerías tropicales (modificado de PDT, 1990 y Russ et al., 1992).*

ADVANTAGES

1. Reduces chance of recruitment over-fishing by maintaining a critical spawning stock biomass.
2. Potential long-term maintenance or even enhancement of fisheries yield to broad regional areas by larval dispersal.
3. Provision of undisturbed spawning/breeding grounds for fishes.
4. Maintenance of intraspecific genetic diversity.
5. Provides unfished populations for scientific research.
6. Maintenance or possible enhancement of fisheries yield to areas adjacent to the closed area via adult emigration.
7. Protection of community/ecosystem structure and thus maintenance of interspecific genetic diversity.
8. Data collection needs are reduced and management occurs without complete information on all species and interactions.
9. Direct economic benefits through tourism.
10. The concept is easily understandable by the general public and more easily accepted than other management strategies.
11. Surveillance and enforcement are simplified.
12. Reduces temptation of fishermen to violate laws.
13. Protection of fish habitat.
14. Provides area for educational use.
15. Population in closed areas may be used as sources of broodstock in mariculture/re-stocking of depleted areas.

DISADVANTAGES

1. Concentrates fishing effort on a smaller portion of the stock.
2. Less of the stock is available to fishermen, possibly reducing short-term fisheries yield.
3. Any benefits to the fisheries may manifest themselves only in the long-term.
4. Closed areas create an increased incentive for poaching.
5. Increased need for intensive surveillance and enforcement.
6. Strong local resistance is likely in those specific areas where closures are proposed.
7. Uncertainty concerning the size, location and number of reserves to ensure persistence of fisheries.
8. Long-term and detailed research required to justify spatial closures.
9. Unlikely to be useful for highly migratory species.
10. Resistance of fisheries managers to "new approaches."
11. Closed areas should ideally include all habitats necessary for maintenance of all life history stages.

(similar to spiny lobster): 1) closure of the nursery area (all of the Canal de Catuano) to fishing; 2) only hook-and-line fishing from Mano Juan to Guaraguao; and 3) only hook-and-line fishing and traps from Mano Juan to Boca de Yuma (Figure 7-3). The zoning scheme would protect juveniles in nursery areas and help to restock adults, particularly in the western area of PNE.

A composite map for proposed fisheries regulations in PNE for conch, spiny lobster, and reef fishes is illustrated in Figure 7-4. The implementation of proposed and existing regulations would result in three zones within the Park: the eastern half of the Park between Mano Juan and Guaraguao (Zone 1), Canal de Catuano (Zone 2), and the western half of the Park between Mano Juan and Boca de Yuma (Zone 3). Fishing activities in Zone 1 would be limited to free diving for conch and spiny lobster (at minimum size) and only hook-and-line fishing for reef fishes. Zone 2 would be closed to all forms of fishing to protect juveniles in the nursery area. Fishing in Zone 3 would be limited to free diving for conch, free diving and traps for spiny lobster, and hook-and-line fishing and trapping for reef fishes. The zoning scheme indicates that most fishing would continue to be concentrated in the eastern area of PNE, but the project team advocates the implementation through enforcement and education of these new regulations to help protect reproductive stocks.

Option #4: Propose and implement no-take zones or marine reserves

Fisheries are usually managed by the limitation of catch and/or effort. However, fisheries throughout the world have shown drastic changes in their population structure despite these management measures. Measures such as effort limitation and size limits are unlikely to rehabilitate over-fished species (Huntsman and Schaaf, 1994). One management option that has been proposed to combat over-fishing is to establish marine fishery reserves (MFRs), also referred to as marine reserves or harvest refugia (PDT, 1990). "A marine reserve constitutes a defined space to which some form of management and limited entry is applied" (White, 1986) or constitutes "areas permanently closed to consumptive usage" (PDT, 1990). Several reviews of the benefits and design of marine fishery reserves have recently been completed (PDT, 1990; Roberts and Polunin, 1991; Dugan and Davis, 1993; Rowley, 1994). The benefits of MFRs are numerous and afford types of protection not provided by other forms of management. These benefits include protection spawning stock biomass, maintaining genetic variability, enhancing fisheries yield to adjacent areas through adult emigration, enhancing the production of larvae to replenish other areas, and protecting critical habitats (Allison et al., 1998). Based on previous experiences with MFRs throughout the world (Tables 7-3 and 7-4), it is expected that MFRs will have similar beneficial effects in PNE. It is also important to note that MFRs are not just beneficial to fisheries, but can also protect ecosystem structure and function, expand our scientific understanding of marine ecosystems, and provide non-consumptive opportunities (Table 7-5).

cría y ayudará a restaurar las poblaciones adultas particularmente en la parte oeste del PNE.

Se ofrece un mapa para las regulaciones pesqueras propuestas en el PNE para el lambí, la langosta y los peces arrecifales (Figura 7-4). La implementación de las regulaciones existentes y las propuestas delimitarían tres zonas en el parque: la mitad este, entre Mano Juan y Guaraguao (Zona 1), el Canal de Catuano (Zona 2) y la mitad oeste del parque entre Mano Juan y Boca de Yuma (Zona 3). Las actividades pesqueras en la Zona 1 estarían limitadas al buceo a pulmón para el lambí y la langosta (por encima de la talla mínima) y anzuelo para los peces de arrecife. La Zona 2 estaría cerrada a cualquier tipo de actividad pesquera para proteger los juveniles en el área de cría. La pesca en la Zona 3 estaría limitada al buceo a pulmón para el lambí, buceo a pulmón y nasas para la langosta y pesca con anzuelo y nasas para los peces arrecifales. El esquema de zonificación indica que la gran mayoría de la actividad pesquera continuará concentrada en la mitad este del parque, pero el equipo de trabajo propone implementar las nuevas regulaciones exigiendo el cumplimiento de las mismas y mediante programas educativos con el objetivo de ayudar a proteger las poblaciones de reproductores.

Opción 4: Proponer e implementar reservas marinas o zonas en las cuales se prohíba extraer recursos

Las pesquerías están usualmente reguladas por limitaciones de captura y/o esfuerzo; sin embargo, a nivel mundial se han sucedido cambios dramáticos en la estructura de las poblaciones a pesar de este tipo de regulaciones. Medidas como las limitaciones en el esfuerzo y el establecimiento de límite de tallas no han contribuido a la rehabilitación de las especies sobreexplotadas (Huntsman y Schaaf, 1994). Una de las opciones de manejo propuestas para combatir la sobrepesca es el establecimiento de reservas marinas pesqueras (RMP), también conocidas como reservas marinas o refugios de pesca (PDT, 1990). "Una reserva marina representa un espacio definido sobre el cual existe algún tipo de manejo y entrada limitada" (White, 1986) o "áreas permanentemente cerradas a cualquier tipo de uso o consumo" (PDT, 1990). Recientemente se ha revisado el diseño y los beneficios de las reservas marinas pesqueras (PDT, 1990; Roberts y Polunin, 1991; Dugan y Davis, 1993; Rowley, 1994). Los numerosos beneficios de las RMP pueden ofrecer tipos de protección que no proporcionan otras formas de manejo, como son: proteger la biomasa de desovadores, mantener la variabilidad genética, aumentar el rendimiento pesquero en áreas adyacentes mediante la emigración de los adultos, incrementar la producción de larvas para restaurar otras zonas y proteger hábitats críticos (Allison, 1998). En base a experiencias previas en otras RMP a través del mundo (Tablas 7-3 y 7-4), se espera que la creación de una RMP en el PNE reportará los mismos beneficios. Es también importante señalar que una RMP no sólo beneficiaría a las pesquerías, sino además protegería la estructura y el funcionamiento del ecosistema, aumentaría el conocimiento de los ecosistemas marinos y proveería opciones no consuntivas (Tabla 7-5).

La implementación potencial de reservas marinas en el PNE necesita que se reconozcan las ventajas y desventajas de este enfoque para ayudar a restaurar y conservar los deteriorados recursos pesqueros (Tabla 7-6). La contribución de las RMP a las poblaciones pesqueras y a las capturas en las áreas adyacentes

The potential implementation of marine reserves in PNE will need to recognize the advantages and disadvantages of this approach to help restore and conserve depleted fisheries resources (Table 7-6). The contribution of MFRs to fishery stocks and yields in adjacent areas is poorly understood, and available data suggest that they will contribute little to yield-per-recruit in adjacent fished areas (DeMartini, 1993). The recovery potential of intensively fished systems such as PNE will be a function of many factors: the status of stocks, the timing of fisheries decline, life history characteristics of species, availability of recruits to replenish fished areas, inter-specific competition, socioeconomic factors, political will, and the perception of a "natural" state (Claro, 1994; Russ and Alcalá, 1996). Few empirical data are available on recovery of fished regions after closure (Bohnsack, 1982; Russ and Alcalá, 1989; Bennett and Attwood, 1991; Russ and Alcalá, 1996). After a spearfishing ban in the Florida Keys in 1980, total predator abundance increased exponentially in the first two years of protection (Bohnsack, 1982). Russ and Alcalá (1996) documented a significant positive linear correlation of mean density of large predators with 8–10 years of protection in the Philippines. The pattern of mean biomass increase was more curvilinear, where a slow increase was observed in 3–5 years, followed by an increasing rate over the next four years. In Bermuda and the Florida Keys, recovery of queen conch stocks has not occurred despite the implementation of moratoriums on conch fishing in 1978 and 1985, respectively (Berg et al., 1992a, 1992b). In PNE the recovery potential is likely to be low, given that this area is down-current of the heavily fished Eastern Caribbean (Beets and Friedlander, 1989; Sadovy, 1990; Appeldoorn et al., 1992).

The implementation of marine reserves in the southeastern Dominican Republic should be considered an option if current and future management initiatives fail to restore depleted stocks. The zoning and regulations scheme that was proposed by the project team involved the creation of a marine reserve (73.4 km²) within PNE encompassing the Canal de Catuano (see above). The Canal de Catuano has been formally declared a nursery area in existing legislation (Decree no. 1002). Although the Canal de Catuano will not function to protect spawning stock biomass (i.e. adults), it will protect juvenile stages and critical nursery habitats.

The project team also advocated the closure of the western half of the Park (Zone 2, Mano Juan to Guaraguao), if current and proposed regulations are difficult to enforce. The western area of PNE out to the 200-m depth contour represents 23.3 km², or approximately 6% of the total marine area between Guaraguao and Boca de Yuma. Under the proposed plan herein, only free diving for conch and lobster and hook-and-line fishing for reef fishes would be allowed. Given the logistical constraints and lack of institutional capacity, establishment of a no-take zone in the western half of the Park may be another option. This action would have the additional benefit of allowing comparisons to be made with fished areas to the east. This option may also be justified due to the historic occurrence of a snapper spawning aggregation at La Parguera (south of Isla Saona), as well as the protection of tourism interests. Socioeconomic surveys indicate that many fishermen are now employed in the tourism industry. ■

no está todavía bien definida y la información disponible sugiere que estas reservas contribuyen poco al rendimiento por recluta en las áreas adyacentes al parque (De Martini, 1993). Como en el caso del PNE, la posible recuperación de un sistema intensamente explotado será el resultado de muchos factores: el estado de la población, el grado de deterioro de las pesquerías, las características del ciclo de vida de las especies, la capacidad de los reclutas de repoblar las áreas de pesca, la competencia interespecífica, los factores socioeconómicos, la voluntad política y la percepción de que es un estado "natural" (Claro, 1994; Russ y Alcalá, 1996). Sólo existen unos pocos datos empíricos de regiones recuperadas después de períodos de cierre (Bohnsack, 1982; Russ y Alcalá, 1989; Bennett y Attwood, 1991; Russ y Alcalá, 1996). Después de la prohibición del uso de arpones en los Cayos de la Florida en 1980, la abundancia de los depredadores aumentó exponencialmente en los dos primeros años de protección (Bohnsack, 1982). Russ y Alcalá (1996) reportaron la existencia de una correlación lineal positiva significativa en la densidad media de los grandes depredadores después de un período de protección de 8 a 10 años en Filipinas. El patrón de incremento de la biomasa promedio presentó una tendencia más curvilínea, observándose un incremento lento entre los 3 y los 5 años, seguido de un aumento en los siguientes 4 años. En Bermudas y en los Cayos de la Florida, la recuperación de las poblaciones de lambí no se ha producido a pesar de la veda de pesca en 1978 y 1985, respectivamente (Berg et al., 1992a, b). En el PNE, el potencial de recuperación parece ser lento, dado que es un área situada corriente abajo en una zona de intensa actividad pesquera en el Caribe oriental (Beets y Friedlander, 1989; Sadovy, 1990; Appeldoorn et al., 1992).

La implementación de reservas marinas en el sureste de la República Dominicana debe considerarse como una opción si las iniciativas de manejo actuales y futuras no resultan efectivas para la restauración de las poblaciones afectadas. La zonificación y el esquema regulatorio propuesto por el equipo de trabajo incluye la creación de una reserva marina (73,4 km²) dentro del PNE incluyendo el Canal de Catuano. El Canal de Catuano ha sido formalmente declarado como área de cría en la legislación existente (decreto No. 1002). Aunque su función no será proteger la biomasa reproductora (adultos), protegerá los estadios juveniles y los hábitats críticos de cría.

El equipo de trabajo propone el cierre de la mitad oeste del parque (Zona 2, Mano Juan hasta Guaraguao) si las regulaciones existentes y las propuestas resultan difíciles de hacer cumplir. La mitad oeste del parque fuera de los 200 m profundidad representa un área de 23,3 km² o el 6% del total del área marina entre Guaraguao y Boca de Yuma. Con el plan propuesto, sólo se permitiría buceo a pulmón para la pesca de lambí y langosta, y anzuelo para los peces arrecifales. Dadas las restricciones logísticas y la falta de capacidad institucional, el establecimiento de una zona donde se prohíbe extraer recursos en la mitad oeste del parque podría ser otra opción. Esto tendría el beneficio adicional de permitir comparar con las áreas de pesca del este, esta opción también se justifica debido a la ocurrencia histórica de agrupaciones de desove de los pargos en la zona, específicamente en La Parguera (al sur de la Isla Saona), así como para proteger intereses turísticos. Encuestas socioeconómicas indican que muchos pescadores son empleados actualmente por la industria turística. ■

SECTION 3. RECOMMENDATIONS

Management

The management process in PNE and other coastal systems of the Dominican Republic should recognize that:

1. Management objectives are a matter of social choice.
2. Ecosystems must be managed in a human context.
3. Ecosystems must be managed within natural limits.
4. Management must recognize that change is inevitable.
5. Management must be undertaken at an appropriate scale.
6. Management needs to think globally, but act locally.
7. Management must act to maintain or enhance ecosystem character and functioning at an appropriate level of social choice.
8. Tools derived from science should guide decision-makers.
9. Managers must act with caution.
10. A multi-disciplinary approach is required.

Thus the process is about coupling sustainable economic, social, and political systems with the environment and should be characterized as holistic, cross-sectorial, and integrated. The application of the management recommendations is only partly about science: it is much more about socioeconomic conditions.

In the face of fisheries decline, one of the goals of management should be first to stop the decline, second to rebuild and/or stabilize stocks at a level at which the resource is not threatened, and finally to adjust or fine-tune management and fishing practices to optimize the yield, yet conserve the ecosystem (Appeldoorn, 1994). In many areas, goals have not been clearly stated; thus appropriate strategies have not been developed. The key to management resides in the socioeconomic systems of a particular country. Factors of concern are data availability, scale of commercialization of the fishery, extent of local community involvement, degree of organization of fishermen, the number of fishermen and area over which they are distributed, the political-legal framework for regulation, and how the catch is used. There has been a lack of uniformity and success in approaches to management in the Caribbean, and this result partly reflects ineffective enforcement. Because of major scientific uncertainties in the condition of fisheries (abundance, recruitment, recovery), management should be very conservative.

The following presents a discussion of how management can be improved in PNE according to site and fisheries management, research and monitoring, education and outreach, and financial recommendations. All of these issues deal with the larger issue of ecosystem management, or the management of the environment according to how the various elements are interrelated and impacted by humans (Christensen et al., 1996; Larkin, 1996).

SECCIÓN 3. RECOMENDACIONES

Objetivos del manejo

El proceso de manejo en el PNE y en otros sistemas costeros de la República Dominicana debe basarse en lo siguiente:

1. Los objetivos del manejo son una cuestión de opción social.
2. Los ecosistemas deben ser manejados en un contexto humano.
3. Los ecosistemas deben ser manejados dentro de límites naturales.
4. El manejo debe aceptar que los cambios son inevitables.
5. El manejo debe realizarse en una escala apropiada.
6. El manejo debe tener una perspectiva global, pero aplicarse localmente.
7. El manejo debe realizarse para mantener o mejorar el carácter y funcionamiento del ecosistema a un nivel apropiado de opción social.
8. Las decisiones de manejo deben estar guiadas por evidencias científicas.
9. Los responsables del manejo deben actuar con precaución.
10. El manejo requiere de un enfoque multidisciplinario.

Este es un proceso donde se combinan los sistemas económicos, sociales y políticos sostenibles con el ambiente, y debe caracterizarse por su carácter holístico, su multisectorialismo y su integralidad. La aplicación de las recomendaciones para el manejo tienen que ver sólo parcialmente con la ciencia, pero mucho más con las condiciones socioeconómicas.

Durante la etapa de descenso de una pesquería, uno de los primeros objetivos del manejo debe ser detener esta caída, el segundo reconstruir y/o estabilizar las poblaciones a niveles donde los recursos no estén amenazados y, finalmente, ajustar el manejo y las prácticas pesqueras para optimizar el rendimiento pesquero, conservando el ecosistema (Appeldoorn, 1994). En muchas áreas, los objetivos no están planteados de forma clara, por lo que no se han desarrollado estrategias apropiadas. La clave del manejo radica en el sistema socioeconómico de cada país. Algunos de los factores de mayor preocupación son la disponibilidad de información, la escala de comercialización de las pesquerías, el grado de participación de la comunidad, el grado de organización de los pescadores, el número de pescadores y el área en que se distribuyen, el marco político-legal para las regulaciones y el destino de las capturas. Los intentos de manejo en el Caribe no han sido uniformes ni exitosos; este resultado refleja parcialmente el cumplimiento ineficaz de las regulaciones. Debido a la incertidumbre científica sobre las condiciones de las pesquerías (abundancia, reclutamiento, recuperación) el manejo debe ser muy conservador.

La siguiente discusión analiza cómo mejorar el manejo en el PNE. Las diferentes partes están relacionadas a los sitios y al manejo de las pesquerías, la investigación y el monitoreo, la educación y el trabajo comunitario y el apoyo financiero. Todas las partes están relacionadas con el manejo del ecosistema o el manejo del ambiente de acuerdo a como los diferentes elementos están interrelacionados o han sido impactados por los humanos (Christensen et al., 1996; Larkin, 1996).

Site management in PNE

The overall goal of site management is to create or improve the infrastructure of PNE by building the logistical and financial capacity of the Dominican National Park Service (DNP – Dirección Nacional de Parques) to manage the Park more effectively. Three principal considerations have to be addressed concerning the marine environment of PNE and the role of DNP:

- **What are the biological goals of protection?** The project team suggests that the biological goals of PNE should be to provide undisturbed critical habitats; to provide local release from fishing at least in some areas; to act as a center of dispersion of larvae to adjacent areas on the southern coast; and to maintain high species diversity and biomass, particularly of fisheries species.
- **What types of human activities should be restricted?** Decisions will have to be made concerning commercial and/or recreational fishing, personal or subsistence collection, tourism, education, research, and development of the coastline.
- **To what degree are current restrictions followed or enforced?**

The specific recommendations for site management are:

1. Increase the capacity of DNP administrators and enforcement officers at the field level. Develop job descriptions for park guards, emphasizing the role of marine patrolling and the potential hiring of local fishermen in this role. A universal problem in marine protected areas management is the lack of effective enforcement of management regulations (Appeldoorn, 1994). This situation typically reflects a lack of resources and/or personnel for enforcement purposes. This situation may also arise from the perceived economic realities of the fishery: the value of the resource is not so great that governments can afford to invest substantially in enforcement (the same also applies to research). However, this argument does not take into account intangible values (aesthetics, opportunity for employment of unskilled labor, foreign currency earned in export, traditional importance of fishery to local culture) (Pendleton, 1995).

2. Declare the Canal de Catuano, specifically the area between Isla Saona and the mainland, as a part of PNE. This area includes existing zones, specifically Bahía de las Calderas (no entry) and Isla Catalinita (no disembarkation). The canal serves a nursery function for invertebrates and fishes, providing abundant food and shelter resources. Although the Park was declared a nursery area in 1977, it has not been explicitly determined whether the Dominican National Park Service (DNP) has jurisdiction over the canal. **Several recommendations have been proposed in this document. The project teams feels that the declaration of the Canal de Catuano as part of the Park and the closure of this area to all forms of fishing is the most immediate and important management action that can be taken by DNP.**

Manejo del PNE

El objetivo general del manejo es crear o mejorar la infraestructura del PNE creando capacidades logísticas y financieras de la Dirección Nacional de Parques (DNP) para administrar de una forma más efectiva el parque. Existen tres consideraciones principales que deben abordarse relacionadas al ambiente marino del PNE y el papel de DNP:

- **¿Cuáles son los objetivos biológicos de la protección?** El equipo de trabajo sugiere que los objetivos biológicos del parque deben garantizar que los hábitats críticos no sean alterados; proporcionar un alivio local a la presión de pesca en algunas áreas; funcionar como un centro de dispersión de larvas a las áreas adyacentes de la costa sur y mantener una gran diversidad de especies y biomasa, sobre todo en especies de interés pesquero.
- **¿Qué tipo de actividad humana debe ser restringida?** Las decisiones deberán tomarse teniendo en cuenta la pesca comercial y deportiva, la pesca personal o de subsistencia, el turismo, la educación, la investigación y el desarrollo de la línea costera.
- **¿En qué grado se siguen o cumplen las restricciones existentes?**

Las recomendaciones específicas para el manejo de los sitios son:

1. Incrementar la capacidad de los administradores y el personal encargado de hacer cumplir las regulaciones a nivel de base de la DNP. Desarrollar descripciones del contenido de trabajo de los guardaparques, enfatizando el papel del patrullaje marítimo y la contratación potencial de pescadores locales para estos empleos. El gran problema de las AMP es la falta de efectividad en el cumplimiento de las regulaciones de manejo (Appeldoorn, 1994). Esta situación refleja la insuficiencia de recursos y/o personal para hacer cumplir las regulaciones. Esta situación puede ser causada por la forma en que se percibe la realidad pesquera: el valor de los recursos no es tal como para que el gobierno pueda hacer mayores inversiones para hacer cumplir las regulaciones (esto se hace extensivo a las investigaciones). Sin embargo, este argumento no toma en consideración otros valores intangibles (estéticos, oportunidad de trabajo poco calificado, ingreso de moneda extranjera por exportación, e importancia de las pesquerías en la cultura local (Pendleton, 1995).

2. Declarar el Canal de Catuano, específicamente el área entre la isla Saona y la península en tierra firme, como parte del PNE. Esta área incluye la Bahía de las Calderas y la Isla Catalinita, ya protegidas. El canal funciona como un área de cría para invertebrados y peces proporcionando abundante alimentación y refugio. Aunque el parque fue declarado área de cría en 1977, no se ha determinado explícitamente que la DNP tiene jurisdicción sobre el canal. **De las recomendaciones propuestas en este documento, el equipo de trabajo estima que la declaración del Canal de Catuano como parte del parque y el cierre del área a todo tipo de pesquería es la acción de manejo más importante e inmediata que debe realizar la DNP.**

3. Declarar las áreas marinas fuera de los límites de los 200 m de profundidad como parte del parque.

4. Desarrollar esquemas simples de zonificación que sean fáciles de hacer cumplir por los guardaparques.

3. Declare all marine areas out to the 200-m depth contour as part of the Park.

4. Develop simple zoning schemes that are easily enforceable by park guards.

5. Propose projects dependent and independent of the government to improve capacity, specifically to upgrade and update the legal and physical infrastructure of the Park.

6. Conceive of and develop special projects for marine protected area management in PNE for DNP, where associated professionals will work hands-on with medium-level administrators.

7. Develop a financial plan to provide a system of sustainable financing, in order to promote the conservation and sustainable use of the Park's resources. The only relatively assured source of monies to PNE is the Park fee system. Tourists presently pay 15 pesos (US\$1) to the Park via hoteliers. An estimated 500–700 people enter the Park per day, or 182,000–255,500 people per year. This generates approximately three to four million pesos (US\$182,000–255,500) per year in Park entrance fees. Tour operators pay monthly fees for the use of beaches. There is no fee for the use of mooring buoys. There are presently 14 concessions that cost US\$1,600/month, or roughly US\$268,800/year. The combined annual total for concession and entrance fees is roughly US\$450,000–520,000. DNP should explore ways to increase revenue for the use of Park resources to support on-site management, research and monitoring, and education and outreach programs.

Fisheries management in PNE

The institutional structure in the Dominican Republic is established in such a way that the Department of Fisheries under the Secretary of Agriculture is responsible for fisheries development projects and for evaluating the effectiveness of management actions. The major recommendation for the Fisheries Department is to provide mechanisms to reduce pressure on coastal fisheries in PNE and increase the institutional capacity of the department, recommendations which were made over 20 years ago (Bonnely de Calventi, 1975). Many of the recommendations could be implemented in a project-based approach similar to the PROPESCAR-SUR project on the southwestern coast (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994, 1995a, 1995b). The specific recommendations for fisheries management are:

1. Propose and develop technology and community-based approaches to get fishermen away from the coast, in order to alleviate the exploitation of nearshore or coastal fisheries. This could entail the financing and deployment of fish-attraction devices (FADs) or deep-sea traps for pelagic and deep-water fisheries. The introduction of FADs was one mechanism used in the southwestern Dominican Republic in 1993 (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994) and has recently been introduced with much success on the north coast (Las Terrenas) and south coast (San Pedro de Macorís and Santo Domingo).

5. Hacer propuestas de proyectos independientemente o no de la capacidad de los gobiernos de asimilarlas, específicamente para mejorar y actualizar la infraestructura legal y física del parque.

6. roponer y desarrollar proyectos especiales para el manejo de AMP en el PNE para la DNP, donde los profesionales colaboradores trabajen en conjunto con el personal administrativo de nivel medio.

7. Desarrollar un plan financiero para proporcionar fondos estables para poder conservar y usar de manera sostenible los recursos del parque. Hasta el momento la única fuente de ingresos relativamente estable al PNE es el dinero que se recolecta en concepto de cobro de la entrada. Los turistas pagan 15 pesos (US\$ 1.00) por entrada al parque a través de los hoteleros. Se estima que diariamente ingresan al parque unas 500–700 personas, aproximadamente entre 182 000 y 255 500 al año, lo que genera entre 3 y 4 millones de pesos (US\$ 182 000–255 500) por año en cargos de entrada al PNE. Los agentes turísticos pagan cuotas anuales por el uso de las playas, pero no se cobra por el uso de las boyas de amarre en los arrecifes. Hasta el momento existen 14 concesiones a un costo de US\$ 1600/mes o aproximadamente US\$ 268 800 por año. El total anual entre los cargos de entrada al PNE y las concesiones es de US\$ 450 000-520 000. La DNP debería explorar nuevas formas de incrementar las ganancias por el uso de los recursos del PNE para poder apoyar el manejo del lugar, la investigación y monitoreo, así como los programas educacionales y comunitarios.

Manejo de las pesquerías en el parque

La estructura institucional en la República Dominicana está establecida de forma tal que el Departamento de Pesquerías, bajo la jurisdicción de la Secretaría de Estado de Agricultura, es responsable del desarrollo de los proyectos pesqueros y de evaluar la efectividad de las acciones de manejo. La recomendación más importante para el Departamento de Pesquerías es la implementación de medidas que reduzcan la intensidad de la pesca costera en el PNE e incrementen la capacidad institucional del departamento, recomendaciones que fueron hechas hace veinte años (Bonnely de Calventi, 1975). Muchas de estas recomendaciones podrían ser implementadas en un proyecto similar al de PROPESCAR-SUR, ejecutado en la costa oeste (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994, 1995a, b). Las recomendaciones específicas para el manejo de las pesquerías son:

1. Proponer y desarrollar tecnología con un enfoque comunitario para alejar a los pescadores de la costa y disminuir la explotación pesquera de las áreas litorales, lo que podría implicar el financiamiento y la colocación de dispositivos para atraer los peces pelágicos (balsas), y nasas de aguas profundas. La introducción del uso de dispositivos para atraer peces fue uno de los mecanismos usados en el suroeste de la República Dominicana en 1993 (Secretaría de Estado de Agricultura, 1994) y ha sido recientemente introducido con mucho éxito en la costa norte (Las Terrenas) y en la costa sur (San Pedro de Macorís y Santo Domingo). Las pesquerías pelágicas han contribuido históricamente en un pequeño porcentaje al total de los desembarcos en la República Dominicana (Bonnely de Calventi, 1975 y entrevistas a pescadores del PNE, 1996-1997).

2. Obtener información sobre el potencial pesquero de recursos alejados de la costa, como los peces pelágicos, específicamente datos de composición por especies, abundancia y distribución.

3. Mejorar la tecnología y la capacidad de recolectar datos de las pesquerías en los puntos de desembarque de Bayahibe, Saona y Boca de Yuma.

Pelagic fisheries have historically contributed only a minor percentage of total landings in the Dominican Republic (Bonnelly de Calventi, 1975 and PNE fishermen interviews, 1996-97).

2. Gather information on the fisheries potential of off-shore resources such as pelagic fishes, specifically data on species composition, abundance, and distribution.

3. Improve the technology and capacity to collect fisheries data at landing points in Bayahibe, Saona, and Boca de Yuma.

4. Explore the possibility of a limited entry program for fisheries in PNE. As discussed previously, open-access methods of fisheries management are economically inefficient, lead to over-fishing, and often result in excess capital and labor (Waters, 1991). Open-access regulations are designed to make fishing more costly and less productive. Because they cannot control long-term increases in fishing effort, open-access fisheries lead to more restrictions and greater competition for dwindling resources. The types of limited entry programs for fishing in PNE could involve licensing or catch rights, both of which establish fishing rights or privileges. Licenses would represent the right to participate in a fishery. This type of limited entry is relatively easy to administer and enforce. Licensing alone will likely not achieve biological conservation; therefore this type of program should likely be used in conjunction with other regulations. Catch rights represent the right to land specific quantities of invertebrates and fishes, but enforcement must be very effective and catch levels adjusted to achieve sustainable resource use.

5. Explore the possibility of enhancing fisheries resources, such as through the use of artificial reefs for fishes or *casitas* for juvenile spiny lobster (Aiken and Haughton, 1985; Butler and Herrnkind, 1997). However, these attempts should stay true to the conservation objectives of the Park — the maintenance and preservation of intact coastal habitats.

Research and monitoring

The goal of research and monitoring is to create mechanisms to evaluate the biological and socioeconomic effectiveness of management actions implemented in PNE and to gain a better understanding of natural and anthropogenic (fishing) factors on fisheries species and ecological processes. Users of research and monitoring data will be scientists, administrators, and the general public. Information dissemination needs to be tailored to these specific audiences in an appropriate way and level of detail.

A constituency of non-governmental organizations (NGOs), governmental organizations (GOs), and academia should assist in research and monitoring activities in PNE. Monitoring activities should initially be project-based, while longer-term funding will be needed to develop an official program for PNE. Research activities, which differ from monitoring in that they evaluate causality and not just changes, should also be project-based and of shorter duration than monitoring activities.

4. Explorar la posibilidad de un programa de acceso limitado a las pesquerías en el PNE, ya que como se discutió previamente, el manejo de las pesquerías de libre acceso resulta económicamente ineficiente y tiende a generar sobrepesca, exceso de mano de obra y sobrecapitalización (Waters, 1991). En otras palabras, las regulaciones del acceso a las pesquerías las hacen más costosas y menos productivas debido a que no se puede controlar el incremento a largo plazo del esfuerzo pesquero, la pesca de acceso libre lleva más restricciones y mayor competencia por recursos ya disminuidos. Estos programas de entrada limitada a la pesca en el PNE pueden implementarse mediante licencias o derecho de captura, lo cual implica privilegios y derecho de pesca. Las licencias representarían el derecho de participar en las pesquerías. Este tipo de programa es relativamente fácil de administrar y hacer cumplir; pero las licencias por sí solas no implican ningún tipo de conservación biológica. Por tanto, estos programas deben ser aplicados en conjunto con otras regulaciones. El derecho de captura representa el derecho a desembarcar cantidades específicas de peces e invertebrados, pero el control debe ser muy efectivo y los niveles de capturas permitidos deben ajustarse para garantizar el uso sostenido de los recursos.

5. Explorar la posibilidad de mejorar los recursos pesqueros mediante el uso de arrecifes artificiales para los peces o casitas para los juveniles de la langosta (Aiken y Haughton, 1985; Butler y Herrnkind, 1997). Sin embargo, estas acciones deben implementarse con objetivos conservacionistas en el parque para mantener y preservar intactos los hábitats costeros y no para intensificar la pesca.

Investigación y monitoreo

El objetivo de la investigación y el monitoreo es crear mecanismos para evaluar la efectividad biológica y socioeconómica de las acciones de manejo implementadas en el parque y una mejor comprensión de los factores antrópicos (pesca) en las especies objeto de pesca y los procesos ecológicos. Los datos de monitoreo e investigación estarán a disposición de científicos, administradores y el público en general. La disseminación de la información debe ser suministrada a las partes interesadas en forma apropiada.

Es necesario involucrar a organizaciones no gubernamentales, gubernamentales y académicas para llevar a cabo los proyectos de monitoreo en el parque. Las actividades de monitoreo deben basarse inicialmente en proyectos, pero debe buscarse financiamiento a largo plazo para desarrollar un programa oficial en el PNE. Las actividades de investigación diferirán de las de monitoreo en que éstas evaluarán causalidades y no sólo los cambios, y deben basarse en proyectos diseñados al efecto y ser de duración más corta que las de monitoreo.

Investigación y monitoreo para el lambí

1. Continuar el monitoreo anual de juveniles y adultos en las áreas de cría del Canal de Catuano. Identificar y cuantificar hábitats críticos para los adultos (Appeldoorn, 1994).

2. Realizar colectas de larvas velíger, con el fin de evaluar la distribución espacial y temporal del reclutamiento. Esta información ayudará a comprender el impacto de las pesquerías en el reclutamiento, la variabilidad poblacional relacionada con la del reclutamiento y la fuente de larvas y el proceso de su dispersión (Appeldoorn, 1994).

3. Proponer un programa regional para evaluar la conectividad de los recursos del lambí, sobre todo con respecto a áreas corriente arriba y abajo del PNE.

Queen conch research and monitoring

1. Continue annual monitoring of juveniles and adults in nursery areas of the Canal de Catuano. Better identify and quantify critical habitats important for adults (Appeldoorn, 1994).

2. Conduct plankton tows for veligers (conch larvae) to evaluate spatial and temporal aspects of recruitment. This information will aid in understanding the impact of fishing on recruitment, variability in stocks related to variable recruitment, and the source of larvae and processes of larval dispersal (Appeldoorn, 1994).

3. Advocate a regional program to evaluate the connectivity of conch resources, particularly with respect to areas upstream and downstream of PNE.

Spiny lobster research and monitoring

1. Conduct annual monitoring of adults in reef habitats (concurrent with reef fish monitoring). Habitats not previously sampled, particularly east of Mano Juan, should be included.

2. Explore the possibility of using artificial shelters (*casitas*) to enhance habitat for recruitment in nursery areas of the Canal de Catuano (see Butler and Herrnkind, 1997). Artificial shelters should be deployed to restore and increase lobster production in PNE.

3. Develop methods to study spatial and temporal aspects of lobster recruitment to PNE.

Reef fishes research and monitoring

1. Continue annual monitoring of reef fishes, with a particular emphasis on fishery target species, in the western area of PNE. Expand the monitoring to include representative habitats between Mano Juan and Boca de Yuma.

2. Develop and implement protocols to seasonally sample soft-bottom fishes in the Canal de Catuano for species composition, abundance, and size.

3. Gather better information on habitat characteristics in the Canal de Catuano.

4. Develop a protocol to investigate spatial and temporal aspects of reef fish recruitment to PNE.

Socioeconomic studies

1. Develop a sampling protocol to monitor fishermen's perceptions of the status and trends of resources, changes in economic conditions, and community-level impressions on catch.

Community education and outreach

The goal of education and outreach in PNE is to increase the awareness of, and educate, local peoples in conservation issues. When enforcement is minimal or difficult, management strategies must be developed that work with the fishermen, not against them (Beets and Appeldoorn, 1994).

Investigación y monitoreo para la langosta

1. Llevar a cabo programas de monitoreo para los adultos en los arrecifes coralinos (en conjunto con muestreos de peces arrecifales). Incluir hábitats no muestreados previamente, particularmente al este de Mano Juan.

2. Explorar la posibilidad del uso de refugios artificiales (*casitas*), para mejorar el reclutamiento en las áreas de cría del Canal de Catuano (ver Butler y Herrnkind, 1977). Los refugios artificiales deben establecerse para restaurar e incrementar la producción de langostas en el PNE.

3. Desarrollar metodologías para estudiar la distribución espacial y temporal del reclutamiento de la langosta en el PNE.

Investigación y monitoreo para los peces arrecifales.

1. Llevar a cabo monitoreos anuales, particularmente en las especies objeto de la pesca en la región oeste del PNE. Ampliar los programas de monitoreo para incluir hábitats representativos entre Mano Juan y Boca de Yuma.

2. Desarrollar e implementar protocolos de muestreo estacional para peces de fondos blandos en el Canal de Catuano con el objetivo de determinar la composición por especies, la abundancia y la talla.

3. Obtener información de las características del hábitat en el Canal de Catuano.

4. Desarrollar e implementar procedimientos para investigar los aspectos espaciales y temporales del reclutamiento en el PNE.

Estudios socioeconómicos

1. Desarrollar metodologías de muestreo para detectar las opiniones de los pescadores acerca del estado y comportamiento de los recursos pesqueros, cambios en las condiciones económicas y la opinión general de la comunidad acerca de las capturas.

Programas educacionales y de trabajo comunitario

El objetivo de los programas educativos y de extensión comunitaria en el parque es incrementar la conciencia y educar a las poblaciones locales en aspectos de conservación. Aún cuando el cumplimiento de las regulaciones es mínimo o difícil, las estrategias de manejo deben trabajar con los pescadores y no contra ellos (Beets y Appeldoorn, 1994). Esto sólo puede ocurrir si el manejo de las pesquerías es comprendido, apoyado y respaldado por los pescadores (Stanford y Poole, 1996; Moore, 1988). Si se van a implementar medidas razonables para aminorar la pérdida de recursos, éstas deben ser promovidas con el consentimiento de los usuarios de dichos recursos (Beets y Appeldoorn, 1994). Esto conforma la base para el manejo de ecosistemas o el marco para un enfoque integral para la conservación (Kelly, 1992).

Las recomendaciones específicas para los programas educativos y de trabajo comunitario son los siguientes:

1. Desarrollar productos para las comunidades locales dirigidos a:
 - Los problemas de las pesquerías tropicales, específicamente los límites naturales de producción (plataformas pequeñas), impactos ecológicos de la pesca y los problemas de libre acceso.

This can only occur in the case of fisheries management that has the support, input, and understanding of fishermen (Stanford and Poole, 1996; Moore, 1988). If meaningful measures are to be taken to rectify or ameliorate resource losses, those measures must be promoted from within the constituency of the resource users (Beets and Appeldoorn, 1994). This forms the basis of ecosystem management or a framework for a more integrated and comprehensive approach to site conservation, where people are part of the management process. The success of management in PNE will be directly related to public understanding, sympathy, and support (Kelly, 1992).

The specific recommendations for community education and outreach are:

1. Develop products for local communities that address:

- The problems in tropical fisheries, specifically the natural limits to production (small coastal shelf), the ecological impacts of fishing, and the problem with open-access resources; and
- Marine stewardship — local peoples depend upon the marine ecosystem to live, have a stake in management, and will be the immediate beneficiaries of management successes.

2. Communities and governmental organizations (GOs) need to discuss carrying capacity limits for people residing within the Park. For example, if fisheries conditions improve, will people migrate to the area, and if so, will limits be set? This emphasizes the fact that people live within the boundaries of a national park, and they are not living in an area with unlimited resources or the potential for exceptionally high prosperity.

3. Promote proposals to develop alternative economic activities, particularly for Mano Juan, such as tourism. Explore ways to offset income losses by fishermen due to more spatially restricted fisheries. ♦

- Supervisión de los recursos marinos. Los pescadores locales dependen del ecosistema marino para vivir, tienen intereses en el manejo y serán los beneficiarios inmediatos del éxito del manejo.

2. Las comunidades y organizaciones gubernamentales necesitan discutir los límites de capacidad de carga del ecosistema para la comunidad residente dentro del parque. Por ejemplo, si las condiciones pesqueras mejoran y se produjera una inmigración al área, ¿cuáles serían los límites a establecer? Esto pone énfasis en el hecho de que la gente vive dentro de los límites de un parque nacional, y no en un área con recursos ilimitados y con potencial para una prosperidad excepcional.

3. Promover propuestas para desarrollar alternativas económicas, particularmente para Mano Juan, como el turismo. Explorar formas de sustituir la pérdida de ganancia de los pescadores debido a las limitaciones espaciales de pesquerías restringidas. ♦

Literature Cited (Bibliografía)

- Abele, T. 1992. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. *Bioscience* 42: 486-489.
- Acosta, A.R. and Appeldoorn, R.S. 1992. Estimation of growth, mortality and yield per recruit for *Lutjanus synagris* (Linnaeus) in Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science* 50: 282-291.
- Acosta, C.A., Matthews, T.R. and Butler, M.J., IV. 1997. Temporal patterns and transport processes in recruitment of spiny lobster (*Panulirus argus*) postlarvae to south Florida. *Marine Biology* 129: 79-85.
- Acosta, C.A. and Recksiek, C.W. 1989. Coral reef fishes at Cape Bolinao, Philippines: An assessment of catch, effort and yield. *Asian Marine Biology* 6: 101-114.
- Acosta, C.A. and Turingan, R. 1991. Coral reef fishes at Cape Bolinao, Philippines: Species composition, abundance and diversity. *Asian Fisheries Science* 4: 295-306.
- Adams, P.B. 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fishery Bulletin* 78: 1-11.
- Aguilar-Perera, A. 1990. Preliminary observations of the spawning aggregation of Nassau grouper, *Epinephelus striatus*, at Mahahual, Quintana Roo, Mexico. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 112-122.
- Aguilar-Perera, A. and Aguilar-Davila, W. 1996. A spawning aggregation of Nassau grouper *Epinephelus striatus* (Pisces: Serranidae) in the Mexican Caribbean. *Environmental Biology of Fishes* 45: 351-361.
- Aiken, K.A. and Haughton, M. 1985. Status of the Jamaica reef fishery and proposals for its management. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 38: 469-484.
- Alcala, A.C. 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17: 194-199.
- Alcala, A.C. and Russ, G.R. 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 46: 40-47.
- Alcolado, P.M. 1976. Crecimiento, variaciones morfológicas de la concha y algunas datos biológicos del cobo *Strombus gigas* L. (Mollusca, Mesogastropoda). *Academia Ciencias de Cuba, Instituto de Oceanología, Serie Oceanológica* 34, 36 pp.
- Alevizon, W.S. and Bannerot, S.P. 1990. Fish communities and fisheries biology. Pp. 231-265 In: *Synthesis of available biological, geological, chemical, socioeconomic, and cultural resource information for the South Florida area*. N.W. Phillips and K.S. Larson (eds.), OCS Study MMS 90-0019, USA Department of Interior, Minerals Management Service, Atlantic OCS Region.
- Allen, G.R. 1987. Synopsis of the circumtropical fish genus *Lutjanus* (Lutjanidae). Pp. 33-87 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Allison, G.W., Lubchenko, J. and Carr, M.H. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8(1) Supplement: S79-S92
- Anderson, W.D., Jr. 1987. Systematics of the fishes of the family Lutjanidae (Perciformes: Percoidae), the snappers. Pp. 1-31 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Anderson, G.R.V., Ehrlich, A.H., Ehrlich, P.R., Roughgarden, J.D., Russel, B.C. and Talbot, F.H. 1981. The community structure of coral reef fishes. *American Naturalist* 117: 476-495.
- Appeldoorn, R.S. 1985a. Growth, mortality and dispersion of juvenile, laboratory-reared conchs, *Strombus gigas* and *S. costatus*, released at an offshore site. *Bulletin of Marine Science* 37: 785-793.
- Appeldoorn, R.S. 1985b. Practical considerations in the assessment of queen conch fisheries and population dynamics. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 38: 307-324.

- Appeldoorn, R.S. 1987. History and recent status of the Puerto Rican conch fishery. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 40: 267-282.
- Appeldoorn, R.S. 1988. Ontogenetic changes in natural mortality rate of queen conch, *Strombus gigas* (Mollusca: Mesogastropoda). *Bulletin of Marine Science* 42: 159-165.
- Appeldoorn, R.S. 1994. Queen conch management and research: Status, needs and priorities. Pp. 301-319 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and B. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Appeldoorn, R.S. 1997. The fisheries for the queen conch, *Strombus gigas*, mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae*, and other shelled mollusks of Puerto Rico. Pp. 223-234 In: *The history, present condition, and future of the molluscan fisheries of North and Central America and Europe. Volume I: Atlantic and Gulf coasts*. C.L. MacKenzie, Jr., V.G. Burrell, Jr., A. Rosenfield and W.L. Hobart (eds.), NOAA Technical Memorandum NMFS 127, USA Department of Commerce, Seattle, WA.
- Appeldoorn, R.S. and Ballantine, D.L. 1982. Field release of cultured queen conch in Puerto Rico: Implications for stock restoration. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 35: 89-98.
- Appeldoorn, R.S., Dennis, C.P. and Lopez, O.M. 1987. Review of shared demersal resources of Puerto Rico and the Lesser Antilles region. Pp. 36-106 In: *Report and proceedings of the expert consultation of shared fishery resources of the Lesser Antilles region*. R. Mahon (ed.), FAO Fisheries Report 383, Mayaguez, Puerto Rico.
- Appeldoorn, R., Beets, J., Bohnsack, J., Bolden, S., Matos, D., Meyers, S., Rosario, A., Sadvoy, Y. and Tobias, W. 1992. *Shallow water reef fish stock assessment for the USA Caribbean*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-304, USA Department of Commerce, Miami, FL. 70 pp.
- Ault, J.S. and Fox, W.W., Jr. 1989. Simulation of the effects of spawning and recruitment patterns in tropical and subtropical fish stocks on traditional management assessments. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 361-388.
- Austin, C.B. 1981. Difficulties of limiting entry into the overcapitalized Florida spiny lobster fishery. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 33: 184-200.
- Baelde, P. 1990. Differences in the structure of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Marine Biology* 105: 163-173.
- Baez-Hidalgo, M., Alvarez-Lajonchere, L.S. and Pedrosa Tabio, B. 1980. Edad y crecimiento del caballerote *Lutjanus griseus* (Linne), en Tunes de Zaza, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas Cuba* 1: 135-159.
- Bannerot, S., Fox, W.W. Jr., and Powers, J.E.. 1987. Reproductive strategies and the management of snappers and groupers. Pp. 561-603 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Bardach, J.E. 1958. On the movements of certain Bermuda reef fishes. *Ecology* 39: 139-145.
- Barrett, W. 1962. Emerged and submerged shorelines of the Dominican Republic. *Revista Geográfica Instituto Panamericano, Geografía e Historia* 30: 51-77.
- Beardsley, G.L., Costello, T.J., Davis, G.E., Jones, A.C. and Simmons, D.C. 1975. The Florida spiny lobster fishery. *Florida Scientist* 38: 144-149.
- Beebe, W. and Tee-Van, J. 1928. The fishes of Port-au-Prince, Haiti with a summary of the known species of marine fish of the island of Haiti and Santo Domingo. *Zoologica* 10: 1-279.
- Beets, J. and Appeldoorn, R.S. 1994. Queen conch management in the U.S. Virgin Islands. Pp. 61-66 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Beets, J. and Friedlander, A. 1989. Stock analysis and management strategies for red hind, *Epinephelus guttatus*, in the U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 42: 66-79.
- Beets, J. and Hixon, M.A. 1994. Distribution, persistence, and growth of groupers (Pisces: Serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science* 55: 470-483.
- Beets, J., Friedlander, A. and Tobias, W. 1994. Stock analysis of coney, *Epinephelus fulvus*, in St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 403-416.
- Bell, J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the northwestern Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* 20: 357-369.
- Bell, J.D., Craik, G.J.S., Pollard, D.A. and Russell, B.C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4: 41-44.
- Bellwood, D.R. and Choat, J.H. 1990. A functional analysis of grazing in parrotfishes (Family Scaridae): The ecological implications. *Environmental Biology of Fishes* 28: 189-214.
- Bellwood, D.R. 1995a. Carbonate transport and within-reef patterns of bioerosion and sediment release by parrotfishes (Family Scaridae) on the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* 117: 127-136.
- Bellwood, D.R. 1995b. Direct estimate of bioerosion by two parrotfish species, *Chlorurus gibbus* and *C. sordidus*, on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Biology* 121: 419-429.
- Bennett, B.A. and Attwood, C.G. 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 75: 173-181.
- Berg, C.J., Jr. 1975. Behavior and ecology of conch (Superfamily Strombacea) on a deep subtidal algal plain. *Bulletin of Marine Science* 25: 307-317.
- Berg, C.J., Jr. 1976. Growth of the queen conch *Strombus gigas*, with a discussion of the practicality of its mariculture. *Marine Biology* 34: 191-199.
- Berg, C.J., Jr., Couper, F., Nisbet, K. and Ward, J. 1992a. Stock assessment of queen conch, *Strombus gigas*, and harbour conch, *S. costatus*, in Bermuda. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 41: 433-438.
- Berg, C.J., Jr. and Glazer, R.A. 1995. Stock assessment of a large marine gastropod (*Strombus gigas*) using randomized and stratified towed-diver censusing. *ICES Marine Science Symposia* 199: 247-258.
- Berg, C.J., Jr., Glazer, R., Carr, J., Krieger, J. and Acton, S. 1992b. Status of the queen conch, *Strombus gigas*, in Florida waters. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 41: 439-443.
- Berg, C.J. and Olsen, D.A. 1989. Conservation and management of queen conch (*Strombus gigas*) fisheries in the Caribbean. Pp. 421-442 In: *Marine Invertebrate fisheries: their assessment and management*. J.F. Caddy (ed.), John Wiley and Sons, New York.

- Berrill, M. 1975. Gregarious behavior of juveniles of the spiny lobster, *Panulirus argus* (Crustacea: Decapoda). *Bulletin of Marine Science* 25: 515-522.
- Bohlke, J.E. and Chaplin, C.C.G. 1993. *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters*, 2nd edition. University of Texas Press, Austin, TX. 771 pp.
- Bohnsack, J.A. 1982. Effects of piscivorous predator removal on coral reef fish community structure. Pp. 258-267 In: *Gutshop '81: Fish food habits studies*. G.M. Cailliet and C.A. Simenstad (eds.), Washington Sea Grant Publication, Seattle, WA.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science* 44: 631-645.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E. and McClellan, D.B. 1994. Fisheries trends from Monroe County, Florida. *Bulletin of Marine Science* 54: 982-1018.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., Sutherland, D.L. and White, M.H. 1987. *Resource survey of fishes within Looe Key National Marine Sanctuary*. NOAA Technical Memorandum NOS MEMD 5, 108 pp.
- Bohnsack, J.A. and Talbot, F.H. 1980. Species-packing by reef fishes on Australian and Caribbean reefs: An experimental approach. *Bulletin of Marine Science* 30: 710-723.
- Bonnely de Calventi, I. 1975. *Informe sobre la pesca en la República Dominicana*. Colección Ciencia y Tecnología No. 2, Publicaciones de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana. 87 pp.
- Bortone, S.A., Hastings, R.W. and Oglesby, J.L. 1986. Quantification of reef fish assemblages: A comparison of several *in situ* methods. *Northeast Gulf Science* 8: 1-22.
- Bortone, S.A. and Williams, J.L. 1986. *Species profiles: Life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (south Florida)*. Gray, lane, mutton, and yellowtail snappers. U.S. Fish and Wildlife Service Biology Report 82 (11.52), U.S. Army Corps of Engineers, TREL-82-4, 18 pp.
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y. and Louis, M. In press. Biodiversidad de peces en Puerto Viejo de Azua (República Dominicana). *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 48.
- Bradley, E. and Bryan, C.E. 1975. Life history and fishery of the red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the northwestern Gulf of México: 1970-1974. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 27: 77-106.
- Brock, R.E. 1982. A critique of the visual census method for censusing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science* 32: 269-276.
- Brownell, W.N. 1977. Reproduction, laboratory culture, and growth of *Strombus gigas*, *S. costatus* and *S. pugilus* in Los Roques, Venezuela. *Bulletin of Marine Science* 27: 668-680.
- Brownell, W.N. and Stevely, J.M. 1981. The biology, fisheries, and management of the queen conch, *Strombus gigas*. *Marine Fisheries Review* 43: 1-12.
- Brucks, J.T. 1971. Currents of the Caribbean and the adjacent regions as deduced from drift-bottle studies. *Bulletin of Marine Science* 21: 455-465.
- Brule, T. and Rodríguez Canche, L.G. 1993. Food habits of juvenile red groupers, *Epinephelus morio* (Valenciennes, 1828), from Campeche Bank, Yucatan, México. *Bulletin of Marine Science* 52: 772-779.
- Bullock, L.H. and Murphey, M.D. 1994. Aspects of the life history of the yellowmouth grouper, *Mycteroperca interstitialis*, in the eastern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 55: 30-45.
- Bullock, L.H., Murphy, M.D., Godcharles, M.F. and Mitchell, M.E. 1992. Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of México. *Fishery Bulletin* 90: 243-249.
- Burnett-Herkes, J., Luckhurst, B. and Ward, J. 1986. Management of Antillean trap fisheries - Bermuda's experience. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 5-11.
- Butler, M.J., IV and Herrnkind, W.F. 1997. A test of recruitment limitation and the potential for artificial enhancement of spiny lobster (*Panulirus argus*) populations in Florida. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54: 452-463.
- Butler, M.J., IV, Herrnkind, W.F. and Hunt, J.H. 1997. Factors affecting the recruitment of juvenile Caribbean spiny lobsters dwelling in macroalgae. *Bulletin of Marine Science* 61: 3-19.
- Buxton, C.D. and Smale, M.J. 1989. Abundance and distribution patterns of three temperate marine fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern cape coast. *Journal of Applied Ecology* 26: 441-451.
- Carpenter, K.E., Mical, R.I., Albaladejo, V.D. and Corpuz, V.T. 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium* 2: 497-502.
- Carpenter, R.C. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. *Ecological Monographs* 56: 345-363.
- Carpenter, R.C. 1990. Mass mortality of *Diadema antillarum*. II. Effects on population densities and grazing intensity of parrotfishes and surgeonfishes. *Marine Biology* 104: 79-86.
- Carr, M.H. and Hixon, M.A. 1995. Predation effects on early post-settlement survivorship of coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 124: 31-42.
- Carrillo de Albornoz, C. and Ramiro, M.E. 1985. Estudio biológico de la rabirrubia (*Ocyurus chrysurus*) in el O de la plataforma suroriental de Cuba. Pp. 184-187 In: *Contribuciones Simposio de Ciencias de Mar y VII Jornada Científica del Instituto de Oceanología XX Aniversario*. Academia de Ciencias de Cuba, Habana, Cuba.
- Carter, J., Marrow, G.J. and Pryor, V. 1990. Aspects of the ecology and reproduction of Nassau grouper, *Epinephelus striatus*, off the coast of Belize, Central America. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 65-111.
- Castilla, J.C. and Duran, L.R. 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* 45: 391-399.
- Cha, S.S., McGowan, M.F. and Richards, W.J. 1994. Vertical distribution of fish larvae off the Florida Keys, 26 May-5 June 1989. *Bulletin of Marine Science* 54: 828-842.
- Chavez, E.A. 1990. An assessment of the queen conch (*Strombus gigas*) stock of Chinchorro Bank, México. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 487-497.
- Chiappone, M., Sluka, R., Sullivan, K.M., Schmitt, E., Bustamante, G., Kelly, J., Vega, M., Pugibet, E., Gerald, F.X. and Torres, R.E. In press. Comparison of grouper assemblages in northern areas of the wider Caribbean: A preliminary assessment. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 50.
- Choat, J.H. 1991. The biology of herbivorous fishes on coral reefs. Pp. 120-155 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Choat, J.H. and D.R. Bellwood. 1991. Reef fishes: their history and evolution. Pp. 39-68 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.

- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. and Woodmansee, R.G. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Christy, F.T. 1997. *The development and management of marine fisheries in Latin America and the Caribbean*. Environment Division, Social Programs and Sustainable Development Department, Inter-American Development Bank. Washington, D.C. 82 pp.
- Ciciarelli, J.A. 1991. *A Practical Guide to Aerial Photography*. Van Nostrand-Reinhold, NY. 257 pp.
- Clark, J.R., Causey, B. and Bohnsack, J. 1989. Benefits from coral reef protection: Looe Key Reef, Florida. Pp. 3079-3086 In: *Coastal Zone '89: Proceedings of the 6th Symposium on Coastal and Ocean Management*. O.T. Magoon, H. Converse, D. Miner, L.T. Robin and D. Clark (eds.), Charleston, SC.
- Claro, R. 1981. Ecología y ciclo de vida del pargo criollo, *Lutjanus analis* (Cuvier), en la plataforma cubana. *Informe Científico-Técnico* Número 186, 83 pp.
- Claro, R. 1994. Características generales de la ictiofauna. Pp. 55-142 In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro (ed.), Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Mexico.
- Claro, R., and Y.S. Reshetnikov. 1981a. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus synagris* (Linnaeus), en la plataforma cubana. I. Formación de las marcas de crecimiento en sus estructuras. *Inf. Cient.-Téc. Acad. Cienc. Cuba*, 174:1-28.
- Claro, R. 1981b. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus synagris*, en la plataforma cubana. III. Nutrición. *Cienc. Biol.*, 6:93-110.
- Claro, R. 1982. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus synagris* (Linnaeus), en la plataforma cubana. IV. Reproducción. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 5:1-37.
- Claro, R. 1983a. Ecología y ciclo de vida del caballerote, *Lutjanus griseus* (Linnaeus), en la plataforma cubana. I. Identidad, distribución y hábitat, nutrición y reproducción. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 7:1-30.
- Claro, R. 1983b. Ecología y ciclo de vida del caballerote *Lutjanus griseus* (Linnaeus) en la plataforma cubana. II. Edad y crecimiento, estructura de las poblaciones, pesquerías. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 8:1-28.
- Claro, R. 1983c. Ecología y ciclo de vida de la rabirrubia, *Ocyurus chrysurus* (Bloch), en la plataforma cubana. I. Identidad, distribución, hábitat, reproducción y alimentación. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 15:1-34.
- Claro, R. 1983d. Ecología y ciclo de vida de la rabirrubia *Ocyurus chrysurus* (Bloch), en la plataforma cubana. II. Edad y crecimiento, estructura de poblaciones y pesquerías. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 19:1-33.
- Claro, R., L. M. Sierra, and A. García-Cagide, J.P. García-Arteaga. 1990a. Características biológico-pesqueras de la cherna criolla, *Epinephelus striatus* (Bloch) (Pisces: Serranidae) en la plataforma cubana. *Biología Marina (La Habana)*, 23:23-43
- Claro, R. 1991. Changes in fish assemblage structure by the effects of intense fisheries activity. *Trop. Ecol.* 32(1):36-46.
- Claro, R., J.P. García-Arteaga, E. Valdés-Muñoz, and L.M. Sierra. 1990b. Alteraciones de las comunidades de peces en el Golfo de Batabanó en relación con la explotación pesquera. In *Asociaciones de peces en el Golfo de Batabanó* (R. Claro, ed.), Editorial Academia, La Habana, pp. 50-66.
- Claro, R. y García-Arteaga, J.P. 1994. Crecimiento. Pp. 321-402 In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro (ed.), Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Mexico.
- Claro, R. Baisre, J. and García-Arteaga, J.P. 1994. Evolución y manejo de los recursos pesqueros. Pp 435-492. In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro(ed.), CIQRO, Chetumal, Mexico.
- Cole, R.G., Ayling, T.M. and Creese, R.G. 1990. Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 197-210.
- Coleman, F.C., Koenig, C.C. and Collins, L.A. 1996. Reproductive styles of shallow-water groupers (Pisces: Serranidae) in the eastern Gulf of Mexico and the consequences of fishing spawning aggregations. *Environmental Biology of Fishes* 47: 129-141.
- Colin, P.L. 1990. Preliminary investigations of reproductive activity of the jewfish, *Epinephelus itajara* (Pisces: Serranidae). *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 138-147.
- Colin, P.L., Shapiro, D.Y. and Weiler, D. 1987. Aspects of the reproduction of two groupers, *Epinephelus guttatus* and *E. striatus* in the West Indies. *Bulletin of Marine Science* 40: 220-230.
- Coulston, M.L., Berey, R.W., Dempsey, A.C. and Odum, P. 1985. Assessment of the queen conch (*Strombus gigas*) population and predation studies of hatchery reared juveniles in Salt River Canyon, St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 38: 294-306.
- Craik, G.J.S. 1981. Underwater survey of coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) populations in the Capricorn section of the Great Barrier Reef Marine Park. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium* 1: 53-58.
- Crocker, R.A. 1962. Growth and food of the gray snapper, *Lutjanus griseus* in Everglades National Park. *Transactions of the American Fisheries Society* 91: 379-383.
- Cruz, R. y León, M.E. 1991. Dinámica reproductiva de la langosta (*Panulirus argus*) en el archipiélago cubano. *Revista Investigaciones Marinas* 12: 234-245.
- Cruz, R., León, M.E. de y Puga, R. 1995. Prediction of commercial catches of the spiny lobster *Panulirus argus* in the Gulf of Batabanó, Cuba. *Crustaceana* 68: 238-244.
- Cruz, R., Sotomayor, M.E. de León y Puga, R. 1991. Impacto en el manejo de la pesquería de langosta (*Panulirus argus*) en el archipiélago cubano. *Revista Investigaciones Marinas* 12: 246-253.
- D'Asaro, C.N. 1965. Organogenesis, development, and metamorphosis in the queen conch, *Strombus gigas*, with notes on breeding habitats. *Bulletin of Marine Science* 15: 359-416.
- Dass, S. 1983. *Some aspects of the biology of the lane snapper Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758) in Trinidad*. Research Report Institute of Marine Affairs, Chaguramus (Trinidad and Tobago) Number 12, 27 pp.
- Davis, G.E. 1971. Aggregations of spiny sea urchins, *Diadema antillarum*, as shelter for young spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Transactions of the American Fisheries Society* 100: 586-587.
- Davis, G.E. 1975. Minimum size of mature spiny lobster, *Panulirus argus*, at Dry Tortugas, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society* 104:675-676.

- Davis, G.E. 1977. Effects of recreational harvest on a spiny lobster, *Panulirus argus*, population. *Bulletin of Marine Science* 27: 223-236.
- Davis, G.E. 1978. *Management recommendations for juvenile spiny lobsters, Panulirus argus in Biscayne National Monument, Florida*. Report M-530, National Park Service, Everglades National Park, South Florida Research Center, Homestead, FL. 32 pp.
- Davis, G.E. 1980. Juvenile spiny lobster management or how to make the most of what you get. *Marine Fisheries* 5: 57-59.
- Davis, G.E. 1981a. On the role of underwater parks and sanctuaries in the management of coastal resources in the southeastern United States. *Environmental Conservation* 8: 67-70.
- Davis, G.E. and Dodrill, J.W. 1980. Marine parks and sanctuaries for spiny lobster fisheries management. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 32: 194-207.
- Davis, G.E. and Dodrill, J.W. 1989. Recreational fishery and population dynamics of spiny lobster, *Panulirus argus*, in Florida Bay, Everglades National Park, 1977-1980. *Bulletin of Marine Science* 44: 78-88.
- Davis, J.C. 1981b. Proposed fishery management of spiny lobster (*Panulirus argus*) for the southeastern United States. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 33: 201-206.
- Davis, M., Bolton, C.A. and Stoner, A.W. 1993. A comparison of larval development, growth, and shell morphology in three Caribbean *Strombus* species. *Veliger* 36: 236-244.
- Debrot, A.O. and Nagelkerken, I. 1997. A rare mass recruitment of the balloonfish (*Diodon holocanthus* L.) in the Leeward Dutch Antilles, 1994. *Caribbean Journal of Science* 33: 284-286.
- DeMartini, E.E. 1993. Modeling the potential of fishery reserves for managing Pacific coral reef fishes. *Fishery Bulletin* 91: 414-427.
- Dennis, G.D. 1987. The validity of length-frequency derived growth parameters from commercial catch data and their application to stock assessment of the yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*). *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 40: 126-138.
- Diaz-Ruiz, S., Aguirre-Leon, A., Macuitl, C. and Perez, O. 1996. Seasonal patterns of distribution and abundance of snappers in the Mexican Caribbean. Pp. 43-50 In: *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*. F. Arreguin-Sanchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.), ICLARM Conference Proceedings 48, Manila, Philippines.
- Dixon, J.A., Scura, L.F. and van't Hof, T. 1993. Meeting ecological and economic goals: Marine parks in the Caribbean. *Ambio* 22: 117-125.
- DNP (Dirección Nacional de Parques). 1980. *Parque Nacional del Este: Plan de manejo*. E. Padilla (ed.), DNP, Santo Domingo, República Dominicana. 68 pp.
- Doherty, P.J. 1991. Spatial and temporal patterns in recruitment. Pp. 261-293 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Draper, G., Mann, P. and Lewis, J.F. 1994. Hispaniola. Pp. 129-150 In: *Caribbean geology: An introduction*. Chapter 7. S.K. Donovan and T.A. Jackson (eds.), U.W.I. Publishers Association, Kingston, Jamaica.
- Druzhinin, A.D. 1970. The range and biology of snappers (Fam. Lutjanidae). *Journal of Ichthyology* 10: 717-735.
- Dugan, J.E. and Davis, G.E. 1993. Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2029-2042.
- Duncan, C.P., Atwood, D.K., Duncan, J.R. and Froelich, P.N. 1977. Drift bottle returns from the Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 27: 580-586.
- Eckert, G.J. 1987. Estimates of adult and juvenile mortality for labrid fishes at One Tree Lagoon, Great Barrier Reef. *Marine Biology* 95: 167-171.
- Eggleston, D.B. 1995. Recruitment in Nassau grouper, *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series* 124: 9-22.
- Eggleston, D.B. and Lipcius, R.N. 1990. The dynamics of den selection in the Caribbean spiny lobster under variable predation risk, sociality, and shelter size. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 648-668.
- Eggleston, D.B. and Lipcius, R.N. 1992. Shelter selection by spiny lobster under variable predation risk, social conditions, and shelter size. *Ecology* 73: 992-1011.
- Eggleston, D.B., Lipcius, R.N. and Grover, J.J. 1997. Predation and shelter-size effects on coral reef fish and spiny lobster prey. *Marine Ecology Progress Series* 149: 43-59.
- Eggleston, D.B., Lipcius, R.N., Miller, D.L. and Coba-Cetina, L. 1990. Shelter scaling regulates survival of juvenile Caribbean spiny lobster *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series* 62: 79-88.
- Erdman, D.S. 1956. Recent fish records from Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 6: 315-340.
- Erdman, D.S. 1976. *Spawning patterns of fish from the northeastern Caribbean*. FAO Fisheries Report 200: 145-170.
- Espinosa, L. and Pozo, E. 1982. Age and growth of the blackfin snapper (*Lutjanus buccanella* Cuvier, 1828) at the southeastern Cuban shelf. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 7: 80-100.
- Farmer, M.W., Ward, J.A. and Luckhurst, B.E. 1986. Development of spiny lobster (*Panulirus argus*) phyllosoma larvae in the plankton near Bermuda. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 289-301.
- Ferrer, L.T. and Alcolado, P.M. 1994. Panorámica actual del *Strombus gigas* en Cuba. Pp. 73-78 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Ferry, R.E. and Kohler, C.C. 1987. Effects of trap fishing on fish populations inhabiting a fringing coral reef. *North American Journal of Fisheries Management* 7: 580-588.
- Fowler, A.J. 1987. The development of sampling strategies for population studies of coral reef fishes. A case study. *Coral Reefs* 6: 49-58.
- Friedlander, A., Appeldoorn, R.S. and Beets, J. 1994. Spatial and temporal variations in stock abundance of queen conch, *Strombus gigas*, in the U.S. Virgin Islands. Pp. 51-60 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- García, C., Hernández, B., Baisre, J. y Cruz, R. 1991. Factores climáticos en las pesquerías cubanas de langosta (*Panulirus argus*): Su relación con las migraciones masivas. *Revista Investigaciones Marinas* 12: 131-139.
- García-Cagide, A. and García, T. 1996. Reproducción de *Myteroperca bonaci* y *M. venenosa* (Pisces: Serranidae) en la plataforma cubana. *Revista de Biología Tropical* 44: 771-780.
- García-Cagide, A., Claro, R. and Koshelev, Y.B. 1994. Reproducción. Pp. 187-262. In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro(ed.), CIQRO, Chetumal, Mexico.

- Gaudian, G., Medley, P.A.H. and Ormond, R.F.G. 1995. Estimation of the size of a coral reef fish population. *Marine Ecology Progress Series* 122: 107-113.
- Gauge, G. and Arnemann, F.X. 1982. Estadísticas y pesca experimental en el manejo de recursos pesqueros costeros. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 33: 9-27.
- Geister, J. 1982. Pleistocene reef terraces and coral environments at Santo Domingo and near Boca Chica, southern coast of the Dominican Republic. Pp. 689-704 In: *Proceedings of the 9th Caribbean Geological Conference*, 1980, Santo Domingo, Dominican Republic.
- Gobert, B. 1990. Preliminary analysis of the exploitation of groupers in Martinique. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 446-455.
- Goeden, G.B. 1982. Intensive fishing and a 'keystone' predator species: ingredients for community instability. *Biological Conservation* 22: 273-281.
- Grant, C.J. and Wyatt, J.R. 1980. Surface currents in the Eastern Cayman and Western Caribbean Seas. *Bulletin of Marine Science* 30: 613-622.
- Gregory, D.R., Jr. and Labisky, R.F. 1986. Movements of the spiny lobster *Panulirus argus* in south Florida. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2228-2234.
- Gregory, D.R., Jr., Labisky, R.F. and Combs, C.L. 1982. Reproductive dynamics of the spiny lobster *Panulirus argus* in south Florida. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 575-584.
- Griffis, R.B. and Kimball, K.W. 1996. Ecosystem approaches to coastal and ocean stewardship. *Ecological Applications* 6: 708-712.
- Grigg, R.W. 1994. Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 103: 25-34.
- Grimes, C.B. 1987. Reproductive biology of the Lutjanidae. Pp. 239-294 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Grover, J.J. 1992. Trophic ecology of pelagic early-juvenile Nassau grouper, *Epinephelus striatus*, during an early phase of recruitment into demersal habitats. *Bulletin of Marine Science* 53: 1117-1125.
- Grover, J.J. 1994. Feeding habits of early-juvenile Nassau grouper. *Bahamas Journal of Science* 2: 22-27.
- Gulland, J.A. 1982. The management of tropical multispecies fisheries. Pp. 287-297 In: *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G.I. Murphy (eds.), ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines and Division of Fisheries Research, CSIRO, Cronulla, Australia.
- Hatcher, B.G., Johannes, R.E. and Robertson, A.I. 1989. Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 27: 337-414.
- Haughton, M. and King, D.P.F. 1989. Stock assessment of the spiny lobster (*Panulirus argus*) in Jamaican. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 42: 119-126.
- Haughton, M. and Shaul, W. 1986. Estimation of growth parameters for the spiny lobster (*Panulirus argus*) in Jamaican waters. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 279-288.
- Hay, M.E. 1984. Patterns of fish and urchin grazing on Caribbean coral reefs: Are previous results typical? *Ecology* 65: 446-454.
- Hay, M.E. 1991. Fish-seaweed interactions on coral reefs: Effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. Pp. 96-119 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Heck, K.L., Jr. and Weinstein, M.P. 1989. Feeding habits of juvenile reef fishes associated with Panamanian seagrass meadows. *Bulletin of Marine Science* 45: 629-636.
- Heemstra, P.C. and Randall, J.E. 1993. *Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae): An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date*. FAO Fisheries Synopsis Number 125, Volume 16, FAO, Rome. 382 pp.
- Hensen, R. 1984. Food availability and feeding preference of the queen conch (*Strombus gigas*, Linne) collected from natural habitats. *Journal of Shellfish Research* 4: 91.
- Herrera, A., Ibarzábal, D., Foyo, J., Espinosa, J., Brito, R., González, G., Díaz, Gotera, G. y Arrinda, C. 1991. Alimentación natural de la langosta *Panulirus argus* en la región de los Indios (Plataforma SW de Cuba) y su relación con el bentos. *Revista Investigaciones Marinas* 12: 172-182.
- Herrera, A., J. Espinoza, D. Ibarzabal, R. Brito, G. González, G. Gotera, E. Díaz. Datos sobre el cobo *Strombus gigas* (Mollusca: Gasteropoda) en la diera de la langosta *Panulirus argus* (Crustacea: Decapoda) del borde de la plataforma suroccidental de Cuba. Pp.159-166 In: *Queen conch biology, Fisheries and Mariculture*. R.S. Appeldoorn and B. Rodriguez (eds.), Fundacion Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Herrnkind, W.F. 1969. Queuing behavior of spiny lobsters. *Science* 164: 1425-1427.
- Herrnkind, W.F., Butler, M.J., IV and Tankersley, R.A. 1988. The effects of siltation on recruitment of spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Fishery Bulletin* 86: 331-338.
- Herrnkind, W.F. and Cummings, W.C. 1964. Single file migrations of the spiny lobster, *Panulirus argus* (Latreille). *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 14: 123-125.
- Herrnkind, W.F. and Lipcius, R.N. 1986. Habitat use and population biology of Bahamian spiny lobster. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 265-278.
- Hesse, K.O. 1979. Movement and migration of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Turks and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science* 29: 303-311.
- Hixon, M.A. 1991. Predation as a process structuring coral reef fish communities. Pp. 475-508 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Hunt, J.H. 1987. Status of the queen conch (*Strombus gigas*) management in the Florida Keys, USA. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 38: 376.
- Hunt, J.H. and W.G. Lyons. 1986. Factors affecting growth and maturation of spiny lobsters, *Panulirus argus*, in the Florida Keys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2243-2247.
- Huntsman, G.R., Potts, J. and Mays, R.W. 1990. A preliminary assessment of the populations of seven species of grouper (Serranidae, Epinephelinae) in the western Atlantic Ocean from Cape Hatteras, North Carolina to the Dry Tortugas, Florida. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 193-213.
- Huntsman, G.R. and Schaaf, W.E. 1994. Simulation of the impact of fishing on reproduction of a protogynous grouper, the graysby. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 41-52.
- Iversen, E.S., Jory, D.E. and Bannerot, S.P. 1986. Predation on queen conchs, *Strombus gigas*, in the Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 39: 61-75.

- Iversen, E.S., Rutherford, E.S., Bannerot, S.P. and Jory, D.E. 1987. Biological data on Berry Islands (Bahamas) queen conchs, *Strombus gigas*, with mariculture and fisheries management implications. *Fishery Bulletin* 85: 299-310.
- Jennings, S., Marshall, S.S. and Polunin, N.V.C. 1996. Seychelles' marine protected areas: Comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation* 75: 201-209.
- Jennings, S. and Polunin, N.V.C. 1996. Impacts of fishing on tropical reef ecosystems. *Ambio* 25: 44-49.
- Jennings, S. and Polunin, N.V.C. 1997. Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. *Coral Reefs* 16: 71-82.
- Johnson, A.G. 1983. Age and growth of yellowtail snapper from south Florida. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 173-177.
- Jones, G.P. 1991. Postrecruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multifactorial perspective. Pp. 294-328 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Jones, R.L. 1996. Spatial analysis of ecological and physical features associated with the distribution of queen conch, *Strombus gigas*, nursery habitats. M.S. Thesis, Florida Institute of Technology, Melbourne, FL. 98 pp.
- Kanciruk, P. and Herrnkind, W. 1978. Mass migration of spiny lobster, *Panulirus argus* (Crustacea: Palinuridae): Behavior and environmental correlates. *Bulletin of Marine Science* 28: 601-623.
- Keast, A. and Harker, J. 1977. Strip counts as a means of determining densities and habitat utilization patterns in lake fishes. *Environmental Biology of Fishes* 1: 181-188.
- Kelly, G.C. 1992. Public participation and perceived relevance as critical factors in marine park management. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 2: 1033-1037.
- Khandker, N.A. 1964. Sponge as shelter for young spiny lobsters. *Transactions of the American Fisheries Society* 93: 204.
- Kimmel, J.J. 1985. A new species-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environmental Biology of Fishes* 12: 23-32.
- Klima, E.F., Roberts, T.W. and Jones, A.C. 1986. Overview of the Tortugas Sanctuary studies. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 297-300.
- Koenig, C.C., Coleman, F.C., Collins, L.A., Sadovy, Y. and Colin, P.L. 1996. Reproduction in gag (*Mycteroperca microlepis*) (Pisces: Serranidae) in the eastern Gulf of México and the consequences of fishing spawning aggregations. Pp. 307-323 In: *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*. F. Arreguin-Sanchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.), ICLARM Conference Proceedings 48, Manila, Philippines.
- Koslow, J.A., Hanley, F. and Wicklund, R. 1988. Effects of fishing on reef communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series* 43: 201-212.
- Kuchler, D.A., Jupp, D.L.B., van Claasen, R. and Bour, W. 1986. Coral reef remote sensing applications. *Geocarto International* 4: 3-15.
- Larkin, P.A. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 139-164.
- Leber, K.M. and Greening, H.S. 1986. Community studies in seagrass meadows: A comparison of two methods for sampling macroinvertebrates and fishes. *Fishery Bulletin* 84: 443-450.
- Leis, J.M. 1987. Review of the early life history of tropical groupers (Serranidae) and snappers (Lutjanidae). Pp. 189-237 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Leis, J.M. 1991. The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. Pp. 183-230 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- León, Y., Pugibet, E. and Sluka, R. In press. The abundance of fishes in shallow, algal/seagrass habitats in the waters surrounding Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 48.
- Lewis, J.B. 1951. The phyllosoma larvae of the spiny lobster *Panulirus argus*. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 1: 89-103.
- Lewis, J.F., Draper, G., Bowin, C., Bourdon, L. and Nagle, F. 1990. Hispaniola. Pages 94-112 In: *The geology of North America: The Caribbean region*. G. Dengo and J.E. Case (eds.), Volume H, The Decade of North America Geology Series, Geological Society of America.
- Lewis, S.M. 1985. Herbivory on coral reefs: algal susceptibility to herbivorous fishes. *Oecologia* 65: 370-375.
- Lewis, S.M. 1986. The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. *Ecological Monographs* 56: 183-200.
- Lewis, S.M. and Wainwright, P.C. 1985. Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 87: 215-228.
- Lipcius, R.N. and Cobb, J.S. 1993. Fishery ecology of palinurid lobsters with relevance to the Caribbean spiny lobster. *Bahamas Journal of Science* 1: 16-27.
- Lipcius, R.N. and Herrnkind, W.F. 1982. Molt cycle alterations in behavior, feeding and diel rhythms of a decapod crustacean, the spiny lobster *Panulirus argus*. *Marine Biology* 68: 241-252.
- Lipcius, R.N., Stoner, A.W., Marshall, L.S., Jr. and Bardales, A.T. 1987. Mass migration of juvenile queen conch (*Strombus gigas*) in the Bahamas. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 40: 299-302.
- Longhurst, A.R. and Pauly, D. 1987. *Ecology of Tropical Oceans*. Academic Press, NY. 407 pp.
- Longley, W.H. and Hildebrand, S.F. 1941. *Systematic catalogue of the fishes of the Tortugas, Florida with observations on color, habits, and local distribution*. Papers from the Tortugas Laboratory of the Carnegie Institution of Washington Publication 535, 331 pp.
- Luckhurst, B.E. 1996. Trends in commercial fishery landings of groupers and snappers in Bermuda from 1975 to 1992 and associated fishery management issues. Pp. 277-288 In: *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*. F. Arreguin-Sanchez, J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (eds.), ICLARM Conference Proceedings 48, Manila, Philippines.
- Luckhurst, B.E. and Luckhurst, K. 1977. Recruitment patterns of coral reef fishes on the fringing reefs of Curaçao, Netherlands Antilles. *Canadian Journal of Zoology* 55: 681-689.
- Lyons, W.G. 1981. Possible sources of Florida's spiny lobster population. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 33: 253-266.
- Lyons, W.G. 1986. Problems and perspectives regarding recruitment of spiny lobster, *Panulirus argus*, to the south Florida fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2099-2106.

- Lyons, W.G., Barber, D.G., Foster, S.M., Kennedy, F.S., Jr. and Milano, G.R. 1981. The spiny lobster, *Panulirus argus*, in the middle and upper Florida Keys: Population structure, seasonal dynamics, and reproduction. *Florida Marine Research Publications* 38: 1-45.
- MAMMA. 1988. *Leyes, decretos y resoluciones en vigencia relacionados con la protección y administración de los recursos marinos de la República Dominicana*. Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos, Santo Domingo, República Dominicana. 23 pp.
- Manooch, C.S. 1987. Age and growth of snappers and groupers. Pp. 329-373 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Manooch, C.S. and Mason, D.L. 1984. Age, growth, and mortality of lane snapper from southern Florida. *Northeast Gulf Science* 7: 109-115.
- Manooch, C.S. and Mason, D.L. 1987. Age and growth of the warsaw grouper and black grouper from the southeast region of the United States. *Northeast Gulf Science* 9: 65-75.
- Manooch, C.S. and Matheson, R.H. 1981. Age, growth and mortality of gray snapper collected from Florida waters. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeast Association of Fish & Wildlife Agencies* 35: 331-344.
- Mansour, J. (editor). 1995. *Parks in Peril source book*. The Nature Conservancy, America Verde Publications, Arlington, VA. 131 pp.
- Marten, G.S. and Polovina, J.J. 1982. A comparative study of fish yields from various tropical ecosystems. Pp. 255-283 In: *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G.I. Murphy (eds.), ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines and Division of Fisheries Research, CSIRO, Cronulla, Australia.
- Martin, F.D. and Cooper, M. 1981. A comparison of fish faunas in pure stands of two tropical Atlantic seagrasses, *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*. *Northeast Gulf Science* 5: 31-37.
- Marx, J.M. 1986. Settlement of spiny lobster, *Panulirus argus*, pueruli in south Florida: An evaluation from two perspectives. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2221-2227.
- Marx, J.M. and Herrnkind, W.F. 1985. Macroalgae (Rhodophyta: *Laurencia* spp.) as habitat for young juvenile spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Bulletin of Marine Science* 36: 423-431.
- McClanahan, T.R. 1988. Coexistence in a sea urchin guild and its implications to coral reef diversity and degradation. *Oecologia* 77: 210-218.
- McClanahan, T.R. 1995. A coral reef ecosystem-fisheries model: Impacts of fishing intensity and catch selection on reef structure and processes. *Ecological Modelling* 80: 1-19.
- McClanahan, T.R. and Muthiga, N.A. 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia* 166: 269-276.
- McClanahan, T.R., Nuges, M. and Mwachireya, S. 1994. Fish and sea urchin herbivory and competition in Kenyan coral reef lagoons: The role of reef management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 184: 237-254.
- McClanahan, T.R. and Shafir, S.H. 1990. Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia* 83: 362-370.
- McCormick, M.I. and Choat, J.H. 1987. Estimating total abundance of a large temperate-reef fish using visual strip-transsects. *Marine Biology* 96: 469-478.
- Melo, A.M. 1975. Aspectos biológicos pesqueros de *Epinephelus morio* (Val.). M.S. Thesis, Universidad Nacional de Autónoma México, México City, México. 68 pp.
- Menzel, D.W. 1960. Utilization of food by a Bermuda reef fish, *Epinephelus guttatus*. *Journal du Conseil* 25: 216-222.
- Menzies, R.A. and Kerrigan, J.M. 1980. The larval recruitment problem of the spiny lobster. *Marine Fisheries* 5: 42-46.
- Metcalf, W.G., Stalcup, M.C. and Atwood, D.K. 1977. Mona Passage drift bottle study. *Bulletin of Marine Science* 27: 586-591.
- Meyer, J.L. and Schultz, E.T. 1985. Migrating haemulid fishes as a source of nutrients and organic matter on coral reefs. *Limnology and Oceanography* 30: 146-156.
- Mitton, J.B., Berg, C.J., Jr. and Orr, K.S. 1989. Population structure, larval dispersal, and gene flow in the queen conch, *Strombus gigas*, of the Caribbean. *Biological Bulletin* 177: 356-362.
- Mochek, A. and Valdés-Muñoz, E. 1994. Estructura etológica de las comunidades de peces. Pp. 143-186. In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro (ed.), CIQRO, Chetumal, Mexico.
- Moe, M.A., Jr. 1969. Biology of the red grouper (*Epinephelus morio* Valenciennes) from the eastern Gulf of Mexico. *Professional Paper Series from the Marine Laboratory of Florida* Number 10, 95 pp.
- Moe, M.A., Jr. 1991. *Lobsters: Florida, Bahamas, The Caribbean*. Green Turtle Publications, Plantation, FL. 510 pp.
- Molinari, R.L., Atwood, D.K. and Duckett, C. 1980. Surface currents in the Caribbean Sea as deduced from satellite tracked drifting buoys. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 32: 106-113.
- Molinari, R.L., Spillane, M., Brooks, I., Atwood, D. and Duckett, C. 1981. Surface currents in the Caribbean Sea as deduced from langrangian observations. *Journal of Geophysical Research* 86: 6537-6542.
- Moore, D.M. 1988. Self-regulation by artisanal fishermen in the Caribbean. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 41: 304-309.
- Moore, D.R. 1962. Notes on the distribution of the spiny lobster *Panulirus* in Florida and the Gulf of México. *Crustaceana* 3: 318-319.
- Mora, L. 1994. Análisis de la pesquería del caracol pala (*Strombus gigas* L.) en Colombia. Pp. 137-144 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Moreno, C.A., Sutherland, J.P. and Jara, H.F. 1984. Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. *Oikos* 42: 155-160.
- Moseley, F.N. 1966. Biology of the red snapper, *Lutjanus aya* Bloch, of the northwestern Gulf of México. *Publications of the Institute of Marine Science of the University of Texas* 11: 90-101.
- Munro, J.L. 1982. Estimation of biological and fishery parameters in coral reef fisheries. Pp. 71-80 In: *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G.I. Murphy (eds.), ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines and Division of Fisheries Research, CSIRO, Cronulla, Australia.
- Munro, J.L. 1983. *Caribbean Coral Reef Fishery Resources*. ICLARM Studies and Reviews 7. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines. 276 pp.

- Munro, J.L., Gaut, V.C., Thompson, R. and Reeson, P.H.A. 1973. The spawning season of Caribbean reef fishes. *Journal of Fish Biology* 5: 69-84.
- Munro, J.L. and Williams, D.M. 1985. Assessment and management of coral reef fishes: Biological, environmental, and socio-economic aspects. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 4: 544-578.
- Nagelkerken, W.P. 1979a. Biology of the graysby, *Epinephelus cruentatus*, of the coral reef of Curaçao. *Studies on the Fauna of Curaçao and Other Caribbean Islands* 60: 1-118.
- Nagelkerken, W.P. 1979b. Notes on juveniles of some groupers in Curaçao and Bonaire. *Proceedings of the Association of Island Marine Laboratories of the Caribbean* 13: 25.
- Nagelkerken, W. 1981. Distribution of the groupers and snappers of the Netherlands Antilles. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium* 2: 479-484.
- Nelson, R.S. and Manooch, C.S. 1982. Growth and mortality of red snappers in the west-central Atlantic Ocean and northern Gulf of México. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 465-475.
- Neudecker, S. 1985. Foraging patterns of chaetodontid and pomacanthid fishes at St. Croix (U.S. Virgin Islands). *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress* 5: 415-420.
- Ninnes, C. 1994. A review of Turks and Caicos Islands fisheries for *Strombus gigas* L. Pp. 67-72 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Ogden, J.C. and Ebersole, J.P. 1981. Scale and community structure of coral reef fishes: A long-term study of a large artificial reef. *Marine Ecology Progress Series* 4: 97-103.
- Olsen, D.A. and LaPlace, J.A. 1978. A study on a Virgin Islands grouper fishery based on a breeding aggregation. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 31: 130-144.
- Orth, R.J., Heck, K.L., Jr. and van Montfrans, J. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7: 339-350.
- Ottenwalder, J.A. 1996. Conservation of marine biodiversity in the Caribbean: Regional challenges. *Global Biodiversity* 6: 31-34.
- Palazon, J.L. and Gonzales, L.W. 1986. Age and growth of the mutton snapper, *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828) (Teleostei: Lutjanidae) in Margarita Island and its surroundings, Venezuela. *Investigación Pesquera* 50: 151-165.
- Parrish, J.D. 1987. The trophic biology of snappers and groupers. Pp. 405-463 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F., Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- PDT (Plan Development Team). 1990. *The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the USA Southern Atlantic*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-261, 40 pp.
- Pendleton, L.H. 1995. Valuing coral reef protection. *Ocean and Coastal Management* 26: 119-131.
- Pennycuik, C.J., Sale, J.B. and Price, M.S. 1977. Aerial systematic sampling applied to censuses of large mammal populations in Kenya. *East African Wildlife Journal* 15: 139-146.
- Pielou, E.C. 1977. *Mathematic Ecology*. John Wiley & Sons, NY.
- Piedra, G. 1969. Materials on the biology of the yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus* Bloch). Pp. 251-269 In: *Soviet-Cuban fishery research*. A.S. Bogdanov (ed.), Keter Press, Jerusalem.
- Polovina, J.J. 1986. A variable catchability version of the Leslie model with application to an intensive fishing experiment on a multispecies stock. *Fishery Bulletin* 84: 423-428.
- Polunin, N.V.C. and Roberts, C.M. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100: 167-176.
- Posada, J. and Appeldoorn, R.S. 1994. Preliminary observations on the distribution of *Strombus* larvae in the Eastern Caribbean. Pp. 191-199 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and Q. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Potts, J.C. and Manooch, C.S., III. 1995. Age and growth of red hind and rock hind collected from North Carolina through the Dry Tortugas, Florida. *Bulletin of Marine Science* 56: 784-794.
- Pozo, E. 1979. Edad y crecimiento del pargo criollo (*Lutjanus analis* Cuvier, 1828) en la plataforma nororiental de Cuba. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 4: 1-24.
- Puga, R., León, M.E. de y Cruz, R. 1991. Evaluación de la pesquería de langosta espinosa *Panulirus argus* en Cuba. *Revista Investigaciones Marinas* 12: 286-292.
- Ralston, S. 1987. Mortality rates of snappers and groupers. Pp. 375-404 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Randall, J.E. 1962. Tagging reef fishes in the Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 14: 201-241.
- Randall, J.E. 1963. Additional recoveries of tagged reef fishes from the Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 15: 155-157.
- Randall, J.E. 1964. Contributions to the biology of the queen conch *Strombus gigas*. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 14: 246-295.
- Randall, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography* 5: 665-847.
- Rapport, D.J., Regier, H.A. and Hutchinson, T.C. 1985. Ecosystem behavior under stress. *American Naturalist* 125: 617-640.
- Rathier, I. and Battaglia, A. 1994. Assessment of the Martinique queen conch fishery and management perspectives. Pp. 29-49 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and B. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Ray, M., Stoner, A.W. and Jones, R. 1994a. *Adult queen conch distribution in the Exuma Cays Land and Sea Park near Warderick Wells*. Technical report to the Bahamas National Trust. Caribbean Marine Research Center, Vero Beach, Florida. 15 pp.
- Ray, M., Stoner, A.W. and O'Connell, S.M. 1994b. Size-specific predation of juvenile queen conch, *Strombus gigas*: implications for stock enhancement. *Aquaculture* 128: 79-88.
- Reeson, P.H. 1983a. The biology, ecology and bionomics of the parrotfishes, Scaridae. Pp. 166-177 In: *Caribbean Coral Reef Fishery Resources*. J.L. Munro (ed.), ICLARM Studies and Reviews 7, Manila, Philippines.
- Reeson, P.H. 1983b. The biology, ecology and bionomics of the surgeonfishes, Acanthuridae. Pp. 178-190 In: *Caribbean Coral Reef Fishery Resources*. J.L. Munro (ed.), ICLARM Studies and Reviews 7, Manila, Philippines.

- Reid, G.K., Jr. 1954. An ecological study of the Gulf of México fishes, in the vicinity of Cedar Key, Florida. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 4, 94 pp.
- Reinboth, R. 1967. Biandric teleost species. *General and Comparative Endocrinology* 9: 486.
- Richards, W.J. and Bohnsack, J.A. 1990. The Caribbean Sea: A large marine ecosystem in crisis. Pp. 44-53 In: *Large Marine Ecosystems: Patterns, processes and yields*. K. Sherman, L.M. Alexander and B.D. Gold (eds.), AAAS, Washington, DC.
- Richards, W.J. and Lindeman, K.C. 1987. Recruitment dynamics of reef fishes: Planktonic processes, settlement and demersal ecologies, and fishery analysis. *Bulletin of Marine Science* 41: 392-410.
- Rivas, L.R. 1949. A record of lutjanid fish (*Lutjanus cyanopterus*) for the Atlantic coast of the United States, with notes on related species of the genus. *Copeia* 1949: 150-152.
- Robblee, M.B. and Ziemann, J.C. 1984. Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bulletin of Marine Science* 34: 333-345.
- Roberts, C.M. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science* 278: 1454-1457.
- Roberts, C.M. and Polunin, N.V.C. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91.
- Roberts, C.M. and Polunin, N.V.C. 1992. Effects of marine reserve protection on Northern Red Sea fish populations. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 2: 969-977.
- Roberts, T.W. 1986. Abundance and distribution of pink shrimp in and around the Tortugas Sanctuary, 1981-1983. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 311-327.
- Robertson, D.R. 1991. Increases in surgeonfish populations after mass mortality of the sea urchin *Diadema antillarum* in Panamá indicate food limitation. *Marine Biology* 111: 437-444.
- Robins, C.R., Bailey, R.M., Bond, C.E., Brooker, J.R., Lachner, E.A., Lea, R.N. and Scott, W.B. 1991. *Common and scientific names of fishes from the United States and Canada*, 5th edition. American Fisheries Society Special Publication 20, Bethesda, MD. 183 pp.
- Rodríguez, B. and Posada, J. 1994. Revisión histórica de la pesquería del botuto o guarura (*Strombus gigas* L.) y el alcance de su programa de manejo en el Parque Nacional Archipiélago de los Roques, Venezuela. Pp. 13-24 In: *Queen conch biology, fisheries and mariculture*. R.S. Appeldoorn and B. Rodríguez (eds.), Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Rodríguez Pino, Z. 1962. *Estudios estadísticos y biológicos sobre la bijaiba* (*Lutjanus synagris*). Centro de Investigaciones Pesqueras, Nota Sobre Investigaciones 4, 91 pp.
- Rodríguez-Portal, J.P., Rosabal, I. y Fernández, L. 1990. *Migración forzada de la langosta* *Panulirus argus*: *Causa que la origina*. Reporte de Investigación del Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba 1, 26 pp.
- Roessler, M. 1965. An analysis of the variability of fish populations taken by otter trawl in Biscayne Bay, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society* 94: 311-318.
- Rooker, J. and Recksieck, C. 1992. The effects of training with fish models in estimating lengths of fish underwater. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 41: 321-331.
- Ross, S.W. and Moser, M.L. 1995. Life history of juvenile gag, *Mycteroperca microlepis*, in North Carolina estuaries. *Bulletin of Marine Science* 56: 222-237.
- Rowley, R.J. 1994. Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 233-254.
- Russ, G. 1985. Effects of protective management on coral reef fishes in the central Philippines. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 4: 219-224.
- Russ, G. 1991. Coral reef fisheries: Effects and yields. Pp. 601-636 In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P.F. Sale (ed.), Academic Press, NY.
- Russ, G. and Alcala, A.C. 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 56: 13-27.
- Russ, G. and Alcala, A.C. 1996. Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6: 947-961.
- Russ, G.R., Alcala, A.C. and Cabanban, A.S. 1992. Marine reserves and fisheries management on coral reefs with preliminary modelling of the effects on yield per recruit. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 2: 978-985.
- Sadovy, Y. 1990. Grouper stocks of the western central Atlantic: The need for management and management needs. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 43-64.
- Sadovy, Y. 1993. The Nassau grouper, endangered or just unlucky? *Reef Encounter* 13: 10-12.
- Sadovy, Y. and Colin, P.L. 1995. Sexual development and sexuality in the Nassau grouper. *Journal of Fish Biology* 46: 961-976.
- Sadovy, Y., Colin, P.L. and Domeier, M.L. 1994a. Aggregation and spawning in the tiger grouper, *Mycteroperca tigris* (Pisces: Serranidae). *Copeia* 2: 511-516.
- Sadovy, Y., Figuerola, M. and Roman, A. 1992. Age and growth of red hind *Epinephelus guttatus* in Puerto Rico and St. Thomas. *Fishery Bulletin* 90: 516-528.
- Sadovy, Y., Rosario, A. and Roman, A. 1994b. Reproduction in an aggregating grouper, the red hind, *Epinephelus guttatus*. *Environmental Biology of Fishes* 41: 269-286.
- Sainsbury, K.J. 1982. The ecological basis of tropical fisheries management. Pp. 167-193 In: *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G.I. Murphy (eds.), ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines and Division of Fisheries Research, CSIRO, Cronulla, Australia.
- Salazar-Ruiz, A. and Sanchez-Chavez, J.A. 1992. Aspectos biológicos pesqueros del mero (*Epinephelus morio*) de la flota artesanal de las costas de Yucatán, México. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 41: 422-429.
- Sale, P.F. 1977. Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. *American Naturalist* 111: 337-359.
- Sale, P.F. 1982. The structure and dynamics of coral reef fish communities. Pp. 241-252 In: *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G.I. Murphy (eds.), ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines and Division of Fisheries Research, CSIRO, Cronulla, Australia.
- Sale, P.F. and Sharp, B.J. 1983. Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs* 2: 37-42.
- Salm, R.V. 1984. Ecological boundaries for coral-reef reserves: Principles and guidelines. *Environmental Conservation* 11: 209-215.
- Samoilys, M.A. 1988. Abundance and species richness of coral reef fish on the Kenyan coast: The effects of protective management and fishing. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 2: 261-266.

- Sanderson, S.L. and Solonsky, A.C. 1986. Comparison of a rapid visual and a strip transect technique for censusing reef fish assemblages. *Bulletin of Marine Science* 39: 119-129.
- Sandt, V.J. and Stoner, A.W. 1993. Ontogenetic shift in habitat by early juvenile queen conch, *Strombus gigas*: Patterns and potential mechanisms. *Fishery Bulletin* 91: 516-525.
- Schmitt, E.F. 1997. The influence of herbivorous fishes on coral reef communities with low sea urchin abundance: A study among reef community types and seasons in the Florida Keys. Ph.D. Dissertation, University of Miami, Coral Gables, FL. 221 pp.
- Schmitt, E.F. and Sullivan, K.M. 1996. Analysis of a volunteer method for collecting fish presence and abundance data in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 59: 404-416.
- Sealey, N. 1992. *Caribbean World: A complete geography*. Cambridge University Press, UK. 256 pp.
- Secretaría de Estado de Agricultura. 1994. *Proyecto de promoción de la pesca costera artesanal del litoral Sur. Volumen I. Reportes del PROPECAR-SUR: Contribuciones al conocimiento de las pesquerías en la República Dominicana*. PROPECAR-SUR, Barahona, República Dominicana. 265 pp.
- Secretaría de Estado de Agricultura. 1995a. *Proyecto de promoción de la pesca costera artesanal del litoral Sur. Volumen II. Reportes del PROPECAR-SUR: Contribuciones al conocimiento de las pesquerías en la República Dominicana*. PROPECAR-SUR, Barahona, República Dominicana. 103 pp.
- Secretaría de Estado de Agricultura. 1995b. *Proyecto de promoción de la pesca costera artesanal del litoral Sur. Volumen II. Reportes del PROPECAR-SUR: Contribuciones al conocimiento de las pesquerías en la República Dominicana*. PROPECAR-SUR, Barahona, República Dominicana.
- SEFSC (Southeast Fisheries Science Center). 1992. *Status of fishery resources off the southeastern United States for 1991*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-306, USA Department of Commerce, NOAA/NMFS/SEFSC, Miami, FL. 75 pp.
- Shapiro, D.Y. 1987. Reproduction in groupers. Pp. 295-327 In: *Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management*. J.J. Polovina and S. Ralston (eds.), Westview Press, Boulder, CO.
- Shapiro, D.Y., Sadovy, Y. and McGhehee, M.A. 1993. Size, composition, and spatial structure of the annual spawning aggregation of the red hind, *Epinephelus guttatus* (Pisces: Serranidae). *Copeia* 1993: 399-406.
- Shulman, M.J. 1985. Recruitment of coral reef fishes: Effects of distribution of predators and shelter. *Ecology* 66: 1056-1066.
- Shulman, M.J. and Ogden, J.C. 1987. What controls tropical reef fish populations: Recruitment or benthic mortality? An example in the Caribbean reef fish *Haemulon flavolineatum*. *Marine Ecology Progress Series* 39: 233-242.
- Shulman, M.J., Ogden, J.C., Ebersole, J.P., McFarland, W.N., Miller, S.L. and Wolf, N.G. 1983. Priority effects in the recruitment of juvenile coral reef fishes. *Ecology* 64: 1508-1513.
- Sierra, L.N. Claro, R. and Popova, O.A. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. Pp. 263-320. In: *Ecología de los peces marinos de Cuba*. R. Claro (ed.), CIQRO, Chetumal, Mexico.
- Simmons, D.C. 1980. Review of the Florida spiny lobster fishery. *Marine Fisheries* 5: 37-42.
- Sims, H.W. and Ingle, R.M. 1967. Caribbean recruitment of Florida's spiny lobster population. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences* 29: 207-242.
- Sluka, R. 1995. The influence of habitat on density, diversity, and size distribution of groupers in the upper Florida Keys and central Bahamas. Ph.D. Dissertation, University of Miami, Coral Gables, FL. 229 pp.
- Sluka, R., Chiappone, M. and Sullivan, K.M. 1994. Comparison of juvenile grouper populations in southern Florida and the central Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 54: 871-880.
- Sluka, R., Chiappone, M. and Sullivan, K.M. 1996a. Habitat preferences of groupers in the Exuma Cays. *Bahamas Journal of Science* 4: 8-14.
- Sluka, R., Chiappone, M., Sullivan, K.M. and Wright, R. 1996b. *Habitat and Life in the Exuma Cays, The Bahamas: The status of groupers and coral reefs in the northern cays*. Media Publishing, Nassau, Bahamas. 83 pp.
- Sluka, R., Chiappone, M., Sullivan, K.M. and Wright, R. 1997. The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 2: 1961-1964.
- Sluka, R. and Sullivan, K.M. 1996. The influence of habitat on the size distribution of groupers in the upper Florida Keys. *Environmental Biology of Fishes* 47: 177-189.
- Smith, C.L. 1959. Hermaphroditism in some serranid fishes from Bermuda. *Papers from the Michigan Academy of Sciences, Arts and Letters* 44: 111-118.
- Smith, C.L. 1961. *Synopsis of biological data on groupers (Epinephelus and allied genera) of the western North Atlantic*. FAO Fisheries Biology Synopsis Number 23, 61 pp.
- Smith, C.L. 1972. A spawning aggregation of Nassau grouper *Epinephelus striatus* (Bloch). *Transactions of the American Fisheries Society* 2: 257-262.
- Smith, G.B. and van Nierop, M. 1984. Distribution, abundance, and potential yield of shallow-water fishery resources of the Little and Great Bahama Banks. Pp. 1-78 In: *UNDP/FAO Fisheries Development Project BHA/82/002*.
- Sobel, J. 1996. Marine reserves: Necessary tools for biodiversity conservation. *Global Biodiversity* 6: 8-18.
- Sponaugle, S. and Cowen, R.K. 1996. Nearshore patterns of coral reef fish larval supply to Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* 133: 13-28.
- Springer, V.G. and McErlean, A.J. 1962. Seasonality of fishes on a south Florida shore. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 12: 39-60.
- St. John, J., Russ, G.R. and Gladstone, W. 1990. Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 64: 253-262.
- Starck, W.A. 1968. A list of fishes of Alligator Reef, Florida with comments on the nature of the Florida reef fish fauna. *Undersea Biology* 1: 4-40.
- Starck, W.A. and Schroeder, R.E. 1971. Investigations on the gray snapper, *Lutjanus griseus*. *Studies in Tropical Oceanography* 10, 224 pp.
- Steneck, R.S. 1988. Herbivory on coral reefs: A synthesis. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 1: 37-49.
- Stiles, T.C. and Burton, M.L. 1990. Age, growth, and mortality of the red grouper, *Epinephelus morio*, from the southeastern USA. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 123-137.
- Stoner, A.W. 1989. Density dependent growth and the grazing effects of juvenile queen conch (*Strombus gigas* L.) in a tropical seagrass meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 130: 119-127.

- Stoner, A.W. 1994. Significance of habitat and stock pre-testing for enhancement of natural fisheries: experimental analyses with queen conch, *Strombus gigas*. *Journal of the World Aquaculture Society* 25: 155-164.
- Stoner, A.W. 1997. The status of queen conch, *Strombus gigas*, research in the Caribbean. *Marine Fisheries Review* 59: 14-22.
- Stoner, A.W. and Lally, J. 1994. High-density aggregation in queen conch *Strombus gigas*: Formation, patterns, and ecological significance. *Marine Ecology Progress Series* 106: 73-84.
- Stoner, A.W., Pitts, P.A., and Armstrong, R.A. 1994. Interaction of physical and biological factors in the large-scale distribution of juvenile queen conch in seagrass meadows. *Bulletin of Marine Science* 58: 217-233.
- Stoner, A.W. and Ray, M. 1993a. Aggregation dynamics in juvenile queen conch (*Strombus gigas*): Population structure, mortality, growth, and migration. *Marine Biology* 116: 571-582.
- Stoner, A.W. and Ray, M. 1993b. *Queen conch nursery distribution in and around the Exuma Cays Land and Sea Park*. Technical report to the Bahamas National Trust. Caribbean Marine Research Center, Vero Beach, FL. 9 pp.
- Stoner, A.W. and Ray, M. 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations of the Bahamas: effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fishery Bulletin* 94: 551-565.
- Stoner, A.W., Ray, M. and Waite, J.M. 1995. Effects of a large herbivorous gastropod on macrofaunal communities in tropical seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 121: 125-137.
- Stoner, A.W., Sandt, V.J. and Boidron-Metairon, I.F. 1992. Seasonality in reproductive activity and larval abundance of queen conch *Strombus gigas*. *Fishery Bulletin* 90: 161-170.
- Stoner, A.W. and Sandt, V.J. 1991. Experimental analysis of habitat quality for juvenile queen conch in seagrass meadows. *Fishery Bulletin* 89: 693-700.
- Stoner, A.W. and Schwarte, K.C. 1994. Queen conch, *Strombus gigas*, reproductive stocks in the central Bahamas: Distribution and potential sources. *Fishery Bulletin* 92: 171-179.
- Stoner, A.W. and Waite, J.M. 1990. Distribution and behavior of queen conch, *Strombus gigas*, relative to seagrass standing crop. *Fishery Bulletin* 88: 573-585.
- Sullivan, K.M., Chiappone, M., Delgado, G. and Schmitt, E. 1994. *Rapid Ecological Assessment Methodologies for Marine Ecosystems in the Tropical Western Atlantic*. The Nature Conservancy, Marine Conservation Science Center, Coral Gables, FL. 153 pp.
- Sylvester, J.R., Drew, D.W. and Dammann, A.E. 1980. Selective life history of silk and blackfin snapper from the Virgin Islands. *Caribbean Journal of Science* 15: 41-48.
- Tabb, D.C. and Manning, R.B. 1961. A checklist of the flora and fauna of northern Florida Bay and adjacent brackish waters of the Florida mainland collected during the period July, 1957 through September, 1960. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 11: 552-649.
- Thayer, G.W., Colby, D.R., Kjelson, M.A. and Weinstein, M.P. 1983. Estimates of larval-fish abundance: Diurnal variation and influences of sampling gear and towing speed. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 272-279.
- Thompson, R.W. 1986. Marine recreational fishing in the Bahamas – A case study. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 75-85.
- Thompson, R.W. and Munro, J.L. 1978. Aspects of the biology and ecology of Caribbean reef fishes: Serranidae (hinds and groupers). *Journal of Fish Biology* 12: 115-146.
- Thompson, R.W. and Munro, J.L. 1983. The biology, ecology and bionomics of the snappers, Lutjanidae. Pp. 94-109 In: *Caribbean coral reef fishery resources*. J.L. Munro (ed.), ICLARM Studies and Reviews 7, Manila, Philippines.
- Thorrold, S.R., Shenker, J.M., Maddox, E.D., Mojica, R. and Wishinski, E. 1994a. Larval supply of shorefishes to nursery habitats around Lee Stocking Island, Bahamas. II. Lunar and oceanographic influences. *Marine Biology* 118: 567-578.
- Thorrold, S.R., Shenker, J.M., Wishinski, E., Mojica, R. and Maddox, E.D. 1994b. Larval supply of shorefishes to nursery habitats around Lee Stocking Island, Bahamas. I. Small-scale distribution patterns. *Marine Biology* 118: 555-566.
- Torres Rosado, Z.A. 1987. Distribution of two mesogastropods, the queen conch, *Strombus gigas* Linnaeus, and the milk conch, *Strombus costatus* Gmelin, in La Parguera, Lajas, Puerto Rico. M.S. Thesis, University of Puerto Rico, Mayaguez, Puerto Rico. 37 pp.
- Towle, E.L., Rainey, W.E., LaBastille, A. and McEachern, J. 1973. *Terrestrial wildlife, marine habitats and management aspects of marine oriented recreation in the proposed Parque Nacional del Este, Dominican Republic*. Island Resources Foundation, St. Thomas, U.S. Virgin Islands.
- Tucker, J.W., Jr. 1989. Spawning and development of Nassau grouper at Grand Cayman. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 42: 275.
- Tucker, J.W., Jr., Bush, P.G. and Slaybaugh, S.T. 1993. Reproductive patterns of Cayman Islands Nassau grouper (*Epinephelus striatus*) populations. *Bulletin of Marine Science* 52: 961-969.
- Van't Hof, T. 1985. The economic benefits of marine parks and protected areas in the Caribbean region. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 6: 551-556.
- Vega, B. 1987. *Santos Shamanes y Zemies*. Fundación Cultural Dominicana, Santo Domingo, República Dominicana. 185 pp.
- Vega, M., Chiappone, M., Delgado, G.A., Wright, R. and Sullivan, K.M. 1996. *Evaluación Ecológica Integral: Parque Nacional del Este, República Dominicana*. Tomo 2: *Recursos Marinos*. Media Publishing, Nassau, Bahamas. 93 pp.
- Wallace, R.K., Hosking, W. and Szedlmayer, S.T. 1994. Fisheries management for fishermen: A manual for helping fishermen understand the federal management process. Report MASGP-94-012, Sea Grant Extension, Auburn University Marine Extension & Research Center, AL.
- Walling, L.J. 1990. Montego Bay's Marine Park: The real bottom line. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 561-570.
- Ward, J. 1986. Patterns of settlement of spiny lobster (*Panulirus argus*) post larvae at Bermuda. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 39: 255-264.
- Warner, R.E., Combs, C.L. and Gregory, D.R., Jr. 1977. Biological studies of the spiny lobster, *Panulirus argus* (Decapoda; Palinuridae), in south Florida. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 29: 166-183.
- Waters, J.R. 1991. Restricted access vs. open access methods of management: Toward more effective regulation of fishing effort. *Marine Fisheries Review* 53: 1-10.
- Watson, M. and Ormond, R.F.G. 1994. Effect of an artisanal fishery on the fish and urchin populations of a Kenyan coral reef. *Marine Ecology Progress Series* 109: 115-129.
- Weil, E. and Laughlin, R. 1984. Biology, population dynamics, and reproduction of the queen conch, *Strombus gigas* Linne, in the Archipelago de los Roques National Park. *Journal of Shellfish Research* 4: 45-62.

- Weinstein, M.P. and Heck, K.L., Jr. 1979. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panamá and in the Gulf of México: Composition, structure and community ecology. *Marine Biology* 50: 97-107.
- Wells, S.M. (ed). 1988. *Coral Reefs of the World, Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific*. UNEP and IUCN Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 373 pp.
- White, A.T. 1986. Marine reserves: How effective as management strategies for Philippine, Indonesian, and Malaysian coral reef environments? *Ocean Management* 10: 137-159.
- Williams, E.H., Jr., Clavijo, I., Kimmel, J.J., Colin, P.L., Carela, C.D., Bardales, A.T., Armstrong, R.A., Bunkley-Williams, L., Boulon, R.H. and García, J.R. 1983. A checklist of marine plants and animals of the south coast of the Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science* 19: 39-53.
- Wolf, N.G. 1985. Food selection and resources partitioning by herbivorous fishes in mixed-species groups. *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress* 4: 23-28.
- Wood, R.S. and Olsen, D.A. 1983. Application of biological knowledge to the management of the Virgin Islands conch fishery. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 35: 112-121.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*, 3rd edition. Prentice Hall, NJ. 918 pp.
- Zuboy, J.R., Jones, A.C. and Costello, T.J. 1980. Lobster management under the Fishery Conservation and Management Act. *Marine Fisheries* 5: 50-52.

Glossary of Acronyms and Terms

Artisanal fishery - Fishing using traditional or small-scale gear and boats; fishing locally or based in communities.

Barrier reef - Reefs adjacent to land masses and separated from them by a lagoon or channel of variable extent.

BC - Boca Chica.

Benthic - Bottom-dwelling; occurring on the sea floor, whether in shallow or deep water.

Biomass - The total weight or volume of a species in a given area.

By-catch - The catch of non-target species in nets or other fishery gear used for the target species.

Carapace - The hard, usually spiny, outer shell covering the cephalothorax or head of a crustacean. The carapace length (CL) is often used to determine the minimum legal size, defined as the distance from the base of the supraorbital horns to the posterior edge of the carapace.

Catch per Unit Effort - The catch of fishes or invertebrates, in numbers or in weight, taken by a defined unit of fishing effort; for example, pounds of shrimp per day. Typically, effort is a combination of gear type, gear size, and length of time the gear is used.

CL - Carapace length.

Commercial fishery - A term related to the whole process of catching and marketing fish and shellfish for sale.

Competition - The interaction among organisms for a necessary resource that is limiting or in short supply.

Continental shelf - That part of the ocean floor from the shoreline to a depth of about 200 m (660 feet).

Demersal - Living close to the bottom.

DNP - Dirección Nacional de Parques.

Current - Water movements that result in the horizontal transport of water masses.

Density - Referring to the number of individuals per unit area or volume in ecological studies.

Diel - 24 hours or every 24 hours; synonymous with diurnal, meaning the day or daily.

Glosario

AMP - Area marina protegida.

Arrecife - Acumulación submarina de restos rocosos formados por carbonato de calcio producido y depositado por organismos marinos.

Arrecife de barrera - Arrecifes adyacentes a masas de tierra y separados de ésta por una laguna o canal de extensión variable.

BC - Boca Chica.

Bentos - Organismos que guardan algún tipo de relación con el fondo, ya sea en aguas someras o profundas.

BID - Banco Interamericano de Desarrollo.

BM - Banco Mundial.

Biomasa - Peso o volumen total de una especie en un área dada.

Caparazón - Estructura externa dura y por lo general espinosa que cubre el cefalotorax o cabeza de los crustáceos. El largo del caparazón (LC) se usa con frecuencia para determinar la talla mínima legal, definida como la distancia desde la base supraorbital de las antenas hasta el margen posterior del caparazón.

Captura por unidad de esfuerzo - Captura de peces o invertebrados, en número o en peso, obtenidos en una determinada unidad de esfuerzo pesquero; por ejemplo libras de camarones por día. El esfuerzo es generalmente una combinación del tipo, tamaño y tiempo de uso del arte de pesca.

Captura sostenible - Número de peces u organismos marinos que pueden ser extraídos de una población, año tras año, sin afectarla, asumiendo que las condiciones ambientales no varíen.

Competencia - Interacción entre organismos por la obtención de un recurso necesario que escasea o está limitado.

Corrientes - Movimientos del agua que ocasionan desplazamientos horizontales de las masas de agua.

Cuota - Cantidades máximas (en número o en peso) de peces u otros organismos que pueden ser legalmente desembarcados en un lapso determinado.

Demersal - Organismo que vive cerca del fondo.

Densidad - Término utilizado para cuantificar el número de organismos por unidad de área o volumen en estudios ecológicos.

Desove - Referido a la interacción de hembras y machos y la inmediata fertilización de los huevos.

- Diurnal** - Daily or once every 24 hours.
- Estuary** - A partially enclosed coastal embayment where fresh water and seawater meet and mix; usually defined by variable salinity less than average seawater (< 35 ppt).
- Fecundity** - A measurement of the egg-producing ability of an organism. Fecundity often changes as a function of age and size.
- Fishery** - The place or act of taking fishes and other aquatic organisms for human use.
- GO** - Governmental organization.
- Growth overfishing** - 1) When fishing pressure on smaller organisms is too heavy to allow the fishery to produce its maximum poundage; 2) A range of fishing mortality that is above the rate of fishing as indicated by an equilibrium yield per recruit curve at which the loss in weight from total mortality exceeds the gain in weight due to growth.
- Herbivore** - An animal that consumes plant matter; an example of a reef herbivore is the stoplight parrotfish, *Sparisoma viride*.
- Hypersaline** - Used to describe waters of greater salinity than typical seawater (35 ppt).
- Hypothermal** - Indicating a significant drop in water temperature resulting from an atmospheric cold front; very common in the Florida Keys, particularly in nearshore environments from November to March.
- IDB** - Inter-American Development Bank.
- Invertivore** - Referring to animals that feed on invertebrates, such as snappers (Lutjanidae) and grunts (Haemulidae).
- Juvenile** - A young organism that has not reached sexual maturity.
- Mangrove** - Common name for any of several species of inshore tropical trees or shrubs that dominate the mangal associations; three species occur in the Caribbean: red (*Rhizophora mangle*), black (*Avicennia germinans*), and white (*Laguncularia racemosa*). Buttonwood (*Conocarpus erectus*) is sometimes considered a fourth species.
- MFR** - Marine fishery reserve.
- Mortality rate** - The rate at which fish die from natural causes and fishing. In fisheries science, fishing mortality is that part of the total mortality rate applying to a fish population that is caused by harvesting.
- MPA** - Marine protected area.
- NGO** - Non-governmental organization.
- Nocturnal** - Defining animals that are active primarily at night.
- Nekton** - Pelagic animals that are powerful enough swimmers to move at will in the water column.
- Oligotrophic** - Containing little nutrient material.
- Over fishing** - Fishing at a rate greater than that which will meet the management goal.
- Pelagic** - Living in open waters away from the bottom; open-ocean environments.
- Phyllosoma** - The flattened, leaf-like larval form of the spiny, slipper, and coral lobsters.
- Piscivore** - A fish that feeds upon other fishes; examples of are jacks (Carangidae) and grouper (Serranidae).
- Plankton** - Those organisms free-floating or drifting in open water of the oceans having their lateral and vertical movements determined by water motion.
- PNE** - Parque Nacional del Este.
- Postlarvae** - Referring to the stage in the spiny lobster life cycle following the swimming stage (puerulus). Postlarvae develop and reside in shallow-water habitats (nursery areas).
- Puerulus** - The specialized postlarval form of the spiny lobster that functions to move the lobster from offshore, oceanic waters to inshore, shallower nursery habitats.
- Diario** - Que ocurre diariamente o cada 24 horas.
- Diversidad de especies** - En ecología, la medida numérica que combina el número de especies en un área con su abundancia relativa.
- DNP** - Dirección Nacional de Parques.
- EER** - Evaluación ecológica rápida.
- EEL** - Evaluación ecológica integral.
- Estuario** - Área costera parcialmente cerrada, donde se encuentran y mezclan el agua de mar y el agua dulce; generalmente caracterizada por una salinidad variable con valores inferiores al del agua de mar normal (35 ‰).
- Fecundidad** - Medida de la capacidad de un organismo para producir huevos. La fecundidad varía generalmente según la talla y la edad.
- Filosoma** - Larva de langosta.
- Hierbas marinas** - Nombre generalizado con que se denominan las plantas marinas productoras de flores de las familias Potamogetonaceae y Hydrocharitaceae; las tres especies más comunes en el Caribe son la hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*), la hierba de manatí (*Syringodium filiforme*) y *Halodule wrightii*.
- Herbívoro** - Animal que consume plantas o algas; como ejemplo de pez herbívoro tenemos al loro luz de tráfico *Sparisoma viride*.
- Hipersalina** - Término utilizado para describir aguas de salinidad mayor a la normal del agua de mar (35‰).
- Hipotermia** - Indicador de una disminución significativa en la temperatura del agua como resultado de los frentes fríos; muy común en los Cayos de la Florida, sobre todo en ambientes costeros desde noviembre hasta marzo.
- Juvenil** - Organismo joven que no ha alcanzado la madurez sexual.
- RMP** - Reserva marina pesquera.
- Mangle** - Nombre común utilizado para referirse a algunas especies de árboles o arbustos tropicales localizados en las costas, cerca de la orilla; tres especies son características en el Caribe: mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Una cuarta especie de árbol (*Conocarpus erectus*) es considerada también como mangle.
- LC** - Longitud del caparazón o longitud de la concha.
- LT** - Longitud total.
- Necton** - Animales pelágicos, suficientemente fuertes para nadar y desplazarse a voluntad en la columna de agua.
- Nivel trófico** - Clasificación ecológica de los organismos de acuerdo a los modos en que obtienen su nutrición; el nivel primario es el de los autótrofos, el secundario es el de los herbívoros; los siguientes niveles son omnívoros o carnívoros.
- Nocturnos** - Animales que son activos principalmente durante la noche.
- OG** - Organizaciones gubernamentales.
- Oligotróficos** - Ambientes con bajo contenido nutricional.
- ONG** - Organizaciones no gubernamentales.
- Pelágicos** - Organismos que viven en la columna de agua alejados de los fondos.
- Pesca** - La extracción de peces u otros organismos acuáticos para el consumo humano. Asimismo, pesquería, lugar en donde se pesca.
- Pesca artesanal** - Pesquería donde se utilizan artes de pesca y embarcaciones tradicionales de menor escala; fundamentalmente pesquerías locales o comunitarias.
- Pesca comercial** - Término utilizado para describir el proceso de captura y venta de peces, crustáceos y moluscos.
- Pesca incidental** - Captura de especies sobre las que no está dirigida la pesca, pero que quedan retenidas en las redes o artes de pesca.
- Piscívoros** - Peces que se alimentan de otros peces, por ejemplo, los jureles (Carangidae) y meros (Serranidae).
- Plankton** - Organismos que flotan libremente en las aguas; sus desplazamientos horizontales y verticales están determinados por el movimiento de las aguas.
- Plataforma continental** - Fondo del océano que abarca desde la costa hasta una profundidad de aproximadamente 200 m.
- PNE** - Parque Nacional del Este.

Quota - The maximum number of fish or other organisms that can be legally landed in a time period.

REA - Rapid ecological assessment.

Recruitment - Broadly defined as the 1) planktonic survivorship only, 2) survivorship of a cohort through the planktonic and post-settlement stages, 3) actual event of larval settlement, 4) post-settlement survivorship, or (5) immigration of any life history stage to any new area. In fisheries science, recruitment is the amount of fish added to the fishery each year due to growth and/or migration into the fishing area; the term is also used in referring to the number or weight of fish from a year class reaching a certain age.

Recruitment over fishing - 1) When fishing pressure is too heavy to allow a fish population to replace itself. 2) The rate of fishing above which the recruitment to the exploitable stock becomes significantly reduced. This is characterized by a greatly reduced spawning stock, a decreasing proportion of older fish in the catch, and generally very low recruitment in successive years.

Reef - A submarine mound or ridge constructed of rock debris or formed by calcium carbonate-depositing marine organisms.

Salinity - The total amount of dissolved material in seawater, expressed in parts per thousand (ppt).

Seagrass - Collective name for marine flowering plants of the families Potamogetonaceae and Hydrocharitaceae; the three most common species in the Caribbean are: turtle grass (*Thalassia testudinum*), manatee grass (*Syringodium filiforme*), and shoal grass (*Halodule wrightii*).

SL - Shell length.

Spawning - Referring to the interaction of male and females and the immediate fertilization of eggs.

Species diversity - In ecology, a numerical measure combining the number of species in an area with their relative abundance.

Species richness - In ecology, referring to the total number of species in an area.

Stock - A particular geographic range of a species defined for management purposes.

Sustainable yield - The number of fishes or other marine organisms that can be harvested year after year without diminishing the stock, assuming that environmental conditions remain the same.

TL - Total length.

Trophic level - An ecological classification of organisms according to their means of obtaining nutrition; the basic level is that of autotrophs, the second is the herbivore, and the succeeding levels are omnivores and carnivores.

USAID - United States Agency for International Development.

Población - Se refiere a la población de individuos de una especie que puede encontrarse en ciertas áreas y que son diferentes a otras poblaciones de la misma especie.

Postlarva - En la langosta se refiere al estadio del ciclo de vida que le sigue al estadio donde comienzan las actividades natatorias (puerulus). Las postlarvas se desarrollan y residen en aguas someras (áreas de cría).

Puerulus - Forma especializada del estadio postlarval de la langosta que se desplaza desde las aguas oceánicas hasta las áreas costeras de cría.

Riqueza de especie - En ecología, es el número total de especies en un área.

Reclutamiento - Ampliamente definido como: 1) sobrevivientes planctónicos solamente, 2) sobrevivientes de una generación al estadio planctónico y los procesos posteriores al asentamiento, 3) proceso del asentamiento de las larvas, 4) sobrevivientes de los procesos posteriores al asentamiento, o 5) la inmigración de organismos en cualquier estadio de su ciclo de vida a una nueva área. En ciencias pesqueras, el reclutamiento es considerado como la cantidad de peces que ingresan a la pesquería cada año debido al crecimiento o a la inmigración; el término es también aplicable a la cantidad de peces de una clase en número o en peso que alcanza determinada edad.

Salinidad - Cantidad total de sustancias disueltas en el agua de mar, expresadas en partes por mil (‰).

Sobrepesca - Nivel de pesca por encima de la cual la abundancia de la población de organismos pescados se reduce a través del tiempo.

Sobrepesca del crecimiento- 1) Cuando la presión de pesca en los organismos pequeños es tan intensa que no les permite alcanzar su talla máxima; 2) espectro de mortalidad por pesca que está por encima de la tasa de pesca indicada en la curva de equilibrio de captura por unidad de esfuerzo, en donde la pérdida en peso por mortalidad total excede a los incrementos del peso por crecimiento.

Sobrepesca del reclutamiento- 1) Cuando la presión de la pesca es tan intensa que no le permite a los peces de una población reemplazarse; 2) la tasa de pesca por encima de la cual el reclutamiento de una población explotada se reduce significativamente. Se caracteriza por una reducción considerable de la población de desovadores, una disminución considerable de peces viejos en las capturas, seguido generalmente de un bajo reclutamiento en los años sucesivos.

Tasa de mortalidad - Tasa según la cual los peces mueren por causas naturales y a consecuencia de la pesca. En las ciencias pesqueras la mortalidad por pesca es el componente de la tasa de mortalidad total causada por la captura.

USAID - Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional.

APPENDIX C. FIELD FORM FOR RECORDING THE SPECIES AND RELATIVE ABUNDANCE OF REEF FISHES DURING ROVING DIVER SURVEYS IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE. ABUNDANCE CODES ARE: (S) SINGLE, (F) FEW, (M) MANY, AND (A) ABUNDANT. **APÉNDICE C.** FORMULARIO DE CAMPO UTILIZADO PARA LAS ANOTACIONES DE LAS ESPECIES DE PECES ARRECIFALES Y SU RELATIVA ABUNDANCIA DURANTE LOS MUESTREOS DE CENSO VISUAL AMBULANTE EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE. SE UTILIZARON LOS SIGUIENTES CÓDIGOS PARA LA ABUNDANCIA: (S) UNO, (F) POCOS, (M) BASTANTES Y (A) ABUNDANTES.

Location:	Date:
Dive site:	Depth:
Dive time beginning:	End:
Current:	Temperature:
Habitat:	Visibility:

Species	Abundance
1	S F M A
2	S F M A
3	S F M A
4	S F M A
5	S F M A
6	S F M A
7	S F M A
8	S F M A
9	S F M A
10	S F M A
11	S F M A
12	S F M A
13	S F M A
14	S F M A
15	S F M A
16	S F M A
17	S F M A

Species	Abundance
18	S F M A
19	S F M A
20	S F M A
21	S F M A
22	S F M A
23	S F M A
24	S F M A
25	S F M A
26	S F M A
27	S F M A
28	S F M A
29	S F M A
30	S F M A
31	S F M A
32	S F M A
33	S F M A
34	S F M A

APPENDIX D. FIELD FORM FOR RECORDING THE ABUNDANCE AND TOTAL LENGTH (TL) OF HERBIVOROUS AND PREDATORY FISHES IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE, DOMINICAN REPUBLIC. **APÉNDICE D.** FORMULARIO DE CAMPO UTILIZADO PARA HACER ANOTACIONES DE LA LONGITUD TOTAL (LT) DE LOS PECES HERBÍVOROS Y DEPRADADORES EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE, REPÚBLICA DOMINICANA.

Site: _____ Surveyor: _____
 Date: _____ Signature: _____
 Survey #: _____ Transect size: 20-m x 5-m

HERBIVORES

Species	Common name	TL (cm)
Acanthuridae	Surgeonfishes	
<i>Acanthurus bahianus</i>	ocean surgeonfish	
<i>A. chirurgus</i>	doctorfish	
<i>A. coeruleus</i>	blue tang	
Unidentified juveniles		

Scaridae	Parrotfishes	
<i>Scarus coeruleus</i>	blue parrotfish	
supermale		
adult		
<i>S. iserti</i>	striped parrotfish	
supermale		
adult		
<i>S. taeniopterus</i>	princess parrotfish	
supermale		
adult/juvenile		
<i>Sparisoma atomarium</i>	greenblotch parrotfish	
<i>S. aurofrenatum</i>	redband parrotfish	
supermale		
adult/juvenile		
<i>S. chrysopterus</i>	redtail parrotfish	
<i>S. rubripinne</i>	redfin parrotfish	
<i>S. viride</i>	stoplight parrotfish	
supermale		
adult/juvenile		

PREDATORS

Species	Common name	TL (cm)
Serranidae	Groupers	
<i>Epinephelus adscensionis</i>	rock hind	
<i>E. cruentatus</i>	graysby	
<i>E. fulvus</i>	coney	
<i>E. guttatus</i>	red hind	
<i>E. striatus</i>	Nassau grouper	
<i>Mycteroperca bonaci</i>	black grouper	
<i>M. tigris</i>	tiger grouper	
<i>M. venenosa</i>	yellowfin grouper	
Lutjanidae	Snappers	
<i>Lutjanus apodus</i>	schoolmaster	
<i>L. mahogani</i>	mahogany snapper	
<i>L. synagris</i>	lane snapper	
<i>Ocyurus chrysurus</i>	yellowtail snapper	
Haemulidae	Grunts	
<i>Haemulon aurolineatum</i>	tomtate	
<i>H. carbonarium</i>	caesar grunt	
<i>H. chrysargyreum</i>	smallmouth grunt	
<i>H. flavolineatum</i>	French grunt	
<i>H. sciurus</i>	bluestriped grunt	
Labridae	Hogfish	
<i>Bodianus rufus</i>	Spanish hogfish	
<i>Lachnolaimus maximus</i>	hogfish	
Sphyraenidae	Barracudas	
<i>Sphyraena barracuda</i>	great barracuda	

APPENDIX E. FISHERMEN INTERVIEW SURVEY FORM USED IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE. **APÉNDICE E.** FORMULARIO UTILIZADO PARA LAS ANOTACIONES DE LAS ENTREVISTAS A PESCADORES EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE.

PROYECTO EVALUACION MARINA
Parque Nacional del Este
FORMULARIO DE ENTREVISTA PESQUERA

Nombre Investigador	Fecha	Hora
Localidad	No. de Muestreo	GPS

DATOS DEL PESCADOR

Edad	No. pescadores trabajando c/Ud.?
Años pescando	

DATOS DE EMBARCACION

Qué embarcación utiliza?		
Yola	Lancha	Propia
Cayuco	Motor	Alquilada
Bote	Avela	Trueque
		Otro

DATOS DE PESCA

Pesca desde?	Costa <input type="text"/>	Nasa (cuantas?) <input type="text"/>	Cordel <input type="text"/>
	Bote <input type="text"/>	Chinchorro (tamaño?) <input type="text"/>	Arpón <input type="text"/>
	Otro <input type="text"/>	Trasmallo (tamaño?) <input type="text"/>	Buceo <input type="text"/>
Días/semana?	<input type="text"/>	Tarraya <input type="text"/>	Compresor <input type="text"/>
Hora que empieza?	<input type="text"/>	Palangre (tamaño) <input type="text"/>	Otro <input type="text"/>
Dónde prefiere pescar?	Prof.? <input type="text"/>	cerca de la costa <input type="text"/>	mas afuera <input type="text"/>
		cerca de los mangles <input type="text"/>	otros <input type="text"/>
		en los arrecifes <input type="text"/>	
Propósito de pescar?	Comida <input type="text"/>	Recreación <input type="text"/>	Venta <input type="text"/>
Cómo considera este día de pesca?	Bueno <input type="text"/>	Malo <input type="text"/>	Regular <input type="text"/>
Cuánto es su ganancia?	Todo <input type="text"/>	Mitad <input type="text"/>	Menos de mitad <input type="text"/>
Cómo estan los precios del pescado?	<hr/>		
Además de peces, qué Ud. pesca?	langosta <input type="text"/>	pulpo <input type="text"/>	tortuga <input type="text"/>
	lambí <input type="text"/>	dormilona <input type="text"/>	manatí <input type="text"/>
	centolla <input type="text"/>	camarón <input type="text"/>	
Sabe Ud. que está pescando en el PNE?	Sí		No
Cómo encuentra que ha cambiado la pesca en los últimos años?			
Cómo puede ayudar o qué considera necesario hacer para conservar la pesca?			

DATOS DE PECES

Especie	Largo (cm)	Peso (gm)

APPENDIX F. SYSTEMATIC LIST OF FISHES OBSERVED IN OTTER TRAWLS (1), ROVING DIVER SURVEYS (2), AND TRANSECT SURVEYS (3) IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURING 1994-97. COMMON ENGLISH NAMES BASED UPON ROBINS ET AL. (1991). COMMON LOCAL SPANISH NAMES BASED UPON ACUARIO NACIONAL, REPÚBLICA DOMINICANA. APÉNDICE F. RELACIÓN DE NOMBRES CIENTÍFICOS Y COMUNES DE LOS PECES OBSERVADOS EN LOS ARRASTRES (1), EL CENSO VISUAL AMBULANTE (2), Y LOS TRANSECTOS (3) EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURANTE 1994-1997. LOS NOMBRES COMUNES EN INGLÉS SE TOMARON DE ROBINS ET AL. (1991). LOS NOMBRES COMUNES LOCALES SON LOS UTILIZADOS POR EL ACUARIO NACIONAL DE LA REPÚBLICA DOMINICANA.

CLASS ELASMOBRANCHIOMORPHI (CARTILAGINOUS FISHES)

Order Laminiformes

Family Rhincodontidae (carpet sharks)		
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre)	nurse shark (tiburón gata)	2
Family Carcharhinidae (requiem sharks)		
<i>Carcharhinus perezii</i> (Poey)	reef shark (tiburón de arrecife)	2

Order Rajiformes

Family Urolophidae (round stingrays)		
<i>Urolophus jamaicensis</i> (Cuvier)	yellow stingray (raya común)	1, 2, 3
Family Dasyatidae (stingrays)		
<i>Dasyatis americana</i> Hildebrand & Schroeder	southern stingray (raya americana/raya verde)	2, 3
Family Myliobatidae (eagle rays)		
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen)	spotted eagle ray (chucho)	2, 3

CLASS OSTEICHTHYES (BONY FISHES)

Order Anguilliformes

Family Muraenidae (morays)		
<i>Echidna catenata</i> (Bloch)	chain moray (morena morada y amarilla)	2
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani	green moray (morena verde/congrio)	2
<i>G. miliaris</i> (Kaup)	goldentail moray (morena de punticos)	2
<i>G. moringa</i> (Cuvier)	spotted moray (morena pinta)	1, 2, 3
<i>G. vicinus</i> (Castelnau)	purplemouth moray (morena boca morada/congo)	2
Family Ophichthidae (snake eels)		
<i>Myrichthys breviceps</i> (Richardson)	sharptail eel (culebrita de playa)	2
<i>M. ocellatus</i> (Lesueur)	goldspotted eel (culebrita de playa)	2
Family Congridae (conger eels)		
<i>Heteroconger halis</i> (Bohlke)	brown garden eel (anguila de arena)	1, 2

Order Aulopiformes

Family Synodontidae (lizardfishes)		
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus)	inshore lizardfish (pez lagarto costa adentro)	3
<i>S. intermedius</i> (Agassiz)	sand diver (pez lagarto/rana)	1, 2
<i>S. saurus</i> (Linnaeus)	bluestriped lizardfish (pez lagarto de líneas azules)	2

Order Atheriniformes

Family Exocoetidae (flyingfishes)		
<i>Hirundichthys speculiger</i>	mirrorwing flyingfish (pez volador)	2
Family Belonidae (needlefishes)		
<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes)	flat needlefish (agujón)	2
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum)	Atlantic needlefish (agujón)	2
<i>Tylosurus crocodilus</i> (Peron and Leseur)	houndfish (agujón)	2

Order Lophiiformes

Family Antennariidae (frogfishes)		
<i>Antennarius multiocellatus</i> (Valenciennes)	longlure frogfish (pez sapo)	1

Order Beryciformes

Family Holocentridae (squirrelfishes)		
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck)	squirrelfish (candil ardilla)	1, 2, 3
<i>H. bullisi</i> Woods	deepwater squirrelfish (candil de profundidad)	2
<i>H. coruscus</i> (Poey)	reef squirrelfish (candil de arrecife)	2
<i>H. marianus</i> (Cuvier)	longjaw squirrelfish (candil mamey)	3
<i>H. rufus</i> (Walbaum)	longspine squirrelfish (candil)	1, 2, 3
<i>H. vexillarius</i> (Poey)	dusky squirrelfish (candil blanco)	2
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier	blackbar soldierfish (candil soldado/bartolito)	2, 3
<i>Plectrypops retrospinis</i> (Guichenot)	cardinal soldierfish (candil cardenal)	2

APPENDIX F. CONTINUED. **APÉNDICE F. CONTINUACIÓN.**

Order Gasterosteiformes

Family Aulostomidae (trumpetfishes)		
<i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes	trumpetfish (pez trompeta)	1, 2, 3
Family Fistulariidae (cornetfishes)		
<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus	bluespotted cornetfish (pez corneta)	1, 2
Family Syngnathidae (pipefishes)		
<i>Cosmocampus albirostris</i> (Kaup)	whitnose pipefish (pipa)	1
<i>C. elucens</i> (Poey)	shortfin pipefish (pipa)	1
<i>Hippocampus erectus</i> Perry	lined seahorse (caballito de mar)	1
<i>Micrognathus ensenadae</i> (Silvester)	harlequin pipefish (pipa arlequin)	1

Order Dactylopteriformes

Family Dactylopteridae (flying gurnards)		
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus)	flying gurnard (volador de fondo)	1

Order Scorpaeniformes

Family Scorpaenidae (scorpionfishes)		
<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier	barbfish (rascacio)	1
<i>S. grandicornis</i> Cuvier	plumed scorpionfish (rascacio pluma)	1
<i>S. inermis</i> Cuvier	mushroom scorpionfish (rascacio hongo)	1
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch	spotted scorpionfish (rascacio)	2
Family Triglidae (searobins)		
<i>Prionotus ophyras</i> Jordan and Swain	bandtail searobin (ruiseñor)	1

Order Perciformes

Family Serranidae (sea basses)		
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck)	rock hind (mero de piedra)	2
<i>E. cruentatus</i> (Lacepede)	graysby (mero cabrilla de 3 puntos)	2, 3
<i>E. fulvus</i> (Linnaeus)	coney (mero cabrilla de 2 puntos)	2, 3
<i>E. guttatus</i> (Linnaeus)	red hind (mero cabrilla/arigua)	1, 2, 3
<i>E. striatus</i> (Bloch)	Nassau grouper (mero Nassau/mero batata)	2
<i>Hypoplectrus</i> sp. 1	masked hamlet (hamlet enmascarado)	2
<i>Hypoplectrus</i> sp. 2	tan hamlet (hamlet marrón)	2
<i>H. aberrans</i>	yellowbelly hamlet (hamlet barriga amarilla)	2, 3
<i>H. chlorurus</i>	yellowtail hamlet (hamlet cola amarilla)	2, 3
<i>H. gummigutta</i>	golden hamlet (hamlet dorado)	3
<i>H. guttavarius</i>	shy hamlet (hamlet tímido)	2, 3
<i>H. indigo</i>	indigo hamlet (hamlet indigo)	2
<i>H. nigricans</i>	black hamlet (hamlet negro)	2, 3
<i>H. puella</i>	barred hamlet (hamlet de barras)	2, 3
<i>H. unicolor</i> (Walbaum)	butter hamlet (hamlet mantequilla)	2, 3
<i>Liopropoma rubre</i> Poey	peppermint bass (merito canquiña)	3
<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes)	tiger grouper (mero tigre)	2
<i>M. venenosa</i> (Linnaeus)	yellowfin grouper (mero aleta amarilla)	3
<i>Paranthias furcifer</i> (Valenciennes)	creole-fish (pez creole)	2
<i>Rypticus bistrispinus</i> (Mitchill)	freckled soapfish (jabón pecoso)	2, 3
<i>R. maculatus</i> Holbrook	whitespotted soapfish (jabón de puntos amarillos)	1
<i>R. saponaceus</i> (Schneider)	greater soapfish (jabón común/amargo)	1, 2
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann and Marsh)	lantern bass (merito linterna)	2
<i>S. tabacarius</i> (Cuvier)	tobaccofish (tabaco)	2, 3
<i>S. tigrinus</i> (Bloch)	harlequin bass (mero arlequin)	2, 3
<i>S. tortugarum</i> Longley	chalk bass (merito tiza)	2
Family Grammatidae (basslets)		
<i>Gramma loreto</i> Poey	royal gramma (gramma loreto)	2, 3
Family Priacanthidae (bigeyes)		
<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	bigeye (luna rojo)	2
<i>P. cruentatus</i> (Lacepede, 1801)	glasseye snapper (luna manchado)	2
Family Apogonidae (cardinalfishes)		
<i>Apogon anisolepis</i>	oddscale cardinalfish (cardenal descuadrado)	2
<i>A. binotatus</i> (Poey)	barred cardinalfish (cardenal de barras)	2
<i>A. lachneri</i> Bohlke	whitestar cardinalfish (cardenal estrellas blancas)	2
<i>A. maculatus</i> (Poey)	flamefish (cardenal llama)	2
<i>A. pseudo maculatus</i> Longley	twospot cardinalfish (cardenal de dos puntos)	2
<i>Astrapogon stellatus</i> (Cope)	conchfish (cardenal de lambi)	1
<i>A. towsendi</i> (Breder)	belted cardinalfish (cardenal correa)	2, 3
Family Malacanthidae (tilefishes)		
<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch)	sand tilefish (doncella/vibora)	2, 3
Family Echeineidae (remoras)		
<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus	sharksucker (rémora)	2
Family Carangidae (jacks)		
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier	yellow jack (juel bartolomeo)	2

APPENDIX F. CONTINUED. **APÉNDICE F. CONTINUACIÓN.**

<i>C. crysos</i> (Mitchill)	blue runner (cojinúa prieta)	2, 3
<i>C. latus</i> Agassiz	horse-eye jack (jurel o cojinua ojú o amarillo)	2
<i>C. ruber</i> (Bloch)	bar jack (cojinúa lomo azul)	2, 3
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus)	permit (palometa)	3
Family Lutjanidae (snappers)		
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier)	mutton snapper (pargo ovejo/pargo sama)	2
<i>L. apodus</i> (Walbaum)	schoolmaster (pargo de manglar)	2
<i>L. griseus</i> (Linnaeus)	gray snapper (pargo gris o blanco)	2
<i>L. jocu</i> (Schneider)	dog snapper (pargo perro)	2
<i>L. mahogani</i> (Cuvier)	mahogany snapper (chillo/colorao)	2, 3
<i>L. synagris</i> (Linnaeus)	lane snapper (bermejuelo)	2
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch)	yellowtail snapper (colirubia)	1, 2
Family Gerreidae		
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum)	yellowfin mojarra (mojarra aleta amarilla)	2
Family Haemulidae (grunts)		
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch)	black margate (margete negro)	2
<i>A. virginicus</i> (Linnaeus)	porkfish (chopa/arroz con coco)	2
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier	tomtate (tomtate/muellito)	1, 2, 3
<i>H. carbonarium</i> Poey	caesar grunt (bocayate césar)	3
<i>H. chrysargyeum</i> Gunther	smallmouth grunt (bocayate boquita)	2
<i>H. flavolineatum</i> (Desmarest)	French grunt (bocayate Francés)	1, 2, 3
<i>H. macrostomum</i> Gunther	Spanish grunt (bocayate Español)	2
<i>H. melanurum</i> (Linnaeus)	cottonwick (bocayate algodón)	2
<i>H. plumieri</i> (Lacepede)	white grunt (bocayate blanco)	1, 2
<i>H. sciurus</i> (Shaw)	bluestriped grunt (bocayate de líneas azules)	1, 2, 3
<i>H. striatum</i> (Linnaeus)	striped grunt (bocayate lineado)	2
Family Sparidae (porgies)		
<i>Calamus bajonado</i> (Schneider)	jolthead porgy (pluma)	2
<i>C. calamus</i> (Valenciennes)	saucereye porgy (pluma)	2
<i>C. pennatula</i> Guichenot	pluma (pluma)	2
<i>C. penna</i> (Valenciennes)	sheepshead porgy (pluma)	1
Family Sciaenidae (drums)		
<i>Equetus acuminatus</i> (Schneider)	high-hat (diablito rayado o diablito común)	2
<i>E. lanceolatus</i> (Linnaeus)	jackknife-fish (diablito cuchilla)	2
<i>E. punctatus</i> (Schneider)	spotted drum (diablito de puntos)	3
Family Mullidae (goatfishes)		
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier)	yellow goatfish (salmonete común)	1, 2, 3
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch)	spotted goatfish (salmonete punteado)	1, 2, 3
Family Pemppheridae (sweepers)		
<i>Pemppheris schomburgki</i> Muller and Troschel	glassy sweeper (cobredizo)	2
Family Kyphosidae (sea chubs)		
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus)	Bermuda chub (chopa)	2
Family Chaetodontidae (butterflyfishes)		
<i>Chaetodon aculeatus</i> (Poey)	longsnout butterflyfish (mariposa narizón)	2, 3
<i>C. capistratus</i> Linnaeus	four-eye butterflyfish (mariposa 4 ojos)	1, 2, 3
<i>C. ocellatus</i> Bloch	spotfin butterflyfish (mariposa blanco y amarillo)	1, 2
<i>C. sedentarius</i> Poey	reef butterflyfish (mariposa de arrecife)	2, 3
<i>C. striatus</i> Linnaeus	banded butterflyfish (mariposa blanco y negro)	2, 3
Family Pomacanthidae (angelfishes)		
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus)	queen angelfish (angel reina)	2
<i>H. tricolor</i> (Bloch)	rock beauty (mantequilla)	2
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch)	French angelfish (angel Francés)	1, 2, 3
Family Pomacentridae (damselfishes)		
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus)	sergeant major (sargento mayor/banderita)	2
<i>A. taurus</i> (Muller and Troschel)	night sergeant (sargento mayor oscuro)	2
<i>Chromis cyanea</i> (Poey)	blue chromis (cromis azul)	2, 3
<i>C. insolatus</i> (Cuvier)	sunshinefish (pez rayo de sol)	2, 3
<i>C. multilineata</i> (Guichenot)	brown chromis (cromis gris)	2, 3
<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier)	yellowtail damselfish (negrito cola amarilla)	2, 3
<i>Stegastes diencaeus</i> (Jordan and Rutter)	longfin damselfish (negrito aleta larga)	2, 3
<i>S. fuscus</i> Cuvier	dusky damselfish (negrito moreno)	2
<i>S. leucostictus</i> Muller and Troschel	beaugregory (beaugregory)	1, 2, 3
<i>S. partitus</i> Poey	bicolor damselfish (negrito bicolor)	2, 3
<i>S. planifrons</i> Cuvier	threespot damselfish (negrito de 3 puntos)	1, 2, 3
<i>S. variabilis</i> Castelnau	cocoa damselfish (negrito cacao)	2, 3
Family Cirrhitidae (hawkfishes)		
<i>Amblycirrhitus pinos</i> (Mowbray)	redspotted hawkfish (aguilita)	2, 3
Family Sphyraenidae (barracudas)		
<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum)	great barracuda (barracuda/picúa)	2

APPENDIX F. CONTINUED. **APÉNDICE F. CONTINUACIÓN.**

<i>S. picudilla</i> Poey	southern sennet (picudilla)	2, 3
Family Labridae (wrasses)		
<i>Bodianus pulchellus</i> (Poey)	spotfin hogfish (capitán raro)	2
<i>B. rufus</i> (Linnaeus)	Spanish hogfish (capitán/plátano maduro)	2, 3
<i>Clepticus parrae</i> (Bloch and Schneider)	creole wrasse (lábrido creole)	2, 3
<i>Doratonotus megalepis</i> Gunther	dwarf wrasse (labridito)	1
<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch)	slippery dick (bimbolín)	1, 2
<i>H. cyanocephalus</i> (Bloch)	yellowcheek wrasse (lábrido azul y amarillo)	2
<i>H. garnoti</i> (Valenciennes)	yellowhead wrasse (lábrido cabeza amarilla)	1, 2, 3
<i>H. maculipinna</i> (Muller and Troschel)	clown wrasse (lábrido payaso)	1, 2, 3
<i>H. pictus</i> (Poey)	rainbow wrasse (lábrido arcoiris)	2, 3
<i>H. poeyi</i> (Steindachner)	blackear wrasse (lábrido oreja negra)	1, 2
<i>H. radiatus</i> (Linnaeus)	puddingwife (doncella)	2
<i>Hemipteronotus marticensis</i> (Valenciennes)	rosy razorfish (navaja rosa)	2
<i>H. novacula</i> (Linnaeus)	pearly razorfish (navaja perla)	2
<i>H. splendens</i> (Castelnau)	green razorfish (navaja verde)	1, 2
<i>Lachnolaimus maximus</i>	hogfish (capitanzote/peje perro)	2
<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch)	bluehead (lábrido cabeza azul)	2, 3
Family Scaridae (parrotfishes)		
<i>Scarus guacamaia</i> Cuvier	rainbow parrotfish (loro arcoiris)	2
<i>S. croicensis</i> Bloch	striped parrotfish (loro rayado)	1, 2, 3
<i>S. taeniopterus</i> Desmarest	princess parrotfish (loro princesa)	1, 2, 3
<i>S. vetula</i> Schneider	queen parrotfish (loro reina)	2
<i>Sparisoma atomarium</i> (Poey)	greenblotch parrotfish (lorito parcho verde)	1, 2, 3
<i>S. aurofrenatum</i> (Valenciennes)	redband parrotfish (loro banda roja)	1, 2, 3
<i>S. chrysopterus</i> (Bloch and Schneider)	redtail parrotfish (loro cola roja)	2, 3
<i>S. radians</i> (Valenciennes)	bucktooth parrotfish (lorito dientú)	1, 2
<i>S. rubripinne</i> (Valenciennes)	redfin parrotfish (loro cola amarilla)	1, 2, 3
<i>S. viride</i> (Bonnaterre)	stoplight parrotfish (loro luz de tráfico)	1, 2, 3
Family Opistognathidae (jawfishes)		
<i>Opistognathus aurifrons</i> (Jordan & Thompson)	yellowhead jawfish (pez quijada fantasma)	2
Family Clinidae (clinids)		
<i>Acanthemblemaria spinosa</i> Metzelaar	spinyhead blenny (blenio punk)	2
<i>Chaenopsis limbaughi</i> Robins and Randall	yellowface pikeblenny (blenio cara amarilla)	2
<i>Lucayablennius zingaro</i> (Bohlke)	arrow blenny (blenio flecha)	2, 3
<i>Malacoctenus boelkiei</i> Springer	diamond blenny (blenio diamante)	3
<i>M. triangulatus</i> Springer	saddled blenny (blenio ensillado)	2, 3
Family Blenniidae (combtooth blennies)		
<i>Ophioblennius atlanticus</i> (Valenciennes)	redlip blenny (blenio pintalabios)	2
Family Callionymidae (dragonets)		
<i>Paradiplogrammus bairdi</i> (Jordan)	lancer dragonet (dragoncillo)	1, 2
Family Gobiidae (gobies)		
<i>Coryphopterus dicrus</i> Bohlke and Robins	colon goby (gobio colon)	2
<i>C. eidolon</i> Bohlke and Robins	pallid goby (gobio pálido)	2, 3
<i>C. glaucofraenum</i> Gill	bridled goby (gobio de riendas)	1, 2
<i>C. lipernes</i> Bohlke and Robins	peppermint goby (gobio canquiña)	2, 3
<i>C. personatus</i> (Jordan and Thompson)	masked goby (gobio enmascarado)	2, 3
<i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan	goldspot goby (gobio pepita de oro)	1
<i>Gobiosoma dilepsis</i> (Robins and Bohlke)	angesided goby (gobio de costado mamey)	2
<i>G. evelynae</i> Bohlke and Robins	sharknose goby (gobio narizón)	2, 3
<i>G. genie</i> Bohlke and Robins	cleaning goby (gobio limpiador)	2
<i>G. grosvenori</i> (Robins)	rockcut goby	1
<i>G. horsti</i> Metzelaar	yellowline goby (gobio de línea amarilla)	2
<i>G. oceanops</i> (Jordan)	neon goby (gobio neón)	2
<i>G. prochilos</i>	broadstripe goby (gobio línea ancha)	2, 3
<i>Ioglossus helenae</i> Randall	hovering goby (gobio flotador)	2
Family Acanthuridae (surgeonfishes)		
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau	ocean surgeon (cirujano)	1, 2, 3
<i>A. chirurgus</i> (Bloch)	doctorfish (doctor)	1, 2, 3
<i>A. coeruleus</i> Schneider	blue tang (doctor azul)	2, 3
Family Scombridae		
<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch)	cero (carite/sierra)	2
Order Pleuronectiformes		
Family Bothidae (lefteye flounders)		
<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus)	peacock flounder (lenguado/tapaculo)	1, 2
<i>B. ocellatus</i> (Agassiz)	eye flounder (lenguado/tapaculo)	1, 2
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani	channel flounder (lenguado/tapaculo)	1

APPENDIX F. CONTINUED. APÉNDICE F. CONTINUACIÓN.

Order Tetraodontiformes

Family Balistidae (leatherjackets)		
<i>Aluterus schoepfi</i> (Walbaum)	orange filefish (lima anaranjado)	2
<i>A. scriptus</i> (Osbeck)	scrawled filefish (lima dibujado)	2
<i>Balistes vetula</i> Linnaeus	queen triggerfish (puerco reina)	1, 2, 3
<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard)	whitespotted filefish (lima punteado)	1, 2, 3
<i>C. pullus</i> (Ranzani)	orangespotted filefish (unicornio común)	1, 2, 3
<i>C. sufflamen</i> (Mitchill)	ocean triggerfish (puerco azul)	2
<i>Melichthys niger</i> (Bloch)	black durgon (puerco negro/popa)	2, 3
<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchell)	fringed filefish (unicornito adornado)	1
<i>M. hispidus</i> (Linnaeus)	planehead filefish (unicornito de frente plana)	1
<i>M. setifer</i> Bennett	pygmy filefish (unicornito pigmeo)	1
<i>Monacanthus tuckeri</i> Bean	slender filefish (unicornito flaco)	1, 2
Family Ostraciidae (boxfishes)		
<i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus)	spotted trunkfish (baúl de punto)	2
<i>L. polygonia</i> (Poey)	honeycomb cowfish (vaca panal de abeja)	2
<i>L. quadricornis</i> (Linnaeus)	scrawled cowfish (vaca dibujada)	2
<i>L. trigonus</i> (Linnaeus)	trunkfish (baúl)	1, 2, 3
<i>L. triqueter</i> (Linnaeus)	smooth trunkfish (baúl común)	2, 3
Family Tetraodontidae (puffers)		
<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch)	sharpnose puffer (globito payaso)	1, 2, 3
<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier)	bridled burrfish (cadillo de riendas)	2
<i>C. antillarum</i> Jordan and Rutter	web burrfish (cadillo telaraña)	1, 2
<i>Diodon holacanthus</i> Linnaeus	balloonfish (guanabanita)	1, 2, 3
<i>D. hystrix</i> Linnaeus	porcupinefish (guanabanote)	2
<i>Sphaeroides parvus</i> Shipp and Yerger	least puffer (globito)	1
<i>S. spengleri</i> (Bloch)	bandtail puffer (globito bandeado)	2, 3

APPENDIX G. ABUNDANCE (NO. INDIVIDUALS) OF FISHES RECORDED IN OTTER TRAWL SURVEYS IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURING MARCH-APRIL 1996. NUMBER OF TRAWLS IN EACH AREA: A=24, B=10, C=12, D=10. APÉNDICE G. ABUNDANCIA (NÚMERO DE INDIVIDUOS) DE PECES REGISTRADOS EN LOS MUESTREOS DE ARRASTRE EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE EN MARZO-ABRIL DE 1996. NÚMERO DE ARRASTRES EN CADA ÁREA: A=24, B=10, C=12, D=10.

Species	Area A	Area B	Area C	Area D	Total	Mean/trawl	SD	% Total
<i>Astropogon stellatus</i>	3			1	4	0.07	0.42	0.81
<i>Bothus lunatus</i>		1			3	0.05	0.23	0.61
<i>B. ocellatus</i>	2	1	2		5	0.09	0.35	1.01
<i>Calamus penna</i>	2				2	0.04	0.19	0.40
<i>Canthigaster rostrata</i>	3		1	16	20	0.36	1.24	4.05
<i>Chaetodon capistratus</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>C. ocellatus</i>			3		3	0.05	0.30	0.61
<i>Chilomycterus antillarum</i>	7		1		8	0.14	0.52	1.62
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Cosmocampus sp.</i>	3				3	0.05	0.23	0.61
<i>C. elucens</i>	4	1			5	0.09	0.35	1.01
<i>Cryptotomus roseus</i>	2				2	0.04	0.19	0.40
<i>Dactylopterus volitans</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>	5				5	0.09	0.55	1.01
<i>Diodon holacanthus</i>	38	31	11	34	114	2.04	2.82	23.08
<i>Doratonotus megalepis</i>	5			1	6	0.11	0.37	1.21
<i>Epinephelus guttatus</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>Fistularia tabacaria</i>			1		1	0.02	0.13	0.20
<i>Gnatholepis thompsoni</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>Gobiosoma sp. 1</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>Gobiosoma sp. 2</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>Haemulon aurolineatum</i>			3		3	0.05	0.40	0.61
<i>H. flavolineatum</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>H. plumieri</i>	2				2	0.04	0.19	0.40
<i>H. sciurus</i>	27	2	4		33	0.59	1.39	6.68
<i>Halichoeres bivittatus</i>	10	1	3		14	0.25	0.81	2.83
<i>H. maculipinna</i>	3				3	0.05	0.30	0.61
<i>H. poeyi</i>	6				6	0.11	0.37	1.21
<i>Hemipteronotus splendens</i>	6				6	0.11	0.56	1.21
<i>Hippocampus sp.</i>				1	1	0.02	0.13	0.20
<i>H. erectus</i>			1		1	0.02	0.13	0.20
<i>Holocentrus rufus</i>			1		1	0.02	0.13	0.20
<i>Hypsoblennius sp.</i>	8				8	0.14	0.94	1.62
<i>Lactophrys trigonus</i>			1		1	0.02	0.13	0.20
<i>Malacoctenus macropus</i>			1		1	0.02	0.13	0.20
<i>Micrognathus ensenadae</i>	2				2	0.04	0.27	0.40
<i>Monacanthus ciliatus</i>	23	8	2	2	35	0.63	1.15	7.09
<i>M. hispidus</i>				2	2	0.04	0.19	0.40
<i>M. tuckeri</i>	25	1	2	8	36	0.64	2.38	7.29
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	2	1	1		4	0.07	0.26	0.81
<i>Ocyurus chrysurus</i>	1		1		2	0.04	0.19	0.40
<i>Pomacanthus paru</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	6			1	7	0.13	0.51	1.42
<i>Rypticus maculatus</i>				1	1	0.02	0.13	0.20
<i>Scarus croicensis</i>	1	1			2	0.04	0.19	0.40
<i>S. taeniopterus</i>	5				5	0.09	0.48	1.01
<i>Scorpaena brasiliensis</i>				1	1	0.02	0.13	0.20
<i>S. grandicornis</i>	1	1			2	0.04	0.19	0.40
<i>S. inermis</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Sparisoma sp.</i>	2		2		4	0.07	0.32	0.81
<i>S. atomarium</i>		7	5		12	0.21	1.04	2.43
<i>S. aurofrenatum</i>	29	10	13	12	64	1.14	1.71	12.96
<i>S. radians</i>	12		3	7	22	0.39	1.20	4.45
<i>S. rubripinne</i>				1	1	0.02	0.13	0.20
<i>S. viride</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Sphoeroides parvus</i>				2	2	0.04	0.27	0.40
<i>S. spengleri</i>	1				1	0.02	0.13	0.20
<i>Stegastes leucostictus</i>		1			1	0.02	0.13	0.20
<i>S. planifrons</i>	2				2	0.04	0.27	0.40
<i>Syacium micrurum</i>			1	1	1	0.02	0.13	0.20
<i>Synodus intermedius</i>				1	1	0.02	0.13	0.20
<i>S. saurus</i>	8	2	3		13	0.23	0.74	2.63
Total Species	39	20	23	17	62	4.07	2.58	—
Total Individuals	262	74	66	92	494	8.82	7.85	100.00

APPENDIX H. BIOMASS (G) OF FISHES RECORDED IN OTTER TRAWL SURVEYS IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURING MARCH–APRIL 1996. NUMBER OF TRAWLS IN EACH AREA: A=24, B=10, C=12, D=10. APÉNDICE H. BIOMASA (G) DE PECES COLECTADA EN LOS MUESTREOS DE ARRASTRE EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE EN MARZO–ABRIL DE 1996. NÚMERO DE ARRASTRES EN CADA ÁREA: A=24, B=10, C=12, D=10.

Species	Area A	Area B	Area C	Area D	Total	Mean/tra wl	SD	% Total
<i>Astropogon stellatus</i>	10.7			2.3	13.0	0.2	1.5	0.11
<i>Bothus lunatus</i>		3.5			3.5	0.1	0.5	0.03
<i>B. ocellatus</i>	7.5	6.3	2.3		16.1	0.3	1.2	0.14
<i>Calamus penna</i>	2.3				2.3	0.1	0.2	0.02
<i>Canthigaster rostrata</i>	16.7		3.5	67.1	87.3	1.6	5.4	0.77
<i>Chaetodon capistratus</i>		1.5			1.5	< 0.1	0.2	0.01
<i>C. ocellatus</i>			19.8		19.8	0.4	2.2	0.17
<i>Chilomycterus antillarum</i>	57.7		45.0		102.7	1.8	7.3	0.90
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0.5				0.5	< 0.1	0.1	< 0.01
<i>Cosmocampus sp.</i>	10.1				2.1	< 0.1	0.3	0.02
<i>C. elucens</i>	7.9	0.2			8.1	0.1	0.6	0.07
<i>Cryptotomus roseus</i>	9.4				9.4	0.2	1.2	0.08
<i>Dactylopterus volitans</i>	14.8				14.8	0.3	2.0	0.13
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>	2.6				2.6	< 0.1	0.2	0.02
<i>Diodon holacanthus</i>	2850.0	1380.5	867.0	2908.0	8005.5	143.0	193.7	70.36
<i>Doratonotus megalepis</i>	5.3				5.3	0.1	0.4	0.05
<i>Epinephelus guttatus</i>		130.0			130.0	2.3	17.4	1.14
<i>Fistularia tabacaria</i>			3.0		3	< 0.1	0.4	0.03
<i>Gnatholepis thompsoni</i>		0.6			0.6	< 0.1	0.1	< 0.01
<i>Gobiosoma sp. 1</i>		0.1			0.1	< 0.1	< 0.01	< 0.01
<i>Gobiosoma sp. 2</i>		0.1			0.1	< 0.1	< 0.01	< 0.01
<i>Haemulon aurolineatum</i>			6.6		6.6	0.1	0.9	0.06
<i>H. flavolineatum</i>	3.9				3.9	0.1	0.5	0.03
<i>H. plumieri</i>	55.7				55.7	1.0	5.9	0.49
<i>H. sciurus</i>	51.1	0.2	30.2		81.5	1.5	6.2	0.72
<i>Halichoeres bivittatus</i>	30.2	3.2	10.2		43.6	0.8	2.4	0.38
<i>H. maculipinna</i>	16.4				16.4	0.3	1.6	0.14
<i>H. poeyi</i>	10.8				10.8	0.2	0.7	0.09
<i>Hemipteronotus splendens</i>	55.6				55.6	1.0	4.3	0.49
<i>Hippocampus sp.</i>				4.0	4.0	0.1	0.5	0.04
<i>H. erectus</i>			2.5		2.5	< 0.1	0.3	0.02
<i>Holocentrus rufus</i>			6.9		6.9	0.1	0.9	0.06
<i>Hypsoblennius sp.</i>	2.0				2.0	< 0.1	0.2	0.02
<i>Lactophrys trigonus</i>			280.0		280.0	5.0	37.4	2.46
<i>Malacoctenus macrops</i>			1.1		1.1	< 0.1	0.2	0.01
<i>Micrognathus ensenadae</i>	3.1				3.1	0.1	0.4	0.03
<i>Monacanthus ciliatus</i>	62.4	37.3	4.8	1.4	105.9	1.9	4.3	0.93
<i>M. hispidus</i>				12.2	12.2	0.2	1.2	0.11
<i>M. tuckeri</i>	85.7	0.2	6.4	132.1	224.4	4.0	15.5	1.97
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	7.5	1.4	4.4		13.3	0.2	0.9	0.12
<i>Ocyurus chrysurus</i>	2.1		6.5		8.6	0.2	0.9	0.08
<i>Pomacanthus paru</i>	6.0				6.0	0.1	0.8	0.05
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	23.7			4.0	27.7	0.5	2.0	0.24
<i>Rypticus maculatus</i>				16.0	16.0	0.3	2.1	0.14
<i>Scarus croicensis</i>	8.0	0.3			8.3	0.2	1.1	0.07
<i>S. taeniopterus</i>	11.8				11.8	0.2	1.4	0.10
<i>Scorpaena brasiliensis</i>				1.4	1.4	< 0.1	0.2	0.01
<i>S. grandicornis</i>	17.6	20.0			37.6	0.7	3.5	0.33
<i>S. inermis</i>	5.2				5.2	0.1	0.7	0.05
<i>Sparisoma sp.</i>	17.3		18.0		35.3	0.6	3.1	0.31
<i>S. atomarium</i>		11.9	22.8		34.7	0.6	2.7	0.30
<i>S. aurofrenatum</i>	224.7	27.5	32.6	936.9	1221.7	21.8	86.2	10.74
<i>S. radians</i>	71.5		2.5	10.0	84.0	1.5	6.2	0.74
<i>S. rubripinne</i>				22.0	22.0	0.4	2.9	0.19
<i>S. viride</i>	3.0				3.0	0.1	0.4	0.03
<i>Sphoeroides parvus</i>				255.0	255.0	4.6	34.1	2.24
<i>S. spengleri</i>	2.1				2.1	< 0.1	0.3	0.02
<i>Stegastes leucostictus</i>		6.5			6.5	0.1	0.9	0.06
<i>S. planifrons</i>	13.8				13.8	0.3	1.8	0.12
<i>Syacium micrurum</i>			8.0	4.0	12.0	0.2	1.2	0.11
<i>Synodus intermedius</i>				10.0	10.0	0.2	1.3	0.09
<i>S. saurus</i>	110.7	33.5	46.0		190.2	3.4	11.0	1.67
Total Species	39	20	23	17	62	4.07	2.58	—
Total Biomass (g)	3897.4	1664.8	1430.1	4386.4	11,378.7	203.2	253.4	100.00

APPENDIX I. ABUNDANCE (NO. OF INDIVIDUALS) OF FISHES RECORDED IN OTTER TRAWL SURVEYS IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURING MARCH 1997. NUMBER OF TRAWLS IN EACH AREA: A=25, B=10, C=12, D=10. APÉNDICE I. ABUNDANCIA (NÚMERO DE INDIVIDUOS) DE PECES EN LOS MUESTREOS DE ARRASTRE EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE EN MARZO-ABRIL DE 1996. NÚMERO DE ARRASTRES EN CADA ÁREA: A=25, B=10, C=12, D=10

Species	Area A	Area B	Area C	Area D	Total	Mean/trawl	SD	% Total
<i>Acanthurus bahianus</i>	2			6	8	0.14	0.61	0.90
<i>A. chirurgus</i>	1	1	1	1	4	0.07	0.26	0.45
<i>Antennerius multiocellatus</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
<i>Astropogon stellatus</i>	1	1		1	3	0.05	0.23	0.34
<i>Aulostomus maculatus</i>	2			2	4	0.07	0.32	0.45
<i>Balistes vetula</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>Bothus ocellatus</i>	7	8	14		29	0.51	1.05	3.28
<i>Cantherhines macrocerus</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>C. pullus</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>Canthigaster rostrata</i>	14	13		11	38	0.67	1.09	4.30
<i>Chaetodon capistratus</i>		1	1	1	3	0.05	0.23	0.34
<i>Chilomycterus antillarum</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>C. schoepfi</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>Cosmocampus albirostris</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>C. elucens</i>	22	3	2	7	34	0.60	1.22	3.85
<i>Cryptotomus roseus</i>	14	6			20	0.35	0.86	2.26
<i>Dactylopterus volitans</i>	2			1	3	0.05	0.23	0.34
<i>Diodon holacanthus</i>	5	51	8	20	93	1.63	3.16	10.52
<i>Doratonotus megalepis</i>	6		2	3	11	0.19	0.48	1.24
<i>Fistularia tabaccaria</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>Gobiosoma grosvenori</i>			3		3	0.05	0.29	0.34
<i>Gymnothorax moringa</i>	1	1			2	0.04	0.19	0.23
<i>Haemulon flavolineatum</i>			32	1	34	0.60	3.01	3.85
<i>H. plumieri</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>H. sciurus</i>			5		5	0.09	0.54	0.57
<i>Halichoeres sp.</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>H. bivittatus</i>	16		9	12	37	0.65	1.53	4.19
<i>H. garnoti</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>H. maculipinna</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>H. poeyi</i>	25		1		26	0.46	1.12	2.94
<i>Hemipteronotus splendens</i>	9	1	2	2	14	0.25	0.58	1.58
<i>Heteroconger halis</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
<i>Hippocampus erectus</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
<i>Holocentrus adscensionis</i>	1			2	3	0.05	0.23	0.34
<i>Hypoplectrus sp.</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>Malacoctenus macropus</i>	9		1		10	0.18	0.66	1.13
<i>M. triangulatus</i>			2		2	0.04	0.26	0.23
<i>Monacanthus ciliatus</i>	106	40	6	11	163	2.86	3.97	18.44
<i>M. hispidus</i>		1	1	1	3	0.05	0.23	0.34
<i>M. setifer</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>M. tuckeri</i>				4	4	0.07	0.32	0.45
<i>Paradiplogrammus bairdi</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>Prionotus ophryas</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	7	3	1	17	28	0.49	1.23	3.17
<i>Rypticus maculatus</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>R. saponaceous</i>			2		2	0.04	0.19	0.23
<i>Scarus sp.</i>	9		1		10	0.18	0.63	1.13
<i>Scorpaena brasiliensis</i>		3	5	1	9	0.16	0.41	1.02
<i>S. grandicornis</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>S. inermis</i>	9				9	0.16	0.75	1.02
<i>S. plumieri</i>	3			3	6	0.11	0.49	0.68
<i>Scorpaenodes caribbaeus</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
<i>Sparisoma sp.</i>	13		2		15	0.26	0.97	1.70
<i>S. atomarium</i>				1	1	0.02	0.13	0.11
<i>S. aurofrenatum</i>	55	39	34	50	178	3.12	3.64	20.14
<i>S. radians</i>	3		2	17	22	0.39	1.16	2.49
<i>S. viride</i>	5	2	1		8	0.14	0.40	0.90
<i>Sphoeroides spengleri</i>	6		1		7	0.12	0.38	0.79
<i>Stegastes planifrons</i>	1				1	0.02	0.13	0.11
<i>Synodus inermis</i>			1		1	0.02	0.13	0.11
<i>S. saurus</i>	6	2	2	1	11	0.19	0.55	1.24
<i>Unidentified</i>		6			6	0.11	0.56	0.68
<i>Unknown Carangidae</i>			1		1	0.02	0.13	0.11
<i>Urolophis jamaicensis</i>		1			1	0.02	0.13	0.11
Total Species	38	24	28	32	65	6.23	3.59	-
Total Individuals	368	188	143	185	884	15.51	11.83	100.00

APPENDIX J. BIOMASS (G) OF FISHES RECORDED IN OTTER TRAWL SURVEYS IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURING MARCH 1997. NUMBER OF TRAWLS IN EACH AREA: A=25, B=10, C=12, D=10. APÉNDICE J. BIOMASA (G) DE PECES EN LOS MUESTREOS DE ARRASTRE EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE DE MARZO DE 1997. NÚMERO DE ARRASTRES EN CADA ÁREA: A=25, B=10, C=12, D=10.

Species	Area A	Area B	Area C	Area D	Total	Mean/tra wl	SD	% Total
<i>Acanthurus bahianus</i>	18.4		4.0	36.0	54.4	1.0	4.2	0.34
<i>A. chirurgus</i>	11.0	6.0	4.0	4.8	25.8	0.5	1.8	0.16
<i>Antennerius multiocellatus</i>		46.0			46.0	0.8	6.1	0.29
<i>Astropogon stellatus</i>	5.0	6.0		6.0	17.0	0.3	1.3	0.11
<i>Aulostomus maculatus</i>	10.1			28.0	38.1	0.7	3.1	0.24
<i>Balistes vetula</i>				4.0	4.0	0.1	0.5	0.03
<i>Bothus ocellatus</i>	40.9	79.0	85.5		205.4	3.6	8.6	1.29
<i>Cantherhines macrocerus</i>				20.0	20.0	0.4	2.7	0.13
<i>C. pullus</i>				40.0	40.0	0.7	5.3	0.25
<i>Canthigaster rostrata</i>	100.8	99.0		81.0	280.8	4.9	8.7	1.77
<i>Chaetodon capistratus</i>		12.0	8.0	8.0	28.0	0.5	2.2	0.18
<i>Chilomycterus antillarum</i>	65.0				65.0	1.1	8.6	0.41
<i>C. schoepfi</i>	600.0				600.0	10.5	79.5	3.77
<i>Cosmocampus albirostris</i>	1.5				1.5	< 0.1	0.2	0.01
<i>C. elucens</i>	49.1	9.0	6.0	72.0	136.1	2.4	4.9	0.86
<i>Cryptotomus roseus</i>	74.4	24.5			98.9	1.7	4.6	0.62
<i>Dactylopterus volitans</i>	10.1			14.0	24.1	0.4	2.1	0.15
<i>Diodon holacanthus</i>	534.3	5713.0	939.0	1811.0	8997.3	157.9	327.5	56.60
<i>Doratonotus megalepis</i>	8.9		3.0	15.0	26.9	0.5	1.7	0.17
<i>Fistularia tabaccaria</i>	65.0				65.0	1.1	8.6	0.41
<i>Gobiosoma grosvenori</i>			5.0		5.0	0.1	0.50	0.03
<i>Gymnothorax moringa</i>	36.0				36.0	0.6	4.8	0.23
<i>Haemulon flavolineatum</i>			80.6	59.0	139.6	2.5	10.7	0.88
<i>H. plumieri</i>	25.0				25.0	0.4	3.3	0.16
<i>H. sciurus</i>			26.4		26.4	0.5	2.5	0.17
<i>Halichoeres sp.</i>				3.0	3.0	0.1	0.4	0.02
<i>H. bivittatus</i>	81.8		25.9	79.0	186.7	3.3	8.0	1.17
<i>H. gamoti</i>	2.0				2.0	< 0.1	0.3	0.01
<i>H. maculipinna</i>				9.0	9.0	0.2	1.2	0.06
<i>H. poeyi</i>	147.1		9.0		156.1	2.7	6.6	0.98
<i>Hemipteronotus splendens</i>	56.2	16.0	3.2	10.0	85.4	1.5	6.1	0.54
<i>Heteroconger halis</i>		3.0			3.0	0.1	0.4	0.02
<i>Hippocampus erectus</i>		4.0			4.0	0.1	0.5	0.03
<i>Holocentrus adscensionis</i>	73.0			125.0	187.0	3.3	17.8	1.18
<i>Hypoplectrus sp.</i>	4.0				4.0	0.1	0.5	0.03
<i>Malacoctenus macropus</i>	13.1		0.7		13.8	0.2	1.1	0.09
<i>M. triangulatus</i>			2.2		2.2	< 0.1	0.3	0.01
<i>Monacanthus ciliatus</i>	576.9	311.2	22.7	165.5	1076.3	18.9	24.5	6.77
<i>M. hispidus</i>		23.0	43.0	11.0	77.0	1.4	6.5	0.48
<i>M. setifer</i>				34.0	34.0	0.6	4.5	0.21
<i>M. tuckeri</i>				51.0	51.0	0.9	4.6	0.32
<i>Paradiplogrammus bairdi</i>	4.2				4.2	0.1	0.6	0.03
<i>Prionotus ophryas</i>		20.0			20.0	0.4	2.7	0.13
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	17.6	12.0	2.0	183.0	214.6	3.8	11.4	1.35
<i>Rypticus maculatus</i>				27.1	27.1	0.5	3.6	0.17
<i>R. saponaceous</i>			67.0		67.0	1.2	6.5	0.42
<i>Scarus sp.</i>	27.0		1.1		21.3	0.4	1.5	0.13
<i>Scorpaena brasiliensis</i>		144.0	88.0	11.0	243.0	4.3	17.5	1.53
<i>S. grandicornis</i>				93.0	93.0	1.6	12.3	0.59
<i>S. inermis</i>	93.5				132.5	2.3	9.5	0.83
<i>S. plumieri</i>	20.5			39.0	20.5	0.4	2.7	0.13
<i>Scorpaenodes caribbaeus</i>		8.0			8.0	0.1	1.1	0.05
<i>Sparisoma sp.</i>	163.9		11.0		174.9	3.1	13.0	1.10
<i>S. atomarium</i>				31.0	31.0	0.5	4.1	0.20
<i>S. aurorenatum</i>	379.6	412.2	148.3	401.8	1341.9	23.5	33.3	8.44
<i>S. radians</i>	30.2		11.0	126.1	167.3	2.9	8.6	1.05
<i>S. viride</i>	46.3	2.5	0.3		49.1	0.9	3.5	0.31
<i>Sphoeroides spengleri</i>	100.9		2.0		102.9	1.8	7.1	0.65
<i>Stegastes planifrons</i>	7.8				7.8	0.1	1.0	0.05
<i>Synodus inermis</i>			27.9		27.9	0.5	3.7	0.18
<i>S. saurus</i>	98.8	61.5	33.0	5.0	198.3	3.5	11.6	1.25
<i>Unidentified</i>		20.4			20.4	0.4	1.8	0.13
<i>Unknown Carangidae</i>			4.0		4.0	0.1	0.5	0.03
Total Species	38	24	28	32	65	6.23	3.59	—
Total Biomass	3599.9	7032.3	1659.8	3603.3	15895.3	278.9	374.3	100.00

