



## Coral Reef Conservation in Marine Protected Areas

---

A Case Study of Parque Nacional del Este,  
Dominican Republic

*Part 3 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**

## Conservación de Arrecifes Coralinos en Áreas Marinas Protegidas

---

Estudio del Parque Nacional del Este,  
República Dominicana

*Parte 3 de una serie de 3 documentos  
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

Coral Reef Conservation in Marine Protected Areas:  
A Case Study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic

ISBN: 1-886765-12-X

Edited by Mark Chiappone  
Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina Bustamante

Cover photographs: Patrice Ceisel  
Layout & Design: Francisco Vasquez  
Published by: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA - Tel.: (703) 841-4880, email: publications@tnc.org

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

Conservación de Arrecifes Coralinos en Áreas Marinas Protegidas:  
Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana

ISBN: 1-886765-12-X

Editado por Mark Chiappone  
Traducido por María Bello y Georgina Bustamante

Fotografía de la portada: Patrice Ceisel  
Diseño y diagramación: Francisco Vasquez  
Publicado por: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA - Tel.: (703) 841-4880, email: publications@tnc.org

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 la autora 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)**

Mark Chiappone

Center for Marine Science and NOAA's National Undersea  
Research Center, University of North Carolina at  
Wilmington, 515 Caribbean Drive, Key Largo, FL 33037,  
USA

Francisco X. Gerales

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

Lisa Greer

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

Bill Kiene

Smithsonian Institution, National Museum of Natural  
History, Washington, DC, USA

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 Rodriguez

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, FL 33124, USA

Kathleen M. Sullivan Sealey

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

Peter K. Swart

Division of Marine Geology and Geophysics, Rosenstiel  
School of Marine and Atmospheric Science, University of  
Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149,  
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, Caribbean Division, 4245 North  
Fairfax Drive, Arlington, VA 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 coastal national park in the Dominican Republic, comprising over 434 km<sup>2</sup> of terrestrial habitats and an additional 120 km<sup>2</sup> of shallow-water (< 30 m depth) marine habitats (not legally included to date). Located in the southeastern Dominican Republic, PNE is a landscape representative of what would have been seen by the native inhabitants of the area prior to Spanish colonization in the 15th century. In addition to its biological resources, PNE has a rich cultural history represented by caverns richly adorned with pre-Columbian pictographs and petroglyphs that probably functioned as ceremonial centers. The Park was established by National Decree #1311 on September 16, 1975. Prior to and after the Park's establishment, very few investigations were carried out to evaluate the area for its ecological value and potential for development as a "modern" national park.

Since 1993, The Nature Conservancy's Latin American and Caribbean Division (TNC/LACD) have been engaged in a biodiversity conservation project in PNE through its Parks-in-Peril Program (PiP). This innovative program focuses work 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. A subset (23) of these sites, including PNE, is funded in large part by the United States Agency for International Development (USAID).

The PiP program is a broad partnership primarily between TNC, the international donor and conservation community, and in-country private and public conservation organizations. It has become one of the most comprehensive and successful international initiatives in protected-area-based biodiversity conservation in the Western Hemisphere.

## Prólogo

El Parque Nacional del Este (PNE) es, por su tamaño, la segunda área protegida de la República Dominicana, y ocupa alrededor de 434 km<sup>2</sup> de hábitats terrestres, a los que se suman 120 km<sup>2</sup> de hábitats marinos en aguas someras de menos de 30 m de profundidad (no incluidas oficialmente). Localizado en el sudeste de la República Dominicana, el PNE tiene un paisaje típico muy similar al que debieron haber visto los nativos, en la época anterior a la colonización española del siglo XVI. Además de sus recursos biológicos, el PNE posee una rica historia cultural representada por cavernas, ampliamente adornadas con pictografías precolombinas y petroglifos, que probablemente funcionaron como centros ceremoniales. El parque fue establecido por el decreto No. 1311 del 16 de septiembre de 1975. Antes de su establecimiento, se realizaron algunos estudios preliminares para hacer una evaluación ecológica del área y conocer las potencialidades para convertirlo en un parque nacional "moderno".

Desde 1993, la División de Latinoamérica y el Caribe de The Nature Conservancy (TNC/LACD) ha estado ligada al proyecto de conservación y biodiversidad del PNE a través de un programa conocido como Parques en Peligro o PeP (en inglés, Parks-in-Peril o PiP). Este innovador programa funciona actualmente en 61 sitios de 18 países del área de América Latina y el Caribe, como un esfuerzo para dar asistencia de emergencia y transformar los parques en áreas efectivamente protegidas y funcionales. Veintitrés de estos sitios, incluyendo el PNE, están respaldados económicamente por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID).

El PiP es un programa de amplia colaboración, fundamentalmente entre TNC, donantes internacionales, comunidades conservacionistas y organizaciones públicas o privadas del país. Este programa se ha convertido en una de las iniciativas internacionales más amplias y exitosas en la protección de áreas para la conservación de la biodiversidad en el hemisferio occidental. El PiP fue

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 such as buildings, science, personnel, and training in the most imperiled ecosystems; 2) to integrate 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) 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 the southeastern Dominican Republic, TNC/LACD 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 resources of PNE. The REA involved two weeks of field work by scientists from the United States and Dominican Republic: 1) to describe and take an inventory of the extent of mangrove, rocky intertidal, and marine benthic communities such as coral reefs; 2) to take an inventory of the floral and faunal diversity such as benthic algae and seagrasses, reef invertebrates, and reef fishes; 3) to make recommendations for research, monitoring, and management activities; and 4) to produce a threats analysis of the marine component of the Park 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 four years of research and monitoring of coral reefs, water quality, and fisheries. Because of the limited historical information available for the Park, research themes were identified that would produce information to assist the Dominican National Park Service (DNP) in their efforts to minimize the impact of human use on the marine resources of PNE. The information produced would serve also 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 achieved in minimizing and managing current threats: water quality assessment and monitoring, coral reef habitat and species monitoring, and fisheries management. PNE has served as an important training ground for other Dominican non-governmental organizations involved in the conservation of marine resources.

This report summarizes field efforts designed to ascertain the status of coral reefs in PNE and recommends actions to be taken by local user groups and the Sub Secretary of Biodiversity and Protected Areas (under the Secretary of Environment and Natural Resources) to minimize human impact. The research presented here represents a multidisciplinary effort to determine factors, both human and natural, affecting the vitality of reef ecosystems and organisms. Despite its designation as a National Park, human activities such as coastal development adjacent to PNE and intensive fishing within PNE threaten the Park's biological resources. This report presents biological and physical-chemical data collected to help assess the degree

diseñado para asegurar niveles mínimos de manejo en cada uno de los lugares escogidos y tiene cuatro objetivos fundamentales: 1) Proveer infraestructura (instalaciones, personal, ciencia, entrenamiento, etc.) para los ecosistemas en mayor peligro, 2) integrar éstas áreas protegidas a la vida económica local, siempre que sea posible, 3) crear mecanismos para el sustento económico local y el manejo a largo plazo de éstas áreas y 4) utilizar las actividades conservacionistas como herramientas de enseñanza para promover acciones similares en otras áreas protegidas que no pertenezcan a la red de PIP.

En 1994, como parte de las iniciativas en materia de conservación implementadas en la República Dominicana, TNC/LACD, conjuntamente con instituciones científicas y conservacionistas dominicanas, realizaron 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 colecta de datos para la EER se llevó a cabo durante dos semanas de intenso trabajo de campo, y contó con la colaboración de científicos de los Estados Unidos y de la República Dominicana, que se plantearon los siguientes objetivos: 1) describir y cartografiar los manglares, el litoral rocoso intermareal y las comunidades bentónicas como las de los arrecifes de coralinos; 2) inventariar la flora y la fauna, especialmente las algas bentónicas y hierbas marinas, y los invertebrados y peces arrecifales; 3) formular recomendaciones para futuros programas de monitoreo, investigación y manejo; y 4) producir un análisis de las amenazas a los componentes marinos del Parque que identificara las principales amenazas a los sistemas marinos naturales y a las especies del PNE, así como las fuentes primarias de estas amenazas.

Los resultados de la EER crearon la base para un programa de cuatro años de investigación y monitoreo de los arrecifes coralinos, las pesquerías y la calidad del agua costera del parque. Debido a lo limitado de la información histórica sobre el parque, los temas de investigación debían generar información para ayudar al Servicio Nacional de Parques dominicano a orientar sus esfuerzos para reducir el impacto humano sobre los recursos marinos. La información producida serviría además como un estudio modelo para esfuerzos similares en otras áreas marinas protegidas de la República Dominicana y del Caribe. Se identificaron de forma general tres problemas fundamentales que requieren de una atención prioritaria para reducir los daños actuales: 1) evaluación y monitoreo de la calidad del agua costera, 2) monitoreo de los arrecifes coralinos y las especies arrecifales, y 3) manejo de las pesquerías. El PNE ha servido como un importante centro de entrenamiento para otras organizaciones no gubernamentales dominicanas relacionadas con la conservación de los recursos marinos.

Este libro resume los trabajos de investigación realizados para evaluar el estado de los arrecifes coralinos en el PNE y para recomendar medidas de manejo a los usuarios principales y a la Subsecretaría de Estado de Biodiversidad y Áreas Protegidas (Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales) para reducir el impacto humano. La información aquí contenida representa un esfuerzo multidisciplinario con el fin de determinar los factores humanos y naturales que afectan la supervivencia del ecosistema arrecifal y sus organismos. A pesar de su designación como Parque Nacional, el desarrollo costero adyacente al parque y la pesca intensa dentro de éste amenazan sus recursos biológicos.

of natural and human disturbance to this coral reef ecosystem. This information is critical for conservation planning and to determine the carrying capacity of the environment to sustain increasing tourism development. The document summarizes four years of investigations into the status of PNE's reefs and recommends research and management actions to be taken if the Park's ecological integrity is to be sustained in the near future. This document is one of three volumes (complemented by water quality and fisheries assessments) that were produced in an effort to use the PNE experience for teaching and learning when applied to other marine protected areas. It explores how technical expertise can be used in a collaborative manner with the purpose of using scientific information to assist park managers in dealing with biodiversity conservation and sustainable management issues.

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

- 1) To document the science employed at a marine protected-area site. This publication outlines what scientific information was needed and how it was collected in order to determine the condition of reefs, including descriptions of personnel, logistics, and time requirements.
- 2) To document the status of coral reefs in PNE. This publication discusses the ecological context of the study area, provides an overview of reef distribution and characteristics, and presents data on direct and indirect indicators of reef condition. Comparisons are made between PNE and a developed coastal resort area on the southern coast of the Dominican Republic.
- 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. Recommendations are discussed with regard to the predominant threats and stressors to coral reef ecosystems: physical impacts, water quality degradation, and overfishing.

**John Tschirky**  
Caribbean Marine Protected Areas Specialist  
The Nature Conservancy

Este reporte presenta el estudio biológico y físico-químico realizado para evaluar el grado de perturbación natural y humana de este sistema de arrecifes coralinos. Este tipo de información es esencial para los planes de conservación, así como para determinar la capacidad del medio ambiente de asimilar el creciente desarrollo turístico. El documento recoge los resultados de cuatro años de investigación sobre el estado de los arrecifes del PNE y hace recomendaciones de investigaciones y manejo que deben ejecutarse en un futuro cercano si se quiere preservar la integridad ecológica del parque. Éste constituye uno de tres volúmenes (aparte de uno sobre calidad de agua y otro sobre pesquerías) producidos en un esfuerzo por utilizar la experiencia del PNE como herramienta de enseñanza y aprendizaje para otras áreas marinas protegidas. Asimismo, esta empresa sirvió para evaluar las posibilidades de trabajo conjunto de personal técnico diverso con el objetivo de obtener la información científica necesaria para ayudar a los administradores de los parques a enfrentar los problemas de la conservación permanente de los recursos naturales y la biodiversidad.

Para concluir, se resumen a continuación los tres objetivos principales de este trabajo:

- 1) Documentar el método científico empleado. Este trabajo compendia la información que se necesitó y el método de muestreo utilizado para determinar las condiciones del arrecife, incluyendo la descripción del personal, la logística del proceso y el tiempo requerido.
- 2) Documentar el estado de los arrecifes coralinos en el PNE. En este trabajo se analiza el contexto ecológico del área, se ofrece una panorámica de la distribución y característica de los arrecifes, y se presentan datos sobre indicadores directos e indirectos de su estado. Se hacen comparaciones entre el parque y un área costera adyacente urbanizada.
- 3) Destacar las implicaciones y formular recomendaciones para el manejo, específicamente "la lección aprendida", así como posibilitar que nuestra experiencia pueda ser aplicada en otras áreas marinas protegidas de la República Dominicana y el gran Caribe. Las recomendaciones se analizan a la luz de las amenazas y fuentes más importantes de disturbio al ecosistema arrecifal, a saber: el impacto físico, la degradación de la calidad del agua y la pesca intensa.

**John Tschirky**  
Especialista de Áreas Protegidas  
The Nature Conservancy





## Contents

<b>Executive Summary .....</b>	<b>XI</b>
<b>Acknowledgments .....</b>	<b>XV</b>
<b>Chapter I. Introduction .....</b>	<b>1</b>
Coral reefs in peril	
Purpose and scope of document	
<b>Chapter II. Coral Reef Processes and Threats .....</b>	<b>7</b>
Definitions and distribution	
Ecosystems and functional roles of coral reefs	
Human threats and impacts on coral reefs	
<b>Chapter III. Study Area and Environmental Setting.....</b>	<b>43</b>
Dominican Republic	
Parque Nacional del Este	
Boca Chica	
<b>Chapter IV. Reef Distribution and Community Structure .....</b>	<b>55</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Discussion	
<b>Chapter V. Reef Species Reconnaissance Surveys.....</b>	<b>75</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Caribbean comparisons	

## Contenido

<b>Resumen.....</b>	<b>XI</b>
<b>Agradecimientos .....</b>	<b>XV</b>
<b>Capítulo I. Introducción.....</b>	<b>1</b>
Arrecifes coralinos en peligro.	
Propósito y alcance de este trabajo	
<b>Capítulo II. Procesos del arrecife coralino y factores que los afectan .....</b>	<b>7</b>
Definiciones y distribución	
Servicio ecológico y papel funcional de los arrecifes coralinos en el ecosistema	
Impacto humano y afectaciones a los arrecifes coralinos	
<b>Capítulo III. Área de estudio y características ambientales .....</b>	<b>43</b>
República Dominicana	
Parque Nacional del Este	
Boca Chica	
<b>Capítulo IV. Distribución de los arrecifes y estructura de la comunidad.....</b>	<b>55</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Discusión	
<b>Capítulo V. Prospección de reconocimiento de las especies de arrecife.....</b>	<b>75</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Comparaciones con otras áreas del Caribe	

<b>Chapter VI. Coral Recruitment.....</b>	<b>87</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Discussion and conclusions	
<b>Chapter VII. Reef Bioerosion.....</b>	<b>97</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Anticipated results	
<b>Chapter VIII. Coral Growth and Stable +Isotopic Composition.....</b>	<b>103</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Factors affecting growth and isotopic composition	
<b>Chapter IX. Reef Herbivore Abundance and Size.....</b>	<b>139</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Discussion	
<b>Chapter X. Coastal System Water Quality Assessment.....</b>	<b>159</b>
Background and purpose of study	
Materials and methods	
Results	
Discussion	
<b>Chapter XI. Management and Research Recommendations .....</b>	<b>191</b>
Management implications from scientific studies	
Strategies to minimize threats and impacts	
<b>Literature Cited.....</b>	<b>215</b>
<b>Glossary of Terms and Acronyms.....</b>	<b>229</b>
<b>Appendices .....</b>	<b>237</b>

<b>Capítulo VI. El reclutamiento coralino .....</b>	<b>87</b>
Antecedentes y propósito de estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Discusión	
<b>Capítulo VII. Bioerosión del arrecife .....</b>	<b>97</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados esperados	
<b>Capítulo VIII. Crecimiento y composición de los isótopos estables en los corales.....</b>	<b>103</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Factores que afectan el crecimiento y la composición isotópica en los corales	
<b>Capítulo IX. Herbívoros del arrecife, su abundancia y tamaño .....</b>	<b>139</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Discusión	
<b>Capítulo X. Evaluación de la calidad del agua en los sistemas costeros .....</b>	<b>159</b>
Antecedentes y propósito del estudio	
Materiales y métodos	
Resultados	
Discusión	
<b>Capítulo XI. Recomendaciones de manejo e investigación .....</b>	<b>191</b>
Implicaciones de los resultados de los estudios científicos para el manejo	
Estrategias para minimizar impactos y amenazas	
<b>Bibliografía .....</b>	<b>215</b>
<b>Glosario.....</b>	<b>229</b>
<b>Apéndices.....</b>	<b>237</b>

## Executive Summary

Coral reef environments are important in terms of their ecological, aesthetic, economic, and cultural functions. Some of the most important services they provide are to protect coastlines from wave energy and physical erosion and to serve as a primary food source, particularly for insular (island) areas. Reefs can provide areas for harbors because of their buffering action from waves. Coral reefs are increasingly threatened on a global scale, however, by chronic anthropogenic (of human origin) impacts. Potential indicators of reef degradation include losses in coral coverage, increase in algal coverage, decreased coral recruitment, increased incidence of coral diseases and bleaching, and poor recovery following natural disturbances such as hurricanes. The ability of coral reef ecosystems to exist in balanced harmony with other naturally occurring, competing, and limiting physicochemical and biological agents has been severely challenged in the last several decades by the dramatically increased negative and synergistic impacts from poorly managed anthropogenic activities such as fishing and waste disposal.

An increasingly important mechanism to advance the protection of marine biodiversity and maintain coastal ecosystem processes is the creation and effective administration of marine protected areas (MPAs). MPAs can afford protection, education, and outreach to benefit local communities and aid in the better integration of ecological integrity and economic uses, if properly designed to preserve essential ecological functions. MPAs also serve as a physical reminder of the social, economic, and ecological benefits of marine resource protection. People throughout the wider Caribbean have placed high expectations on MPAs as areas to enhance tourism, a mechanism for resolving user conflicts, and as reserves to replenish fish stocks

## Resumen

Los ambientes arrecifales son importantes por sus funciones ecológicas, estéticas, económicas y culturales. Entre sus funciones principales están la de proteger la costa de la erosión física y proporcionar abrigo contra el oleaje. Los arrecifes también constituyen una fuente de alimento importante para la población, especialmente en regiones insulares. Además, contribuyen a la creación de puertos abrigados a causa de su acción protectora contra las olas. Los arrecifes coralinos están sometidos a peligros crecientes a escala mundial como consecuencia del impacto antropogénico. Como indicadores potenciales de la degradación de los arrecifes pueden citarse la disminución de la cobertura coralina, el aumento de la cobertura algal, la disminución del reclutamiento de corales, el aumento de la incidencia de enfermedades y el blanqueamiento, así como la lenta recuperación después de ser afectados por disturbios naturales como los huracanes. La capacidad del ecosistema de arrecifal coralino para coexistir en balance armónico con otros agentes físico-químicos y biológicos naturales que lo limitan, se ha visto en peligro en las últimas décadas debido al dramático aumento de los impactos sinérgicos de actividades humanas pobremente controladas como la pesca y a los elementos residuales vertidos en el agua.

Un mecanismo cada vez más importante para promover la protección de la diversidad biológica marina y sustentar los procesos ecológicos en los ecosistemas costeros es la creación y administración efectiva de áreas marinas protegidas (AMP). Las AMP pueden ofrecer protección ambiental, educación y programas comunitarios que benefician a las comunidades locales y contribuyan a una mejor integración entre la integridad isotópica y los diferentes usos económicos, siempre y cuando estén adecuadamente diseñadas para preservar las funciones ecológicas esenciales del ecosistema. Las AMP pueden también servir como un recordatorio físico de los beneficios ecológicos, económicos y sociales de los recursos marinos protegidos. Hay en el Gran Caribe una gran expectativa sobre los beneficios de las AMP como áreas para el mejoramiento del turismo, como

and protect coastlines. Without synoptic information on the natural resources and processes maintaining the coastal system, it is nearly impossible to make predictions or set goals for the ecological and economic impacts of a protected area. Science can lead to better and more effective management, if the appropriate questions are asked and addressed concerning potential and realized threats. Coral reefs have been a particular focus of conservation efforts based on their biological diversity, importance to coastal fisheries, attraction to tourists, etc. Conserving coral reef resources within the scope of site-specific natural variability requires focused research and monitoring.

Dominican National Decree Number 1311 established Parque Nacional del Este (PNE) on September 16, 1975. Located in the southeastern Dominican Republic, PNE is the second largest coastal national park in the country. There are presently no commercial developments within the Park's boundaries, but there has been an extensive history of intense commercial and subsistence fishing. Increasing tourism, and industrial and agricultural development near the Park have the potential to influence water quality in PNE and hence coral reef resources. Despite its long-standing designation as a coastal national park, few data prior to 1994 were available on the status of marine resources and the relative importance of anthropogenic and natural factors affecting the vitality of this coral reef ecosystem.

This document summarizes four years of field research, sponsored largely by The Nature Conservancy's Parks in Peril Program (PiP), on the status and condition of coral reef resources in PNE, Dominican Republic, carried out from 1994 to 1998. Studies mapped the extent and distribution of coral reef and hard-bottom habitats, took inventories and described the species composition and community structure of coral reefs, evaluated processes (bioerosion, recruitment, and herbivory) that influence reef community structure, and evaluated environmental conditions such as water quality in relation to coral growth and community structure. These studies are critical in light of decades of overfishing and increasing threats from nearby coastal development projects. This information is also timely in that the original management plan for PNE (1980) is now being reviewed for re-authorization and implementation.

Reconnaissance surveys and benthic community mapping exercises in PNE showed that discontinuous and poorly developed fringing reefs are interspersed with vast areas of low-relief hard-bottom in coastal shelf areas of the mainland peninsula and Isla Saona. Major reef and hard-bottom community types are patch reefs, shallow and deeper low-relief hard-bottom, reef crests, and deep fore reef slope communities comprising rocky outcrops and low-relief spur-and-groove. Coral and octocoral species inventoried at several sites indicate a highly similar species composition to that of other Caribbean coral reef areas. Surveys of fifteen sites from east of the Canal de Catuano (a marine lagoon between the mainland and Isla Saona) to the northwestern area of the PNE indicated that reef and hard-bottom communities are dominated by algae. Coral cover is very low (< 10%) in most areas and consists predomi-

mecanismo para resolver los conflictos entre los usuarios, como reservas para la restauración de las poblaciones pesqueras, y para la protección costera. Sin la información sinóptica sobre los recursos naturales y los procesos que mantienen el sistema costero, es prácticamente imposible hacer pronósticos o establecer metas que incluyan los impactos económico y ecológico de un área protegida. La ciencia puede conducir a una gestión mejor y más efectiva si se formulan las preguntas apropiadas y enfocadas a las amenazas reales y potenciales. Los arrecifes coralinos han sido un foco importante de atención de los esfuerzos de conservación debido a su gran diversidad biológica, a su relación con las pesquerías costeras, y por el atractivo que poseen para el turismo. Mantener los recursos arrecifales dentro del contexto de la variabilidad natural del lugar requiere de investigaciones y monitoreos dirigidos a ese objetivo.

La legislación dominicana estableció mediante el Decreto No. 1311 el Parque Nacional del Este (PNE) el 16 de septiembre de 1975. Ubicado en el sudeste de la República Dominicana, el PNE es el segundo parque nacional costero más grande del país. Aunque no existe actualmente desarrollo comercial dentro del parque, sí ha existido históricamente una intensa pesca comercial y de subsistencia. El incremento del turismo, la industria y la agricultura en las cercanías del parque encierra el peligro potencial de afectar la calidad del agua del PNE y, por lo tanto, de los recursos del arrecife. A pesar de su designación como parque nacional costero todos estos años, existen pocos datos anteriores a 1994 sobre el estado de los recursos marinos y la importancia relativa de los factores naturales y antropogénicos que afectan la vitalidad de este ecosistema.

Este documento es el producto de cuatro años de investigación sobre el estado de los recursos del arrecife coralino del PNE, República Dominicana, desde 1994 a 1998, patrocinada principalmente por el programa de Parques en Peligro de The Nature Conservancy. Mediante este estudio se cartografiaron los hábitats arrecifales y de fondos duros; se inventarió la composición por especies y se describió la estructura comunitaria del arrecife; se evaluaron los procesos de bioerosión, reclutamiento y la actividad de los herbívoros que ejercen influencia en la estructura comunitaria del arrecife; y se evaluaron condiciones ambientales tales como la calidad del agua costera en relación con el crecimiento de los corales y su estructura comunitaria. Este estudio es esencial a la luz de décadas de pesca intensa y desarrollo creciente alrededor del parque. La información aquí contenida resulta también oportuna dado que el plan de manejo original para el PNE (1980) actualmente es revisado para su reautorización e implementación.

Los muestreos de reconocimiento y la cartografía de las comunidades bentónicas en el PNE pusieron en evidencia que los arrecifes de borde, de desarrollo pobre y discontinuo, están mezclados con extensas áreas de fondos duros de escaso relieve en zonas someras de la plataforma de la península y de la Isla Saona. Los principales tipos de arrecifes y de comunidades de fondos duros son: arrecifes de parche, fondos duros de escaso relieve (tanto someros como profundos), crestas arrecifales y arrecifes frontales (más profundos) compuestos por promontorios rocosos y camellones de poco relieve. Los inventarios de las especies de corales y octocorales indican que la composición de especies en el PNE es muy similar a la de otros arrecifes coralinos del Gran Caribe. Los muestreos efectuados en 15 estaciones, desde el este del Canal de Catuano (la laguna marina entre tierra firme e Isla Saona) hasta el área noroeste del PNE, pusieron de manifiesto que las comunidades arrecifales

nantly of massive species such as *Montastraea cavernosa* and *Siderastrea siderea*. Branching corals such as elkhorn (*Acropora palmata*) and staghorn (*A. cervicornis*) do not form extensive shallow (reef crest or reef flat) or mid-depth (fore reef terrace) reefs.

Patterns in community structure and distribution suggest that storms and sediment transport/re-suspension are important factors affecting PNE's reef and hard-bottom communities. Qualitative and quantitative observations from the eastern area of the Park (adjacent to the Mona Passage) to the more sheltered leeward peninsula indicate a gradient in the development of reef crests and fore reef slope communities. These biological observations are corroborated by information on sedimentation rates studied over the course of one year in mid-depth reefs (15 to 20 m). Coral coverage in more exposed reefs is not only lower (< 5%), but comprises mainly species more tolerant to resuspended sediments. The abundance of octocorals also shows a clear pattern of greater densities in more exposed, lower relief hard-bottom habitats affected by greater rates of sedimentation. These patterns suggest that reef and hard-bottom communities in the Park are stressed by natural impacts. Therefore, potential threats such as coastal development could have severe consequences for the resilience and recovery of coral reefs.

The dominance by algae in all of the reef and hard-bottom sites surveyed in PNE is potentially related to: low recruitment by corals, low growth by established corals, low grazing activity by herbivores, adverse water quality such as sedimentation, and a high frequency of destructive storms. Studies of coral recruitment showed that the density of juvenile corals in all sites surveyed was low compared to other Caribbean reef areas; this pattern may reflect a poor recovery potential of reef-building corals after disturbance. Surveys of herbivore abundance, size, and grazing intensity showed that urchins were characterized by low density (< 2 urchins/50 m<sup>2</sup>) and small size in PNE. Density of the Caribbean long-spined urchin (*Diadema antillarum*) was particularly low in the Park. Surveys of herbivorous fishes showed relatively high densities of parrotfishes (Scaridae) and surgeonfishes (Acanthuridae) in PNE relative to the more intensively fished reefs of Boca Chica. Herbivorous fish densities in PNE are generally within the range reported for other Caribbean reefs. The size distribution of herbivores in the Park, however, demonstrates the rarity of larger individuals, presumably as a result of fishing. Grazing rates determined by bite counts and seagrass bioassay experiments, are also within the range reported for other Caribbean reef areas.

Coral growth and isotopic composition were measured as proxy measures of longer-term (decade) environmental conditions in PNE. Several cores from large, reef-building corals were obtained from shallow-water (< 20 m) reefs in PNE, Isla Catalina (northwest of PNE), and Boca Chica. A massive star coral core (*Montastraea annularis*) obtained from PNE was measured for carbon and oxygen isotopic composition. Average annual growth of massive corals in PNE was generally within the range reported for other

y de fondos duros están dominadas por algas. La cobertura coralina es extremadamente baja (< 10%) en la mayoría de las áreas y consiste principalmente de especies masivas como *Montastraea cavernosa* y *Siderastrea siderea*. Los corales ramificados como el llamado pata de ñame (*Acropora palmata*) y el coral ganchito (*A. cervicornis*) no forman arrecifes masivos a poca (cresta arrecifal y fondos rocosos) y mediana (arrecifes frontales) profundidad.

La estructura comunitaria y distribución de los arrecifes sugieren que las tormentas y el transporte y resuspensión del sedimento influyen fuertemente sobre las comunidades arrecifales y de fondos duros en el PNE. Las observaciones cuantitativas y cualitativas, desde la zona este del parque (en la zona adyacente al Paso de la Mona) hasta las áreas más guarecidas a barlovento de la península, indican un gradiente en el desarrollo de comunidades de crestas arrecifales y de arrecifes profundos. Estas observaciones biológicas son corroboradas por la información de los estudios sobre la tasa de sedimentación realizados en el transcurso de un año en arrecifes de profundidad media (15–20 m). La cobertura coralina en arrecifes más expuestos no es sólo más baja (< 5%), sino que comprende especies más tolerantes a la resuspensión de sedimentos. La abundancia de octocorales también muestra un patrón definido de densidades mayores en áreas más expuestas de fondos duros con escaso relieve, afectados por una mayor tasa de sedimentación. Estos patrones sugieren que los arrecifes y comunidades de fondos duros en el parque son afectados por impactos naturales. Por eso, peligros potenciales como los derivados del desarrollo costero podrían tener consecuencias graves en la recuperación de los arrecifes coralinos.

El predominio de algas en todos los arrecifes y fondos duros inspeccionados en el PNE está probablemente relacionado con el bajo reclutamiento coralino, el lento crecimiento de los corales ya establecidos, la escasa actividad de pastoreo de los herbívoros y las condiciones adversas del agua como la sedimentación y la alta frecuencia de tormentas destructivas. Los estudios de reclutamiento en corales mostraron que la densidad de corales juveniles en todos los sitios inspeccionados fue baja comparada con otras áreas de arrecifes del Gran Caribe. Este patrón parece reflejar una pobre capacidad de recuperación de los corales que forman el arrecife después de disturbios. En los muestreos de abundancia de herbívoros e intensidad del pastoreo, los erizos presentaron una baja densidad (< 2 erizos/50 m<sup>2</sup>) y tamaño pequeño. La densidad del erizo negro de espinas largas (*Diadema antillarum*) en el Parque fue relativamente baja. Los muestreos de peces herbívoros mostraron densidades relativamente altas de loros y jabones (Scaridae) y cirujanos (Acanthuridae) en el PNE comparadas con las de los arrecifes donde la pesca es más intensa, como en Boca Chica. Las densidades de peces herbívoros en el PNE fluctúan generalmente dentro de los límites de densidades reportados para otros arrecifes del Caribe. La distribución de tallas de los herbívoros en el parque, sin embargo, demuestra que son raros los individuos de gran talla, presumiblemente a causa de la pesca. La tasa de pastoreo, determinada por el conteo del número de mordidas y por experimentos de bioensayos en hierbas marinas, fluctúa también dentro de los límites reportados para otras áreas del Gran Caribe.

Se estudió el crecimiento de los corales y su composición isotópica como medidas aproximadas de condiciones ambientales en un período largo (10 años). Se obtuvieron varios núcleos (muestras con tubo testigo) de corales que son grandes formadores de arre-



Caribbean reefs. The Canal de Catuano may be a naturally stressful environment for coral growth. Corals from near Isla Catalinita in the eastern Canal de Catuano and nearest the Mona Passage also show very low coral growth rates and exhibit frequent “stress bands”, indicating that growth may be tenuous in this area as well. The most stable environment for coral growth appears to be in areas of the northwestern PNE; the three corals from this region have the least variable and most robust growth rates. The most prominent features of the stable isotope chronology were the sharp depletions in both carbon and oxygen isotopic compositions during 1979 and at the beginning of 1988, probably related to tropical storm occurrence. Results suggest that the sampled coral formed in an open marine setting, with little or no evidence of anthropogenic perturbations. In normal years (no storms), the stable oxygen isotopic variations were mainly controlled by variations in precipitation, evaporation and/or freshwater flow.

The final chapter of this document discusses management and research recommendations for PNE. Suggested action plans for the Dominican National Park Service (DNP) and local nongovernmental organizations are presented. Three main elements of human impacts potentially threaten the Park’s coral reef resources: physical impacts, water quality degradation from coastal development, and intensive fishing. Strategies and actions to address physical impacts include installation of and a maintenance program for mooring buoys and navigation marking to minimize vessel groundings and anchor damage. Steps to alleviate some of these threats have already been undertaken, such as the installation of mooring buoys in the northwestern area of the Park. The adverse effects of ecosystem overfishing need to be addressed through: better enforcement of existing regulations; implementation of additional regulations to protect juveniles and spawning stock biomass; and introduction of zoning schemes to allow some areas of the Park to recover from decades of exploitation. These efforts are necessarily dependent upon economic alternatives for local people who depend day-to-day on reef resources for food. Although it appears from the water quality characterization that land-based pollution may presently be of minor consequence to coral reefs in PNE, future research should focus on: nearshore current direction and velocity; the relationship between water flow and recruitment; and the potential of human activities to the northwest and northeast of PNE to influence water quality. Education and outreach programs should increase public awareness of the Park’s coral reef resources and understanding of fishing, water quality, and physical impacts, with particular consideration of potential increased tourism and resource use. ◆

cife someros (< 20 m) en el PNE, Isla Catalina (noroeste del PNE) y Boca Chica. Un núcleo del coral estrella masivo (*Montastraea annularis*) obtenido en el PNE fue utilizado para determinar la composición de isótopos estables de carbono y oxígeno. El crecimiento promedio anual de los corales masivos en el PNE se comportó, en general, dentro de los márgenes registrados para otros arrecifes del Gran Caribe. Las condiciones del Canal de Catuano parecen ser severas para el crecimiento de los corales. Los corales cercanos a Isla Catalinita, en la parte oriental del canal (más cercanos al Paso de la Mona), muestran también una tasa de crecimiento baja con presencia de frecuentes “bandas de tensión”, lo que indica que el crecimiento en esta área tiende a ser lento. El ambiente más estable para el crecimiento coralino parece estar en el área noroeste del PNE. Los tres corales estudiados en esta región presentan mayor tasa de crecimiento con la menor variabilidad. El aspecto más relevante en la cronología de los isótopos estables es la caída brusca en la composición isotópica del carbono y del oxígeno durante 1979 y a principios de 1988, probablemente relacionadas con la ocurrencia de fuertes lluvias asociadas a tormentas tropicales. Estos resultados sugieren que los corales analizados se desarrollaron en condiciones de mar abierto, con poca o ninguna evidencia de disturbios antropogénicos. En años sin tormentas, las variaciones del isótopo estable del oxígeno estuvieron principalmente gobernadas por las variaciones en la precipitación, la evaporación y/o el aporte de agua dulce.

El capítulo final de este trabajo recoge las recomendaciones de investigación y manejo en el PNE. Se presenta un plan de acción para la Subsecretaría de Estado de Biodiversidad y Áreas Protegidas y organizaciones no gubernamentales locales asociadas a la conservación de los recursos naturales del Parque. Tres impactos humanos amenazan potencialmente los recursos coralinos: el impacto físico, la degradación de la calidad del agua a consecuencia del desarrollo costero y la pesca intensa. Se han tomado ya algunas medidas para aliviar estas amenazas, como es la instalación de boyas de amarre en el área noroeste del parque. La estrategia y acciones para disminuir el efecto de los impactos físicos comprenden un programa de instalación y mantenimiento de boyas de amarre y de marcas para la navegación, para impedir la varadura y anclaje irresponsable de las embarcaciones. Los efectos adversos de la sobrepesca en el ecosistema deben aliviarse mediante una mejor aplicación de las regulaciones existentes; la implementación de regulaciones adicionales para proteger los juveniles y las poblaciones de desove; y un plan de zonificación que permita que algunas áreas del parque se recuperen de décadas de explotación. Estos esfuerzos dependen necesariamente de alternativas económicas para la población local que depende, día a día, de los recursos del arrecife para su sustento. Aunque los estudios de la calidad del agua costera mostraron que la contaminación proveniente de actividades terrestres parece tener un escaso efecto sobre los arrecifes en la actualidad, las investigaciones futuras deberán encaminarse a conocer la velocidad y dirección de las corrientes litorales, la relación entre el reclutamiento y el flujo de agua, y el efecto del desarrollo de las actividades humanas al noroeste y nordeste del PNE. Los programas educativos y de extensión comunitaria deberán promover el incremento de la conciencia pública sobre los recursos del arrecife en el área, y el efecto del impacto físico, la pesca y la calidad del agua como consecuencia del incremento del turismo. ◆

## Acknowledgments

This project was made possible by the Parks in Peril and Balancing Themes Programs of the United States 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 Division, and the University of Miami Marine Science Program and Department of Biology. Field work was supported by the Dirección Nacional de Parques (DNP), Acuario Nacional, Centro de Investigaciones de Biología Marina (CIBIMA), Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos (MAMMA), Ecoparque, and Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA). The volunteers and staff of the John G. Shedd Aquarium, the crew of the R/V *Coral Reef II*, D. Marte, B. Northrup, G. Green, students from the Marine Conservation Science Course at the University of Miami and Universidad Autónoma de Santo Domingo, M. Lang of the Smithsonian Institution, R. Gomez of the University of Miami, and Y. León of Grupo Jaragua assisted greatly with field logistics. R. Wright of The Nature Conservancy provided maps used in this document. The authors would like to acknowledge the assistance provided by A. Szmant, K. Cohen, and G. Delgado of the Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, for analyzing water nutrient samples and assisting with chlorophyll analysis. A. Saied of the University of Miami Stable Isotope Lab assisted with stable isotope sample analysis. ◆

## Agradecimientos

Este proyecto se realizó gracias al programa Parques en Peligro (Parks in Peril) y Temas de Balance de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (United States Agency for International Development o USAID), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), las fundaciones Munson y MacArthur, el programa Rescue the Reef, el programa de The Nature Conservancy para Latinoamérica y el Caribe y el programa de Ciencias Marinas de la Universidad de Miami y su Departamento de Biología. El trabajo de campo fue apoyado por la Subsecretaría de Biodiversidad y Áreas Protegidas, el Acuario Nacional, el Centro de Investigaciones de Biología Marina (CIBIMA) de la Universidad de Santo Domingo, la Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos (MAMMA), la Fundación Ecoparque, y el Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA). Los voluntarios y el personal del John G. Shedd Aquarium, la tripulación del barco de investigación Coral Reef II, Domingo Marte, Brad Northrup, Gina Green, los estudiantes del curso de Ciencias de la Conservación Marina de la Universidad de Miami y la Universidad Autónoma de Santo Domingo; M. Lang, de Smithsonian Institution; Rick Gómez, de la Universidad de Miami; y Yolanda León, del Grupo Jaragua, cooperaron en los trabajos de campo. Robb Wright de The Nature Conservancy elaboró los mapas que aparecen en este trabajo. Los autores quieren agradecer la asistencia de Alina Szmant, K. Cohen, y Gabriel Delgado del Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science de la Universidad de Miami por el análisis de los nutrientes en las muestras de agua y su cooperación en los análisis de clorofila, así como Amel Saied del Laboratorio de Isótopos Estables de esa Universidad por su ayuda en los análisis de las muestras para isótopos estables. ◆





## Chapter I. Introduction

### CORAL REEFS IN PERIL

Coral reef environments, including the actual reef structures, but also adjacent seagrass beds, mangroves, and other coastal habitats, are crucial to many tropical coastal areas because of their many economic and ecological functions. Coral reefs have long been recognized for their numerous biological, aesthetic, economic, and cultural services; among the more important of these are protection of coastlines (particularly beaches) from erosion, provision of habitats for a very diverse assemblage of species (including commercially valuable species), and as a primary food source for local communities. Coral reefs are the foundation of coastal protection, tourism, and subsistence economies and in many areas serve as focal points for cultural and community heritage (Maragos et al., 1996).

Coral reefs are accumulations of the biological remains of carbonate-secreting organisms such as corals and algae. The principal reef builders are referred to as hermatypic (reef-building) (Schumacher and Zibrowius, 1985). The coral reef structure itself is a thin veneer of living organisms that overlays the remains of generations, in some cases accumulated over tens of thousands of years, of progressively older organisms (Birkeland, 1997). The reef structure serves as the basis for one of the highest diversity ecosystems on the planet that supports incredibly high rates of gross primary production (Adey and Steneck, 1985); for example, although they occupy less than 0.25% (600,000 km<sup>2</sup>) of the marine environment (Smith, 1978), coral reefs are home to more than 25% of all known marine fish species (Bryant et al., 1998).

## Capítulo I. Introducción

### ARRECIFES CORALINOS EN PELIGRO

Los arrecifes coralinos, junto con otros ecosistemas que interactúan con éstos (pastos marinos, manglares, etc.), son esenciales en muchas áreas costeras tropicales debido a sus múltiples funciones ecológicas y económicas. Los arrecifes coralinos han sido históricamente reconocidos por su importancia biológica, estética, económica y cultural, y algunas de sus funciones más importantes son la de proteger las costas de la erosión (particularmente las playas), proveer hábitats a gran diversidad de especies (incluyendo especies de importancia comercial), y servir como fuente de sustento a las comunidades locales. Los arrecifes coralinos son la base del turismo y muchas economías de subsistencia, y constituyen, en muchos lugares, el foco de atención del patrimonio cultural y comunitario (Maragos et al., 1996).

Los arrecifes coralinos son acumulaciones de restos biológicos de organismos como corales y algas que segregan carbonato de calcio. Los principales constructores de arrecifes son conocidos como hermatípicos (Schumacher y Zibrowius, 1985). La estructura del arrecife en sí es generada por un revestimiento delgado de organismos vivos que crecen sobre los restos de generaciones anteriores, en algunos casos de decenas de cientos o miles de años atrás (Birkeland, 1997). La estructura del arrecife sirve de base a uno de los ecosistemas de mayor diversidad en el planeta y sustenta una tasa increíblemente alta de producción primaria bruta (Adey y Steneck, 1985). Por ejemplo, a pesar de ocupar menos del 0.25% (600 000 km<sup>2</sup>) del ambiente marino (Smith, 1978), los arrecifes coralinos sirven de abrigo a más del 25% de todas las especies de peces marinos conocidas (Bryant et al., 1998).

Se ha recopilado una gran cantidad de información sobre los diferentes factores que afectan la distribución y estructura de

A wealth of information has been collected on factors affecting the distribution and structure of coral reefs (see recent reviews in Birkeland, 1997). We know that coastlines subjected to heavy sedimentation, freshwater flooding, or excessive storm and wave action generally do not support structural reefs (Longhurst and Pauly, 1987). Important symbioses between plants and animals (e.g., zooxanthellae-coral) are linked to efficient use of sparse nutrients and high productivity, despite a typically low supply of plant nutrients such as nitrogen and phosphorus. We also know that there are latitudinal limits to coral reef distribution, defined by temperature and nutrient regimes (Highsmith, 1980; Hallock and Schlager, 1986). However, we are still very far from attaining adequate understanding of the myriad of processes occurring within coral reef ecosystems and how these interact to produce the coral reefs we observe and enjoy. This comprehension is further complicated by the vast array of natural disturbances that can affect reefs such as storms, floods, earthquakes, predation, and disease (Birkeland, 1997). Even in the absence of obvious natural disturbances, considerable changes can occur in coral reef community structure (Bak and Luckhurst, 1980; Bak and Nieuwland, 1995). Indeed, one of the most difficult aspects of coral reef ecosystem management is the determination of causal factors of change and to what degree human activities are responsible (Davis, 1982; Hubbard, 1997).

Our knowledge of how coral reefs function has greatly expanded in the past few decades, but so has our realization of the many ways that humans have adversely (and potentially irreversibly) impacted on these systems. Indeed, "the ability of coral reef ecosystems to exist in balanced harmony with other naturally occurring competing/limiting physicochemical and biological agents has been severely challenged in the last several decades by the dramatically increased negative and synergistic impacts from poorly managed anthropogenic activities" (Maragos et al., 1996). Although the dominant components of reefs have changed over geological time, the resilience and persistence of coral reefs are manifested in their continuous survival and expansion during major rises and falls in sea level (Jackson, 1992). Thus, for millions of years, coral reefs have shown remarkable power of resiliency and adaptations to changing environmental conditions (Wilkinson, 1998). "Sudden events over the past decades (mass mortality, diseases, bleaching) have highlighted the complexity of factors involved as well as our fundamental inability to separate human-induced change from the effects of natural cycles, the duration of which may exceed the history of modern reef science" (Hubbard, 1997). The dramatic changes recently observed in the world's coral reef environments, many of which have been linked to human activities (Lang et al., 1998; Smith et al., 1998; reviewed in Birkeland, 1997), is a testament to the fragility of these systems to increased perturbations above and beyond those that occurred throughout geologic time (Brown and Howard, 1985; Birkeland, 1997). Some of these indicators of coral reef degradation in the wider Caribbean possibly include:

- mass mortality of reef organisms (Lessios et al., 1984),

los arrecifes coralinos (vea las revisiones recientes de Birkeland, 1997). Se sabe que zonas costeras sometidas a una gran sedimentación, al aporte de agua dulce, o a la acción excesiva de las olas y las tormentas, generalmente no soportan estructuras arrecifales (Longhurst y Pauly, 1987). Importantes relaciones simbióticas entre plantas y animales (por ejemplo, zooxantelas-corales) se vinculan al uso eficiente de nutrientes altamente diluidos, y a una elevada productividad, a pesar del escaso suministro de nutrientes para las plantas, como los de nitrógeno y fósforo. Se conoce también que existen límites latitudinales en la distribución de los arrecifes coralinos definidos por los regímenes térmicos y de nutrientes (Highsmith, 1980; Hallock y Schlager, 1986). Sin embargo, estamos todavía muy lejos de conocer completamente los numerosos procesos que ocurren dentro del ecosistema del arrecife coralino y cómo estos interactúan para producir lo que hoy observamos y disfrutamos. Esta comprensión resulta más complicada aún si consideramos la gran cantidad de disturbios naturales que pueden afectar los arrecifes tales como las tormentas, las inundaciones, los sismos, la depredación y las enfermedades (Birkeland, 1997). Aun en ausencia de disturbios naturales obvios, pueden ocurrir cambios considerables en la estructura comunitaria del arrecife coralino (Bak y Luckhurst, 1980; Bak y Nieuwland, 1995). Sin lugar a dudas, uno de los aspectos más difíciles del manejo del ecosistema arrecifal ha sido determinar los factores que causan los cambios y hasta qué grado las actividades humanas han sido responsables de los mismos (Davis, 1982; Hubbard, 1997).

Nuestro conocimiento sobre cómo funcionan los arrecifes coralinos se ha ampliado en las últimas décadas, pero también se ha ampliado nuestro conocimiento sobre las formas en las que el hombre afecta de modo adverso (y potencialmente irreversible) estos sistemas. En efecto, "la capacidad de los ecosistemas de arrecifes coralinos de coexistir en equilibrio armónico con otros agentes naturales físico-químicos y biológicos que compiten con ellos y los limitan, se ha visto amenazada severamente en las últimas décadas por el dramático aumento del impacto sinérgico negativo, debido al manejo ineficiente de las actividades antropogénicas" (Maragos et al., 1996). Aunque los componentes dominantes del arrecife han cambiado a través de su historia geológica, su capacidad de recuperación se ha manifestado en su expansión y supervivencia continua durante los principales ascensos y descensos del nivel de mar (Jackson, 1992). Por eso, durante millones de años, los arrecifes coralinos han mostrado una gran capacidad de recuperación y adaptación a condiciones ambientales en constante cambio (Wilkinson, 1998). "Acontecimientos naturales repentinos en décadas pasadas (mortandades masivas, enfermedades, blanqueamiento) han destacado la complejidad de los factores involucrados así como la imposibilidad de distinguir los cambios inducidos por el hombre de aquellos provocados por ciclos naturales, cuya duración puede exceder la historia de la ciencia arrecifal moderna" (Hubbard, 1997). Los dramáticos cambios observados recientemente en los ambientes arrecifales a nivel mundial, muchos de los cuales han estado vinculados a actividades humanas (Lang et al., 1998; Smith et al., 1998, reseñados en Birkeland, 1998), son un testimonio de la fragilidad de estos sistemas frente a los disturbios más allá del nivel normal de variabilidad en la historia geológica (Brown y Howard, 1985; Birkeland, 1997). Algunos de los posibles indicadores de la degradación de los arrecifes coralinos en el Gran Caribe son:

- increased incidence of diseases and bleaching (Dustan, 1977; Williams and Bunkley-Williams, 1990; Goreau, 1992), potentially caused or exacerbated by human activities (Wilkinson, 1998),
- increased observations of algal-dominated reef communities (Dustan and Halas, 1987; Liddell and Ohlhorst, 1992; Porter and Meier, 1992; Shulman and Robertson, 1996),
- increased bioerosion (Hallock et al., 1993), and
- low recruitment by corals to replace lost colonies (Dustan, 1977; Porter and Meier, 1992).

Although these indicators are controversial as to their cause(s), they are all considered potential symptoms of increasing environmental stress (Brown and Howard, 1985; Hallock et al., 1993). "The evidence at hand on the status of coral reefs worldwide indicates that the changes in community structure and shifts in the balance of coral-reef processes have increased in scale and frequency in recent decades, recovery is delayed more often, and situations that used to be acute are now often chronic" (Birkeland, 1997).

Because they predominate in many regions noted for extreme poverty and high population growth rates, coral reefs are particularly vulnerable to degradation from human activities (Birkeland, 1997). The major documented impacts on reefs have occurred near major centers of human population and economic activity and the reasons are simple:

- land clearing for development and agriculture,
- coastal construction,
- domestic and industrial discharges of pollutants and contaminants,
- increased recreational use, and
- intense fishing.

On a global scale, the most significant threats to reefs are associated with high-density human populations living near coral reefs, such as in southwest Asia, East Asia, South Asia, and the wider Caribbean (Veron, 1992; Maragos et al., 1996). Based on a modeling exercise where reef degradation (changes in species composition, relative abundance, and/or productivity attributable to human disturbance) is predicted to occur, given existing human pressures, some sobering predictions emerge on the future of these imperiled ecosystems (Bryant et al., 1998).

- Nearly 60% of the world's reefs are potentially threatened by human activity.
- Coral reefs of Southeast Asia are the most threatened, with more than 80% at risk.
- Overexploitation and coastal development are the two most important threats.
- Almost 0.5 billion people (8% of the world's population) live within 100 km of coral reefs.
- More than 400 marine parks, sanctuaries, and reserves contain coral reefs, but more than 150 are smaller than 1 km<sup>2</sup> in area and most suffer from a lack of adequate enforcement, funding, and institutional capacity.

In the wider Caribbean alone (with a total reef area of approximately 20,000 km<sup>2</sup> or 9% of the world's mapped reefs), nearly two-thirds of the reefs are considered 'at risk',

- mortandades masivas de organismos arrecifales (Lessios et al., 1984),
- incremento en la incidencia de enfermedades y blanqueamiento (Dustan, 1977; Williams y Bunkley-Williams, 1990; Goreau, 1992), que son potencialmente ocasionados o exacerbados por actividades humanas (Wilkinson, 1998),
- incremento de comunidades arrecifales dominadas por algas (Dustan y Halas, 1987; Liddell y Ohlhorst, 1992; Porter y Meier, 1992; Shulman y Robertson, 1996),
- aumento de la bioerosión (Hallock et al., 1993), y
- escaso reclutamiento de corales, que afecta el reemplazo de colonias muertas (Dustan, 1977; Porter y Meier, 1992).

Aunque estos indicadores son polémicos, al igual que sus causas, todos se consideran síntomas potenciales del creciente estrés ambiental (Brown y Howard, 1985; Hallock et al., 1993). "Las evidencias sobre el estado de los arrecifes coralinos a nivel mundial indican que los cambios en la estructura comunitaria y el balance de los procesos en el arrecife han aumentado en intensidad y frecuencia en las últimas décadas, y la recuperación tiende a ser más lenta, y las situaciones que antes eran agudas son ahora a menudo crónicas" (Birkeland, 1997).

Puesto que los arrecifes se encuentran generalmente en regiones de extrema pobreza y alta tasa de crecimiento poblacional, son extremadamente vulnerables al impacto antropogénico (Birkeland, 1997). Los principales registros de impactos entre arrecifes han tenido lugar en regiones cercanas a centros poblacionales y actividades económicas importantes. Las razones son simples:

- desbroce de tierra para desarrollo urbano y agrícola,
- construcciones en zonas costeras,
- descargas de contaminantes domésticos e industriales,
- incremento de actividades recreativas, y
- pesca intensa.

A escala global, los principales peligros potenciales están asociados con altas densidades poblacionales cercanas, como ocurre en el este, sur y sudeste de Asia, y en el Gran Caribe (Veron, 1992; Maragos et al., 1996). Con la utilización de modelos de simulación (cambios en la composición de especies, la abundancia relativa y/o la productividad, atribuibles a disturbios humanos) donde la degradación arrecifal es predecible, dadas las presiones existentes, es posible pronosticar sombríamente los peligros que se ciernen sobre estos ecosistemas (Bryant et al., 1998):

- cerca de 60% de los arrecifes del planeta están potencialmente amenazados por la actividad humana,
- los arrecifes coralinos en el sudeste asiático son los más amenazados, con más del 80% en riesgo,
- la sobreexplotación y el desarrollo costero son dos de los peligros principales,
- alrededor de 500 millones de personas (8% de la población mundial) viven en un perímetro de 100 km de los arrecifes de coralinos, y
- más de 400 parques marinos, santuarios y reservas contienen arrecifes coralinos, pero más de 150 tienen menos de 1 km<sup>2</sup> de extensión, y en la mayoría el cumplimiento de la ley, el financiamiento y la capacidad institucional son insuficientes.

Solamente en el Gran Caribe (con un área total de arrecifes de aproximadamente 20 000 km<sup>2</sup>, o el 9% de los arrecifes cartografiados), alrededor de las dos terceras partes de los arrecifes se



while almost one-third are characterized as highly threatened (Bryant et al., 1998).

Despite the sobering statistics on the potential future of coral reefs, new ideas and techniques such as ecosystem management, integrated coastal zone management, and sustainable economic development rhetoric argue that the increased needs of human populations can theoretically be balanced with the maintenance of ecosystem function and integrity. One important component to achieve this balance is the use of marine protected areas (MPAs). MPAs can afford protection, education, and outreach functions, in addition to serving as a physical reminder of the social, economic, and ecological benefits of coastal and marine resource protection (Eichbaum et al., 1996). MPAs provide a framework for resolving conflicts between the myriad of user groups common in coral reef ecosystems. ♦

consideran “en peligro”, mientras que el otro tercio está “altamente amenazado” (Bryant et al., 1998).

A pesar de las alarmantes estadísticas sobre el futuro de los arrecifes coralinos, nuevos enfoques e ideas tales como el manejo de ecosistemas, el manejo integral de zonas costeras y el desarrollo económico sostenible, argumentan que el incremento de las necesidades de las poblaciones humanas pueden balancearse teóricamente manteniendo de las funciones e integridad del ecosistema. Un componente clave para el logro de este balance es el uso de áreas marinas protegidas (AMP). Las AMP pueden ofrecer protección, educación y programas comunitarios, además de servir como un recordatorio físico de los beneficios ecológicos, económicos y sociales de la protección de los recursos marinos y costeros (Eichbaum et al., 1996). Las AMP proporcionan también un marco para resolver conflictos entre los numerosos grupos de usuarios, lo que es común en los ecosistemas arrecifales. ♦

### PURPOSE AND SCOPE OF DOCUMENT

This document discusses the status of coral reefs in Parque Nacional del Este (PNE), a large coastal national park in the southeastern Dominican Republic (Figure 1-1). Domini-

### PROPÓSITO Y ALCANCE DE ESTE TRABAJO

En este trabajo se analiza el estado de los arrecifes coralinos en el Parque Nacional del Este (PNE), un extenso parque nacional costero ubicado en la región sudeste de la República Dominicana (Figura

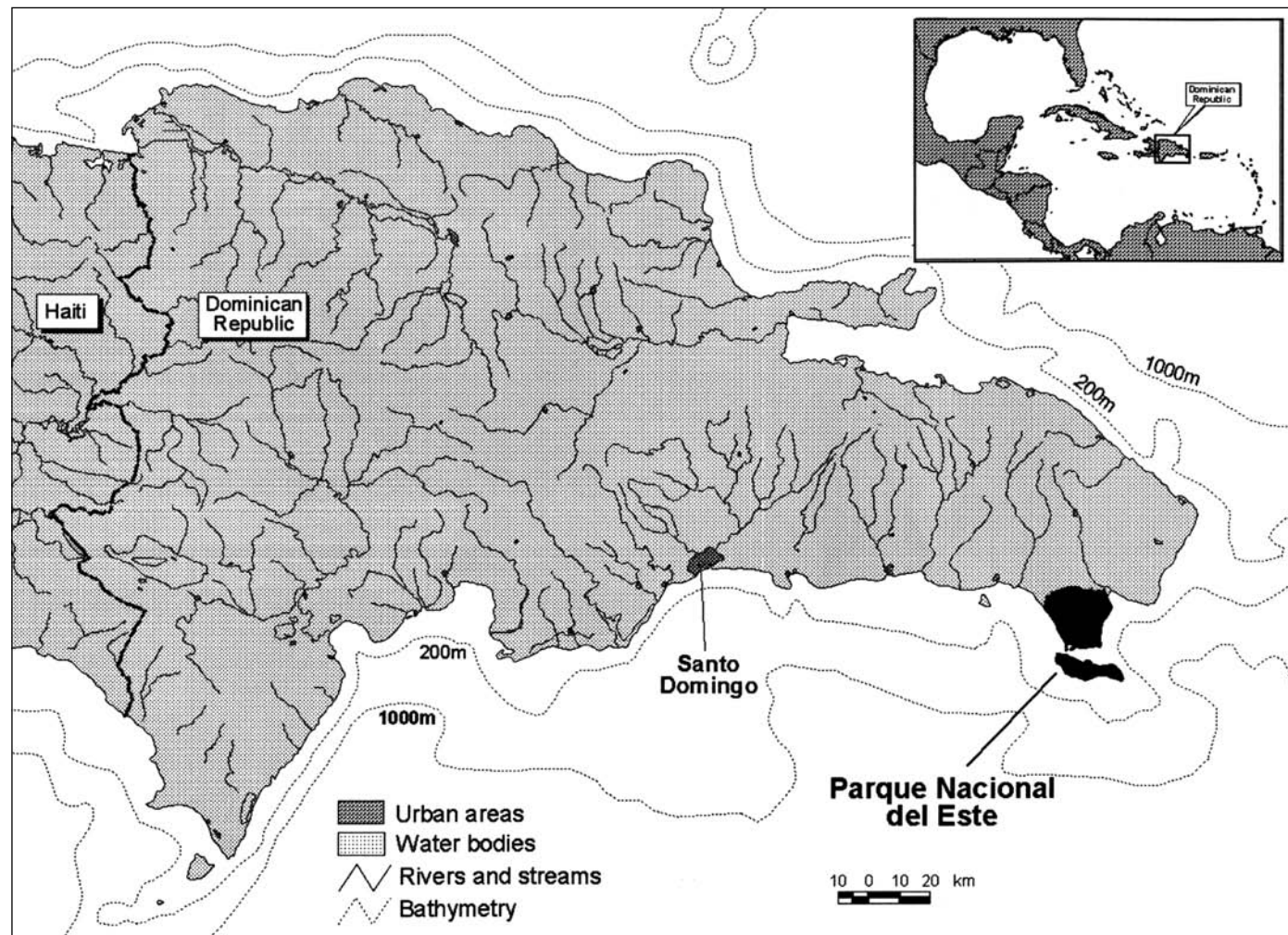


Figure 1-1. Parque Nacional del Este on the southeastern coast of the Dominican Republic. *Figura 1-1. Parque Nacional del Este, en la costa sureste de la República Dominicana.*

can Decree Number 1311 established the Park on September 16, 1975. The area has a rich cultural history, with pre-Columbian pictographs and petroglyphs found in caves throughout the area. From 1994 to 1998, The Nature Conservancy with United States and Dominican partner organizations carried out scientific investigations of PNE's marine resources (Vega et al., 1996). This document summarizes the findings from an assessment of coral reef resources and the potential factors, both human and natural, which are significant to the organisms and communities comprising this ecosystem. The report provides a case study of a marine protected area that has functioned primarily as a 'paper park' since its inception. The information gathered for this report is timely in that a re-authorization of the management plan is nearing completion and that coastal development pressures and decades of intense fishing threaten the viability of this important Dominican seascape.

The goal of developing this document was to provide three services: 1) background information on coral reef distribution and important processes, as well as how human activities threaten coral reefs; 2) a presentation of studies designed to ascertain the condition of reefs and factors, both natural and anthropogenic, potentially affecting reefs and associated organisms in PNE; and 3) to provide management and research recommendations to aid in minimizing human impacts and gaining greater comprehension of coral reef ecosystem function. The summary information on ecology and threats (Chapter II) is a review for those not intimately familiar with coral reef ecosystems and should provide the background information for comprehending the different studies undertaken (Chapters III through IX). A lengthy reference list following the main text is a useful tool for those seeking further information or clarification. Seven chapters are devoted to the specific studies on coral reef community structure, associated organisms, and potential human and natural factors affecting coral reefs. For each study, background information, materials and methods, results, and the implications of the results are discussed. Where information is available, comparisons are drawn between PNE and the wider Caribbean. The final chapter, the most important to the local management and conservation entities of PNE, discusses the management and research recommendations for the Park's coral reef resources. It attempts to emphasize the implications of the science as it relates to management needs. Emphasis is placed upon the three most important potential threats to coral reefs: physical impacts, overfishing, and water quality degradation. Strategies for site management and action plans for minimizing future impacts are presented, as well as suggested research and monitoring activities to facilitate management and sustainable use of coral reef resources. ♦

1-1). El PNE fue establecido por el Decreto No. 1311 del 16 de septiembre de 1975. El área del parque posee una rica historia cultural ilustrada en numerosas pictografías precolombinas y petroglifos en cuevas. Desde 1994 hasta 1998, The Nature Conservancy junto con otras organizaciones norteamericanas y dominicanas, investigaron los recursos marinos del PNE (Vega et al., 1996). Este documento contiene los resultados de la evaluación de los recursos del arrecife coralino y los factores potenciales, tanto humanos como naturales, que influyen significativamente en los organismos y comunidades que comprenden este ecosistema. El trabajo constituye un estudio sobre un área marina protegida que ha funcionado, fundamentalmente, como un parque sólo "en los papeles" desde que fue establecido. La información recopilada en este informe resulta oportuna ya que la reautorización del plan de manejo está pendiente de aprobación en un futuro cercano y décadas de presiones de desarrollo y la pesca intensa amenazan la viabilidad de este importante ambiente marino dominicano.

Los objetivos fundamentales de la elaboración de este documento fueron: 1) recopilar información básica sobre la distribución de los arrecifes coralinos y sus importantes procesos, y saber cómo los amenazan las actividades humanas; 2) determinar el estado de los arrecifes y organismos asociados del PNE, y los factores naturales y antropogénicos que potencialmente los afectan; y 3) ofrecer recomendaciones de investigación y manejo, y contribuir a la disminución del impacto humano y a la mejor comprensión del funcionamiento de los arrecifes. La reseña ofrecida sobre ecología y amenazas (Capítulo II) es una revisión para que los lectores que no estén muy familiarizados con los sistemas de arrecifes coralinos puedan comprender los estudios realizados (Capítulos III a IX). Se ofrece, además, una larga lista de referencias que puede resultar útil para los que necesiten profundizar en el tema. Se dedican 7 capítulos completos a la estructura comunitaria del arrecife coralino, a los organismos asociados y a los factores potenciales y procesos naturales y humanos que afectan los arrecifes. Para cada estudio, se analizan los antecedentes, los materiales y métodos, los resultados y sus implicaciones. Se compara el PNE con otras regiones del gran Caribe. El capítulo final, el más importante para las entidades de manejo y conservación del parque, contiene las recomendaciones para el manejo e investigación de sus recursos arrecifales. Este capítulo pretende enfatizar las implicaciones científicas relacionadas con las necesidades de manejo. Se hace énfasis en las amenazas potenciales más importantes a los arrecifes coralinos: el impacto físico, la sobrepesca y la degradación de la calidad del agua. Se presentan estrategias y planes de acción para reducir los impactos en el futuro, y se sugieren actividades de investigación y monitoreo que faciliten el manejo y el uso sostenible de los recursos del arrecife coralino. ♦



## Chapter II. Coral Reef Processes and Threats

There are several hundreds of references pertaining to coral reef studies worldwide. Particularly since the advent of SCUBA and other underwater research tools, our knowledge of the diversity and workings of coral reefs has increased tremendously. Scientists have a better understanding of key physical and ecological processes on coral reefs, as well as how humans can alter these fragile ecosystems. These types of information all play an important role in the management of coral reef resources.

This chapter summarizes a multitude of studies on reefs to provide the reader with background information necessary for interpreting information collected in PNE (presented in Chapters IV through X). The chapter is divided into three parts: 1) definitions and distribution, 2) functional role and processes, and 3) human threats and impacts. The first two parts of this chapter are structured in question-and-answer form to facilitate comprehension of this material. The first part discusses reefs, the organisms responsible for their construction, and environmental controls on their distribution. The second part highlights some of the functional roles of reefs and the importance of primary production in supporting the myriad of organisms associated with the reef structure. The last part of the chapter summarizes how human activities can adversely affect the vitality of reefs in terms of three major types of human disturbance: physical impacts, water quality degradation, and over-fishing.

### DEFINITIONS AND DISTRIBUTION

#### *What is a reef?*

A *reef* is a generalized term describing a ridge, or block of hard substratum, that rises towards the sea surface (Hughes, 1991; Hallock, 1997). Its framework may be derived abioti-

## Capítulo II. Procesos del arrecife coralino y factores que los afectan

Existen centenares de referencias en el mundo sobre estudios de arrecifes coralinos. Sin embargo, con el advenimiento del buceo autónomo y otras herramientas de investigación submarina, el conocimiento sobre la diversidad y el funcionamiento del arrecife coralino se ha incrementado considerablemente. Los científicos comprenden mejor sus procesos físicos y ecológicos esenciales, así como el modo en que las actividades humanas pueden alterar estos frágiles ecosistemas. Toda esta información desempeña un papel importante en el manejo de los recursos del arrecife.

Este capítulo ofrece al lector antecedentes sobre los arrecifes coralinos que le permitirán interpretar la información colectada en el PNE (Capítulos IV a X). El capítulo se divide en tres partes: 1) definiciones y distribución, 2) procesos y papel funcional, y 3) impacto antrópico. Las dos primeras partes del capítulo están estructuradas en forma de preguntas y respuestas para facilitar la comprensión del material. La primera parte analiza los arrecifes, los organismos responsables de su construcción, y los factores ambientales que controlan su distribución. La segunda parte destaca los papeles funcionales de los arrecifes y la importancia de la producción primaria como sostén de los organismos asociados. La última parte del capítulo expone de qué modo las actividades humanas pueden afectar adversamente la vitalidad de los arrecifes a través de los tres tipos más importantes de disturbios producidos por el hombre: el impacto físico, la degradación de la calidad del agua y la sobrepesca.

### DEFINICIONES Y DISTRIBUCIÓN

#### *¿Qué es un arrecife?*

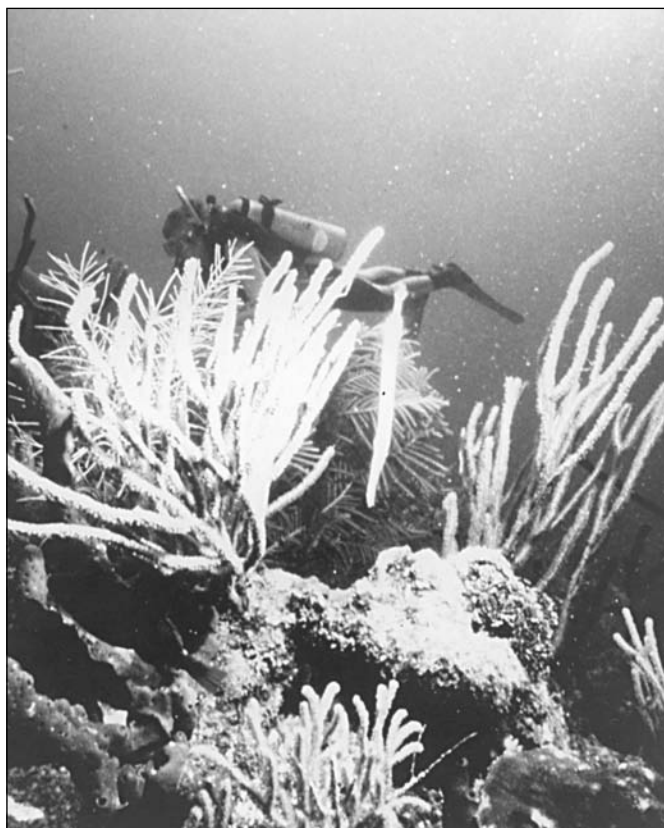
*Arrecife* es un término generalizado que describe una cresta, camellón o bloque de sustrato duro que se levanta hacia la superficie del mar (Hughes, 1991; Hallock, 1997). Su soporte puede ser de origen abiótico, de lecho rocoso, piedras, guijarros y arena, o en el caso de arrecifes artificiales creados por el hombre, de bloques



cally, from bedrock, boulders, pebbles and sand, or in the case of man-made reefs, from concrete blocks, tires, and other refuse. Reefs may also be constructed biologically from the skeletal material of various organisms, most notably hard or stony corals (Figure 2-1).

*Coral reefs* are defined as carbonate structures at or near sea level characterized by a great diversity of plants and animals associated with the reef structure, as well as by high rates of primary production in relatively nutrient-poor waters (Lewis, 1981; Hatcher et al., 1989). Numerous (and often problematic) definitions of reefs are available in the literature; these are usually based on factors such as rigidity, framework, sediments, and biotic diversity (Stoddart, 1978). There are several characteristics of reefs (Fagerstrom, 1987), among them:

- a rigid framework is present;
- the skeletons or other calcareous micro-structures are abundant;
- the structure has positive topographic relief;



**Figure 2-1.** A coral reef in Parque Nacional del Este. The organisms responsible for the formation of this reef were hard or stony corals. Although live coral cover is low, the term “coral reef” or “reef” is used to describe this structure. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 2-1.* Un arrecife coralino en el Parque Nacional del Este. Los organismos responsables de la formación de este arrecife fueron corales duros o pétreos. Aunque la cobertura de coral vivo es baja, se utiliza el término “arrecife coralino” o “arrecife” para describir esta estructura. Copyright © 1995 de John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Utilizado con autorización.

de concreto, neumáticos u otros materiales desechables. Los arrecifes pueden también estar contruidos biológicamente por el material esquelético de diversos organismos, fundamentalmente corales pétreos (Figura 2-1).

Los *arrecifes coralinos* se definen como estructuras carbonatadas cercanas, o al nivel de la superficie del mar, caracterizadas por poseer una gran diversidad de plantas y animales asociados, así como una alta tasa de producción primaria en aguas relativamente pobres en nutrientes (Lewis, 1981; Hatcher et al., 1989). Existen en la literatura numerosas definiciones (en ocasiones problemáticas) de los arrecifes, que se basan casi siempre en factores como la rigidez, el basamento o la estructura, los sedimentos y la diversidad biológica (Stoddart, 1978). Entre las numerosas características de los arrecifes (Fagerstrom, 1987), podemos citar las siguientes:

- presencia de una estructura rígida,
- abundancia de microestructuras esqueléticas y de otro tipo,
- un relieve topográfico positivo,
- organismos estructurales con crecimiento rápido, y



**Figure 2-2.** Aerial photograph of an emergent reef in the Florida Keys. The adjacent dark patches at the top of the photograph are dense seagrass beds. The area surrounding the reef marker is a reef flat constructed by elkhorn coral (*Acropora palmata*). Below this area is a spur and groove zone. *Figura 2-2.* Fotografía aérea de un arrecife emergido en los Cayos de Florida. Los parches oscuros adyacentes, en la parte superior de la fotografía, son lechos densos de hierbas marinas. El área que rodea el marcador del arrecife es un fondo rocoso construido por corales pata de ñame (*Acropora palmata*). Debajo de esta área hay una zona de camellones.



- framework organisms have rapid growth rates; and
- taxonomic diversity is high, with several ecological functional groups present.

The term *bioherm* is used to include all ridge-like or rib-like structures that rise close to the surface regardless of origin (Adey, 1978; Hallock, 1997). The term *reef* is also used to refer to the entire structure (surface reef, lagoon deposits, and off-reef deposits), probably more aptly termed reef complex. For the purpose of discussing the role of reefs in global oceanic production, the outer boundary of coral reefs can be defined as the bottom of the photic zone or transition to less than 80% reefal sediments (Crossland et al., 1991). According to this definition, the global area of reefs is approximately 600,000 km<sup>2</sup>, 0.17% of the global ocean area, or 15% of the shallow-water areas to 30 m depth (Smith, 1978).

A reef is a persistent, positive topographic biological structure, rising up to the sea surface and characterized by its ability to resist hydrodynamic stress (Figure 2-2). Reefs are constructional features, composed of the skeletons of limestone-secreting organisms. A typical marine organic reef is a product of a vigorous biological response to a relatively restricted set of interdependent chemical, physical, geological, and biological factors (Fagerstrom, 1987). As the reef grows, it continually modifies its environment. This phenomenon is reflected in the relatively dense packing and rapid growth rates of sessile, colonial, or highly gregarious animals. Hard corals are often referred to as primary framework builders of reefs, since their skeletons comprise the primary structure (Figure 2-3). Other calcareous organisms, such as coralline algae, serve to bind

- diversidad taxonómica alta, con varios grupos ecológicos funcionales presentes.

El término *biohermo* se usa para incluir todas las estructuras biológicas con forma de costilla o camellón que se levantan cerca de la superficie independientemente de su origen (Adey, 1978; Hallock, 1997). El término *arrecife* se usa también para referirse a la estructura completa (la superficie del arrecife, los depósitos lagunares y los depósitos fuera del arrecife), para la cual probablemente sea mejor usar el término "complejo arrecifal". Con el propósito de analizar el papel de los arrecifes en la producción oceánica global, el límite exterior de éstos puede definirse como el final de la zona fótica o la zona de transición a un nivel de menos de 80% de sedimentos arrecifales (Crossland et al., 1991). Según esta definición, el área mundial global de arrecifes comprende aproximadamente unos 600 000 km<sup>2</sup>, equivalente al 0.17% del área oceánica mundial, o el 15% de las aguas someras de profundidad menor de 30 m (Smith, 1978).

El arrecife es una estructura biológica persistente, con topografía positiva, que crece hacia la superficie del mar y se caracteriza por su capacidad para resistir tensiones hidrodinámicas (Figura 2-2). Los arrecifes son elementos constructivos compuestos de los esqueletos calcáreos segregados por organismos. Un arrecife orgánico marino típico es producto de una respuesta biológica enérgica a un conjunto relativamente limitado de factores químicos, físicos, geológicos y biológicos interdependientes (Fagerstrom, 1987). A medida que el arrecife crece, va modificando continuamente el ambiente; este fenómeno se puede observar en el amontonamiento relativamente denso y en la rápida tasa de crecimiento de los organismos sésiles, coloniales, o altamente gregarios. Los corales pétreos son considerados comúnmente como los constructores primarios de la formación arrecifal ya que sus esqueletos constituyen la base de dicha estructura (Figura 2-3). Otros organismos calcáreos, como es el caso de



**Figure 2-3. Staghorn coral (*Acropora cervicornis*) is an important reef builder in the wider Caribbean. Capable of attaining growth rates as high as 26 cm to 27 cm of linear extension per year, this species is a major framework constructor of mid-depth (10 to 25 m) terraces in the western Caribbean (Jamaica, Cuba, Mexico, Cayman Islands).** *Figura 2-3. El coral ganchito (*Acropora cervicornis*) es un importante constructor de arrecifes en el Gran Caribe. Capaz de alcanzar tasas de crecimiento de entre 26 y 27 cm de extensión lineal por año, esta especie es un constructor importante de estructura de terrazas de profundidad media (10 a 25 m) en el Caribe occidental (Jamaica, Cuba, México e Islas Caimán).*

sediments and cement the reef structure. In areas where wave action is very strong, coralline algae are as important (if not more important) as corals in the reef construction process, thus some scientists refer to coral reefs as “biotic reefs” (Littler and Littler, 1985). Sediments on the reef are mainly derived from the physical (e.g., wave energy) and organic degradation (e.g. bioeroders such as some sponges and bivalve mollusks) of the reef builders. Thus, reefs are composed of organisms that produce and bind the hard substrate, as well as organisms that work to erode and destroy it.

*What organisms construct reefs?*

The architects or builders of coral reefs represent a very wide variety of organisms and chemical processes that combine to build carbonate structures that may be thousands of meters deep (Longhurst and Pauly, 1987). Organisms contributing substantially to reef building (construction) are often described as hermatypic. The term is most often used to describe hard or stony corals, where it corresponds to those tropical, shallow-water species that harbor symbiotic zooxanthellae (unicellular algae) in their tissues. This symbiosis allows corals to deposit (secrete) large amounts of calcium carbonate relative to those corals (ahermatypic) lacking this association (Schumacher and Zibrowius, 1985). Reef-building, hermatypic, and frame-building are often used interchangeably.

The most important reef-building organisms on modern reefs are the hermatypic corals belonging to many genera (Figure 2-3), the less massive encrusting coralline algae (Rhodophyta), as well as foraminifera, hydrocorals, and many mollusks that contribute calcareous matter to reef building (Table 2-1). This biological mosaic grows upon and continually extends the calcareous mass derived from their combined skeletal material. The number of species and genera involved in reef formation is very large, and reefs are the classical marine example of high diversity of

las algas coralinas, contribuyen a unir los sedimentos y a cementar la estructura del arrecife. En áreas donde la acción de las olas es muy fuerte, las algas coralinas son tan importantes como (sino más) que los corales en el proceso de construcción del arrecife por lo que algunos científicos se refieren a esos arrecifes como “arrecifes bióticos” (Littler y Littler, 1985). Los sedimentos en el arrecife provienen principalmente de procesos físicos (por ejemplo, energía de las olas) y la degradación orgánica (por ejemplo, bioerosionadores como algunas esponjas y moluscos bivalvos) de los organismos constructores del arrecife. Por eso los arrecifes están compuestos de organismos que producen y unen el sustrato duro, así como de organismos que contribuyen a su erosión y destrucción.

*¿Qué organismos construyen los arrecifes?*

Los arquitectos o constructores arrecifales comprenden a una amplia variedad de organismos y procesos químicos que, en conjunto, forman estructuras carbonatadas que pueden estar a miles de metros de profundidad (Longhurst y Pauly, 1987). A los organismos que contribuyen de forma notable a la construcción del arrecife se los conoce como hermatípicos. Este término se usa comúnmente para calificar a las especies de corales pétreos presentes en aguas tropicales someras que albergan zooxantelas simbióticas (algas unicelulares) en sus tejidos. Esta relación simbiótica le permite a los corales hermatípicos depositar (segregar) mayor cantidad de carbonato de calcio que a los corales que carecen de este tipo de asociación (ahermatípicos) (Schumacher y Zibrowius, 1985). Los términos hermatípicos, constructores arrecifales o constructores de estructuras suelen usarse indistintamente.

Los constructores arrecifales actuales más importantes son especies de corales de muchos géneros diferentes (Figura 2-3), algas marinas costrosas (Rhodophyta), foraminíferos, hidrocorales y numerosos moluscos que aportan materia calcárea a la construcción del arrecife (Tabla 2-1). Este mosaico biológico crece y extiende continuamente la masa calcárea derivada del conjunto de sus materiales esqueléticos. El número de especies y géneros involucrados en la formación del arrecife es considerable, y es un ejemplo clásico de la gran diversidad de nichos ecológicos tropicales

**Table 2-1. Paleontological succession of reef-building organisms (modified from Fagerstrom, 1987). mya: millions of years ago. Tabla 2-1. Sucesión paleontológica de organismos constructores de arrecifes (modificado de Fagerstrom, 1987). Mya: millones de años atrás.**

Period	Age (mya)	Frame-builders
Precambrian	2000 to 570	stromatolite and thrombolite cyanobacteria
Early Cambrian	550 to 540	calcareous cyanobacteria and Archaeocyatha
Middle Cambrian to Early Ordovician	540 to 500	calcareous cyanobacteria and sponges
Middle Ordovician to Late Devonian	480 to 350	calcareous algae, Stromatoporoidea, tabulate and rugose corals, Bryozoa
Late Devonian to Late Permian	360 to 260	calcareous algae, sponges, Crinoidea, Brachiopoda, Bryozoa
Middle Triassic to Late Triassic	240 to 220	calcareous algae, sponges
Late Triassic to Early Cretaceous	210 to 100	calcareous algae, sponges, scleractinian corals (hexacorals)
Early Cretaceous to Late Cretaceous	95 to 65	scleractinian corals, Hippuritacea
Paleocene to Eocene	60 to 40	calcareous algae, scleractinian corals
Oligocene to Holocene	35 to 0	calcareous algae, milleporine hydrozoans, scleractinian corals, Bryozoa

ecological niches in the tropics, parallel to the tropical rain forests on land (Connell, 1978). Some species, such as stag-horn coral (*Acropora cervicornis*) in the Caribbean, are able to grow very rapidly (up to 26 cm/yr) and thus contribute substantially to framework construction (Porter, 1987).

### *What is the geological succession of reefs?*

Massive reef formation has been an important phenomenon in warm seas since the Cambrian period, some 500 to 600 million years ago (Fagerstrom, 1987). During the course of time, others, of different taxonomy (Table 2-1) have replaced particular frame-builders. Most frame-builders appear to have had symbiotic associations with micro-photosynthesizers, which, as in the case of modern corals, probably demanded clear, warm seas. Evidence suggests that in each case, existing frame-builders were exterminated by a general cooling of the world's climate. When the seas warmed again, new reef-builders evolved (Table 2-1). The major lesson to be learned from the history of reefs is that they are constructed by complex and highly specialized biological communities (Hallock, 1997). Because these systems are highly specialized to a limited range of environmental conditions, they are extremely sensitive to local, regional, and global environmental perturbations.

Each reef contains, as Charles Darwin observed 150 years ago, a record of the geological evolution of its site. Factors that have controlled the formation of biogenic reefs through time include climate, ocean circulation, availability of habitat, and existence of reef-forming biotas (Hallock, 1997). Vertical growth of the reef community, and the consequent accretion of calcium carbonate, can be rapid enough to keep up with interglacial rising sea levels or with the subsidence of continental margin blocks. Three main factors control the response of reefs to changes in sea level: 1) the magnitude and pattern of sea level rise or fall, 2) antecedent topography, and 3) sea level rise and topography feedback effects (Steers and Stoddart, 1978; Neumann and Macintyre, 1985; reviewed in Hubbard, 1997). Fluctuating sea level strongly influences the morphologies of reefs (Hallock, 1997). If the rate of sea-level rise at any time is too rapid, upward growth of coral reefs simply cannot keep pace, and one of three things happens (Neumann and Macintyre, 1985). That is, some reefs may keep pace with the sea-level rise, if there is a higher substratum to which to backstep. Some coral reefs may not keep pace during sea-level rise, but catch up when rates slow, while others simply fail to catch up and become submerged banks.

Major bioherms require a bench, platform, or shelf to grow (Adey, 1978; Macintyre, 1988). For example, the morphology of steeply sloping, stepped Pleistocene limestone underlying Jamaica (and probably much of the Greater Antilles shorelines) is not generally conducive to the development of thick bioherms (Adey, 1977). The size and depth of the platform relative to the pattern of sea level rise is apparently very critical (Adey, 1978). Topography feedbacks are most evident in the formation and effects of lagoons, in which the formation of the lagoons can result

existentes, comparable con los bosques tropicales lluviosos (Connell, 1978). Algunas especies, como el coral ganchito (*Acropora cervicornis*), son capaces de crecer con gran rapidez (hasta 26 cm/año) contribuyendo de manera notable a la construcción de la estructura arrecifal (Porter, 1987).

### *¿Qué es la sucesión geológica de los arrecifes?*

La formación masiva de arrecifes ha sido un fenómeno importante en mares cálidos desde el período Cámbrico, unos 500 a 600 millones de años atrás (Fagerstrom, 1987). Durante el transcurso del tiempo, organismos de diferente taxonomía (Tabla 2-1) han reemplazado a ciertos constructores arrecifales. La mayoría de los corales constructores de arrecifes parecen haber tenido asociaciones simbióticas con microfotosintetizadores, que, al igual que en los corales actuales, requerían mares cálidos y transparentes. Las evidencias sugieren que en cada caso los corales constructores fueron exterminados por un enfriamiento del clima mundial. Cuando los mares se calentaron nuevamente, evolucionaron nuevos constructores arrecifales (Tabla 2-1). La lección más importante de la historia de los arrecifes es que éstos están constituidos por comunidades biológicas complejas y altamente especializadas (Hallock, 1997). Dado que estos sistemas están altamente especializados a un margen limitado de los factores ambientales, son sumamente sensibles a disturbios ambientales locales, regionales y globales.

Cada arrecife contiene, como observara Charles Darwin hace 150 años, un registro de la evolución geológica de su ubicación. Los factores que han controlado la formación biogénica de los arrecifes a través del tiempo comprenden el clima, la circulación oceánica, la disponibilidad de hábitat y la existencia de organismos constructores de arrecifes (Hallock, 1997). El crecimiento vertical de la comunidad arrecifal y la acreción del carbonato de calcio pueden ser lo suficientemente rápidas como para contrarrestar el aumento interglacial del nivel del mar o el hundimiento de bloques continentales. Tres factores principales controlan la respuesta de los arrecifes a los cambios en el nivel de mar: 1) la magnitud y el patrón de aumento y disminución del nivel del mar; 2) los antecedentes topográficos; y 3) la respuesta retroactiva del incremento topográfico al ascenso del nivel del mar (Steers y Stoddart, 1977; Neumann y Macintyre, 1985; reseñado en Hubbard, 1997). Las fluctuaciones del nivel de mar influyen considerablemente en la morfología del arrecife (Hallock, 1997). Si ocurre un incremento brusco en el nivel del mar, el crecimiento ascendente del arrecife se verá afectado, pudiendo ocurrir que: algunos arrecifes logren mantener una tasa de crecimiento proporcional al aumento del nivel del mar si existe un sustrato más alto sobre el cual sustentarse; otros arrecifes coralinos no puedan mantener su tasa de crecimiento cuando ocurre un aumento brusco, pero se recuperen cuando los incrementos en el nivel del mar se hacen más lentos, y otros simplemente no logren recuperarse y se conviertan en bancos sumergidos.

Los grandes biohermos requieren de un banco, plataforma, o estructura de sostén, para crecer (Adey, 1978; Macintyre, 1988). Por ejemplo, la morfología de la caliza de la pendiente escalonada abrupta del Pleistoceno que sustenta Jamaica (y probablemente la mayor parte de las zonas costeras de las Antillas Mayores) no tiende a favorecer el desarrollo de biohermos densos (Adey, 1977). El tamaño y la profundidad de la plataforma en relación al patrón de ascenso del nivel del mar parece ser esencial (Adey, 1978). Esas



in the transport of inimical waters over reefs (termed “reefs shot in the back by their own lagoons”).

Modern coral reefs and shorelines are characterized by two major events: the last interglacial episode (120,000 yrs ago) and the initiation of growth of modern reef structures less than 9,000 years ago (reviewed in Hallock, 1997). During the last glacial episode, which lasted more than 80,000 yrs, sea level fell to 130 m below the present level. Continental shelves were dry land and reef growth was limited to steep island or continental slopes. Being adjacent to the North American land mass, Pleistocene temperatures throughout much of the Caribbean were probably more severe than in tropical parts of the Pacific (but see Adey, 1978; Macintyre, 1988). This factor may be partially responsible for the decrease in Atlantic coral genera relative to that of the Indo-Pacific. During the last interglacial period (Holocene transgression), which began 15 to 19 thousand years ago, erosional and constructional features formed at several horizons; for example, 18 and 35 m terraces are present in several Caribbean locations. Modern coral reefs formed on shallow, pre-existing platforms such as the Pleistocene reefs in south Florida and thus limestone was formed that makes up many of the islands associated with reef tracts today (Milliman, 1973; Hallock, 1997).

### *How do tropical reefs function?*

Tropical reefs can be of immense topographical and geological importance, supporting communities with a species richness/diversity and productivity far exceeding that of adjacent habitats (Hughes, 1991). As benthic communities, their most puzzling attribute has been how they achieve the energy flow needed to maintain extremely high rates of primary production (gross) in an apparently oligotrophic

respuestas topográficas se hacen más evidentes en el caso de la formación de las lagunas y sus efectos, ya que su formación puede resultar en el transporte de aguas perjudiciales sobre a los arrecifes (que se conoce como “arrecifes golpeados por la espalda”).

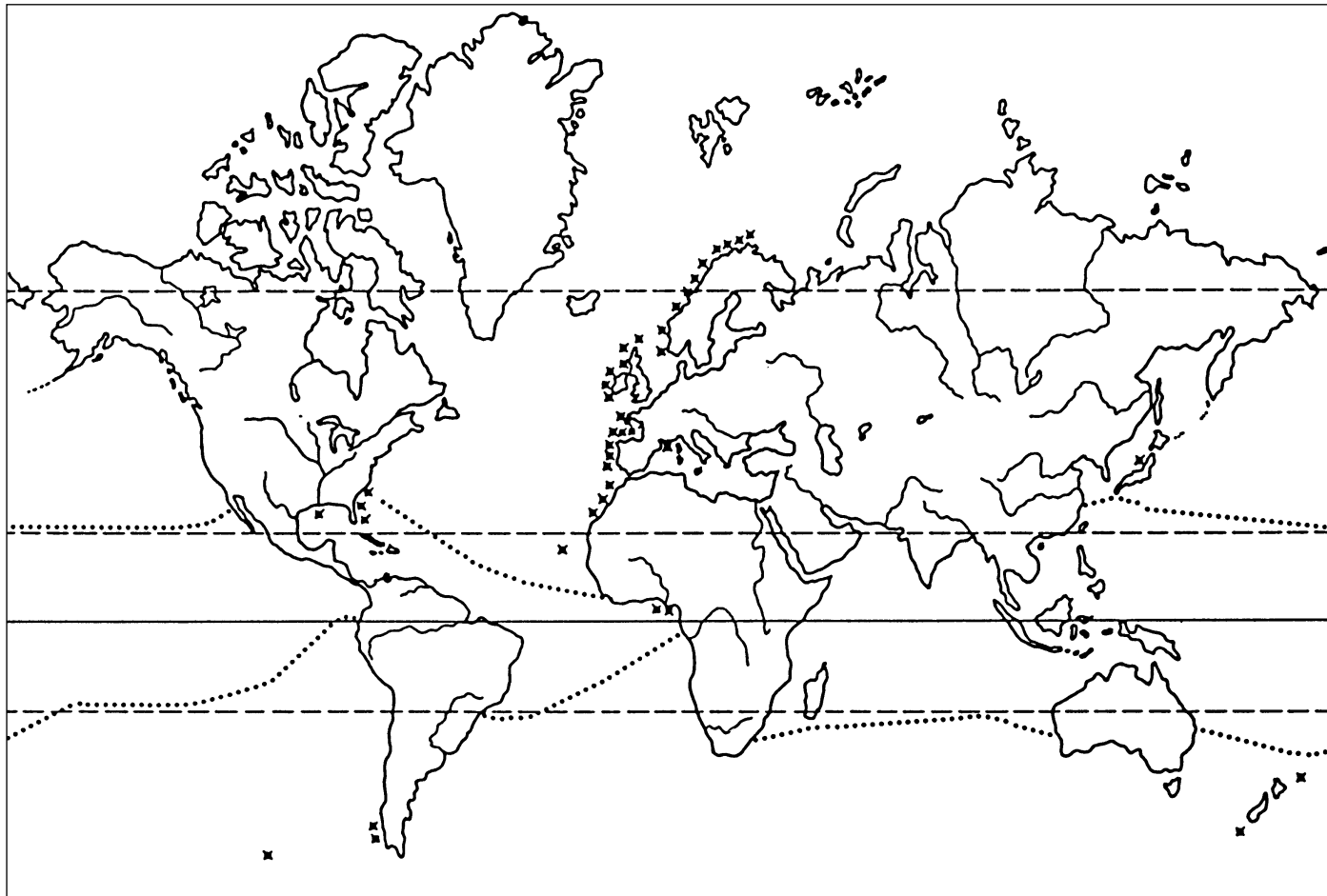
Las líneas costeras y los arrecifes actuales se caracterizan por dos eventos importantes: el último episodio interglacial (120 000 años atrás) y el comienzo del crecimiento de las estructuras actuales del arrecife hace menos de 9000 años (reseñados en Hallock, 1997). Durante el último episodio glacial que duró más de 80 000 años, el nivel de mar cayó 130 m por debajo del actual. Las plataformas continentales eran tierra seca y el crecimiento del arrecife estaba limitado a pendientes continentales e insulares abruptas. Al estar adyacente a la masa terrestre de Norteamérica, las temperaturas durante el Pleistoceno, en gran parte del Caribe, fueron probablemente más severas que en algunas partes del Pacífico tropical (ver Adey, 1978; Macintyre, 1988). Este factor puede ser en parte responsable del menor número de géneros de corales en el Atlántico que en el Indo-Pacífico. Durante el último período interglacial (transgresión del Holoceno), que comenzó entre 15 y 19 mil años atrás, aparecieron rasgos erosivos y acumulativos en varios horizontes. Por ejemplo, existen terrazas en 18 y 35 m en varias regiones del Caribe. Los arrecifes coralinos actuales se formaron sobre dos plataformas someras preexistentes, como es el caso de los arrecifes del Pleistoceno del sur de la Florida, y por eso se formaron las calizas que componen hoy muchas de las islas asociadas a las cadenas de arrecifes (Milliman, 1973; Hallock, 1997).

### *¿Cómo funcionan los arrecifes tropicales?*

Los arrecifes tropicales pueden ser de una importancia topográfica y geológica enorme, y albergan comunidades de una riqueza y diversidad de especies y productividad que exceden grandemente las de los hábitats adyacentes (Hughes, 1991). Como todas las comunidades bentónicas, su más desconcertante función ha sido

**Table 2-2. Estimates of gross primary production and community respiration of coral reefs (modified from Lewis, 1981). P/R: photosynthesis to respiration ratio; g C: grams of carbon. Tabla 2-2. Estimaciones de producción primaria bruta y de respiración comunitaria de los arrecifes coralinos (modificado de Lewis, 1981). P/R: cociente fotosíntesis / respiración; g C: gramos de carbono.**

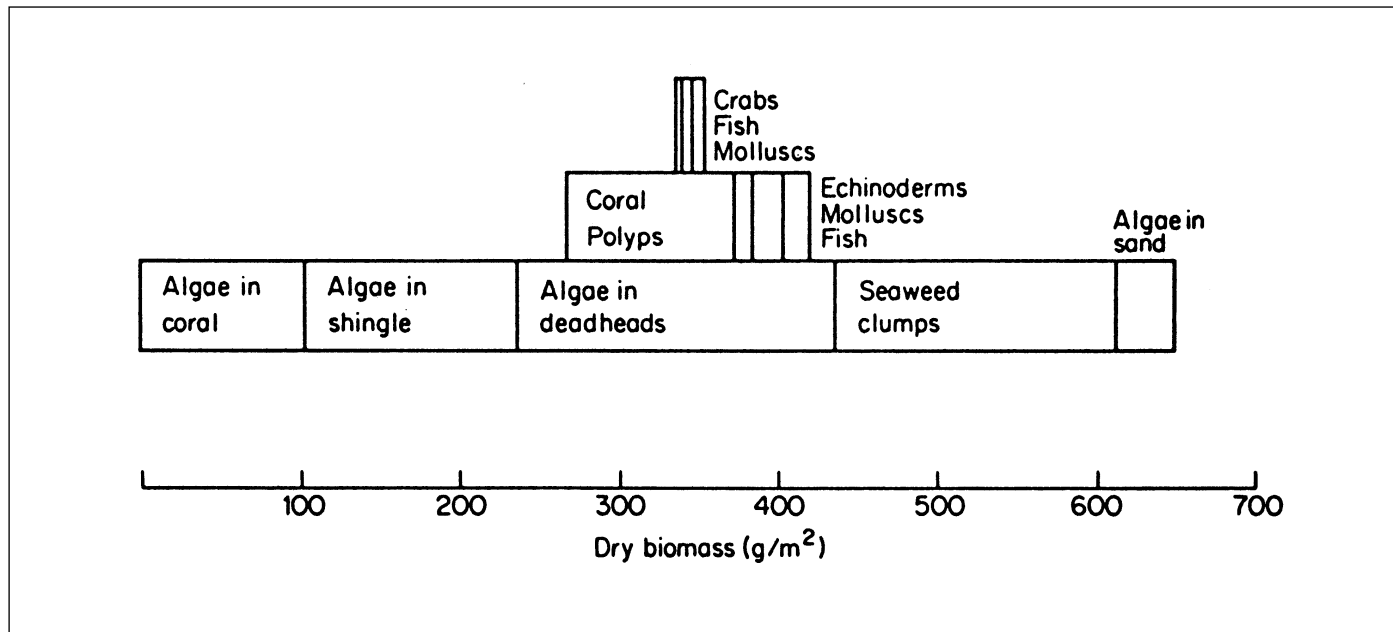
Location	gross production (g C/m <sup>2</sup> /yr)	community Respiration (g C/m <sup>2</sup> /yr)	P/R	Reference
North Kapaa, Hawaii	2,427	2,200	1.1	Kohn and Helfrich (1957) in Lewis (1981)
Eniwetok Atoll, Marshall Islands	4,200	4,200	1.0	Odum and Odum (1955)
El Mario Reef, Puerto Rico	4,450	4,100	1.1	Odum et al. (1959) in Lewis (1981)
Kavaratti Lagoon, Laccadives	4,715	3,482	1.3	Qasim et al. (1972) in Lewis (1981)
Eniwetok Atoll (algal flat)	4,234	2,190	1.9	Smith and Marsh (1973) in Lewis (1981)
One Tree Island, Great Barrier Reef	1,387	1,314	1.1	Kinsey (1972) in Lewis (1981)
Eniwetok Atoll (coral algal flat)	2,190	2,190	1.0	Smith and Marsh (1973) in Lewis (1981)
Guam (reef flat)	6,900	2,600	2.6	Marsh (1974) in Lewis (1981)
Eniwetok Atoll (windward reef flat)	3,285	2,190	1.5	Smith (1974) in Lewis (1981)
Eniwetok Atoll (algal flat)	5,329	2,190	2.4	Smith (1974) in Lewis (1981)
French Polynesia (fringing reef)	2,628	3,052	0.9	Sournia (1976) in Lewis (1981)



**Figure 2-4. Geographic distribution of Holocene coral-dominated photic zone reefs (between dotted lines) and aphotic zone reef areas (crosses).** From *The Evolution of Reef Communities*, J.A. Fagerstrom, Copyright © 1987 by John Wiley & Sons, Inc. Reprinted by permission of John Wiley & Sons, Inc. *Figura 2-4. Distribución geográfica de arrecifes del Holoceno dominados por corales en la zona fótica (entre las líneas de puntos) y en la zona afótica (cruces).* Tomado de *The Evolution of Reef Communities*, J.A. Fagerstrom, Copyright © 1987 de John Wiley & Sons, Inc. Reproducido con autorización de John Wiley & Sons, Inc.

oceanic environment (Tables 2-2 and 2-3). Estimates of primary production range from 1.5 to 14.0 grams of carbon/m<sup>2</sup>/day, a range that is one to two orders of magnitude higher than the phytoplankton production in the waters surrounding a reef. There is little doubt that the mutualistic relationship between the coral animal and its intracellular algae (zooxanthellae) enables reef-building corals to contribute substantially to the organic productivity and carbonate framework of coral reefs (Muller-Parker and D'Elia, 1997). By absorbing carbon dioxide for photosynthesis, zooxanthellae facilitate the deposition of calcium carbonate (Goreau, 1959). Photosynthates, translocated within the corals' tissues, may provide a general energy source. Consequently, the coral polyps are able to secrete limestone in such massive quantities that reef frameworks are formed. Niches arise that are, in turn, exploited by diverse organisms. The huge surface area and biomass of living tissue results in rapid nutrient flux and high productivity. As the zooxanthellae require plenty of light, and the symbiosis itself seems to require relatively high, stable temperatures, large coral reefs are confined to clear, tropical or subtropical waters (Figure 2-4).

lograr un flujo energético que garantice una alta tasa de producción primaria (bruta) en un ambiente oceánico aparentemente oligotrófico (Tablas 2-2 y 2-3). Las estimaciones de producción primaria fluctúan entre 1.5 y 14.0g C/m<sup>2</sup>/día, una o dos veces superior en orden de magnitud que la producción del fitoplancton en las aguas que circundan los arrecifes. No hay muchas dudas acerca de que la relación de mutualismo existente entre los organismos del coral y sus algas intracelulares (zooxantelas) es la que le permite a los corales constructores de arrecifes contribuir considerablemente con la producción orgánica y la estructura carbonatada de los arrecifes coralinos (Muller-Parker y D'Elia, 1997). Con la absorción del dióxido de carbono para la fotosíntesis, las zooxantelas facilitan la deposición del carbonato de calcio (Goreau, 1959). Los productos de la fotosíntesis traslocados dentro de los tejidos de los corales constituyen la fuente de energía. Gracias a eso los pólipos del coral segregan cantidades masivas de carbonato para generar así la estructura del arrecife. Se forman nichos que, a la vez, son explotados por diversos organismos. De esa forma, la extensa área superficial y la biomasa de tejidos vivos asociados a ésta da como resultado en un intenso flujo de nutrientes y una alta productividad. Al requerir las zooxantelas una gran iluminación, y la simbiosis, temperaturas relativamente altas y estables, los grandes



**Figure 2-5. Biomass pyramid of living organisms from a coral reef at Eniwetok Atoll, illustrating the importance of benthic algae as primary producers (from Odum and Odum, 1955). Copyright © 1981 by Academic Press. Used with permission. Figura 2-5. Pirámide de la biomasa de organismos vivos de un arrecife coralino en el atolón Eniwetok, que ilustra la importancia de las algas bentónicas como productores primarios (tomado de Odum y Odum, 1955). Copyright © 1981 by Academic Press. Utilizado con autorización.**

Part of the answer to the paradox of coral reef productivity also lies in an extremely complex recycling of material within the reef. Organic material is gradually accumulated by the community as a whole, partly by the capture of new nitrogen from the surrounding ocean, and partly by the fixation of atmospheric nitrogen by marine plants (Figures 2-5 and 2-6). Coral reefs present such a complex network of plants and animals with intimate relationships that the system really defies detailed quantitative analysis (Lewis, 1981). The relationships include many plant to animal and animal to animal symbiotic relations.

### *What controls modern reef distribution and development?*

Coral reefs are important throughout the tropics in all three oceans (Atlantic, Pacific and Indian) wherever water clarity is high and there is little turbidity and sedimentation from river discharges (Longhurst and Pauly, 1987; Achituv and Dubinsky, 1990). They are a paradigm for tropical ecology and come in many forms on island and continental shelves. In addition to atolls that occur widely in the open oceans, masses of biologically produced calcium carbonate occur as fringing reefs, barrier reefs, and patch or platform reefs.

Coral reefs need rather special conditions for their growth and are generally considered highly sensitive to environmental perturbations (Achituv and Dubinsky, 1990). The main factors controlling coral reef distribution and development are temperature, sedimentation, light, nutrient input, salinity, dissolved gases (e.g. oxygen), turbulence, and a suitable platform for growth (Grigg, 1981; Fagerstrom, 1987). In addition to mesoscale and microscale processes discussed below, macroscale factors (changes in

arrecifes coralinos están confinados a aguas tropicales o subtropicales claras (Figura 2-4).

Parte de la respuesta a la paradoja de la productividad en los arrecifes coralinos parece estar en el reciclaje sumamente complejo de materia dentro de éstos. La materia orgánica que se acumula gradualmente en la comunidad como un todo se debe, en parte, a la incorporación de nitrógeno nuevo del océano circundante y, en parte, también a la fijación del nitrógeno atmosférico por plantas marinas (Figuras 2-5 y 2-6). Los arrecifes coralinos poseen una red tan compleja de plantas y animales en estrecha relación, que el sistema realmente desafía un análisis cuantitativo detallado (Lewis, 1981). Estas relaciones incluyen muchas de tipo planta-animal y simbióticas animal-animal.

### *¿Qué es lo que controla la distribución y el desarrollo actual de los arrecifes?*

Los arrecifes coralinos son muy importantes en las zonas tropicales de los tres océanos (Atlántico, Pacífico e Índico), donde quiera que exista una gran transparencia del agua y escasa turbidez y sedimentación fluvial (Longhurst y Pauly, 1987; Achituv y Dubinsky, 1990). Son un paradigma para la ecología tropical y existen en muchas formas en plataformas insulares y continentales. Además de los atolones ampliamente distribuidos en los océanos abiertos, están las formaciones masivas de carbonato de calcio de origen biológico como los arrecifes de borde, de barrera, de parche y de plataforma.

Los arrecifes coralinos necesitan condiciones especiales para su crecimiento y se consideran generalmente sensibles a las perturbaciones los disturbios ambientales (Achituv y Dubinsky, 1990). Los factores principales que controlan la distribución y el desarrollo de los corales son la temperatura, la sedimentación, la luz, el suministro de nutrientes, la salinidad, los gases disueltos (por ejemplo, el oxígeno), la turbulencia y una plataforma de sostén para su creci-

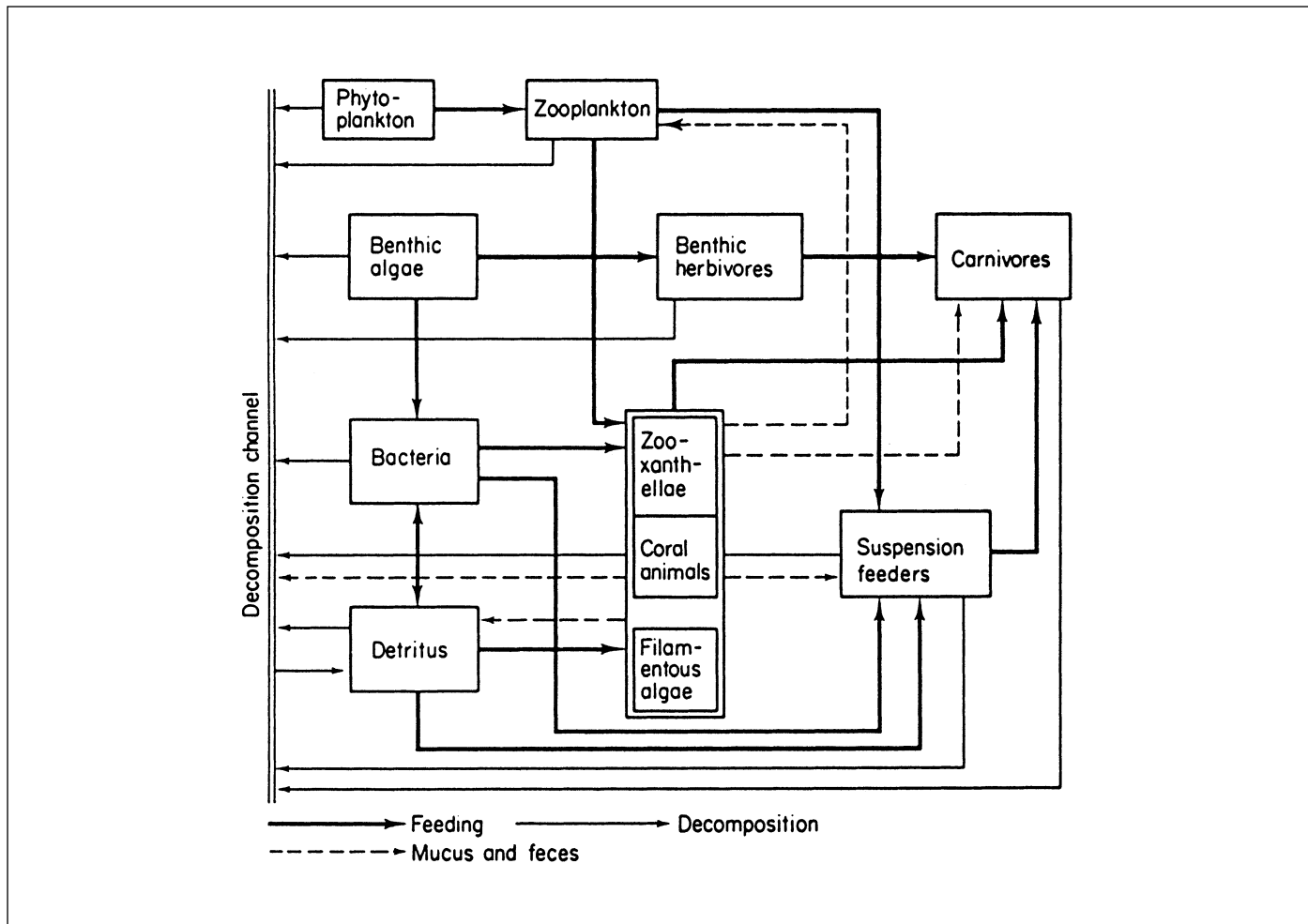


Figure 2-6. Trophic relationships and energy transformation in coral reef ecosystems (from Lewis, 1981). Copyright © 1981 by Academic Press. Used with permission. *Figura 2-6. Relaciones tróficas y transformación de la energía en los ecosistemas de arrecifes coralinos (tomado de Lewis, 1981). Copyright © 1981 de Academic Press. Utilizado con autorización.*

Table 2-3. Primary producers in coral reef environments (modified from Lewis, 1981). P/R: photosynthesis to respiration ratio; g C: grams of carbon. *Tabla 2-3. Productores primarios en los ambientes de arrecifes de coral (modificados de Lewis, 1981). P/R: cociente fotosíntesis / respiración; g C: gramos de carbono.*

Primary producer	Locality	Gross production (g C/m <sup>2</sup> /yr)	Net production (g C/m <sup>2</sup> /yr)	P/R	Reference
Coralline algae	Eniwetok Atoll and Hawaii	547	241	1.8	Marsh (1970) in Lewis (1981)
	Hawaii	2,555	2,080	5.4	Littler (1973) in Lewis (1981)
	Curaçao	890	370	1.7	Wanders (1976) in Lewis (1981)
<i>Halimeda</i>	Jamaica	1,460	839	2.3	Hillis-Colinvaux (1974) in Lewis (1981)
<i>Oscillatoria</i> (blue-green)	Moorea, French Polynesia	416	226	2.2	Sournia (1976) in Lewis (1981)
Turf algae	Curaçao	712	452	2.7	Wanders (1976) in Lewis (1981)
<i>Sargassum platycarpum</i>	Curaçao	3,840	2,550	2.9	Wanders (1976) in Lewis (1981)
Fleshy and filamentous algae	US Virgin Islands	10,950	6,278	2.3	Connor and Adey (1977)
Octocorals ( <i>zooxanthellae</i> )	South Florida	2,080	533	3.9	In Lewis (1981)
Hard corals ( <i>zooxanthellae</i> )	South Florida	2,385	769	3.1	In Lewis (1981)



sea level, tectonics) affect coral reef distribution (Hubbard, 1997). Reef formation is modified on a geological time-scale by changes in sea level. Relative sea level sometimes drops, either by withdrawal of water into glacial ice-sheets, or by elevation of the coastline. The old reefs are then exposed above sea level, where they may remain as limestone cliffs, while seaward growth is continued at a new, lower level. If relative sea level begins to rise more quickly, as a result of either melting ice-sheets or sinking coastline, fringing reefs become increasingly separated from the coast by a lagoon, gradually evolving into barrier reefs. When this occurs around the shores of a volcanic island, the land itself may eventually erode and sink beneath the sea, leaving a circular barrier reef or atoll.

Mesoscale processes are generally physical-oceanographic in nature and operate within individual oceans or basins (e.g. latitudinal variations in water temperature). The main mesoscale factors affecting coral reefs are temperature, salinity, tides, and wave energy. Sea-surface temperatures in excess of about 18 °C (typically 23 to 25 °C) appear to be required by hermatypic (reef-building) corals (those having symbiotic algae, or zooxanthellae, in their tissues; Figure 2-4). Lower temperatures may be tolerated for short periods each winter at the northern and southern limits of their distribution (Lewis, 1981; Longhurst and Pauly, 1987). Very limited or no reef development occurs where mean annual temperatures fall below 18 °C (Achituv and Dubinsky, 1990), such as in upwelling zones on the western coasts of continents (Figure 2-4). In the Atlantic, for example, coral reefs are absent from the western coast of Africa because of coastal upwelling or sediment influxes from large rivers (Milliman, 1973). Carbonate production may be strongly affected by latitude near the limits of coral reef development (Grigg, 1981). In the western Atlantic, reef-building species (e.g., *Siderastrea siderea*) occur as far north as Cape Hatteras, North Carolina, but do not form extensive bioherms (Milliman, 1973). In the Florida Keys subtropical coral reef system, the cooling of bank waters and their subsequent flow offshore influence coral cover and hence reef development (Burns, 1985; Chiappone and Sullivan, 1997). A small (< 2 m) tidal range appears to be correlated with the occurrence of hermatypic corals, which are also sensitive to salinity less than about 27 ‰ (parts per thousand). Unusually heavy and sustained rainfall may destroy coral on the more exposed parts of reefs, as may fluctuating or unusually high temperatures (above 29 °C).

Microscale processes are those that affect organisms at a reef-wide level and include light, nutrients, and sediment. Light levels determine the depth at which photosynthesis can occur in algae on the reef surface and in zooxanthellae in coral tissues. The amount of light appears affect calcification rates significantly, or at least enhances oxygen production (Rinkevich and Loya, 1984). Corals can also be killed by settlement of organic detritus or the clay fractions in turbid river discharges. For this reason, they do not occur where large tropical rivers discharge onto the continental shelf, and they may respond quickly to local pollu-

miento (Grigg, 1981; Fagerstrom, 1987). Además de los procesos a micro y mesoescala que se analizarán posteriormente, los cambios a macroescala (nivel de mar, movimientos tectónicos) afectan la distribución del arrecife (Hubbard, 1997). La formación del arrecife es modificada a lo largo de una escala geológica de tiempo por los cambios en el nivel de mar. A veces el nivel relativo del mar cae, debido a la extracción de agua por los hielos glaciales, o por elevaciones de la línea costera. Los arrecifes viejos aparecen entonces expuestos por encima del nivel del mar donde permanecen como acantilados calizos, mientras que el crecimiento del lado del mar del arrecife continúa a un nivel inferior nuevo. Si el nivel relativo del mar comienza a subir rápidamente debido a un derretimiento de los hielos o al hundimiento de la costa, los arrecifes de borde comienzan a crecer cada vez más separados de la costa, evolucionando gradualmente a arrecifes de barrera. Cuando esto ocurre alrededor de las costas de una isla volcánica, la tierra puede finalmente erosionarse y hundirse bajo del mar, y se crea un arrecife de barrera circular o atolón.

Los procesos de mesoescala son en su mayoría de naturaleza físico-oceanográfica natural y característicos para cada cuenca u océano en particular (por ejemplo, variaciones latitudinales en la temperatura del agua). Los factores principales de mesoescala que afectan los arrecifes coralinos son: la temperatura, la salinidad, las mareas y la energía producida por las olas. Las temperaturas superficiales del mar por encima de 18°C (usualmente 23–25°C) parecen ser las requeridas por los corales hermatípicos (Figura 2-4). Los corales pueden tolerar bajas temperaturas por períodos invernales cortos en los límites norte y sur de su distribución (Lewis, 1981; Longhurst y Pauly, 1987). Una detención del crecimiento o crecimiento muy limitado tiene lugar cuando las temperaturas anuales caen por debajo de los 18°C (Achituv y Dubinsky, 1990), tales como los ocurridos en zonas de afloramientos en el lado oeste de los continentes (Figura 2-4). En el Atlántico, por ejemplo, los arrecifes coralinos están ausentes en la costa occidental de África a causa de los afloramientos costeros o del aporte de sedimentos de grandes ríos (Milliman, 1973). La producción de carbonatos puede verse fuertemente afectada en latitudes cercanas a los límites de desarrollo de arrecifes (Grigg, 1981). En el Atlántico occidental, las especies constructoras de arrecifes (*Siderastrea siderea*) aparecen tan al norte como en Cabo Hatteras, Carolina del Norte, pero no forman grandes biohermos (Milliman, 1973). En los sistemas coralinos subtropicales de los Cayos de la Florida, el enfriamiento del agua en los bajos y el consiguiente flujo mar afuera afectan la cobertura coralina y el desarrollo arrecifal (Burns, 1985; Chiappone et al., 1997). La existencia de una pequeña altura de marea (< 2 m) parece estar correlacionada con la presencia de corales hermatípicos que son también sensibles a salinidades menores de 27‰. Las precipitaciones inusualmente fuertes y persistentes pueden destruir las partes más expuestas del arrecife, al igual que las grandes fluctuaciones de temperatura o los valores inusualmente altos, por encima de los 29°C.

Los procesos a microescala son los que afectan a todos los organismos en todo el arrecife, como la luz, los nutrientes y los sedimentos. Los niveles de iluminación determinan hasta que profundidad puede ocurrir la fotosíntesis en las algas que cubren la superficie del arrecife y en las zooxantelas dentro de los tejidos de los corales. La cantidad de luz al parecer afecta significativamente la tasa de calcificación, o al menos mejora la producción de oxígeno (Rinkevich y Loya, 1984). La deposición de detrito orgánico o fracciones arcillosas en descargas fluviales turbias pueden provocar la



tion and to new discharges from coastal engineering works or upland deforestation.

Nutrient supply is a potentially significant mesoscale factor affecting coral reef distribution and type of development. Nutrients can produce a powerful environmental stress that can act alone or in synergy to disrupt reef communities and suppress carbonate productivity (Hallock and Schlager, 1986). This negativity is a paradox because nutrients are required at some concentration for growth and other metabolic processes. The high rates of primary productivity measured in reef environments, however, are measures of gross (total amount of energy fixed to organic matter per unit time, regardless of whether the organic matter is subsequently used for respiration or growth), not net productivity (energy fixed in photosynthesis minus energy lost during respiration, or the amount available for growth). Reefs are able to persist in relatively low-nutrient environments because of symbioses and efficient recycling mechanisms. Latitudinal distributions of reefs may therefore have more to do with nutrient supply than temperature minima (but see Grigg, 1981). Along a gradient of increasing nutrient input, benthic organisms change from animal and plant symbioses to benthic plants to heterotrophic suspension feeders (Littler and Littler, 1985; Hallock et al., 1993). For example, in the insular western Pacific, hard-bottom communities are typically coral reefs dominated by plant-animal associations (particularly stony corals). In the continentally influenced western Pacific and the Caribbean region, nutrient and chlorophyll concentrations are slightly higher. Thus, calcareous algae, seagrasses, and large filter or suspension-feeding animals (sponges, gorgonians, ascidians, endolithic bivalves), many without algal symbionts, are more prevalent.

### *How do tropical storms affect coral reefs in the wider Caribbean?*

Hurricanes (referred to as cyclones in the south Pacific and Indian Oceans and typhoons in the north Pacific) are a common occurrence throughout much of the Caribbean; the Dominican Republic is no exception (see Chapter III). A hurricane is a tropical cyclone having winds of 119 km/hr (74 mph) or higher; the storms generally occur in the Atlantic Ocean, Caribbean Sea, and the Gulf of Mexico in the summer and fall (May to November) (Gentry, 1984). All are storms originating over warm waters having a low pressure in the center and circulation with winds rotating counterclockwise (in the northern hemisphere) around the center. Most are restricted to two broad paths, from the Lesser Antilles up to the Bahamas and Florida, and along northern Central America to the Gulf of Mexico.

Hurricanes can result in the destruction of reef organisms, alteration of both reef and island morphology, and the large-scale erosion and transport of sediments (Milliman, 1973). These events can cause intermittent damage, particularly to those reefs that rarely experience storms (Wilkinson, 1998). The effects of particular storms may be so severe that recovery only after 10 to 20 yrs may be

muerte de los corales. Por esta razón no se encuentran arrecifes donde existen grandes descargas de ríos tropicales en la plataforma continental, y pueden responder rápidamente a la contaminación y a nuevas descargas originadas por trabajos de ingeniería costera o por la deforestación en la cuenca fluvial.

El suministro de nutrientes es un factor a mesoescala potencialmente significativo, ya que afecta la distribución de los arrecifes coralinos y el tipo de desarrollo. Los nutrientes pueden producir una perturbación ambiental de gran magnitud, que puede actuar sola o en sinergia con otros factores y provocar la destrucción de las comunidades arrecifales y suprimir la producción de carbonatos (Hallock y Schlager, 1986). Este efecto negativo constituye una paradoja ya que los nutrientes son requeridos en determinadas concentraciones para el crecimiento y otros procesos metabólicos. La alta tasa de productividad primaria registrada en ambientes arrecifales, sin embargo, es una medida de productividad bruta (cantidad total de energía fijada en la materia orgánica por unidad de tiempo, sin considerar el destino de la materia orgánica, para la respiración o el crecimiento) y no de productividad neta (la energía generada en la fotosíntesis menos la energía consumida durante la respiración, es decir la cantidad de energía disponible para el crecimiento). Los arrecifes son capaces de subsistir en ambientes relativamente bajos en nutrientes gracias a las relaciones simbióticas y a mecanismos eficientes de reciclaje. Por lo tanto, la distribución latitudinal de los arrecifes debe estar más relacionada con el abastecimiento de nutrientes que con valores mínimos de temperatura (pero ver Grigg, 1981). A lo largo de un gradiente creciente de aporte de nutrientes, la composición de organismos bentónicos cambia de asociaciones simbióticas entre plantas y animales, a una de plantas bentónicas y de ésta a una de consumidores heterotróficos de partículas en suspensión (Littler y Littler, 1985; Hallock et al., 1993). Por ejemplo, en el Pacífico occidental insular, las comunidades de fondos duros son esencialmente arrecifes coralinos dominados por asociaciones de plantas y animales (corales pétreos). En zonas de gran influencia continental como el Pacífico occidental y la región del Caribe-Atlántico occidental, las concentraciones de nutrientes y clorofila son ligeramente más altas. Por eso prevalecen las algas calcáreas, las hierbas marinas, los grandes filtradores o consumidores de partículas en suspensión (esponjas, gorgonias, ascidias, bivalvos endolíticos), muchos de ellos sin algas simbióticas.

### *¿Cómo afectan las tormentas tropicales a los arrecifes coralinos del Caribe?*

Las tormentas tropicales severas (conocidas como ciclones y huracanes en el Caribe, Pacífico sur y Océano Índico, y tifones en el Pacífico norte) son fenómenos naturales comunes en la mayor parte del Caribe, y la República Dominicana no es una excepción (ver Capítulo III). Un huracán es un ciclón tropical con vientos de más de 119 km/h (74 mph). Esas tormentas generalmente ocurren en el Océano Atlántico, el Mar Caribe y el Golfo de México en verano y otoño (mayo-noviembre) (Gentry, 1984). Todas son tormentas originadas sobre las aguas cálidas con baja presión atmosférica en el centro, y por vientos que circulan en dirección contraria a las manecillas del reloj (en el hemisferio norte). La mayoría de estas tormentas están restringidas a dos amplios límites de su recorrido, desde las Antillas Menores hasta las Bahamas y la Florida, y a lo largo del norte de Centroamérica y el Golfo de México.

expected (Stoddart, 1974). Hurricanes can result in massive precipitation events and high land runoff (Glynn et al., 1964). Strong winds (upwards of 300+ km/hr) cause high waves (5+ m), re-suspension of sediments, and dislodgment and mortality of organisms such as corals (Woodley et al., 1981; Rogers et al., 1982). Hurricanes can thus exert a strong influence on the distribution and community structure of organisms (Thomas et al., 1961; Tabb and Jones, 1962). The effects of hurricanes can be variable, depending on dominant growth forms, depth, and location (Ball et al., 1967; Stoddart, 1974; Knowlton et al., 1981; Woodley et al., 1981). The degree of impact may be more a function of the time elapsed since the previous storm rather than the frequency of hurricanes in a specific locality (Rogers, 1992; Witman, 1992).

Physical destruction by hurricanes can affect reef community structure in a number of ways (Rogers et al., 1982). Coverage by organisms, particularly hard corals, is reduced significantly, particularly in areas with delicate branching corals (Mah and Stearn, 1986; Edmunds and Witman, 1991; Rogers et al., 1991; Wulff, 1995). Diversity can change because of the local extirpation of species and/or changes in relative abundance (Mah and Stearn, 1986; Bythell et al., 1993; Rogers, 1993), but not always (Rogers et al., 1983, 1991). Competitive interactions and predation may be altered by removing more competitive species (Rogers et al., 1982) or by disproportionate reductions in prey relative to predator density (Knowlton et al., 1990). The destruction of branching corals can reduce three-dimensional complexity. At the same time, newly created space provides opportunities for settlement. Fragile branching corals tend to suffer more damage (although they grow faster) than head corals (Glynn et al., 1964; Woodley et al., 1981), but severe storms can remove most, if not all, live coral cover from an area (Stoddart, 1974).

### *What is the diversity of coral reef structures in the wider Caribbean?*

Various criteria have been used to classify coral reefs – morphology, evolution, size, depth, and relationship to nearby land (Steers and Stoddart, 1978). Probably the best choices are those classifications based on morphology. Darwin's basic division of coral reefs into fringing reefs, barrier reefs, and atolls (reef islands) has stood the test of time and is still chosen as the modern classification of main reef forms (Longhurst and Pauly, 1987).

Fringing reefs form along shallow coastlines close to shore, have a restricted lagoon area, and occur around most Caribbean islands (Milliman, 1973). Examples of fringing reefs in the western Atlantic are the Lesser Antilles, Jamaica, and Cayman Islands. On some of the high islands of the Lesser Antilles (e.g. Barbados, Martinique), fringing reefs are restricted to the leeward sides of islands. The turbidity of the windward waters is too great (the result of erosion of high-standing terrane) to support active reefs (Milliman, 1973).

Barrier reefs occur on offshore banks some distance from land, defined by a large and often deep back-reef

Los huracanes pueden destruir los organismos del arrecife, alterando tanto el arrecife como la morfología de la isla, y provocar erosión a gran escala y transporte de sedimentos (Milliman, 1973). Estos eventos pueden ocasionar daños intermitentes, particularmente en arrecifes poco expuestos a tormentas (Wilkinson, 1998). Los efectos de las tormentas pueden ser tan severos que el proceso de la recuperación puede llevar entre 10 y 20 años (Stoddart, 1974). Los huracanes pueden provocar precipitaciones masivas y grandes descargas terrígenas (Glynn et al., 1964). Los fuertes vientos (mayores de 300 km/h) pueden causar grandes olas (>5 m), resuspensión de sedimentos, y dislocación y mortandad de organismos como los corales (Woodley et al., 1981; Rogers et al., 1982). También pueden ejercer una gran influencia en la distribución y estructura de la comunidad (Thomas et al., 1961; Tabb y Jones, 1962). El efecto de los huracanes sobre los arrecifes puede variar dependiendo de las formas dominantes de crecimiento, profundidad y ubicación (Ball et al., 1967; Stoddart, 1974; Knowlton et al., 1981; Woodley et al., 1981). El grado del impacto de una tormenta parece ser más función del tiempo transcurrido desde la anterior, que de la frecuencia de los huracanes en la localidad (Rogers, 1992; Witman, 1992).

La destrucción física provocada por los huracanes puede afectar la estructura comunitaria del arrecife de diversas maneras (Rogers et al., 1982). La cobertura por organismos, especialmente de corales pétreos, se reduce significativamente en áreas donde abundan los corales ramificados delicados (Mah y Stearn, 1986; Rogers et al., 1991; Edmunds y Witman, 1991; Wulff, 1995). La diversidad puede variar a causa de la remoción de especies y/o por cambios en la abundancia relativa (Mah y Stearn, 1986; Bythell et al., 1993; Rogers, 1993), pero no siempre (Rogers et al., 1983, 1991). Las interacciones de competencia y la depredación pueden alterarse al eliminarse las especies más competitivas (Rogers et al., 1982) o por reducciones desproporcionadas de las presas en relación con la densidad de los depredadores (Knowlton et al., 1990). La destrucción de los corales ramificados puede reducir la complejidad espacial. Al mismo tiempo, los nuevos espacios creados brindan oportunidades al asentamiento. Los frágiles corales ramificados tienden a sufrir más daño (aunque crecen más rápido) que los cabezos coralinos (que crecen más lentamente) (Glynn et al., 1964; Woodley et al., 1981), pero las tormentas severas pueden eliminar la mayoría, o todos, los corales vivos de un área (Stoddart, 1974).

### *¿Cuál es la diversidad de estructuras de arrecifes coralinos en el gran Caribe?*

Se han utilizado diversos criterios para clasificar los arrecifes coralinos: morfología, evolución, tamaño, profundidad y cercanía a tierra (Steers y Stoddart, 1977). Probablemente las mejores clasificaciones sean las basadas en la morfología. La división básica, hecha por Darwin, de los arrecifes coralinos en arrecifes frontales (llamados también de borde, orla o franja), de barrera y atolones (arrecifes islas) ha pasado la prueba del tiempo y se elige todavía como la clasificación moderna de formas principales de arrecifes (Longhurst y Pauly, 1987).

Los arrecifes de borde se forman en áreas someras cercanas a la costa, tienen una área lagunar de poca extensión, y se encuentran alrededor de la mayoría de las islas del Caribe (Milliman, 1973). Ejemplos de arrecifes de borde en el Atlántico occidental pueden encontrarse en las Antillas Menores, Cuba, República Dominicana,

lagoon. The largest barrier reef system in the world is the Great Barrier Reef in Australia. There are several barrier reefs in the Caribbean, the largest being the barrier reef off the coast of Mexico and Belize (200 km long with lagoonal depths of 20+ m) and the one off the coast of Andros Island, Bahamas (Milliman, 1973). A bank-barrier reef system is present in the Florida Keys, where well-developed reefs (excluding patch reefs) occur offshore of a shallow back-reef lagoon. A barrier reef is also present on the northern coast of the Dominican Republic at Montecristi (Gerald et al., 1997).

According to Acolado et al., (1997) there is a somewhat continuous fringing reef around 98% of the margin of the shallow marine platform surrounding the island of Cuba. These coral reefs exhibit a great variation of structural profiles and represent diverse ecological zones. Moving seaward from the land there is commonly a rocky terrace of low-relief coral cover. There is then a slope at between 10 and 15 m of depth that descends to a rocky/sandy terrace that can support isolated patch reefs. On the ocean side of this terrace appear spur and groove coral formations that extend to a steeper slope and eventually the reef-front descends abruptly to great depth. At times, along the frontal (oceanic) side of this terrace, is found a reef crest of a few meters in height. The buttresses that support this crest are steep and drop to great depths as well. Along the interior length of these buttresses a transverse "canal" or corridor has formed of accumulated sand. In shallow locations many of these reefs support substantial portions of exposed reef. These exposed reef crests tend to be most abundant along the borders of the four widest marine platforms. However, along the narrow platforms of north-eastern Cuba the reef crests are also numerous and well developed. In locations of the northwest (Golfo de Guana-hacabibes), southwest (Golfo de Batabano), and southeast (Golfo de Ana María-Guacanayabo) of the marine platform one finds dispersed patch reefs. Zlatarski y Martínez-Estalella (1982) found coral reefs on muddy bottoms in the Golfo de Guacanayabo (southeastern Cuba)

Atoll reefs, which are most common in the Indo-Pacific, are formed by the submergence of oceanic volcanic peaks, but can also form on submerged carbonate banks, such as in the southeastern Bahamas. Although atolls in the Caribbean differ from those in the Indo-Pacific, there are at least 27 possible atolls in the Caribbean, but more likely close to ten (Milliman, 1973). Four physiographic zones may be present in atoll reefs: reef front, windward reef flat, lagoon (patch reefs), and leeward reef flat.

Localized areas in the Greater and Lesser Antilles have restricted reef development because they are young, rapidly eroding, volcanic islands or high areas with considerable runoff. Some coastal areas of Puerto Rico, Hispaniola, Saba, St. Vincent, St. Lucia are in this category. Otherwise, reefs of the Caribbean can be treated in four, primarily climatic, regional categories: 1) northwestern Caribbean (Jamaica, Caymans, Belize), 2) southwestern Caribbean (San Andros, Providencia, Panama), 3) Lesser Antillean, the older islands of which have numerous algal ridges and

Jamaica y las Islas Caimán. En algunas de las islas más altas de las Antillas Menores (Barbados y Martinica), los arrecifes de borde están restringidos al lado de sotavento de las islas, debido a la gran turbidez de las aguas a barlovento (como resultado de la erosión de terrenos altos) para sustentar arrecifes vivos (Milliman, 1973).

Los arrecifes de barrera se encuentran en bancos oceánicos a cierta distancia de la tierra, y se caracterizan por tener, a veces, una laguna arrecifal trasera profunda. El más grande sistema de arrecife de barrera en el mundo es la Gran Barrera Arrecifal de Australia. En el Caribe, existen varios arrecifes de barrera, y los mayores son los que están frente a México y Belice (200 km de largo con lagunas de >20 m de profundidad) y el de la isla de Andros, en Bahamas (Milliman, 1973). En los Cayos de la Florida hay un sistema de barrera-banco (de borde con cresta) con arrecifes bien desarrollados (se excluyen los arrecifes de parche) situado en la parte exterior de la laguna trasera del arrecife. En la costa norte de la República Dominicana, en Montecristi, se puede encontrar también una barrera arrecifal (Gerald et al., 1997).

Según Alcolado et al. (1997), más del 98% del borde de la plataforma marina de Cuba está continuamente orlado por arrecifes frontales. Estos arrecifes exhiben gran variación en sus perfiles y zonas ecológicas. Comúnmente, después de una terraza rocosa, de escaso relieve y pobremente cubierta por corales, existe una pendiente de entre 10 y 15 m de profundidad (en Cuba llamada veril) que desciende a una terraza rocoso-arenosa que puede tener algunos parches de arrecifes. Más hacia el océano, sobre esta terraza, aparecen sistemas de camellones y cangilones (otros países lo llaman macizos y canales, espolones y canales, *spurs and grooves*, etc.), que se extienden hasta el talud profundo del arrecife frontal que desciende abruptamente. A veces, sobre el borde externo de esta terraza se levanta una cresta o quicio de unos cuantos metros de altura, cuyo costado exterior cae hacia las grandes profundidades. A lo largo del costado interior se forma una especie de canal o corredor transversal de arena acumulada. En muchos lugares estos arrecifes poseen crestas arrecifales en su parte más somera. Las crestas arrecifales en Cuba tienden a ser más abundantes en los bordes de las cuatro secciones anchas de la plataforma cubana. Sin embargo, en la estrecha plataforma nororiental de Cuba las crestas de arrecife son también numerosas y bastante alargadas. En las secciones del noroeste (Golfo de Guanahacabibes), sudoeste (Golfo de Batabanó) y sudeste (Golfo de Ana María-Guacanayabo) de la plataforma marina de Cuba, se encuentran áreas dispersas de arrecifes de parche. Zlatarsky y Martínez-Estalella (1980) encontraron arrecifes sobre fondo fangoso en el Golfo de Guacanayabo (sudeste de Cuba).

Los arrecifes de atolón, más comunes en el Indo-Pacífico, se forman por la sumersión de picos volcánicos oceánicos, aunque pueden también formarse en los bancos carbonatados sumergidos, como en el sudeste de las Bahamas. Aunque los atolones en el Caribe difieren de los del Indo-Pacífico, deben existir por lo menos 27 atolones en el Caribe, o más probablemente 10 (Milliman, 1973). Los arrecifes de atolón presentan cuatro zonas fisiográficas: arrecife frontal, fondo rocoso de barlovento, laguna arrecifal (con arrecifes de parche) y fondo rocoso de sotavento.

Ciertas áreas en las Antillas Menores y Mayores presentan un limitado desarrollo del arrecife por ser jóvenes de erosión rápida, y por ser islas volcánicas o áreas de considerable altitud con fuerte drenaje terrestre. Algunas áreas costeras como Puerto Rico, La



bank barrier reefs, and 4) the northern (Bahamian) region (Adey, 1977). Major framework elements in shallow reefs are generally Acroporidae, *Millepora*, and coralline algae. Other corals (*Montastraea*, *Siderastrea*) are important in other environments, but are probably rarely critical elements in exposed, shallow-water, elongate biohermal structures. Differences in framework elements primarily reflect wave energy/exposure patterns (see Geister, 1977). For example, *Acropora palmata* is a major reef crest builder, but is replaced by coralline algae in more turbulent areas. *A. cervicornis*, a very fast-growing species, is a major mid-depth builder in the northwestern Caribbean at 10 to 25 m depth (e.g. terrace or ridge builder in Jamaica, Cayman Islands and Belize) (Tunncliffe, 1981, 1983; Fenner, 1993a). In the Lesser Antilles and Bahamas, however, it is not a major framework agent (Chiappone et al., 1996, 1997c). Differences in dominant elements are a result of patterns of wind strength, wind consistency, and fetch.

Moderate wave energy favors vertically rapid growth that is porous and uncemented, while high wave energy favors slow but compact growth. Outer shelves of the Eastern Caribbean, for example, have relict reefs consisting primarily of elkhorn coral (Adey and Burke, 1976). The flooding of shelves in these areas during the post-glacial transgression introduced stressful conditions that terminated the growth of such reefs. About 7,000 years ago, when water quality conditions improved, scattered deeper water coral communities were able to re-establish themselves on stranded shelf-edge reefs, and fringing and bank-barrier reefs began to flourish in shallower waters. In contrast to the eastern Caribbean, the western Caribbean and the Gulf of Mexico contain extensive barrier, bank-barrier, and lagoon reefs. These structures are able to develop because of lower wave energy and include staghorn coral terraces at 10 to 20 m depth (Goreau, 1959; Adey, 1978).

Coralline algae and acroporid corals dominate as framework elements in accordance with the degree of wave energy (Adey, 1975, 1978). High-energy zones favor growth by coralline algal/*Millepora* communities, but these organisms are slower framework builders (3 to 6 m per 1,000 years) than *Acropora palmata*. On the most exposed windward reefs, the reef crest is dominated by encrusting calcareous algae (crustose coralline algae) and colonial zoanthids (e.g. *Palythoa* spp.). These algae often form a smooth outer surface that absorbs and deflects the force of persistent swell. The most intense wave and reef interactions occur at the reef crest, where rapid transitions in wave energy occur because of the dissipative effects of wave breaking, turbulence and bottom friction (Roberts et al., 1992). In the Caribbean, calcareous algae are often an important component of the reef structure and do form algal ridges under certain conditions (Glynn, 1973; Adey, 1975; Adey and Burke, 1976; Steneck et al., 1997).

On moderately exposed reefs, the reef crest is characterized by a few species of stoutly branched corals and calcareous hydrozoans. These close-growing, robust colonies form ramparts against strong waves. Both algal-dominated and coral-dominated reef crests are often dissected by a

Española, Saba, San Vicente y Santa Lucía están dentro de esta categoría. El resto de los arrecifes del Caribe deben considerarse dentro de cuatro categorías regionales, fundamentalmente climáticas: 1) Caribe nororiental (Jamaica, Islas Caimán, Belice); 2) Caribe suroriental (San Andrés, Providencia, Panamá); 3) Antillas Menores, las islas más viejas que presentan numerosas crestas de algas calcáreas y arrecifes de banco-barrera (o crestas arrecifales) y 4) la región norte (Bahamas) (Adey, 1977). Los elementos estructurales más importantes en los arrecifes someros son los corales de la familia Acroporidae, del género *Millepora*, y las algas coralinas. Otros corales (*Montastraea*, *Siderastrea*) son importantes en otros ambientes, pero probablemente sean raramente críticos en estructuras biohémicas expuestas y alargadas de aguas someras. Las diferencias en los elementos estructurales primarios son un reflejo de los patrones de energía de las olas y la exposición al aire (ver Geister, 1977). Por ejemplo, *Acropora palmata* es un importante constructor de cresta de arrecifes, pero es reemplazado por algas coralinas en áreas más turbulentas. La especie *Acropora cervicornis*, una especie de gran crecimiento, es un importante constructor en arrecifes de profundidad media en el noroeste del Caribe noroccidental entre los 10 y 25 m de profundidad (por ejemplo, es un constructor de terrazas o cordilleras en Jamaica, las Islas Caimán y Belice) (Tunncliffe, 1981, 1983; Fenner, 1993a). En las Bahamas y las Antillas Menores, sin embargo, este coral no es un agente estructural importante (Chiappone et al., 1996, 1997c). Las diferencias en los elementos dominantes están dadas por patrones de intensidad, persistencia y dirección del viento.

Un oleaje moderado favorece el crecimiento vertical rápido, que es poroso y no cementado, mientras que el oleaje intenso favorece un crecimiento lento pero compacto. Las plataformas exteriores del Caribe oriental, por ejemplo, presentan arrecifes relictos que consisten fundamentalmente en corales pata de ñame (Adey and Burke, 1976). La inundación de la plataforma durante la transgresión postglacial, provocó condiciones desfavorables que detuvieron el crecimiento de dichos arrecifes. Hace aproximadamente 7000 años, cuando las condiciones de la calidad del agua mejoraron, las comunidades coralinas dispersas de aguas profundas fueron capaces de restablecerse por sí mismas en arrecifes implantados sobre el borde de la plataforma, y los arrecifes de borde y los de banco-barrera comenzaron a prosperar en aguas más bajas. En contraste con el Caribe oriental, el Caribe occidental y el Golfo de México contienen extensos arrecifes de barrera, banco-barrera (o crestas) y lagunas arrecifales. Estas estructuras son capaces de desarrollarse debido a la existencia de un oleaje moderado, y comprenden terrazas de coral ganchito entre los 10 y 20 m de profundidad (Goreau, 1959; Adey, 1978).

Las algas coralinas y corales acropóridos dominan como elementos estructurales según la intensidad del oleaje (Adey, 1975; Adey, 1978). Las zonas de alta energía favorecen el crecimiento de algas coralinas y comunidades de *Millepora*, pero estos organismos son constructores más lentos de la estructura coralina (3 a 6 m/1000 años) que *Acropora palmata*. Sobre los arrecifes más expuestos de barlovento, la cresta arrecifal está dominada por algas calcáreas costosas y zoántidos coloniales (*Palythoa* sp.). Estas algas usualmente forman una superficie lisa que absorbe y deflecta la fuerza de las marejadas persistentes. La mayor interacción entre las olas y el arrecife ocurre en la cresta de éste, donde ocurre una transición rápida de la energía de las olas a causa de los efectos

“spur-and-groove” system perpendicular to the reef edge. Alternating spurs and grooves can be several meters wide and up to several hundred meters long, depending on the slope of the reef. Spurs and grooves themselves are the result of wave action. Studies at Grand Cayman, for example, indicated a close link between spurs and grooves, their frequencies of occurrence and directionality, and dominant waves (Roberts et al. 1975). Under moderate wave energy conditions (e.g. Jamaica, Cayman Islands), potential rates of framework accumulation dominated by acroporids are greater (8 to 15 m per 1,000 years).

At greater depths on the seaward side of a reef, the force of water movement is less, and so is light intensity. Calcification is reduced, resulting in a less firmly cemented framework. Sponges, mollusks, and worms that excavate and weaken coral skeletons are abundant, increasing the risk of collapse and slumping of the substratum. Coral growth-forms tend to be foliaceous or plate-like, maximizing the surface area receiving incident light and minimizing any tendency to roll, after dislodgment, down the reef slope. Below 30 to 70 m depth and depending on water clarity, organisms such as sponges, octocorals (soft corals, gorgonians), and azooxanthellate corals replace frame-building corals. Calmer water at greater depth encourages silting, and the substratum may often change from rubble to fine sediments.

On the landward side of the reef crest, calmer water allows a variety of corals to survive, especially small, branching forms. They are able to grow quickly in bright light and to re-populate areas devastated by storms, or by exceptionally low tides. Further landward, the accumulation of sediments, shallow water, and frequent exposure to air may prevent the extensive growth of corals.

Leeward reefs have similar fore-reef slopes and reef flats to windward reefs, but differ considerably in the region of the reef crest. There is often no spur-and-groove system, and coral associations on the upper reef slope merge gradually with those on the outer reef flat. Branching, fast-growing corals are abundant, together with a variety of massive species, such as brain corals and star corals (Stearn and Scoffin, 1977). Colonies tend to be aggregated, forming patches and large mounds among stretches of sand and rubble.

Besides the main coral reef types, which are defined by morphology, zonation patterns within a reef complex are evident. Zonation patterns are determined by the distribution and growth forms of the component reef organisms (Goreau, 1959), which, in turn, are dependent on environmental factors such as depth, light, and turbulence (Geister, 1977; Graus and Macintyre, 1989). Reef zones are characterized by distinct coral associations dominated by one or a few reef-building species (Goreau, 1959; Geister, 1977). The zones tend to be roughly parallel and the outline of the zones is partly controlled by topography. The physical and biological structure of a reef often changes in a predictable manner from seaward to landward, and from windward to leeward, sides of a reef (Milliman, 1973). Windward to leeward reef variability, development of spur-and-groove topography, smaller-scale relationships like zonation, and cross-reef sediment transport are likely linked to wave

disipativos de la ola rompiente, la turbulencia y la fricción con el fondo (Roberts et al., 1992). En el Caribe, las algas calcáreas son, a menudo, un componente frecuente e importante de la estructura del arrecife y forman aristas de algas bajo ciertas condiciones (Glynn, 1973; Adey, 1975; Adey y Burke, 1976; Steneck et al., 1997).

En arrecifes moderadamente expuestos, la cresta arrecifal se caracterizan por unas pocas especies de corales ramificados robustos y resistentes y de hidrozoos calcáreos. Estas colonias robustas apretadas forman rampas contra el fuerte oleaje. Ambos tipos de crestas arrecifales, las dominadas por algas y por corales, aparecen a veces seccionadas por los sistemas de camellones perpendiculares al borde del arrecife. Los camellones alternantes pueden llegar a medir varios metros de ancho y hasta algunos cientos de metros de largo, según de la inclinación de la pendiente. Los camellones son el resultado de la acción de las olas. Estudios en Gran Caimán indicaron un nexo estrecho entre los camellones, sus frecuencias de ocurrencia, su direccionalidad y las olas dominantes (Roberts et al., 1975). En condiciones de oleaje moderado (Jamaica, Islas Caimán), la tasa potencial de acumulación en estructuras dominadas por corales acropóridos es mayor (8 a 15 m/1000 años).

En profundidades mayores en el lado exterior del arrecife, la fuerza del movimiento del agua y la intensidad de la luz son menores; se reduce la calcificación que da lugar a una estructura menos cementada. Debido a la abundancia de esponjas, moluscos y gusanos que excavan y debilitan el esqueleto del coral, aumenta el riesgo de desplome o hundimiento del sustrato. El crecimiento coralino tiende a ser foliáceo o de plato, lo que maximiza la superficie de incidencia de luz y minimiza la tendencia de rodar pendiente abajo, después de ser dislocado. Por debajo de los 30 a 70 m de profundidad y según de la transparencia del agua, organismos como esponjas, octocorales (corales blandos, gorgonias) y corales sin zooxantelas reemplazan a los corales formadores de arrecifes. Las aguas más tranquilas a mayores profundidades favorecen la sedimentación, y el sustrato cambia de cascajos a sedimentos finos.

En el lado interior de la cresta arrecifal, las aguas más tranquilas permiten la supervivencia de una gran variedad de corales, sobre todo pequeños y ramificados. Estos son capaces de crecer rápidamente en aguas de intensa iluminación y repoblar áreas devastadas por tormentas o mareas excepcionalmente bajas. Hacia la costa, la acumulación de sedimentos, las aguas someras y la exposición frecuente al aire pueden impedir el crecimiento masivo de los corales.

Los arrecifes de sotavento presentan pendientes frontales y fondos rocosos similares a los arrecifes de barlovento, pero difieren considerablemente en la parte de la cresta. Ahí no es frecuente encontrar sistemas de camellones, y las asociaciones coralinas en la pendiente superior del arrecife se unen gradualmente con los de la zona exterior del fondo rocoso. Los corales ramificados de crecimiento rápido son abundantes, así como una serie de especies de crecimiento masivo como el coral cerebro y el coral estrella (Stearn y Scoffin, 1977). Las colonias tienden a agregarse, formando parches y montículos grandes entre tramos de arena y cascajos.

Además de los principales tipos de corales del arrecife que son definidos por la morfología, existen patrones de zonación dentro del complejo arrecifal. Los patrones son determinados por la distribución y las formas de crecimiento de los organismos que componen el arrecife (Goreau, 1959). Esos, a su vez, dependen de factores ambientales como la profundidad, la luz y la turbulencia (Geister, 1977; Graus

action (Roberts et al., 1992). Comparisons in the community structure of Caribbean reefs indicate great heterogeneity, presumably reflecting environmental variability and stochastic processes (Liddell and Ohlhorst, 1988).

### *How do coral reefs exist in relatively nutrient-poor waters?*

Coral reef ecosystems can dominate shallow, tropical coastal environments where nutrient concentrations, particularly dissolved inorganic forms (e.g. nitrate, ammonium, phosphate), are typically very low, often at undetectable levels by current analytical determination (Andrews and Muller, 1983, but see Furnas, 1992). One key feature of coral reef environments is the low water column production, reflecting the relative nutrient deficiency compared to temperate coastal environments (Jones, 1963). A paradox of reefs is their survival in nutrient-poor seas yet their ability to support such prolific and productive benthic communities (Longhurst and Pauly, 1987; Atkinson, 1988). Coral reefs may not be limited by low nutrient levels, however, because of the massive flux of water, biological fixation (N), biomass accumulation, and efficient recycling (Wiebe, 1985).

The success of corals in low-nutrient tropical waters is largely a result of the variety of methods that corals utilize to obtain nutrition: capture of zooplankton by polyps and receipt of translocated photosynthetic products from its zooxanthellae (Muller-Parker and D'Elia, 1997). The variety of coral nutritional modes suggests that corals are adaptively polytrophic and opportunistic feeders. This polytrophism seems to account for the ability of corals to thrive in low-nutrient water. Another adaptation to low-nutrient conditions has been the evolution of relationships leading to efficient nutrient recycling, such as the symbiosis between corals and zooxanthellae (D'Elia, 1977; Szmant-Froelich, 1983). Nutrients are tightly recycled within coral reefs to maintain high (gross) productivity, through microbial processes, symbiotic relationships (D'Elia et al., 1983), porewaters (Risk and Muller, 1983), and special adaptations (Kuenzler, 1965). Nutrients for plant growth can also be generated by *in situ* processes such as nitrogen fixation (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983). Some organisms such as corals are able efficiently to conserve nutrients such as nitrogen by having relatively low rates of amino acid catabolism (Fitzgerald and Szmant, 1988; Szmant et al., 1990). An important adaptation to low phosphorus availability is the ability of marine plants and corals with endosymbiotic algae to obtain phosphorus by using enzymes (alkaline phosphatases). These enzymes hydrolyze phosphate esters when phosphate is lacking (Kuenzler, 1965; Kuenzler and Perras, 1965; Atkinson, 1987). ♦

## **ECOSYSTEM SERVICES AND FUNCTIONAL ROLES OF CORAL REEFS**

The functional roles coral reefs play in coastal ecosystems and the important processes (growth, productivity, ero-

y Macintyre, 1989). Las zonas del arrecife se caracterizan por asociaciones particulares de corales dominadas por una sola o por unas pocas especies constructoras (Goreau, 1959; Geister, 1977). Las zonas tienden a ser aproximadamente paralelas y el trazado de los límites de las zonas depende parcialmente de la topografía. La estructura física y biológica de un arrecife cambia de manera pronosticable desde el mar a la tierra, y de barlovento a sotavento (Milliman, 1973). La variabilidad de barlovento a sotavento, el desarrollo de la topografía de los camellones, las relaciones a microescala como la zonación, y el transporte transversal de sedimentos, están probablemente vinculados a la acción de las olas (Roberts et al., 1992). La estructura comunitaria de los arrecifes del Caribe indica una gran heterogeneidad, y esto es un reflejo de la variabilidad ambiental y de los procesos estocásticos (Liddell y Ohlhorst, 1988).

### *¿Cómo sobreviven los arrecifes coralinos en aguas relativamente pobres en nutrientes?*

Los ecosistemas de arrecifes coralinos pueden dominar en aguas tropicales someras, donde las concentraciones de nutrientes, particularmente sus formas inorgánicas disueltas (nitratos, amonio, fosfatos), son muy bajas, usualmente a niveles no detectables por las determinaciones analíticas actuales (Andrews y Muller, 1983, pero ver Furnas, 1992). Una de las características más importantes de los ambientes de arrecifes coralinos es la baja producción en la columna de agua, la que refleja la relativa deficiencia de nutrientes en comparación con ambientes costeros de zonas templadas (Jones, 1963). La gran paradoja de los arrecifes es su supervivencia en mares pobres en nutrientes, pero que sustentan comunidades bentónicas prolíferas y productivas (Longhurst y Pauly, 1987; Atkinson, 1988). Los arrecifes coralinos parecen no estar limitados por niveles bajos de nutrientes, debido al flujo masivo de agua, a la fijación biológica (N), a la acumulación de biomasa y al eficiente reciclaje (Wiebe, 1985).

El éxito de los corales en aguas tropicales someras escasas en nutrientes se debe principalmente a la gran variedad de formas en que los corales obtienen los nutrientes: la captura de zooplancton por los pólipos y la traslocación interna de los productos fotosintéticos generados de las zooxantelas (Muller-Parker y D'Elia, 1997). La variedad de formas de nutrición que presentan los corales sugiere que éstos son politróficos adaptativos y consumidores oportunistas. Este politrofismo parece ser importante en la capacidad de los corales para prosperar en aguas escasas en nutrientes. Otra adaptación a condiciones bajas de nutrientes ha sido la evolución de relaciones conducentes a un reciclaje eficiente de nutrientes, como es la simbiosis entre corales y zooxantelas (D'Elia, 1977; Szmant-Froelich, 1983). Los nutrientes son reciclados intensamente dentro de los arrecifes coralinos para mantener una alta productividad (bruta) mediante los procesos microbianos, las relaciones simbióticas (D'Elia et al., 1983), los procesos en las aguas intersticiales (Risk y Muller, 1983) y las adaptaciones especiales (Kuenzler, 1965). Los nutrientes para el crecimiento de las plantas pueden también ser generados *in situ* por procesos como la fijación de nitrógeno (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983). Algunos organismos como los corales son capaces de conservar eficientemente nutrientes como el nitrógeno manteniendo niveles relativamente bajos de catabolismo de aminoácidos (Fitzgerald y Szmant, 1988; Szmant et al., 1990). Una adaptación importante a la escasez de fósforo es la capacidad de los corales con algas endosimbióticas y plantas marinas para obtener fósforo utilizando enzimas



sion) occurring within these systems are critical for fostering stewardship of these resources and aiding in the wise management of human activities (Birkeland, 1997). Coral reefs serve a number of functional roles in subtropical and tropical environments:

- as sources of food, particularly in island (atoll) systems,
- as sources of revenue from fisheries, aquaculture, and tourism,
- for limestone production used for building materials and breakwaters,
- for modification of water circulation and protection of shorelines against wave energy,
- to create appropriate environmental conditions to support coastal habitats and biodiversity, and
- for primary production and recycling of nutrients.

Some of the ecosystem services or functional roles, in addition to the processes of reef growth and destruction, are briefly reviewed below.

### *Modification of water circulation*

An important characteristic of coral reefs is their ability to modify the surrounding physical-chemical environment (Ginsburg and Lowenstam, 1958). Coral reefs protect shorelines from wave action and during storms there is much less damage where there are reefs (Birkeland, 1997). Currents and deepwater waves can be significantly modified by reef morphology (Roberts et al., 1975). In the Cayman Islands, for example, wave height and wave period are typically reduced by about 50% as waves pass over the reef crest (Suhayda and Roberts, 1977). The reef framework also controls and supplies the accumulation of sediments on and adjacent to the reef, as well as the formation of beaches and back reef lagoons (Roberts et al., 1975; Jaap, 1984). Barrier reefs are the best example of the ability of organic communities to affect circulation mechanisms, which, in turn, influence benthic community distribution and sedimentation. Coral reefs provide shelter for back reef lagoons and their component coastal communities such as mangroves and seagrasses (Enos, 1977; Birkeland, 1997). Sediments in the back reef are finer grain particles relative to sediments directly associated with reefs, such as large skeletal fragments from algae.

### *Providing habitat and biodiversity*

Confined (with few exceptions) between 30 degrees North and South latitude, coral reefs are arguably the oldest, and certainly the most diverse and complex ecosystems on Earth (Hatcher et al., 1989; Paulay, 1997). Coral reefs are characterized by an incredible diversity of species packed into a relatively small spatial dimension ( $m^2$  to  $km^2$ ) defined by high substrate diversity (e.g., corals, algae, sponges). In terms of phyla and classes, coral reefs have by far the greatest diversity per hectare of any ecosystem in the world's oceans. At least 30 animal phyla are known from coral reefs (Paulay,

fosfatasas alcalinas). Estas enzimas hidrolizan los ésteres de fosfato cuando el fosfato escasea (Kuenzler, 1965; Kuenzler y Perras, 1965; Atkinson, 1987). ♦

## **SERVICIO ECOLÓGICO Y PAPEL FUNCIONAL DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN EL ECOSISTEMA**

Los principales papeles funcionales que desempeñan los arrecifes coralinos en los ecosistemas costeros y los procesos importantes (crecimiento, productividad y erosión) que ocurren dentro de estos sistemas resultan esenciales para fomentar el manejo de estos recursos (Birkeland, 1997). Los arrecifes coralinos desempeñan un gran número de papeles funcionales en ambientes subtropicales y tropicales. Estos son:

- fuente de alimento, particularmente en sistemas de islas (atolón),
- fuente de ingresos a través de la pesca, la acuicultura y el turismo,
- producción de calizas como material de construcción y como rompeolas,
- modificación de la circulación del agua y protección a la costa del oleaje.
- creación de condiciones ambientales apropiadas para sostener hábitats costeros y biodiversidad, y
- producción primaria y reciclaje de nutrientes.

Algunos de los servicios ecológicos o papeles funcionales, además de los procesos de destrucción y crecimiento del arrecife, serán brevemente analizados a continuación.

### *Modificar la circulación del agua*

Una característica importante de los arrecifes coralinos es su capacidad para modificar las características físico-químicas del ambiente que los rodea (Ginsburg y Lowenstam, 1958). Los arrecifes coralinos protegen la costa del oleaje y las tormentas, disminuyendo los daños (Birkeland, 1997). Las corrientes y olas a cierta profundidad pueden ser modificadas notablemente por la morfología del arrecife (Roberts et al., 1975). En las Islas Caimán, por ejemplo, la altura y período de las olas se reducen aproximadamente un 50% al pasar sobre la cresta del arrecife (Suhayda y Roberts, 1977). La estructura del arrecife controla y abastece la acumulación de sedimentos a su alrededor, así como la formación de playas y lagunas traseras (Roberts et al., 1975; Jaap, 1984). Los arrecifes de barrera son el mejor ejemplo de la capacidad de las comunidades orgánicas para afectar los mecanismos de circulación, que a su vez influyen en la distribución de las comunidades bentónicas y la sedimentación. Los arrecifes coralinos proporcionan refugio a las lagunas traseras y a otros componentes de la comunidad costera como son los manglares y las praderas de hierbas marinas (Enos, 1977; Birkeland, 1997). Los sedimentos detrás del arrecife están compuestos de partículas mucho más finas, en comparación con las de los sedimentos asociados directamente a los arrecifes (fragmentos esqueléticos de algas más grandes).

### *Ofrecer hábitat y biodiversidad*

Confinados (con algunas pocas excepciones) a los 30° de latitud norte y latitud sur, los arrecifes coralinos son, sin lugar a dudas,

1997). Coral reefs even have greater biodiversity than tropical rainforests in terms of the number of phyla and kingdoms present (Birkeland, 1997). The complexity of coral reefs is manifest on all conceptual dimensions: geological history, growth, structure, biological adaptation, evolution, biogeography, community structure, organism and ecosystem metabolism, and physical regimes (Adey, 1978; Hatcher et al., 1989). Consequently, there is an abundance of microhabitats and food, sufficient to support extremely rich biological communities. Immediately obvious are multitudes of fishes, echinoderms, and sedentary colonial invertebrates, but a significant part of the reef community also consists of smaller organisms living within crevices and cavities in the rock and within sediments (Grassle, 1973). The high macrofaunal diversity of coral reefs partly reflects topographical complexity (niche diversity) and climatic stability (persistence, relatively unchanged for over 50 million years).

Organisms essential in the construction of tropical reefs are hermatypic corals and coralline algae. Through reef construction, these organisms provide the niches for sedentary and mobile species (Lewis, 1981). The reef structure also supports the diversity of symbiotic relationships among many species. Boring organisms, which cause carbonate degradation of the coral skeleton, include sponges, polychaete worms, mollusks, and some crustaceans. These organisms can bore into carbonate rock, and may re-work a majority (> 50%) of the coral skeleton via chemical degradation (Lewis, 1981). Numerous other organisms are associated with coral skeletons, but do not cause skeletal damage. Holes and crevices in the reef structure provide shelter for echinoderms, mollusks, polychaetes, and crustaceans. In a single coral colony, Grassle (1973) counted 1,441 polychaetes representing 103 species. In several coral colonies, McCloskey (1970) counted 1,517 individual organisms representing 37 species of invertebrates.

Very few detailed quantitative inventories, however, have been made of the flora and fauna associated with reefs, with the exception of corals and fishes (Lewis, 1981; Veron, 1992). The importance of the reef structure in providing shelter for organisms is well illustrated by reef fishes. In certain reef areas of the tropical western Atlantic, for example, the number of fish species directly associated with the reef structure is nearly 400 (Starck, 1968). In the Indo-Pacific, from 900 to 1,500 species have been described within (alpha-diversity) and among (beta-diversity) reefs (Sale, 1977). The high taxonomic diversity of reef fishes indicates that many species are highly evolved, with several families entirely restricted to the coral reef environment.

### *Stimulation of productivity*

Primary production in coral reefs is among the highest recorded in the marine environment (Tables 2-2 and 2-3). Estimates of gross primary production in reef waters ranges from 300 to 5,000 grams of carbon per m<sup>2</sup> per year (Lewis, 1981). This productivity results from the huge surface area of the reef, but also from favorable light and temperature regimes. High productivity in nutrient-poor seas is attain-

los más viejos y probablemente más diversos y complejos ecosistemas sobre la Tierra (Hatcher et al., 1989; Paulay, 1997). Los arrecifes se caracterizan por una gran diversidad de especies concentradas en una dimensión espacial relativamente pequeña (m<sup>2</sup> a km<sup>2</sup>), con una gran variedad de sustratos (corales, algas, esponjas). En cuanto a los *Phyla* y clases presentes, se considera que los arrecifes coralinos poseen mayor diversidad por hectárea que cualquier otro ecosistema en los océanos, y se conocen por lo menos 30 *Phyla* animales en los arrecifes (Paulay, 1997) y una biodiversidad aún mayor a la de los bosques tropicales lluviosos desde el punto de vista del número de reinos y *Phyla* presentes (Birkeland, 1997). La complejidad del arrecife coralino se pone de manifiesto en todas las dimensiones conceptuales: historia geológica, crecimiento, estructura, adaptaciones biológicas, evolución, biogeografía, estructura de la comunidad, organismos, metabolismo de los organismos y del ecosistema, y regímenes físicos (Adey, 1978; Hatcher et al., 1989). De manera consecuente, existe en ellos mismos una gran abundancia de microhábitats y alimento que sustenta comunidades biológicas muy variadas. Es notable la gran cantidad de peces, equinodermos e invertebrados coloniales sedentarios que poseen, así como pequeños organismos que viven dentro de fisuras y cavidades de las rocas y en los sedimentos (Grassle, 1973). Esta gran diversidad de la macrofauna en los arrecifes coralinos refleja parcialmente su complejidad topográfica (diversidad de nichos) y la estabilidad climática (persistencia, relativamente sin cambio en aproximadamente 50 millones de años).

Los organismos esenciales en la construcción de arrecifes tropicales son los corales hermatípicos y las algas coralinas. Mediante la construcción del arrecife, estos organismos proveen nichos para especies móviles y sedentarias (Lewis, 1981). La estructura del arrecife favorece también diversas de relaciones simbióticas entre numerosas especies. Organismos perforadores como esponjas, gusanos poliquetos, moluscos y algunos crustáceos degradan el esqueleto carbonatado del coral. Estos organismos pueden perforar las rocas carbonatadas y rehacer gran parte (> 50%) del esqueleto del coral mediante degradación química (Lewis, 1981). Existen muchos otros organismos asociados con el esqueleto de los corales que no le ocasionan daños. Los hoyos y fisuras en la estructura del arrecife proveen refugio a equinodermos, moluscos, poliquetos y crustáceos. En una sola colonia de coral, Grassle (1973) encontró 1441 poliquetos pertenecientes a 103 especies. En varias colonias de coral, McClosky (1970) encontró 1517 organismos, e identificó 37 especies de invertebrados.

Sin embargo, se han hecho muy pocos inventarios cuantitativos de la flora y la fauna asociada a los arrecifes, con excepción de corales y peces (Lewis, 1981; Veron, 1992). La importancia de la estructura arrecifal como proveedor de refugio para los organismos es evidente en los peces. Por ejemplo, en ciertas áreas del arrecife del Atlántico occidental tropical, el número de especies de peces directamente asociadas con la estructura del arrecife es de aproximadamente 400 (Starck, 1968). En el Indo-Pacífico entre 900 y 1500 especies han sido descritas para un arrecife (diversidad alfa) y para todos los arrecifes (diversidad beta) (Sale, 1977). La gran diversidad taxonómica de los peces de arrecifes indica que muchas de estas especies han evolucionado enormemente, y existen varias familias circunscritas totalmente al ambiente arrecifal.



able because of *in situ* nitrogen production, symbioses, and tight recycling mechanisms (Figure 2-6). Moreover, while nutrient concentrations may be low in oceanic water flowing over a reef, the flux of nutrients may be sufficient to maintain high primary productivity. Light availability and rates of nutrient cycling mostly control gross primary productivity (Hallock and Schlager, 1986). Previous studies have shown that rates of community production to respiration are usually equal to or greater than one (Lewis, 1981). This implies that some reefs produce more organic matter than is utilized within the system; this excess production, however, is usually small (Crossland et al., 1991). Therefore, although rates of production are high, coral reef community metabolic rates can also be high (Smith, 1986).

Primary producers in coral reef environments include autotrophs and mixotrophs. Organisms such as corals, sponges, foraminifera, and mollusks are characterized as mixotrophs because of their autotrophic (e.g. symbionts) and heterotrophic modes (e.g. zooplankton capture) (Hallock and Schlager, 1986). Principal functional groups of primary producers include calcareous algae (e.g. *Halimeda*), crustose coralline algae, fleshy algae, turf algae, and blue-green filamentous algae (Table 2-3). Fleshy algae can be rare in many reef environments as a result of a combination of grazing pressure by herbivores and/or wave energy, but may be locally abundant, particularly in back reef and deep reef environments (Rogers and Salesky, 1981). Representative genera of fleshy algae include *Dictyota*, *Sargassum*, and *Turbinaria*. Turf algae include a diverse assemblage of species, characterized by a low canopy height resulting from either the grazing activities of herbivores or high wave energy. Filamentous blue-green algae form a band or layer on the surface of skeletons of corals and inhabit dead coralline rock. In the Indo-Pacific, Odum and Odum (1955) found that filamentous blue-green algae comprised the majority of plant material in coral skeletons, but did not make significant contributions to primary production. Coralline red algae, or crustose coralline algae, are abundant in high-energy environments such as intertidal zones, algal ridges, and spur-and-groove systems. Coralline red algae bind sediments and contribute significantly to reef framework stabilization. Upright and branching calcareous forms, such as *Halimeda* and *Penicillus*, contribute to sediment production and lime mud production. Finally, zooxanthellae in hard coral and octocoral tissues contribute to primary production of reefs, providing the host animal with organic carbon and oxygen.

Describing the trophic relationships of organisms and pathways of energy flow in coral reefs is exceedingly difficult because of the number of biotic associations (e.g. symbiosis) and different reef habitats evident even within localized areas (Lewis, 1981; Atkinson and Grigg, 1984). In the simplified schematic in Figure 2-5, benthic algae comprise the base of the organic food web. The organic matter produced by algae is consumed by herbivores (e.g. fishes and urchins), but is also decomposed by bacteria. Production of detritus is the major role of bacteria; filter and suspension feeders consume this material. The following may be a detrital path-

## Estimulación de la productividad

La producción primaria en los arrecifes coralinos está entre las más altas registradas en el ambiente marino (Tablas 2-2 y 2-3). Las estimaciones de producción primaria bruta en aguas arrecifales fluctúan entre 300 y 5000 gC/m<sup>2</sup>/año (Lewis, 1981). Esta productividad está dada por la enorme superficie del arrecife, además de regímenes favorables de temperatura y luz. La alta productividad en mares pobres en nutrientes se explica por la producción *in situ* de nitrógeno, la simbiosis y los eficientes mecanismos de reciclaje (Figura 2-6). Por otra parte, mientras las concentraciones de nutrientes suelen ser bajas en las aguas oceánicas que fluyen sobre el arrecife, el flujo de nutrientes puede ser suficiente para mantener una productividad primaria alta. La disponibilidad de luz y la tasa de reciclaje de nutrientes controlan fundamentalmente la productividad primaria bruta (Hallock y Schlager, 1986). Estudios previos han demostrado que el cociente producción-respiración de la comunidad comunitaria es generalmente igual o mayor que uno (Lewis, 1981). Esto implica que algunos arrecifes producen más materia orgánica de la que se utiliza dentro del sistema. Este exceso de producción se considera pequeño (Crossland et al., 1991). Por eso, aunque las tasas de producción sean altas, la tasa metabólica comunitaria también puede ser alta (Smith, 1986).

Los productores primarios en ambientes arrecifales son los organismos autótrofos y mixótrofos. Organismos como corales, esponjas, foraminíferos y moluscos son mixótrofos debido a su forma autótrofa (simbiontes) y heterótrofa (capturadores de zooplankton) (Hallock y Schlager, 1986). Los principales grupos funcionales de productores primarios son las algas calcáreas (*Halimeda*), corallinas costrosas, carnosas, de césped y las cianobacterias (Tabla 2-3). Las algas carnosas pueden ser raras en muchos ambientes arrecifales debido a la acción de los herbívoros y el oleaje, pero en algunos pueden ser abundantes, sobre todo en la zona trasera y el arrecife profundo (Rogers y Salesky, 1981). Los géneros representativos de algas carnosas son *Dictyota*, *Sargassum* y *Turbinaria*. Las algas de césped comprenden una asociación diversa de especies con un follaje de baja altura debido a la actividad de pastoreo o al oleaje intenso. Las cianobacterias forman una capa sobre el esqueleto de los corales y las rocas corallinas muertas desnudas. En el Indo-Pacífico, Odum y Odum (1955) encontraron que las cianobacterias constituían la mayor parte de la materia vegetal presente en el esqueleto de los corales, pero no contribuían de modo importante a la producción primaria. Las algas rojas corallinas, o algas corallinas costrosas, son abundantes en ambientes de gran oleaje y en zonas intermareales, aristas de algas y sistemas de camellones. Las algas rojas corallinas atrapan sedimentos y contribuyen significativamente a la estabilización de la estructura del arrecife. Formas calcáreas rectas y ramificadas como *Halimeda* y *Penicillus* contribuyen a la producción de lodo y sedimento. Finalmente, las zooxantelas en los tejidos de corales pétreos y octocorales contribuyen a la producción primaria del arrecife, suministrando oxígeno y carbono orgánico al animal anfitrión u hospedero.

Resulta sumamente difícil describir las relaciones tróficas de los organismos y las vías del flujo de energía en los arrecifes coralinos debido al gran número de asociaciones bióticas que posee (por ejemplo, simbiosis) y a la diversidad de hábitats (Lewis, 1981; Atkinson y Grigg, 1984). En el esquema simplificado de la Figura 2-5 podemos observar que las algas bentónicas constituyen la base de

way of energy flow in coral reefs: detritus → bacteria and fungi → mixed detrital consumers (omnivores and herbivores) → lower carnivores → higher carnivores → feedback loops (detrital loops) (Alongi, 1988). Detritus processed within the reef environment is supplemented by particulate organic matter imported by currents; this imported material includes phytoplankton, zooplankton, fecal material, and mucus. Production by herbivores and suspension feeders is passed on to the carnivore level. Carnivores, in turn, provide fecal material which bacteria decompose as part of the “decomposition channel” (Figure 2-6).

## REEF GROWTH AND DESTRUCTION

Coral reef formation reflects the balance between accretion and erosion, sometimes being positive and sometimes negative (Stearn and Scoffin, 1977; Lewis, 1981). Coral reef development represents the integration of physical, chemical, biological, and geological processes (Jaap, 1984). Corals and other biota colonize available substrata and form the initial framework, which, in some reef types, takes several hundreds of years. At the same time, physical (energy of waves) and biological agents act to break down the reef structure, partly contributing to sediment production (Figure 2-7). Physical destruction and chemical dissolution are typically greatest on windward reefs, whereas biological erosion may generally be greater in sheltered reefs. Windward slopes may thus be dominated by erosion, while leeward environments are dominated by accretion.

A bioeroder is any organism that, through its assorted activities, erodes and weakens the calcareous skeletons of reef-building species. Bioeroders are abundant and diverse members of coral reef communities, belonging to four of the five kingdoms of life on Earth, and to most animal phyla (Glynn, 1997). Bioeroders are represented not only by certain sponges and by bivalves, which settle onto and bore into the dead surfaces around the bases of coral colonies, but also by sea urchins and herbivorous fishes. Sea urchins and fishes feed on the living and non-living components of the reef framework (Bak, 1994). Most bioeroders are both small and secretive in their living habits (reviewed in Glynn, 1997). Although the majority of bioeroders are not visible on coral reefs, it has been suggested that their numbers and combined biomass equal or exceed that of the biota living on the reef surface (Grassle, 1973).

Organisms that erode the reef structure can be classified into grazers (epiliths or external bioeroders), etchers (chasmoliths), and borers (endoliths or internal bioeroders) (Hutchings, 1986; Glynn, 1997). Grazers are mainly sea urchins, parrotfish, surgeonfish, filefish, and other fishes with chisel or beak-like teeth. Etchers include bacteria, fungi, and filamentous endolithic algae, while borers are predominantly clonid sponges, bivalves (clams and mussels), spionid polychaetes, and sipunculan worms. Calcareous algae (e.g. *Halimeda*), contribute to sediment production in the form of skeletal fragments. These sediments then become an integrated part of the larger reef structure (e.g.

la trama alimentaria; la materia orgánica producida por las algas es consumida por los herbívoros (peces y erizos) pero es también degradada por las bacterias. Producir detrito es la función más importante de las bacterias ya que el detrito es consumido por filtradores y consumidores de materia en suspensión. El siguiente esquema podría ser una vía del detrito en el flujo de energía en los arrecifes coralinos: (detrito → bacterias y hongos → detritófagos (omnívoros y herbívoros) → carnívoros inferiores → carnívoros superiores → ciclos regenerativos (ciclos del detrito) (Alongi, 1988). El detrito que se procesa dentro del arrecife es complementado por partículas de materia orgánica importadas por las corrientes, por ejemplo, fitoplancton, zooplancton, materia fecal y mucus. La producción de herbívoros y consumidores de materia en suspensión pasa al nivel de los carnívoros, los que a su vez proveen la materia fecal que las bacterias descomponen como parte de la “vía de los descomponedores” (Figura 2-6).

### *Crecimiento y destrucción del arrecife*

La formación del arrecife coralino refleja el balance entre el crecimiento y la erosión, que a veces es positivo y otras negativo (Stearn y Scoffin, 1977; Lewis, 1981). El desarrollo del arrecife es el resultado de procesos físicos, químicos, biológicos y geológicos (Jaap, 1984). Los corales y otros organismos colonizan el sustrato disponible y forman la estructura inicial lo que, en algunos tipos de arrecifes, toma varios centenares de años. Al mismo tiempo, agentes físicos (oleaje) y biológicos actúan destruyendo la estructura del arrecife, contribuyendo parcialmente a la producción de sedimento (Figura 2-7). La destrucción física y disolución química del arrecife se hace más evidente en los de barlovento; la erosión biológica es generalmente mayor en los arrecifes guarecidos. Las pendientes de barlovento pueden estar dominadas por la erosión, mientras que los ambientes de sotavento están dominados por la acreción.

Los bioerosionadores son organismos que, mediante sus diversas actividades, desgastan y debilitan los esqueletos calcáreos de las especies que forman el arrecife. Estos son miembros numerosos y diversos de las comunidades arrecifales, que pertenecen a cuatro de los cinco reinos existentes en la Tierra y a la mayoría de los *Phyla* animales (Glynn, 1997). Los bioerosionadores no están representados sólo por ciertas esponjas y bivalvos que se asientan y penetran en las superficies muertas alrededor de la base de las colonias de coral, sino también por erizos de mar y peces herbívoros. Los peces y erizos se alimentan de los componentes vivos y no vivos de la formación arrecifal (Bak, 1994). La mayoría de los bioerosionadores son pequeños y de hábitos de vida tranquilos (reseñado por Glynn, 1997). Aunque la mayoría de los bioerosionadores no son visibles en los arrecifes, se ha sugerido que, en número y biomasa, igualan o exceden a los organismos que viven sobre la superficie del arrecife (Grassle, 1973).

Los organismos que desgastan la estructura del arrecife pueden clasificarse en forrajeros o ramoneadores (epilíticos o bioerosionadores externos), grabadores (chasmolíticos) y perforadores (endolíticos o bioerosionadores internos) (Hutchings, 1986; Glynn, 1997). Los ramoneadores son principalmente erizos de mar, loros, doctores, lijas y otros peces con dientes en forma de cincel o pico. Los grabadores incluyen bacterias, hongos y algas filamentosas endolíticas, mientras que los perforadores son predominantemente esponjas clonas, bivalvos (almejas y mejillones), poliquetos

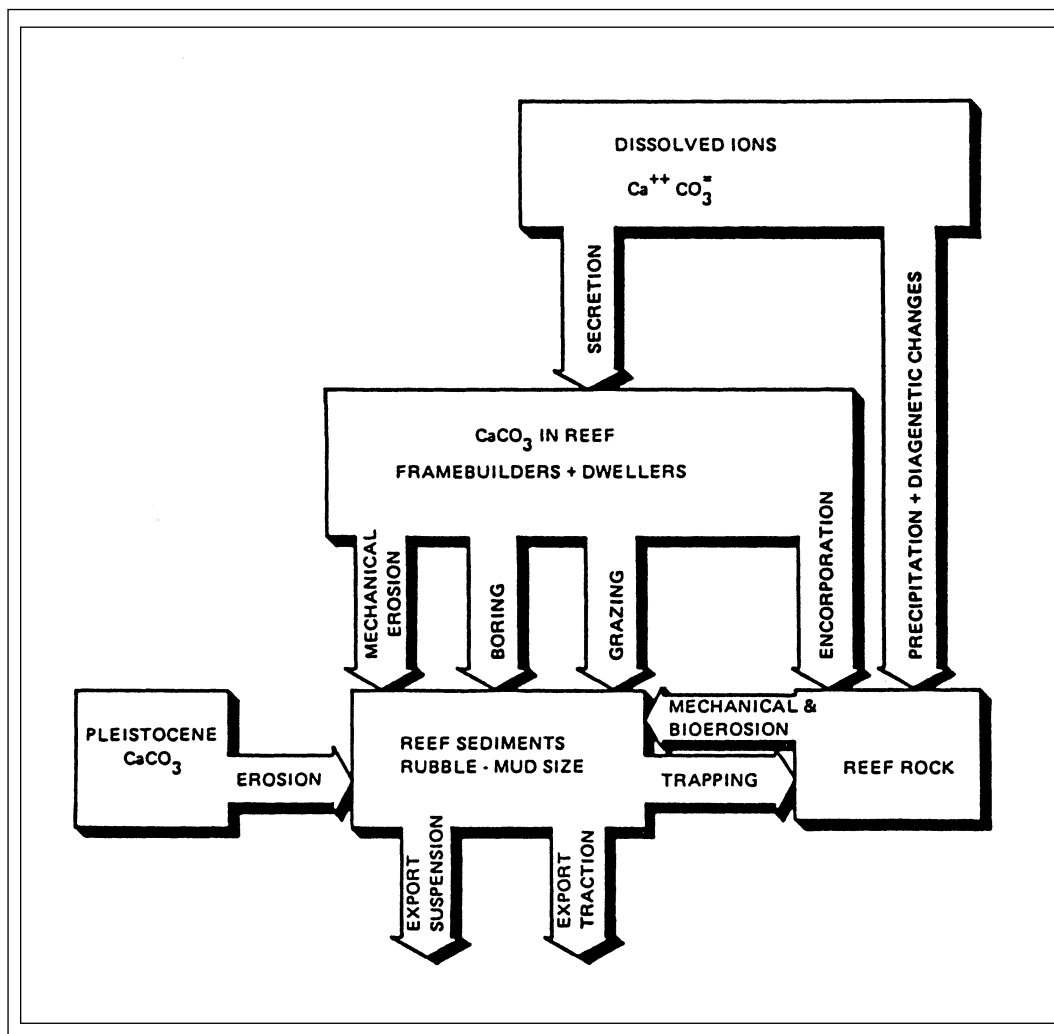


Figure 2-7. Flow of calcium carbonate through the coral reef ecosystem (from Stearn et al., 1977). This model was used to describe the flow of calcium carbonate on a fringing reef on the west coast of Barbados. *Figura 2-7. Flujo de carbonato de calcio a través del ecosistema de arrecifes coralinos (tomado de Stearn et al., 1977). Este modelo fue utilizado para describir el flujo de carbonato de calcio en un arrecife frontal de la costa oeste de Barbados.*

coarse sand in spur-and-groove reefs). Finer grain sands produced from bioerosion partially fill interstitial spaces, or are bound on the reef surface by crustose coralline algae. Biological erosion increases the porosity and permeability of the substratum, facilitating additional erosion by physical and chemical forces. In other circumstances, the cavities and pores resulting from biological erosion enhance the trapping and cementation of sediment. The process of bioerosion and the implications for reef community structure in PNE are discussed in further detail in Chapter VII.

Carbonate budget studies have demonstrated that constructive and destructive processes are closely balanced on many reefs, with net reef accumulation barely ahead of net reef loss (Stearn et al., 1977). On a fringing coral reef on the leeward coast of Barbados, for example, it was estimated that corals and algae fix about 163,300 kg of calcium carbonate per year (Stearn and Scoffin, 1977). Of this amount, 25,000 kg of calcium carbonate (15%) was removed by bioeroders, particularly sponges, bivalves, and polychaetes. Significant bioerosion (one million grams of calcium carbonate) by the stoplight parrotfish (*Sparisoma viride*) and urchins (*Diadema antillarum*) was also evident. These results suggested that this reef was being destroyed faster than it was growing and that this process occurs naturally.

espiónides y gusanos sipuncúlidos. Las algas calcáreas (*Halimeda*) contribuyen a la producción de sedimento con sus fragmentos esqueléticos. Estos sedimentos se convierten entonces en parte integral de la estructura general del arrecife (arena gruesa en arrecifes de camellones). La arena de grano más fino producida por la bioerosión llena parte de los espacios intersticiales o se adhiere a la superficie del arrecife formando parte de las algas coralinas crustosas. La erosión biológica aumenta la porosidad y permeabilidad del sustrato facilitando una erosión adicional por fuerzas químicas y físicas. Por otra parte, las cavidades y los poros que resultan de la erosión biológica mejoran la retención y cementación del sedimento. Tanto el proceso de bioerosión como su implicación para la estructura comunitaria del arrecife en el PNE, son analizados con mayor detalle en el Capítulo VII.

Estudios sobre suministro de carbonatos han demostrado la existencia de un delicado equilibrio entre los procesos destructivos y constructivos en la mayoría de los arrecifes, con una acumulación neta que apenas sobrepasa la pérdida total (Stearn et al., 1977). En un arrecife de borde en la costa de sotavento en Barbados, por ejemplo, se estimó que corales y algas fijan alrededor de 163 300 kg de carbonato calcio al año (Stearn y Scoffin, 1977). De esa cantidad, 25 000 kg (15%) es removida por los bioerosionadores, particularmente esponjas, bivalvos y poliquetos. Se observó también una notable bioerosión (un millón de gramos de carbonato de calcio) causada por el loro *Sparisoma viride* y los erizos



Bioerosion can contribute not only to sediment production, but can also weaken the bases of coral colonies (Highsmith, 1980). This has important implications for the effects of storms on coral reef community structure, because colonies weakened by bioeroders may become more easily dislodged. Given that many reefs of the wider Caribbean (including PNE) are characterized as senescent or relict reefs (Hallock et al., 1993), rates of bioerosion may likely equal or exceed carbonate production. This implies that human activities, if severe enough, may accelerate the degradation of reefs, or they may be “masked” by naturally occurring processes. ◆

## HUMAN THREATS AND IMPACTS ON CORAL REEFS

Coral reef ecosystems comprise a mosaic of assemblages of interdependent flora and fauna that, over short and long-term cycles (e.g. geologic, evolutionary), experience periodic changes in abundance, diversity, and productivity. On occasion, large-scale and acute natural perturbations may occur (e.g. hurricanes), but these events usually do not compromise the ability of the system to recover. In certain instances, however, irregular and severe natural disturbances may not be readily accommodated by the recipient ecosystem (Stoddart, 1974).

From organisms to ecosystems, what constitutes “health of a reef” is not, despite the popular view, often based on objective scientific criteria. Instead, what constitutes health involves judgement, this is a function of the experience and lengths of time humans have been observing a particular system (Rapport et al., 1985). Although the negative effects of human activities on coral reefs are increasingly documented, distinguishing the effects of natural and anthropogenic factors is often difficult (Grigg and Dollar, 1990; Maragos et al., 1996). This difficulty reflects the spatial and temporal dynamics characteristic of coral reefs, and the fact that many human perturbations may persist as low-level, chronic stressors. At low population densities, human activities may not unto themselves be sufficient to degrade natural areas; acting synergistically with natural perturbations, however, these activities may often lead to significant changes in ecosystem structure and function.

Human activities adversely affect coral reef ecosystems in three main ways by: 1) harvesting (fishing) of resources, 2) altering watersheds (water quantity and timing) water quality regimes, and 3) physical restructuring (Table 2-4); these are discussed below. Together with climate change and the introduction of alien species, these impacts are in fact the main threats to biodiversity and ecosystem function worldwide. These harmful activities usually result in an acceleration or slowing of a natural process, short-circuiting of a natural process, or complete removal of a natural process (Schomer and Drew, 1982; Rapport et al., 1985). These effects have implications for ecosystem stability, resistance to change, and the ability of the ecosystem to recover (resilience) (Birkeland, 1997).

(*Diadema antillarum*). Estos resultados sugirieron que este arrecife se destruyó más de lo que creció y que este proceso ocurre de forma natural.

La bioerosión no sólo contribuye a la producción de sedimento, sino que puede también debilitar las bases del coral (Highsmith, 1980). Esto tiene implicaciones cuando las tormentas afectan la estructura comunitaria del arrecife, ya que las colonias debilitadas por los bioerosionadores pueden llegar a ser más fácilmente desplazadas. Dado que muchos arrecifes del Gran Caribe (incluyendo el PNE) se caracterizan por estar envejeciendo o ser relictos (Hallock et al., 1993), la tasa de bioerosión puede ser igual o mayor que la producción de carbonato. Esto implica que actividades humanas severas pueden acelerar la degradación del arrecife y ocultarse en los procesos naturales. ◆

## IMPACTO HUMANO Y AFECTACIONES A LOS ARRECIFES CORALINOS

El ecosistema arrecifal comprende un mosaico de asociaciones interdependientes de flora y fauna que experimenta cambios periódicos en la abundancia, diversidad y productividad a corto y largo plazo (geológico, evolutivo). Ocasionalmente ocurren perturbaciones naturales agudas y a gran escala (huracanes), pero estos eventos comúnmente no comprometen la capacidad de recuperación del sistema. Sin embargo, pueden ocurrir perturbaciones naturales irregulares y severas que no son fácilmente asimiladas por el ecosistema (Stoddart, 1974).

Desde los organismos hasta el ecosistema, lo que constituye “la salud de un arrecife” no se basa en criterios científicos objetivos, a pesar de la opinión popular. En realidad, el criterio de salud de un arrecife depende de la experiencia y el tiempo en que haya sido observado un determinado sistema (Rapport et al., 1985). Aunque cada vez se presta más atención a los efectos negativos de actividades humanas sobre los arrecifes coralinos, discriminar el efecto de los factores naturales y antropogénicos es difícil (Grigg y Dólar, 1990; Maragos et al., 1996). Esta dificultad refleja la dinámica temporal y espacial característica del arrecife, y el hecho de que muchos disturbios humanos pueden persistir de forma crónica a bajos niveles. En núcleos poblacionales pequeños, las actividades humanas por sí mismas no son suficientes para degradar áreas naturales. Sin embargo, al actuar sinérgicamente con disturbios naturales pueden llegar a ocasionar cambios importantes en la estructura y función del ecosistema.

Los efectos adversos de las actividades humanas en un ecosistema arrecifal se manifiestan de tres maneras principales: 1) extracción de recursos (pesca); 2) alteración de los ciclos naturales de las cuencas hidrográficas (cantidad de agua y patrón temporal); y 3) la reestructuración física (Tabla 2-4); éstos se analizarán posteriormente. Junto con los cambios climáticos y la introducción de especies, éstos son los impactos principales a la diversidad biológica y al funcionamiento de los ecosistemas en todo el mundo. Estas actividades nocivas resultan en la aceleración o la disminución de los procesos naturales, en la interrupción temporal de dichos procesos, o en su eliminación total (Schomer y Drew, 1982; Rapport et al., 1985). Estos efectos tienen implicaciones en la estabilidad del ecosistema, en su resistencia al cambio y en su capacidad para recuperarse (elasticidad) (Birkeland, 1997).



### Threat from physical impacts

Mechanical or physical impacts to reefs constitute one of the main threats to the long-term viability of coral reef ecosystems (Table 2-4). Physical impacts are usually the most obvious impacts to coral reefs and often the simplest to address (e.g. by using better navigational aids, and mooring buoys). Structural insults to reefs in the form of ship groundings, trampling, boat anchor and diver damage, and fishing gear rarely produce widespread or long-term structural damage to coral reefs, but there are exceptions (Davis, 1977; Hatcher et al., 1989). A major reason for this is the ability of many corals to re-grow from colony fragments (Liddle and Kay, 1987; Shinn, 1989). As the frequency of impacts increases, however, so will the potential for serious damage to coral reef structure and function. Chronic, low-level physical disturbance such as occurs in popular marine parks may have worse implications for reef conservation than rare, highly destructive events, because it does not allow enough time for community recovery (Dustan and Halas, 1987; Tilmant, 1987). Many forms of physical disturbance simulate natural disturbances to which reef ecosystems have adapted over evolutionary time scales. Natural disturbance regimes (waves, tides, and storms) are potent forces structuring and maintaining diversity. Most physical disturbances by humans tend to be of local significance (exceptions being mining and dredging of whole reef areas).

One of the more obvious physical impacts on coral reefs occurs during ship groundings (Curtis, 1985; Smith, 1985). Groundings on reefs can be attributed to several factors: increased boating activities, inexperience, negligence, and proximity to emergent (shallow) reefs (Curtis, 1985;

### Impacto físico

El impacto físico o mecánico constituye una de las afectaciones principales de la viabilidad a largo plazo de un ecosistema arrecifal (Tabla 2-4). Son generalmente los más obvios y usualmente los más simples de tratar (utilizando señales para la navegación y boyas de amarre). Daños estructurales a los arrecifes producidos por varadas de embarcaciones, pisoteo y daños por anclaje, buceo y artes de pesca rara vez producen efectos a largo plazo, aunque hay excepciones (Davis, 1977; Hatcher et al., 1989). La razón fundamental es la capacidad de los corales de crecer de nuevo a partir de fragmentos de la colonia (Liddle y Kay, 1987; Shinn, 1989). A medida que la frecuencia de los impactos aumenta, se incrementa la posibilidad de daños serios en la estructura y función del arrecife. Disturbios físicos crónicos a pequeña escala, como los que ocurren en parques marinos populares, pueden ser peores para la conservación del arrecife que eventos esporádicos altamente destructivos, ya que hay tiempo para que los corales se recuperen (Dustan y Halas, 1987; Tilmant, 1987). Muchas de las formas de disturbio físico son semejantes a disturbios naturales a los cuales el ecosistema arrecifal se ha adaptado en escalas evolutivas de tiempo. Los regímenes de disturbios naturales (olas, mareas y tormentas) son las fuerzas poderosas que definen y mantienen la diversidad. La mayoría de los disturbios físicos producidos por los humanos tienden a ser de importancia local (con excepción de la minería y dragado de áreas completas de arrecifes).

Uno de los impactos físicos más obvios en los arrecifes corallinos ocurre con el encallamiento de embarcaciones (Curtis, 1985; Smith, 1985). Estos accidentes pueden atribuirse a varios factores: incremento de la actividad náutica, inexperiencia, negligencia y proximidad a arrecifes emergidos (bajos) (Curtis, 1985; Tilmant, 1987). Los daños ocasionados por embarcaciones grandes (>100

**Table 2-4. Examples of sources (human activities), stressors (impacts from human activities), and biological responses (symptoms). Tabla 2-3. Ejemplos de fuentes (actividades humanas), tensiones (impactos de actividades humanas), y respuestas biológicas (síntomas).**

Sources	Stressors	Example biological responses/symptoms
<i>Water quality impacts</i>		
Alteration in hydrology	decreased tidal flow increased salinity	decreased productivity, decline in secondary production mortality if hypersaline conditions persist loss of habitat to higher trophic levels numerous secondary effects possible
Coastal nutrification	increased levels of nutrients	increased epiphyte loads decreased productivity shift from benthic to water column productivity change in food web structure hypoxia resulting from decomposition of organic matter
<i>Physical impacts</i>		
Diving and snorkeling	touching/finning the bottom disturbance to fish and other fauna	fragmentation, mortality, decreased reproductive success and growth alteration in behavior of fishes, may affect grazing and predation
Vessel groundings	mechanical impact to the bottom increased sedimentation	partial and complete mortality, decreased growth and recruitment decreased species diversity, abundance, and biomass
<i>Fishing impacts</i>		
	removal of organisms injuries from fishing methods	increased mortality and bioerosion decreased diversity, abundance, size, reproductive output changes in species composition and growth

Tilmant, 1987). The damage caused by vessels, sometimes up to and exceeding 100 m in length is similar, to that resulting from hurricane and other storm waves. Organisms are dislodged, fragmented and killed, creating rubble and sediment that may cause further damage through abrasion and burial (Smith, 1985; Shinn, 1989). Damage from ship groundings is more localized than storm damage, but may alter the physical complexity (relief) to a greater extent. In the Florida Keys, for example, a severe vessel grounding caused the abrasion, fracturing, and overturning of large coral colonies and also crushed entire spur formations (Curtis, 1985). Damage was extensive but variable with location, depth, and affected organisms. Reef fishes may show similar species composition between impacted and control areas in as little as two years after the event, but significant differences may still exist because of reduced structural complexity in the damaged area (Dennis and Bright, 1988).

Available information suggests (and not surprisingly) that recovery after major vessel groundings may take of the order of decades to even centuries. Restoration efforts have had limited success and are expensive to carry out (Hatcher et al., 1989; De Freese, 1991). Recovery after a physical disturbance such as a vessel grounding requires:

- continued growth of undamaged colonies,
- continued growth of damaged, but surviving colonies, and
- re-colonization of damaged substrates (Gittings et al., 1988).

For example, five years after a major ship grounding in Bermuda that affected about 0.44 km<sup>2</sup> of reef, the impacted area showed high recruitment by corals, but these recruits contributed little to the overall coverage by corals (Smith, 1985). Twenty-seven months following a major vessel grounding in the Florida Keys, there was an increase in octocoral density on damaged areas, but not by reef-building corals (Gittings et al., 1988). Coral recruitment was by species dominant in surrounding areas and was highest in damaged areas that contained surviving adult colonies. The most obvious factor that must be considered in recovery is the loss of structural complexity, which, at least for some organisms such as reef fishes, is crucial because of refuge and food requirements (Dennis and Bright, 1988). Coral transplantation in heavily damaged areas may increase the rate of recovery (Gittings et al., 1988).

A second major category of physical impacts on reefs are those that result from intense recreational use (trampling, anchor damage) such as snorkeling and SCUBA diving (Woodland and Hooper, 1977; Tilmant and Schmahl, 1981). Diver-related tourism offers a major opportunity for countries to generate income (Hawkins and Roberts, 1992a), but such activities can stress coral reefs from sediment and nutrient pollution, as well as overfishing (Lang et al., 1998). Continued growth in tourism and recreational SCUBA diving (a major activity of the tourism industry) may conflict with the ecological values that form the basis of marine protected area (MPA) status. These activities may cause accelerated environmental degradation and can

de largo) son similares a los provocados por huracanes y oleajes de tormenta. Los organismos resultan desalojados, fragmentados o mueren, originándose restos o sedimentos que pueden, posteriormente, ocasionar daños mediante la abrasión y enterramientos (Shinn, 1989; Smith, 1985). Estos daños son más localizados que los de las tormentas, pero pueden producir alteraciones de mayor alcance en el relieve del arrecife. En los cayos de la Florida, por ejemplo, el encallamiento de una embarcación produjo abrasión, fractura y volteo de colonias coralinas grandes, destruyendo también camellones enteros (Curtis, 1985). El daño fue cuantioso pero variable con la ubicación, profundidad y organismos afectados. Los peces arrecifales pueden mostrar una composición de especies similar en áreas afectadas y de control a sólo dos años de sucedido el evento, pero las diferencias pueden ser significativas debido a la reducción de la complejidad estructural en el área dañada (Dennis y Bright, 1988).

La información disponible sugiere (y no es sorprendente) que la recuperación después del encallamiento de una embarcación grande puede demorar de décadas a siglos. Los esfuerzos de restauración hasta el presente han tenido un éxito limitado y son sumamente costosos (Hatcher et al., 1989; De Freese, 1991). La recuperación en casos de varadura grande requiere:

- crecimiento continuo de colonias no dañadas
- crecimiento continuo de colonias dañadas sobrevivientes, y
- recolonización de sustratos dañados (Gittings et al., 1988).

Por ejemplo, cinco años después del encallamiento de un buque de gran tonelaje en Bermudas (que afectó 0.44 km<sup>2</sup> de arrecife), el área impactada mostró un reclutamiento alto de corales, pero los reclutas contribuyeron poco a la cobertura coralina total (Smith, 1985). En los Cayos de la Florida, 27 meses después de que una embarcación grande encallara, se encontró un aumento en la densidad de octocorales sobre las áreas dañadas, pero no de corales constructores del arrecife (Gittings et al., 1988). Se reclutaron especies dominantes en áreas cercanas y el reclutamiento fue mayor en áreas dañadas que contenían colonias adultas sobrevivientes. El factor obvio en la recuperación es la pérdida de la complejidad estructural, lo que para organismos como los peces arrecifales es esencial debido a sus requerimientos de refugio y alimento (Dennis y Bright, 1988). El transplante de corales en áreas muy dañadas puede incrementar la tasa de recuperación (Gittings et al., 1988).

La segunda categoría de impacto físico de importancia es aquella que resulta del uso recreativo intenso (pisoteo, anclaje) como es el caso del buceo con SCUBA y equipo ligero (Woodland y Hooper, 1977; Tilmant y Schmahl, 1981). El buceo ofrece una gran oportunidad de ingreso económico (Hawkins y Roberts, 1992a), pero estas actividades pueden afectar los arrecifes por sedimentación y eutroficación, así como por sobrepesca (Lang et al., 1998). El continuo crecimiento del turismo y el buceo recreativo (componente importante de la industria turística) puede entrar en conflicto con los valores ecológicos que forman la base de las áreas marinas protegidas. Estas actividades pueden ocasionar una degradación acelerada del ambiente y reducir los valores recreativos (satisfacción del usuario) en áreas donde el turismo no se administra adecuadamente (Tilmant, 1987; Allen, 1992; Davis y Tisdell, 1995). Por ejemplo, parques nacionales como el de las Islas Vírgenes norteamericanas son una mezcla de beneficios. Aunque contribuyen a

thus reduce amenity values (user satisfaction) in those areas where tourism is not managed adequately (Tilmant, 1987; Allen, 1992; Davis and Tisdell, 1995). For example, national parks like those in the US Virgin Islands are a mixed blessing. Although they raise awareness of the fragility of coral reef environments, the increased visitation to heritage sites can result in damage from anchoring, vessel groundings, and physical impacts from snorkelers and SCUBA divers (Smith et al., 1998). The infrastructure needed to support tourism activities often results in additional impacts such as coastal infilling for construction, beach enhancement, sewage disposal, desalination, irrigation, solid waste, intense fishing for fresh seafood, and coastal hydrological modifications (Hawkins and Roberts, 1994).

Overuse is commonplace because marine resources are open access; this supports the adage that the property of all becomes the responsibility of none. High levels of usage may biologically impact on the resources, but also have a negative impact on the "wilderness experience". Dive industries are increasingly relying on MPAs to sell their business because the factors influencing the demand for dive sites include: wilderness experience, general interest in marine science, different and special type of sport, interest in particular features, hobbies such as photography, simply to experience the activity, and adventure with some risk (Davis and Tisdell, 1995).

Quantifying the physical impacts on reefs from recreational activities is difficult because these impacts may often be masked by natural variability (Tilmant and Schmahl, 1981). These activities, however, are likely to inflict a low-intensity, long-term stress on coral reef organisms (Hawkins and Roberts, 1992b; Talge, 1992; Allison, 1996). Potential impacts from recreational use are by disruption of the behavior of organisms (Tilmant, 1987), increased fragmentation of coral colonies (Liddle and Kay, 1987; Hawkins and Roberts, 1992b), and increased mortality of corals (Woodland and Hooper, 1977). Touching, finning, and breakage of corals can additionally remove mucus from the surface of colonies, thus making them potentially more susceptible to disease and algal colonization (Talge, 1992), and decrease water clarity because of re-suspended sediments (Hawkins and Roberts, 1992b). Incidental damage is likely to be common in heavily used reef areas. In the Florida Keys, for example, observations of snorkelers and divers in one heavily used reef area revealed that the average diver touched or finned living coral 10 times per dive trip (Talge, 1992). In the Cairns section of the Great Barrier Reef, a small percentage (16%) of the total divers were responsible for most of the coral damage (Rouphael, 1994). Observations in the Maldives showed that the distribution of broken corals was positively correlated with snorkeling activity (Allison, 1996). On fore reef slope communities in Egypt, heavily used reef areas had more damaged colonies, loose fragments, and dead or abraded corals (Hawkins and Roberts, 1992b). The point at which the level of recreational use begins to cause significant alterations in coral reefs, however, still needs to be determined (Tilmant, 1987). Factors affecting the carrying capacity of coral reefs for SCUBA diving include: com-

umentar la conciencia sobre la fragilidad de los ambientes arrecifales, el aumento de la visita a los sitios de patrimonio podría ocasionar serios daños debido al anclaje, varadura de embarcaciones e impacto físico por buceo ligero y con SCUBA (Smith et al., 1998). La infraestructura de apoyo al turismo resulta a veces perjudicial, como en el caso de las construcciones costeras, el mejoramiento de playas, las descargas de albañales, la desalinización, el riego, las modificaciones hidrológicas costeras, las descargas de sólidos y la pesca intensa (Hawkins y Roberts, 1994).

El sobreuso de los recursos marinos es muy común porque son de libre acceso; esto corrobora el proverbio de que la propiedad de todos no es responsabilidad de nadie. Un uso excesivo puede afectar los recursos pero también daña "el contacto con la naturaleza". La industria del buceo depende cada vez más de las AMP para su negocio debido a los factores que influyen en la demanda: "el contacto con la naturaleza virgen", el interés general en las ciencias marinas, tipos de deportes especiales, interés en determinados aspectos, aficiones como la fotografía, simplemente experimentar la actividad y aventuras con algún riesgo (Davis y Tisdell, 1995).

La cuantificación de los impactos físicos que causan las actividades recreativas es difícil porque éstos están casi siempre disfrazados por la variabilidad natural (Tilmant y Schmahl, 1981). Estas actividades, sin embargo, producen perturbaciones de poca intensidad a largo plazo sobre los organismos del arrecife (Hawkins y Roberts, 1992b; Talge, 1992; Allison, 1996). Los impactos potenciales del uso recreativo son: alteración en el comportamiento de los organismos (Tilmant, 1987), mayor fragmentación de las colonias (Liddle y Kay, 1987; Hawkins y Roberts, 1992b) e incremento en la mortalidad de los corales (Woodland y Hooper, 1977). Tocar, rozar y fracturar los corales puede provocar además del daño físico, la pérdida de mucus de la superficie de las colonias. Esto las hace más susceptibles a las enfermedades, a la colonización de las algas (Talge, 1992) y a la disminución de la claridad del agua a causa de los sedimentos (Hawkins y Roberts, 1992b). El daño incidental es muy común en áreas arrecifales de gran uso. En los Cayos de la Florida, por ejemplo, observaciones de la actividad de buceadores de SCUBA y equipo ligero, en un área arrecifal de gran actividad, revelan que el buzo toca o roza el coral como promedio 10 veces en cada excursión (Talge, 1992). En la sección Cairns de la Gran Barrera Arrecifal, un porcentaje pequeño (16%) de los buzos fue responsable de la mayoría del daño a los corales (Rouphael, 1994). Observaciones en la Maldivas mostraron que la distribución de corales fracturados se correlacionaba positivamente con la actividad de buceo ligero (Allison, 1996). En arrecifes frontales en Egipto, las áreas intensamente usadas presentaron las colonias más dañadas, fragmentos flojos y corales raídos o muertos (Hawkins y Roberts, 1992b). Sin embargo, todavía está por determinarse en qué momento el uso recreativo comienza a ocasionar alteraciones significativas en el arrecife (Tilmant, 1987). Entre los factores que influyen en la capacidad de asimilar las afectaciones por buceo en los arrecifes coralinos están: la estructura comunitaria, el tamaño y forma del arrecife, las actividades que se realizan y la experiencia de los usuarios (Hawkins y Roberts, 1992a; Rouphael, 1994).

Los daños producidos por el anclaje y las cicatrices dejadas en los corales por parte de los visitantes pueden tener consecuencias severas para los arrecifes (Davis, 1977; Allen, 1992). Parte del problema radica en el crecimiento de la industria de cruceros en el



munity structure, the size and shape of the reef, activities to be pursued, and the competence of the users (Hawkins and Roberts, 1992a; Roupheal, 1994).

Anchor damage and prop scarring from increased visitor usage can have severe consequences for coral reefs (Davis, 1977; Allen, 1992). Part of the problem lies in the growth of the cruise-ship industry in the Caribbean (Allen, 1992). Anchor damage, although typically not as severe as a large vessel grounding, can impact large expanses of reef area. In St. John, US Virgin Islands, for example, anchoring by a 132 m cruise ship virtually destroyed 243 square meters of reef (Allen, 1992). In the Dry Tortugas, Florida, anchoring by shrimp vessels caused the demise of a 220 hectare (0.22 km<sup>2</sup>) shallow (8 to 15 m depth) reef area (Davis, 1977). Damage from anchoring can at least be partly alleviated with mooring buoy systems; these can also be used to disperse diving and snorkeling activities through regulations (e.g. no-anchoring zones) (Tilmant, 1987).

Finally, physical impacts resulting from dredge-and-fill construction, marina construction, maintenance of navigational channels, and land clearing for coastal development, are important potential threats to coral reefs (De Freese, 1991). These activities not only impact organisms directly through mechanical means (abrasion, burial, etc.), but also through changes in water quality such as sedimentation and nutrient release.

Strategies to minimize physical impacts to reefs include better education and outreach to recreational users, better navigation marking systems, and mooring buoy programs (Tilmant, 1987). Education and outreach programs to user groups, particularly recreational SCUBA divers, can help to minimize touching, finning, and abrasion of reef organisms. Mooring buoy education, installation, and maintenance projects can minimize anchoring in sensitive coral reef areas and encourage stewardship of local dive operators and hotels that depend upon healthy reefs for economic return.

### *Threat from overfishing*

Coral reefs provide esthetic 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). Overfishing is considered one of the most important threats to marine biodiversity. It can affect all of the ecological and economic services of coral reefs (McClanahan, 1995; Roberts, 1995). Increasing population growth has placed enormous demands upon reefs as a food source. Fishing has direct, and often immediately detrimental effects on coral reefs because of their high trophic complexity, but generally small population sizes and individual sizes of organisms. For these reasons, in addition to the small size of the ecosystem, local populations can be easily depleted (Hatcher et al., 1989; Birkeland, 1997). Overfishing can reduce diversity and lead to local extirpations of fished and non-targeted species. Loss of "keystone" species or groups (e.g. top-level predators and urchins) can lead to

Caribe (Allen, 1992). El anclaje produce daños, pero no tan severos como los ocasionados por el encallamiento de grandes embarcaciones que afectan grandes extensiones del arrecife. En St. John (Islas Vírgenes norteamericanas) por ejemplo, el anclaje de un buque crucero de 440 pies (ca. 133m) virtualmente destruyó 300 yardas cuadradas de arrecife (Allen, 1992). En Dry Tortugas, Florida, el anclaje de embarcaciones camaroneras ocasionó la muerte de 220 ha (0.22 km<sup>2</sup>) de arrecifes someros (entre 8 y 15 m de profundidad) (Davis, 1977). Los daños por anclaje pueden aliviarse en parte con sistemas de boyas de amarre. Estos sistemas permiten también dispersar las actividades de buceo ligero y con SCUBA (prohibición de zonas de anclaje) (Tilmant, 1987).

Finalmente, el dragado y relleno para la construcción de edificaciones y marinas, el mantenimiento de canales para la navegación y el desbroce de terrenos costeros pueden afectar los arrecifes coralinos (De Freese, 1991). Estas actividades no sólo producen impactos mecánicos directos a los organismos (abrasión, enterramiento, etc.), sino también afectaciones a la calidad del agua por la sedimentación y el aporte de nutrientes.

La estrategia para minimizar el impacto físico a los arrecifes debe comprender programas para educar a los usuarios, una mejor señalización para la navegación e instalación de boyas de amarre para embarcaciones (Tilmant, 1987). Los programas de educación a los operadores de turismo de buceo pueden ser muy efectivos para disminuir el daño que hacen los turistas a los arrecifes. Asimismo, el uso de boyas de anclaje (instalación, mantenimiento y uso) contribuye también a reducir el riesgo en áreas sensibles del arrecife y motivar la cooperación de los instructores de buceo de hoteles locales, cuya economía depende de arrecifes saludables.

### *Sobrepesca*

La belleza de los arrecifes coralinos es un gran atractivo para el turismo, a la vez que éstos sustentan una gran diversidad de especies, protegen la costa de la erosión, aportan el 10% a la producción pesquera mundial y son responsables del 50% de la producción mundial de carbonato de calcio (McClanahan, 1995). La sobrepesca es considerada una de las amenazas más importantes a la diversidad biológica marina, ya que puede llegar a afectar los beneficios ecológicos y económicos de los peces al ecosistema (McClanahan, 1995; Roberts, 1995). El acelerado crecimiento de la población ha generado una gran demanda de los arrecifes como fuente de alimento. La pesca tiene efectos negativos directos sobre los arrecifes coralinos puesto que, aunque poseen una gran complejidad trófica, el tamaño de las poblaciones y organismos es pequeño. Por esa razón, y el pequeño tamaño del ecosistema, las poblaciones pueden llegar a reducirse sustancialmente (Hatcher et al., 1989; Birkeland, 1997). La sobrepesca puede ocasionar una reducción de la diversidad, así como la eliminación de las especies objeto de pesca y de otras que lo acompañan. La pérdida de especies o grupos de especies clave (grandes depredadores y erizos) puede afectar considerablemente procesos como la construcción del arrecife. La pesca intensa y continua puede, finalmente, causar la pérdida de grupos funcionales, lo cual limitaría la capacidad del arrecife de recuperarse de las perturbaciones naturales.

El uso sostenible de los recursos pesqueros en ecosistemas complejos como los arrecifes coralinos constituye un problema especial debido a la gran diversidad de especies presentes y a las



major effects on coral reef processes such as reef construction. Sustained heavy fishing can eventually result in the loss of entire functional groups, which may limit the ability of reefs to recover from natural disturbances.

The sustainable use of fishery resources in complex ecosystems such as coral reefs poses special problems because of the diversity of species present and the complex interactions evident among species and the environment. In the Caribbean alone, for example, over 180 species of reef-associated fishes are marketed, with catch figures in reef environments (excluding pelagic fisheries) often ranging from 15 to 19 kg/ha/yr (Munro, 1983). It is often suggested that coral reef fisheries may be more vulnerable to overexploitation than fisheries in higher latitude regions. This pattern may reflect certain life history traits of tropical organisms and the complex trophodynamics (pathways of energy flow) of coral reefs (Russ, 1991; Birkeland, 1997). For example, many reef fishes have high site fidelity (small home range) and have limited ranges in habitat and depth preferences (Munro and Williams, 1985). Furthermore, coral reefs rely upon rapid and efficient nutrient recycling to attain high levels of production. Most of the carbon fixed by photosynthesis is lost before reaching the end of the food chain. Substantial losses of organic carbon occur sporadically by offshore transport, but, more importantly, most of the fixed carbon is respired by intermediate predators, resulting in production to respiration ratios close to unity (1) (Grigg et al., 1984). Therefore, there is simply not enough fixed carbon left to support high sustainable yields of large carnivores.

The effects of fishing can act at the population and community levels (Table 2-5) by direct and indirect means:

- direct effects at the population level,
- indirect effects at the population level,
- direct effects at the community level, and
- indirect effects at the community level.

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; Jennings and Polunin, 1996).

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 2-5). Changes in CPUE can indicate the decline of a resource and/or increased effort (Koslow et al., 1988). The most prevalent effects at the population level are changes in density and biomass (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 and large size make them vulnerable to most fishing gears (Munro and Williams, 1985). Most of these large predators have low rates of growth, low natural mortality, and low recruitment, but also delayed reproduction until a certain size is attained (PDT, 1990). The abundance and biomass of larger, predatory fishes are generally a function of fishing

interacciones complejas entre las especies y el ambiente. Sólo en el Caribe se comercializan alrededor de 180 especies de peces asociadas a los arrecifes, donde se reportan capturas para las áreas arrecifales (excluyendo las pesquerías pelágicas) de 15 a 19 kg/ha/año (Munro, 1983). Se ha sugerido que la pesca en arrecifes coralinos puede ser más vulnerable a la sobreexplotación que en zonas de mayor latitud. Esta tendencia es una consecuencia de ciertas características del ciclo de vida de los organismos tropicales y de una trofodinámica compleja (vías de flujo de energía) (Russ, 1991; Birkeland, 1997). Por ejemplo, muchos peces muestran una gran territorialidad (habitan un área pequeña) y muestran preferencias de hábitat y profundidad (Munro y Williams, 1985). Además, los arrecifes dependen de un reciclaje rápido y eficiente de nutrientes para lograr niveles altos de producción. La mayor parte del carbono que se fija durante la fotosíntesis se pierde antes del fin de la cadena alimentaria. Pérdidas considerables de carbono orgánico ocurren esporádicamente por el transporte hacia mar afuera, pero la pérdida más importante de carbono se produce por procesos respiratorios de los depredadores intermedios, con cocientes producción/respiración cercanos a la unidad (Grigg et al., 1984). Por esa razón, la fijación de carbono no es suficiente para sustentar altos rendimientos pesqueros sostenibles de grandes carnívoros.

Los efectos de la pesca pueden actuar al nivel poblacional y comunitario (Tabla 2-5) de forma directa e indirecta:

- efectos directos a nivel poblacional,
- efectos indirectos a nivel poblacional,
- efectos directos a nivel comunitario, y
- efectos indirectos a nivel comunitario.

La pesca afecta directamente la población o comunidad por extracción de individuos, pero también indirectamente cuando las técnicas pesqueras modifican el hábitat o generan cambios en los procesos ecológicos (depredación, mortalidad, reclutamiento, herbivorismo) (Russ, 1991; Jennings y Polunin, 1996).

Entre los **efectos directos de la pesca al nivel poblacional** están los cambios de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y total, la abundancia, las tallas y biomasa, la tasa de mortalidad, el reclutamiento, la inversión sexual y estructura social, el comportamiento y la distribución (Tabla 2-5). Los cambios en la CPUE pueden indicar la declinación de un recurso y/o el aumento del esfuerzo pesquero (Koslow et al., 1988). Los efectos más frecuentes a nivel poblacional son los cambios en la densidad y biomasa (Russ, 1991). La mayoría de las pesquerías arrecifales, por lo menos en etapas iniciales, están dirigidas a los grandes depredadores (PDT, 1990). Estos pescados son especies favoritas para el consumo, y su conducta depredadora y su gran tamaño los hace vulnerables a la mayoría de las artes de pesca (Munro y Williams, 1985). La mayoría de estos grandes depredadores tienen tasas de crecimiento lentas, baja mortalidad natural y reclutamiento, y su reproducción es generalmente tardía, al alcanzar determinada talla (PDT, 1990). La abundancia de peces depredadores grandes es casi siempre una función de la intensidad pesquera. En áreas de intensa pesca, estos peces (principalmente pargos, meros, peces cochinos) no son abundantes y representan sólo una fracción muy pequeña de los desembarcos. Se sabe que la densidad y biomasa de especies objeto de pesca es baja en áreas muy pescadas, como por ejemplo 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 que las poblaciones de grandes

**Table 2-5. Effects of intense fishing on tropical marine ecosystems such as coral reefs. *Tabla 2-5. Efectos de la pesca intensiva en los ecosistemas marinos tropicales tales como los arrecifes de coral.***

Effect	Reference
Decrease in:	
Catch rate of commercial species	Munro (1983), Koslow et al. (1988), Sobel (1996)
Abundance of large predatory fishes	Goeden (1982), Russ (1985), Polovina (1986), 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	Sluka et al. (1997)
Recovery/recruitment potential	Sobel (1996)
Spawning aggregation size/number	Aguilar-Perera (1990), Sadovy (1990), Sobel (1996)
Habitat complexity	Sobel (1996)
Change in:	
Fish community composition	Koslow et al. (1988), Russ and Alcala (1989), Watson and Ormond (1994)
Sex ratio in population	Munro (1983)
Behavior of individuals	Russ (1991)
Increase in:	
Abundance of non-target species	Sluka and Sullivan (1996), Sluka et al. (1996)
Habitat damage	Sobel (1996)
Sea urchin density	Hay (1984a), McClanahan (1988), McClanahan and Muthiga (1988), McClanahan and Shafir (1990)

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. 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., 2000), 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).

Direct effects on populations of fishing also include changes in size and age structure, recruitment, and sex reversal (Russ, 1991). Because fishing initially targets larger individuals in a population, it can reduce the proportion of larger and older individuals. There is mounting evidence of growth overfishing 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. Several studies have quantified differences in size between areas of differing fishing intensity (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988; Samoilys, 1988; Watson and Ormond, 1994). Because intense fishing often removes species prior to maturity, it can affect recruitment (Munro, 1983). For example, overfishing may result in negligible numbers of fishes able to spawn, thus 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 overfishing (Russ and Alcala, 1989; Russ, 1991). A significant reduction of spawning potential may occur from the intense fishing of spawning aggregations. Finally, intense fishing can directly affect sex reversal and social structure. Many reef fishes (e.g. groupers) are sequential hermaph-

depredadores se han reducido, su recuperación tiende a ser muy lenta (Jennings y Polunin, 1996).

Los efectos directos de la pesca en las poblaciones también incluyen cambios en la estructura de tamaño, edad, reclutamiento e inversión sexual (Russ, 1991). Dado que la pesca inicialmente se dirige a los individuos más grandes, se produce una reducción en la proporción de peces más viejos y más grandes. Existen sobradas evidencias de “sobrepesca del crecimiento” en los sistemas costeros tropicales (cuando la intensidad pesquera es tal que los peces son extraídos antes de que alcancen tamaños que garanticen un rendimiento máximo sostenible). Los resultados de algunos estudios han mostrado diferencias de tallas en áreas de diferente intensidad pesquera (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988; Samoilys, Watson y Ormond, 1994). Como resultado de una pesca intensa, los peces son removidos antes de que alcancen la madurez sexual, lo que afecta el reclutamiento (Munro, 1983). Por ejemplo, la sobrepesca trae como resultado una reducción drástica del número de peces de talla reproductiva, lo cual hace que el reclutamiento local dependa en mayor medida de desoves ocurridos en localidades corriente arriba. El reclutamiento puede reducirse sustancialmente si la biomasa de desovadores cae por debajo del 20% del nivel de no explotación (PDT, 1990), lo que lleva a la sobrepesca del reclutamiento (Russ y Alcala, 1989; Russ, 1991). La pesca intensa sobre agregaciones reproductivas puede afectar el potencial reproductor de la población, así como su estructura social y el proceso de inversión sexual. Muchos peces de arrecife (meros) son hermafroditas secuenciales, lo que significa que comienzan su vida como hembras (protogínea) o como machos (protándria), y después cambian el sexo a una determinada edad o tamaño. Si la inversión del sexo depende de una edad o tamaño específico, entonces la extracción de individuos grandes produce una reducción masiva en la proporción de machos de una población protogínica y una falla en el proceso de fertilización durante el desove.

rodites, 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-dependent or size-dependent, removal of larger individuals could lead to a massive reduction in the proportion of males in a protogynous population. This may result in fertilization failure during spawning.

The **indirect effects of fishing at the population and community levels** include those activities that result in habitat modification and are an addition to the types of physical impacts to reefs discussed previously (Russ, 1991). Several studies have shown that the abundance of coral reef fishes is correlated with structural complexity (Luckhurst and Luckhurst, 1978). Indirect effects are especially apparent when destructive fishing methods are used that result in decreased habitat complexity (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 which require live coral cover as a substratum for settlement (Russ, 1991). Reduction of habitat complexity is particularly detrimental to juveniles that require places of shelter from predators. Modifications to habitat are likely to result in changes in species diversity and abundance (Samoilys, 1988), since these parameters have been shown to be related to structural heterogeneity (Luckhurst and Luckhurst, 1978).

The **direct effects of fishing at the community level** include changes in biological interactions such as predator and prey (e.g. herbivore and plant) and competition. A potential effect of predator removal may be the release of prey as a result of lower predation rates (Jennings and Polunin, 1996). Evidence for these effects on coral reefs, however, 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). Intense fishing may also directly affect the survivorship of new recruits because 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 groupers such as graysby (*Epinephelus cruentatus*) on heavily fished reefs may be a function of reduced competition from larger groupers (Bohnsack, 1982; Watson and Ormond, 1994; Sluka et al., 1996; Chiappone et al., 2000). There is mounting evidence that certain species replace others under high fishing pressure (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988).

Sustained intense fishing can result in ecosystem overfishing – changes in the relative abundance of species or the species composition of the community (Koslow et al., 1988; Russ, 1991). These patterns are evident in the most heavily fished coral reefs (Bohnsack, 1982; Russ, 1985; Koslow et

Entre los **efectos indirectos de la pesca al nivel poblacional o comunitario** están las actividades que modifican el hábitat como una forma de impacto físico a los arrecifes similar a los analizados anteriormente (Russ, 1991). Investigaciones previas han demostrado que la abundancia de peces arrecifales está estrechamente relacionada con su complejidad estructural (Luckhurst y Luckhurst, 1978). Los efectos indirectos se evidencian fundamentalmente cuando se usan métodos de pesca destructivos que implican una disminución en la complejidad del hábitat (reducción en la cobertura de coral vivo) (Russ y Alcalá, 1989). Como métodos de pesca destructivos podemos citar los explosivos, los venenos, las redes de arrastre y las nasas. Una reducción en la cobertura coralina puede provocar una disminución del reclutamiento en aquellas especies que requieren la presencia de coral vivo como sustrato para su asentamiento (Russ, 1991). También es perjudicial para los juveniles que requieren sitios de refugio para protegerse de sus depredadores. Las modificaciones en el hábitat se reflejan en cambios en la diversidad de especies y la abundancia (Samoilys, 1988), ya que se ha demostrado que estos parámetros están relacionados con la heterogeneidad estructural del ecosistema (Luckhurst y Luckhurst, 1978).

Los **efectos directos de la pesca a nivel comunitario** comprenden cambios en interacciones biológicas como la relación depredador–presa (herbívoro–planta) y competencia. Un efecto potencial de la extracción de depredadores es la disminución de la presión de depredación sobre las presas (Jennings y Polunin, 1996). Sin embargo, son escasas las evidencias de estos efectos en los arrecifes (Thompson y Munro, 1983; Russ, 1991). Por ejemplo, en los Cayos de la Florida, el pez cabeza azul (*Thalassoma bifasciatum*) era dos veces más abundante en los arrecifes donde se pescaba con arpón que en aquellos donde no se pescaba con arpón (Bohnsack, 1982). La pesca intensa puede también afectar directamente la supervivencia de nuevos reclutas dado que se le atribuye a la depredación la gran mortalidad que ocurre durante el proceso de asentamiento postlarval (Shulman y Ogden, 1987). Algunas evidencias sugieren que la mayor abundancia de juveniles en algunas especies se debe a que la pesca en dichas áreas ha eliminado a los grandes depredadores (Munro, 1983); muy pocas evidencias sin embargo, sugieren que la pesca pueda afectar los niveles de competencia (Russ, 1991). Investigaciones han demostrado que el predominio de meros pequeños como la arigua (*Epinephelus cruentatus*) en arrecifes donde se pesca intensamente, puede ser una función de la disminución de la competencia de los meros más grandes (Bohnsack, 1982; Watson y Ormond, 1994; Sluka et al., 1996; Chiappone et al., en prensa). Numerosas evidencias sugieren que ciertas especies reemplazan a otras sometidas a una gran intensidad de pesca (Bohnsack, 1982; Koslow et al., 1988).

Regímenes intensivos de pesca de forma sostenida pueden ocasionar cambios en la abundancia relativa de las especies a causa de la sobrepesca del ecosistema o cambios en la composición de especies de la comunidad (Koslow et al., 1988; Russ, 1991). Estos patrones son evidentes en la mayoría de los arrecifes donde se pesca intensamente (Bohnsack, 1982; Russ, 1985; Koslow et al., 1988). De hecho, las áreas con mayor intensidad pesquera generalmente tienen cambios más considerables en las funciones del ecosistema (Jennings y Polunin, 1996). La pesca intensiva puede afectar la riqueza de especies y la abundancia total de peces en el arrecife, y puede producir, potencialmente, inestabilidad en la comu-



al., 1988). In fact, areas with most intense fishing generally have more substantial changes in ecosystem function (Jennings and Polunin, 1996). Intense fishing can affect species richness and the total abundance of reef fishes, potentially leading to community instability (Russ and Alcala, 1989). 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, intense fishing led to increased sea urchin densities (because of removal of urchin predators). This resulted in declines in coral cover, calcification rates, and structural heterogeneity of coral reefs (McClanahan et al., 1994; Watson and Ormond, 1994). Even if fishing intensity is reduced, recovery may be slow because high sea urchin densities continue to suppress fish and coral populations (McClanahan et al., 1996).

### *Threat from water quality degradation*

The wider Caribbean, encompassing the Florida Keys, Gulf of Mexico, and Central and South America (Table 2-6), is home to a rapidly growing human population, the majority of which lives within 60 km of the coast (coastal population density of 63 persons per km<sup>2</sup>) (Bryant et al., 1998). The 25 countries of the Caribbean basin have a population that grows at an average annual rate of 3%, doubling in less than 25 years. The coastal population of the region will exceed 55 million people by the year 2000, further exacerbated by expected increases in tourism (UNEP, 1994).

Water quality degradation may be the most significant and widespread problem in the wider Caribbean, resulting in a variety of negative effects on coral reefs and other coastal ecosystems (Table 2-7). In fact, sediments and nutrient loading are usually considered the greatest threat to coral reefs (Rogers, 1990; Hallock et al., 1993). Coastal water quality has generally not been a concern in the region and most countries have overestimated the ocean's capacity to absorb pollutant and contaminant discharges. The high sensitivity of coral reefs to water quality changes may be linked to three factors (USEPA, 1983; Pastorak and Bilyard, 1985):

• el estrecho margen de tolerancia fisiológica de los organismos arrecifales como los corales,  
 • la susceptibilidad a las perturbaciones de la interacción entre especies claves (planta-herbívoro, simbiosis), y

nidad (Russ y Alcala, 1989). Por ejemplo, la remoción directa de peces herbívoros y erizos depredadores puede provocar incrementos en las poblaciones de otros erizos donde la pesca sea intensa (Heno, 1984 a; Jennings y Polunin, 1996). En Kenya, la pesca intensa condujo al incremento de las densidades de erizo de mar (debido a la extracción de depredadores de erizos); esto resultó en una disminución de la cobertura coralina, de la tasa de calcificación y de la heterogeneidad estructural del arrecife (Watson y Ormond, 1994; McClanahan et al., 1994). Aún cuando se reduzca la intensidad de pesca, la recuperación puede ser lenta ya que las altas densidades de erizos de mar continuarían disminuyendo las poblaciones de peces y corales (McClanahan et al., 1996).

### *Degradación de la calidad del agua*

El Gran Caribe —que comprende el sur de la Florida, las Bahamas, el Golfo de México, Centro América y norte de Sudamérica (Tabla 2-6)— enfrenta un crecimiento rápido de la población, la mayoría de la cual vive dentro de un radio de 60 km a la costa (la población costera es de 63 personas/km<sup>2</sup>) (Bryant et al., 1998). Los 25 países de la cuenca del Caribe tienen una población que crece anualmente un 3% como promedio, lo que la hará duplicarse en menos de 25 años y excederá los 55 millones de personas para el año 2000, y aumentará más aún por un esperado incremento en el turismo (PNUMA, 1994).

La degradación de la calidad del agua podría ser el problema más importante y difundido en el Gran Caribe, lo que daría como resultado una variedad de efectos negativos en los arrecifes coralinos y otros ecosistemas costeros (Tabla 2-7). De hecho, el aporte de nutrientes y sedimentos se considera comúnmente la mayor amenaza a los arrecifes coralinos (Rogers, 1990; Hallock et al., 1993). La calidad del agua costera no ha sido foco de interés general en la región y la mayoría de los países ha sobrestimado la capacidad del océano para absorber las descargas de contaminantes. La gran sensibilidad de los arrecifes coralinos a los cambios de calidad de agua puede vincularse a tres factores (USEPA, 1983; Pastorak y Bilyard, 1985):

- el estrecho margen de tolerancia fisiológica de los organismos arrecifales como los corales,
- la susceptibilidad a las perturbaciones de la interacción entre especies claves (planta-herbívoro, simbiosis), y

**Table 2-6. Regions of the wider Caribbean as used by the United Nations Environmental Programme (UNEP, 1994) to review land-based sources of pollution. Tabla 2-6. Regiones del Gran Caribe tal como fueron utilizadas por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 1994) para examinar las fuentes de polución de origen terrestre.**

Region	Countries Included
Gulf of Mexico	Cuba, Mexico, United States
Western Caribbean	Belize, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panama
Northeastern and Central Caribbean	Bahamas, Cayman Islands, Cuba, Dominican Republic, Haiti, Jamaica, Puerto Rico, Turks and Caicos Islands
Eastern Caribbean	Anguilla, Antigua and Barbuda, Barbados, British Virgin Islands, Dominica, Grenada, Guadeloupe, Martinique, Monserrat, St. Lucia, St. Maarten, St. Kitts and Nevis, St. Vincent and the Grenadines, US Virgin Islands
Southern Caribbean	Aruba, Bonaire, Colombia, Curaçao, Tobago, Trinidad, Venezuela



**Table 2-7. Potential effects of water quality degradation, particularly anthropogenic nutrient additions, on tropical coastal ecosystems such as coral reefs. *Tabla 2-7. Efectos potenciales de la degradación de la calidad del agua, particularmente agregados de nutrientes antropogénicos, en los ecosistemas costeros tropicales como los arrecifes coralinos.***

Effect	Reference
Decrease in:	
Water clarity	Weiss and Goddard (1977), Hallock and Schlager (1986), Lapointe and Clark (1992)
Dissolved oxygen	Heatwole (1987), Lapointe and Clark (1992), Laws et al. (1994)
Coral cover	Smith et al. (1981), Tomascik and Sander (1987a)
Calcification rate	Kinsey and Davies (1979)
Coral recruitment	Smith et al. (1981), Tomascik (1991), Hunte and Wittenberg (1992)
Larval production	Tomascik and Sander (1987a)
Coral diversity	Pastorak and Bilyard (1985), Tomascik and Sander (1987a)
Coral growth	Tomascik and Sander (1985)
Seagrass productivity	Cambridge and McComb (1984), Silberstein et al. (1986), Tomasko and Lapointe (1991)
Seagrass coverage	Cambridge and McComb (1984)
Recovery time/potential	Loya (1976b)
Increase in:	
Seagrass epiphytes	Cambridge and McComb (1984), Borum (1985), Silberstein et al. (1986)
Seagrass mortality	Silberstein et al. (1986)
Grazer abundance	Walker and Ormond (1982)
Benthic filter/suspension feeders	Birkeland (1977), Weiss and Goddard (1977), Smith et al. (1981)
Benthic algal cover/biomass	Maragos et al. (1985), Tomascik and Sander (1987b), Lapointe and O'Connell (1989)
Phytoplankton blooms	Paerl (1988)
Phytoplankton biomass	Banner (1974), Smith et al. (1981), Laws and Redajle (1982), Tomascik and Sander (1985)
Reef erosion	Hallock and Schlager (1986)
Primary productivity	Kinsey and Davies (1979), Smith et al. (1981), Laws and Redajle (1982)
Coral mortality rate	Walker and Ormond (1982), Pastorak and Bilyard (1985), Wittenberg and Hunte (1992)
Susceptibility to infection/disease	Mitchell and Chet (1975), Rublee et al. (1980)
Viral and bacterial concentrations	Heatwole (1987), Paul et al. (1993, 1995a,b)
Sedimentation	Walker and Ormond (1982)
Surface nutrient concentrations	Bienfang (1980), Smith et al. (1981), Tomascik and Sander (1985)
Groundwater nutrient concentrations	Capone and Bautista (1985), Lewis (1987), Lapointe et al. (1990), Valiela et al. (1990)
Change in:	
Species composition	Birkeland (1977), Marszalek (1987), Tomascik and Sander (1987b), Littler et al. (1992)
Mode and onset of reproduction	Tomascik and Sander (1987a)

- the narrow physiological tolerances of reef-associated organisms such as corals,
- the susceptibility of key species interactions to perturbations (e.g., plant and herbivore, symbioses), and
- increased toxicity (increased solubility, rapid uptake) of some pollutants and contaminants at higher temperature.

Few data exist to document the spatial and temporal extent of pollution and contamination in the wider Caribbean (UNEP, 1994). The most impacted coastal areas are obvious, such as Havana Bay (Cuba), Cartagena Bay (Colombia), and Kingston Harbor (Jamaica). Water quality degradation can be considered to be a threat, though, wherever there are human settlements with insufficient buffer zones or inadequate infrastructure to process waste materials (Hallock et al., 1993).

The significant land-based sources of pollutants and contaminants in the wider Caribbean can be categorized by source (point and non-point, industrial and domestic) and constituents (pollutants and contaminants) (UNEP, 1994).

- el aumento de la toxicidad (incremento de solubilidad, gran asimilación) de algunos contaminantes a altas temperaturas.

Existen pocos datos para documentar el alcance espacial y temporal de la contaminación en el Gran Caribe (PNUMA, 1994). Las áreas costeras más obviamente afectadas son la Bahía de La Habana (Cuba), la Bahía de Cartagena (Colombia) y el puerto de Kingston (Jamaica). La degradación de la calidad del agua puede considerarse una amenaza, sobre todo donde quiera que existan asentamientos humanos con insuficientes zonas de protección o infraestructuras inadecuadas para procesar las materias de los desechos (Hallock et al., 1993).

Las fuentes de contaminación significativas en el Gran Caribe pueden categorizarse según su origen (puntuales y no puntuales; industriales y domésticas) y por su contenido (tipo de contaminante) (PNUMA, 1994). Se consideran fuentes puntuales principalmente las de origen industrial y las descargas de tratamiento de albañales, mientras que son consideradas fuentes no puntuales las provenientes de áreas tanto urbanas como no urbanas, como las descargas de aguas pluviales (superficiales y subterráneas), de inundaciones en áreas urbanas y de plantaciones agrícolas en áreas no urbanas

Point sources are primarily industrial and sewage treatment discharges, while non-point sources originate from urban and non-urban areas: storm water runoff (surface runoff and submarine ground water discharge) and overflow discharges in urban areas and agricultural runoff in non-urban areas (Marsh, 1977). Pollutants are materials that adversely and unreasonably impair the beneficial use of water, even though no actual health hazard may be involved (Logan, 1995). Contaminants are materials that cause a hazard to public health and typically involve the introduction of materials foreign to living organisms such as heavy metals, polychlorinated biphenyls (PCBs), hydrocarbons, and pesticides (Manahan, 1994; Logan, 1995).

Some of the pollutants and contaminants constituting the greatest threat to Caribbean coral reefs are sewage (nutrients, suspended solids, biochemical oxygen demand), sediments (suspended solids), and petroleum wastes (Table 2-8). These materials can impact freshwater and marine environments, as well as ground water resources (D'Elia et al., 1981; Lewis, 1987; Manahan, 1994). Data recently compiled by the United Nations Environmental Programme (UNEP, 1994) are summarized in Table 2-9 to illustrate the magnitude of nitrogen, phosphorus, total suspended solids, and oil/grease loading (tonnes/yr) for regions comprising the wider Caribbean (Figure 2-8). The data in Table 2-9 represent loadings from point sources except for the US Gulf of Mexico. The tourist contribution to domestic waste loads was not included in the analysis by UNEP (1994).

Much of the source of pollution in Caribbean coastal areas is linked to the inadequate treatment of sewage (Marszalek, 1987; Bell et al., 1989; Chang and Wang,

(Marsh, 1977). Los contaminantes son sustancias o materiales que impiden de una forma adversa el uso beneficioso del agua, aunque algunos no constituyan un peligro real para la salud (Logan, 1995). Los contaminantes químicos son materiales que dañan la salud pública y generalmente involucran la introducción de materias extrañas que afectan a los organismos vivos como metales pesados, bifenoles policlorinados (PCBs), hidrocarburos y plaguicidas (Manahan, 1994; Logan, 1995).

Algunos de los contaminantes más peligrosos para los arrecifes coralinos del Caribe son los albañales (nutrientes, sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno), los sedimentos (sólidos suspendidos) y los desechos del petróleo (Tabla 2-8). Estos materiales pueden afectar tanto a las aguas dulces y marinas, como también a las fuentes de aguas subterráneas (D'Elia et al., 1981; Lewis, 1987; Manahan, 1994). Datos recopilados recientemente por el programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 1994) resumidos en la Tabla 2-9 ilustran la magnitud del nitrógeno, del fósforo, de los sólidos totales suspendidos y de las descargas de petróleo y de lubricantes (toneladas/año) para regiones que comprenden el Gran Caribe (Figura 2-8). Los datos de la tabla 2-9 representan descargas desde fuentes puntuales a excepción del Golfo de México en los EE.UU. La contribución de la actividad turística a las descargas de desechos domésticos no fue incluida por el PNUMA (1994) en este análisis.

No existen tratamientos adecuados para la mayoría de las fuentes de contaminación por albañales en las áreas costeras caribeñas (Marszalek, 1987; Bell et al., 1989; Chang y Wang, 1995). Se estima que menos del 10% de los albañales generados en la cuenca del Caribe son tratados adecuadamente (tratamientos secundarios) (PNUMA, 1994); pero aún con tratamientos secundarios a los albañales, solamente entre el 20 y el 30% de los nutrientes como el fósforo son eliminados (Dunne y Leopold, 1978; Bell

**Table 2-8. General types of water pollutants and contaminants and their significance for people and natural ecosystems (modified from Manahan, 1994).** *Tabla 2-8. Tipos generales de polutantes y contaminantes del agua y su significado para la población humana y para los ecosistemas naturales (modificado de Manahan, 1994).*

Class of pollutant/contaminant	Significance
Trace elements	Health, negative effect on aquatic biota
Heavy metals	Health, negative effect on aquatic biota
Organically bound metals	Toxicity
Radionuclides	Toxicity
Inorganic pollutants	Toxicity, negative effect on aquatic biota
Asbestos	Human health
Algal nutrients	Eutrophication
Acidity, alkalinity, salinity (in excess)	Water quality, negative effect on aquatic life
Trace organic pollutants	Toxicity
Polychlorinated biphenyls	Possible severe biological effects
Pesticides	Toxicity, negative effects on aquatic biota and wildlife
Petroleum wastes	Negative effect on wildlife, esthetics (taste, odor, color)
Sewage and animal wastes	Water quality, oxygen levels
Biochemical oxygen demand	Water quality, oxygen levels
Pathogens	Health effects
Detergents	Eutrophication, esthetics (taste, odor, color)
Chemical carcinogens	Increased incidence of cancer
Sediments	Water quality, negative effect on aquatic biota

**Table 2-9. Estimated annual loadings (tonnes/yr) of land-based pollutants in the wider Caribbean (data from UNEP, 1994). Tabla 2-9. Estimación anual de cargas (toneladas/año) de polutantes de origen terrestre en el Gran Caribe (datos de PNUMA, 1994).**

Pollutant	Source	Region				
		I	II	III	IV	V
Total nitrogen	Domestic	34,070	2,419	5,239	710	86,338
	Industrial	17,234	40,526	43,265	37,306	211,107
Total phosphorus	Domestic	19,141	1,467	5,503	531	33,475
	Industrial	17,717	4,519	12,690	15,171	32,357
Total suspended solids	Domestic	116,327	16,427	90,214	4,617	228,744
	Industrial	27,821,884	149,887	993,964	270,270	2,684,948
Oil and grease	Domestic	41,370	2,001	6,089	504	18,975
	Industrial	640,181	8,611	128,074	41,227	162,608

*I = Gulf of Mexico; II = western Caribbean; III = northeastern and central Caribbean; IV = eastern Caribbean; V = southern Caribbean.*

1995). It is estimated that less than 10% of the sewage generated in the Caribbean basin is properly treated (secondary treatment) (UNEP, 1994). Even with secondary sewage treatment, only 20 to 30% of nutrients, such as phosphorus, are removed (Dunne and Leopold, 1978; Bell et al., 1989). In those areas with sewage treatment facilities in place, most are considered to be in poor operating condition and very few monitor effluent discharged into receiving waters. For example, it is estimated that only 25% of hotels and resort complexes in the wider Caribbean have sufficient treatment plant operating conditions (UNEP, 1994). Moreover, nearly one-third of sewage treatment plants discharge effluent along the shoreline, while roughly 22% discharge into lagoons and streams.

Of the pollutants in sewage and non-point runoff, the levels of nutrients such as nitrogen and phosphorus are critical (Bell, 1991; Lapointe and Matzie, 1996). Coral reefs are likely to be very susceptible to nutrient addition (Smith et al., 1981; Hatcher et al., 1989). Nutrients can enter coastal waters via terrestrial runoff, sewage outfalls, ground water seepage, upwelling, deep mixing, internal waves breaking on shelf margins, nitrogen fixation, and by atmospheric deposition from dust, volcanic ash, and aerosols (Hallock et al., 1993). Sewage inputs to coral reefs can take the form of dissolved inorganic nutrients, dissolved organic material and/or particulate organic material (Pastorak and Bilyard, 1985; Marszalek, 1987). Excess nutrients are detrimental to coral reefs because they cause:

- a reduction in water transparency, reflecting increases in particulate organic carbon and phytoplankton,
- phosphate inhibition of calcification which can occur at concentrations below 0.02  $\mu\text{M}$ ,
- biotic disruption, such as overfeeding stress, increased competition, and increased predation, and
- increased rates of bioerosion (Pastorak and Bilyard, 1985; Hallock and Schlager, 1986; Birkeland, 1988; Grigg and Dollar, 1990).

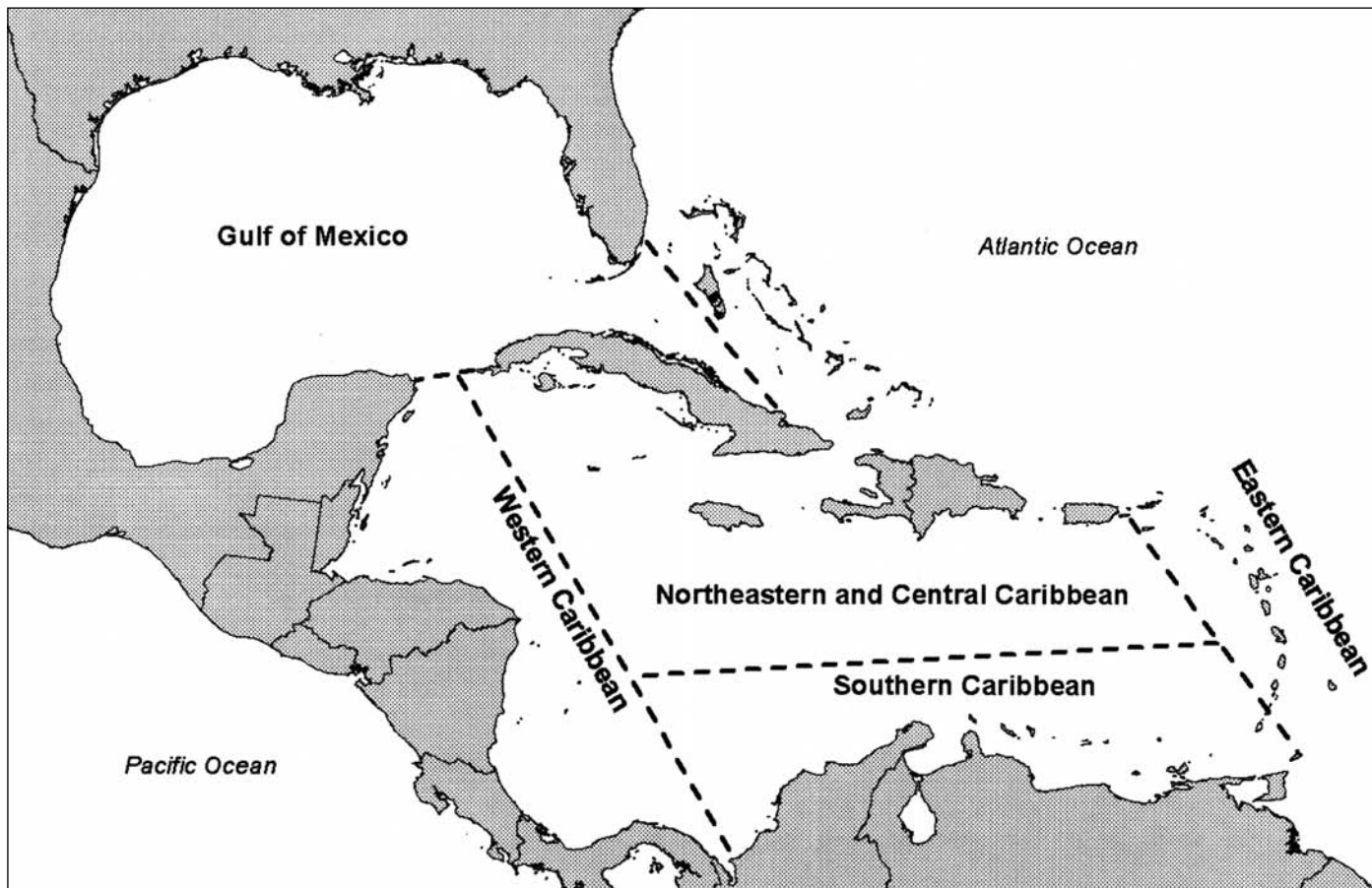
et al., 1989). En las áreas donde existen instalaciones para el tratamiento de residuos domésticos, éstas están en pésimas condiciones operacionales y el monitoreo de las descargas de afluentes a las aguas receptoras es mínimo. Por ejemplo, se estima que sólo el 25% de los complejos hoteleros y destinos turísticos del Gran Caribe tiene plantas de tratamiento en condiciones operacionales (PNUMA, 1994); además aproximadamente un tercio de las plantas de tratamiento de albañales descargan sus afluentes a lo largo de la costa, mientras el 22% lo hace en lagunas y arroyos.

En los contaminantes provenientes de albañales y fuentes no puntuales, los niveles de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo son críticos (Bell, 1991; Lapointe y Matzie, 1996). Los arrecifes coralinos parecen ser muy susceptibles al incremento de los nutrientes (Smith et al., 1981; Hatcher et al., 1989). Los nutrientes se incorporan a las aguas costeras a través del drenaje terrestre, los efluentes de albañales, las filtraciones a las aguas subterráneas, los afloramientos, las mezcla a grandes profundidades, el oleaje interno que rompe sobre la plataforma, la fijación de nitrógeno y la deposición atmosférica de polvo, la ceniza volcánica y los aerosoles (Hallock et al., 1993). Los aportes de albañales a los arrecifes coralinos pueden tomar la forma de nutrientes inorgánicos disueltos, materia orgánica disuelta y/o material orgánico particulado (Pastorak y Bilyard, 1985; Marszalek, 1987). El exceso de nutrientes resulta perjudicial para los arrecifes coralinos porque pueden ocasionar:

- una reducción en la transparencia del agua, que se refleja en un aumento de carbono orgánico particulado y fitoplancton,
- inhibición de la calcificación por los fosfatos, que puede ocurrir a concentraciones mayores de 0.02  $\mu\text{M}$ ,
- interrupción de los procesos biológicos, como son las alteraciones por sobrealimentación, aumento de la competencia e incremento de la depredación, y
- aumento de la tasa de bioerosión (Pastorak y Bilyard, 1985; Hallock y Schlager, 1986; Birkeland, 1988; Grigg y Dollar, 1990).

Las huellas y la magnitud de estos efectos en los arrecifes, sin embargo, no muestran patrones simples (predecibles) (Tomascik y Sander, 1985, 1987a, b; revisado por Hatcher et al., 1989). A





**Figure 2-8. Regions of the wider Caribbean as used by UNEP (1994) to review land-based sources of pollution.** *Figura 2-8. Regiones del Gran Caribe tal como las utilizó PNUMA (1994) para analizar las fuentes de contaminación de origen terrestre.*

The sign and magnitude of effects in reefs, however, exhibit no simple (predictable) pattern (Tomascik and Sander, 1985, 1987a,b; reviewed in Hatcher et al., 1989). On larger scales, the nutrient regime of waters surrounding and within coral reefs plays a major role in determining structure and function (e.g. competition, recruitment success).

The largest nitrogen and phosphorus loading in the wider Caribbean occurs in the southern Caribbean and Gulf of Mexico (Table 2-9). The major contributions of nutrients are non-point agricultural runoff and rural runoff sources, with relatively minor contributions from domestic and industrial sources. Throughout the Caribbean, only 2 to 16% of the population is served by sewer systems (UNEP, 1994). This is an expanded case of what has occurred in coastal areas of the USA such as the Florida Keys (De Freese, 1991). Populations have grown faster than infrastructure and technology have been put into place to treat pollutants sufficiently before discharging to coastal waters (USEPA, 1991, 1993). Extensive pollution in ports and harbors throughout the Caribbean is also well documented, but difficult to regulate. The rate at which forests and coastal wetlands are being converted for agricultural use, coupled with the increased applications of fertilizers (31% increase in 17 countries between 1979 and 1989), will only serve to increase the severity of coastal eutrophication (Rapport et al., 1985; UNEP, 1994). Some scientists have suggested

gran escala, el régimen de los nutrientes en las aguas que rodean y forman parte de los arrecifes juega un papel determinante en su funcionamiento y estructura (éxito del reclutamiento, competencia).

Las mayores descargas de fósforo y nitrógeno en el Gran Caribe ocurren en la parte sur y en el Golfo de México (Tabla 2-9). Las contribuciones más importantes de nutrientes provienen de fuentes no puntuales agrícolas y rurales, con contribuciones relativamente menores de fuentes industriales y domésticas. A lo largo del Caribe, solamente entre el 2 y el 16% de la población tiene acceso a sistemas de alcantarillado (PNUMA, 1994); esto es similar a lo que ocurre en áreas costeras de los EE.UU. como los Cayos de la Florida (De Freese, 1991). Las poblaciones han crecido más rápido que la instalación de infraestructura y tecnología en dichos lugares para que las descargas residuales puedan ser tratadas antes de llegar al mar (USEPA, 1991, 1993). La gran contaminación en puertos y bahías en el Caribe está bien documentada pero ha sido difícil de regular. El ritmo al cual los bosques y humedales costeros son convertidos al uso agrícola, junto con el aumento de la aplicación de fertilizantes (31% de aumento en 17 países entre 1979 y 1989), no servirá más que para incrementar la severidad de la eutrofización costera (PNUMA, 1994; Rapport et al., 1985). Algunos científicos han sugerido que los patrones recientes de declinación de los arrecifes del Caribe son mucho más compatibles, y consistentes con las observaciones del incremento de los aportes de nutrientes en relación directamente proporcional al crecimiento de las poblaciones humanas (Hallock et al., 1993). La capacidad del ecosistema del



that the patterns of recent Caribbean reef decline are much more widespread and are consistent with observations that nutrient input is increasing in direct proportion to growing human populations (Hallock et al., 1993). The ability of coral reef ecosystems to recover from pollution may be slow (perhaps 10 yrs or more), particularly in poorly flushed areas with large reservoirs of nutrients in sediments (Laws and Redajle, 1982; Hunter and Evans, 1995).

Land-based sources of total suspended solids (TSS) in the wider Caribbean are the biggest potential sources of coral reef degradation (Grigg and Dollar, 1990; Rogers, 1990). Land-based sources of sediments in the wider Caribbean have increased by 20% since 1960 (UNEP, 1994). Coastal development, land clearing, dredging, construction, and mining continue to threaten coral reefs (Rogers, 1983; Hatcher et al., 1989). Chemical pollution (chlorine, heavy metals, and hydrocarbons) often accompanies sediment loading, and the effects on coral reefs may be difficult to separate (Walker and Ormond, 1982). Natural factors such as beach erosion, storms, and shoreline dynamics may mask human impacts in certain instances (Hands et al., 1993). An important consideration is whether sediment is delivered to the substratum or is simply advected through the system. Other important considerations are the frequency of exposure, the organisms present, and the physical-chemical characteristics of the sediment (Hubbard and Pocock, 1972; Bak and Elgershuizen, 1976; USEPA, 1983). In the case where sediments are advected through the system, the negative effects mainly reflect a reduction in light levels from increased turbidity (Bak, 1978). The effects of sedimentation may be strongly species-specific, ranging from minimal to catastrophic (reviewed in Brown and Howard, 1985; Pastorak and Bilyard, 1985; Hubbard, 1986). Decreased calcification, photosynthetic and nutrient uptake rates, and increased production of mucus, zooxanthellae expulsion and pathology in corals (Rogers, 1983; reviewed in Brown and Howard, 1985) have been documented. Other adverse effects of sediments may include reduced coral diversity, reduced coral cover and growth rates, smothering, and reduced recruitment (Dodge et al., 1974; Bak, 1978; Cortés and Risk, 1984, 1985).

The greatest TSS loading in the wider Caribbean occurs in the Gulf of Mexico and southern Caribbean, but also, to a lesser extent in the Greater Antilles (Cuba, Dominican Republic, Jamaica, Puerto Rico) (Table 2-9). Over 85% of the industrial TSS loading occurs in the Mexican Gulf. Industrial TSS loads are one to two orders of magnitude greater than loading from domestic sources in the wider Caribbean. The major source of sediments is river discharge; over 80% of the global sediment loading to the ocean is delivered by river systems. Other natural and anthropogenic sources include erosion of river basin watersheds by deforestation, urbanization, agriculture, and beach replenishment (Hatcher et al., 1989). Human activities in coastal and upland areas contribute to sediment loading by activities such as: erosion resulting from deforestation and land-use change, agriculture and irrigation runoff, and storm water discharge. Recent studies have found that soil erosion rates in disturbed coastal areas can be several orders of magnitude

arrecife coralino para recuperarse de la contaminación puede ser lenta (quizás 10 años o más), particularmente en áreas de pobre circulación con grandes depósitos de nutrientes en los sedimentos (Laws y Redajle, 1982; Hunter y Evans, 1995).

Las fuentes de contaminantes terrestres de sólidos totales suspendidos (STS) en el Gran Caribe son las causas potenciales más grandes de degradación de los arrecifes coralinos (Grigg y Dólar, 1990; Rogers, 1990). Las fuentes terrestres de sedimentos en el Gran Caribe han aumentado en un 20% desde 1960 (PNUMA, 1994). El desarrollo costero, el desbroce de tierras, el dragado, la construcción y la minería continúan siendo una amenaza para los arrecifes coralinos (Rogers, 1983; Hatcher et al., 1989). La contaminación química (cloro, metales pesados e hidrocarburos) frecuentemente va acompañada de acumulaciones en el sedimento y los efectos sobre los arrecifes coralinos pueden ser difíciles de separar (Walker y Ormond, 1982). Factores naturales como la erosión de las playas, las tormentas y la dinámica costera pueden disimular los impactos humanos bajo ciertas circunstancias (Hands et al., 1993). Es muy importante considerar si el sedimento se incorpora al sustrato o si simplemente se transfiere al sistema; otras consideraciones importantes son la frecuencia de exposición, los organismos presentes y las características físico-químicas del sedimento (Hubbard y Pocock, 1972; Bak y Elgershuizen, 1976; USEPA, 1983). En el caso en que los sedimentos sean transferidos a través del sistema, los efectos negativos se reflejarán principalmente en una reducción de los niveles de iluminación y un incremento de la turbidez (Bak, 1978). Estos efectos de la sedimentación pueden ser específicos para cada especie, fluctuando desde niveles mínimos a catastróficos (revisado por Brown y Howard, 1985; Pastorak y Bilyard, 1985; Hubbard, 1986); se han documentado, disminución de la calcificación, fotosíntesis, tasa de incorporación de nutrientes, aumento de la producción de mucus, expulsión de zooxantelas y patologías en corales (Rogers, 1983; revisada en Brown y Howard, 1985). Otros efectos adversos que podrían atribuírsele a la sedimentación son asfixia de los corales, reducción de la diversidad, del reclutamiento y de la tasa de crecimiento, y de la cobertura coralina (Dodge et al., 1974; Bak, 1978; Cortés y Risk, 1984, 1985).

Las mayores descargas de STS en el Gran Caribe ocurren en el Golfo de México y el sur del Caribe, pero también en menor grado en las Antillas Mayores (Cuba, República Dominicana, Jamaica, Puerto Rico) (Tabla 2-9). Alrededor del 85% de las descargas industriales de los STS tienen lugar en el Golfo de México, son de 1 a 2 veces mayores en magnitud que las que ocurren en el Gran Caribe de fuentes domésticas. El mayor aporte de sedimentos proviene de las descargas fluviales. Aproximadamente el 80% del sedimento mundial que llega al océano es acarreado por los ríos. Otras fuentes naturales y antropogénicas son la erosión de las cuencas fluviales a consecuencia de la deforestación, urbanización, agricultura y el relleno de playas (Hatcher et al., 1989). Las actividades humanas en zonas costeras y tierra adentro contribuyen al acarreo de sedimento con actividades como: la erosión resultante de la deforestación, cambios en el uso de la tierra, agricultura, riego y descargas pluviales. Estudios recientes han registrado que la tasa de erosión en áreas costeras perturbadas puede ser varias veces mayor que en bosques inalterados (Birkeland, 1997). Se estima que las áreas boscosas del Gran Caribe disminuirán de 221 millones a 175 millones de hectáreas entre 1979 y 2000 (PNUMA, 1994).

greater than in undisturbed forests (Birkeland, 1997). Forested areas in the wider Caribbean are predicted to decrease from 221 million hectares to 175 million hectares between 1979 and 2000 (UNEP, 1994).

The large-scale introduction of contaminants such as pesticides and hydrocarbons into coastal areas is a growing problem in the Caribbean. Most contaminants can be highly toxic and are bioaccumulated, meaning that some materials cannot be metabolized by organisms and that contaminant levels increase higher in the food chain. There are very few data to address the scope of the problem and the relative importance of acute and chronic effects of contaminants on ecosystems such as coral reefs (UNEP, 1994).

Petroleum hydrocarbons are one of several types of contaminants that are introduced to the environment from point and non-point sources. Hydrocarbon contamination from domestic and industrial sources of oil and grease is a continuing problem in the wider Caribbean. The region is one of the largest oil-producing areas (97 refineries, 50% in the USA) in the world, with major areas of production located in Venezuela, Colombia, Mexico, Trinidad, Tobago, and the USA Gulf coast. Estimated annual loading of oil/grease indicates that the Gulf of Mexico and southern Caribbean have the greatest loading, and over 80% of the oil/grease pollution is related to industrial sources (oil refineries). Most of the refineries operate in the Gulf of Mexico and to a lesser extent in the southern Caribbean and Puerto Rico. Introductions of hydrocarbons to coastal areas occur from accidental spills from offshore gas exploration, oil refineries, and petrochemical plants (Loya and Rinkevich, 1980; Guzmán et al., 1991). Because oil is transported via shipping vessels throughout the wider Caribbean, there is an increased probability of inadvertent spills and groundings.

Oil spills can have severe short and long-term consequences for the viability of coral reefs in terms of coral cover, growth, and diversity (Guzmán et al., 1991). The many varying, biological, chemical, and physical factors that influence spilled oil tend to make each incident a unique ecological problem (reviewed in Loya and Rinkevich, 1980). Some important factors that determine the nature and extent of biological consequences of oil spills are: the type of oil, oil dosage, physical environmental factors, prevailing weather conditions, nature of the biota, prior exposure of the area to oil, and type of remedial action. Laboratory experiments and field observations have shown that the long-term effects of oil pollution can: prevent colonization by corals and other organisms; decrease coral viability; decrease coral growth; damage reproductive systems (smaller number of breeding colonies, fewer larvae produced); disrupt behavioral and feeding responses; cause excessive mucus production leading to enhanced bacterial growth and coral destruction (Loya and Rinkevich, 1980). ♦

La introducción a gran escala de contaminantes como plaguicidas e hidrocarburos en zonas costeras es un problema creciente en el Caribe. La mayoría de los contaminantes pueden ser altamente tóxicos y bioacumulativos, lo que implica que algunas sustancias no son metabolizadas por los organismos y sus concentraciones aumentan a medida que se incrementa el nivel en la trama trófica. La información existente para poder comprender el alcance de esta problemática, y la importancia relativa de efectos crónicos y agudos de los contaminantes sobre los ecosistemas arrecifales, es escasa (PNUMA, 1994).

Los hidrocarburos de petróleo son uno de varios tipos de contaminantes que se introducen al ambiente desde fuentes puntuales y no puntuales. La contaminación por hidrocarburos desde fuentes industriales y domésticas de petróleo y aceites es un problema continuo en el Gran Caribe. Esta región es una de las más grandes productoras de petróleo (97 refineries, 50% de las refineries en los EE.UU.) en el mundo, con áreas importantes de producción ubicadas en Venezuela, Colombia, México, Trinidad y Tobago, y la costa del Golfo en los EE.UU. Estimaciones anuales de descargas de petróleo y aceite indican que el Golfo de México y el sur del Caribe tienen los mayores registros de descargas, y se estima que alrededor del 80% de la contaminación por petróleo y aceite se relaciona a fuentes industriales (refinerías de petróleo). La mayoría de las refinerías operan en el Golfo de México y, en menor alcance, en el sur de Caribe y Puerto Rico. Las descargas de hidrocarburos en áreas costeras provienen de derrames accidentales de exploraciones de gas en mar afuera, refinerías de petróleo y plantas petroquímicas (Loya y Rinkevich, 1980; Guzmán et al., 1991). Dado que el petróleo es transportado por embarcaciones a lo largo del Gran Caribe, existe una alta probabilidad de derrames y varaduras.

Los derrames de petróleo pueden tener consecuencias severas a corto y largo plazo para la viabilidad de los arrecifes coralinos, desde el punto de vista de su cobertura, crecimiento y diversidad (Guzmán et al., 1991). Los diversos y variados factores físicos, químicos y biológicos que se presentan en un derrame de petróleo tienden a hacer de cada incidente un problema ecológico único (reseñados por Loya y Rinkevich, 1980). Algunos de los factores importantes que determinan la naturaleza y el alcance de las consecuencias biológicas de los derrames de petróleo son el tipo y composición del petróleo, los factores ambientales físicos, las condiciones prevalecientes del tiempo, la naturaleza de los organismos presentes, las exposiciones anteriores del área al petróleo y el tipo de acción tomada. Los experimentos de laboratorio y las observaciones de campo han demostrado que los efectos a largo plazo de la contaminación por petróleo pueden impedir la colonización por corales y otros organismos, disminuir su viabilidad y crecimiento, dañar los sistemas reproductivos (menor número de colonias reproductoras, menor producción de larvas), alterar el comportamiento y las respuestas alimentarias ocasionando una producción excesiva de mucus que estimula el crecimiento de bacterias y la destrucción del coral (Loya y Rinkevich, 1980). ♦

## Chapter III. Study Area and Environmental Setting

### 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). General geographic data for the country are summarized in Table 3-1. Situated between 17°40'N and 19°56'N latitude and 68°20'W and 70°01'W longitude, the Dominican Republic occupies approximately 62% (48,484 km<sup>2</sup>) of the total island area (78,000 km<sup>2</sup>). With an estimated coastline length of 1,389 km, the Dominican coastline is characterized by a combination of coralline cliffs and escarpments, river estuaries, and beaches and marshlands typically associated with lagoons. Mangroves (377 km or 27.1%) and coral reefs (166 km or 10%) comprise a significant percentage of the coast (Wells, 1988). The continental shelf is generally narrow (mean width of 7.5 km) and covers an area of approximately 8,130 km<sup>2</sup>; more than half of the shelf area is concentrated in five regions. Two submerged banks, Navidad (30 m depth) and la Plata (25 m depth, 3,740 km<sup>2</sup> in area), lie 70 km north and 150 km northwest of Cabo Samaná, respectively (Bonnelly de Calventi, 1975).

#### *Geology*

Three extensive valleys punctuate the spectacular and diverse topography of Hispaniola and four major mountain chains that each trend approximately northwest to southeast. Pico Duarte and La Pelona (3,087 m) in the Cordillera Central are in fact the highest peaks in the Greater

## Capítulo III. Área de estudio y características ambientales

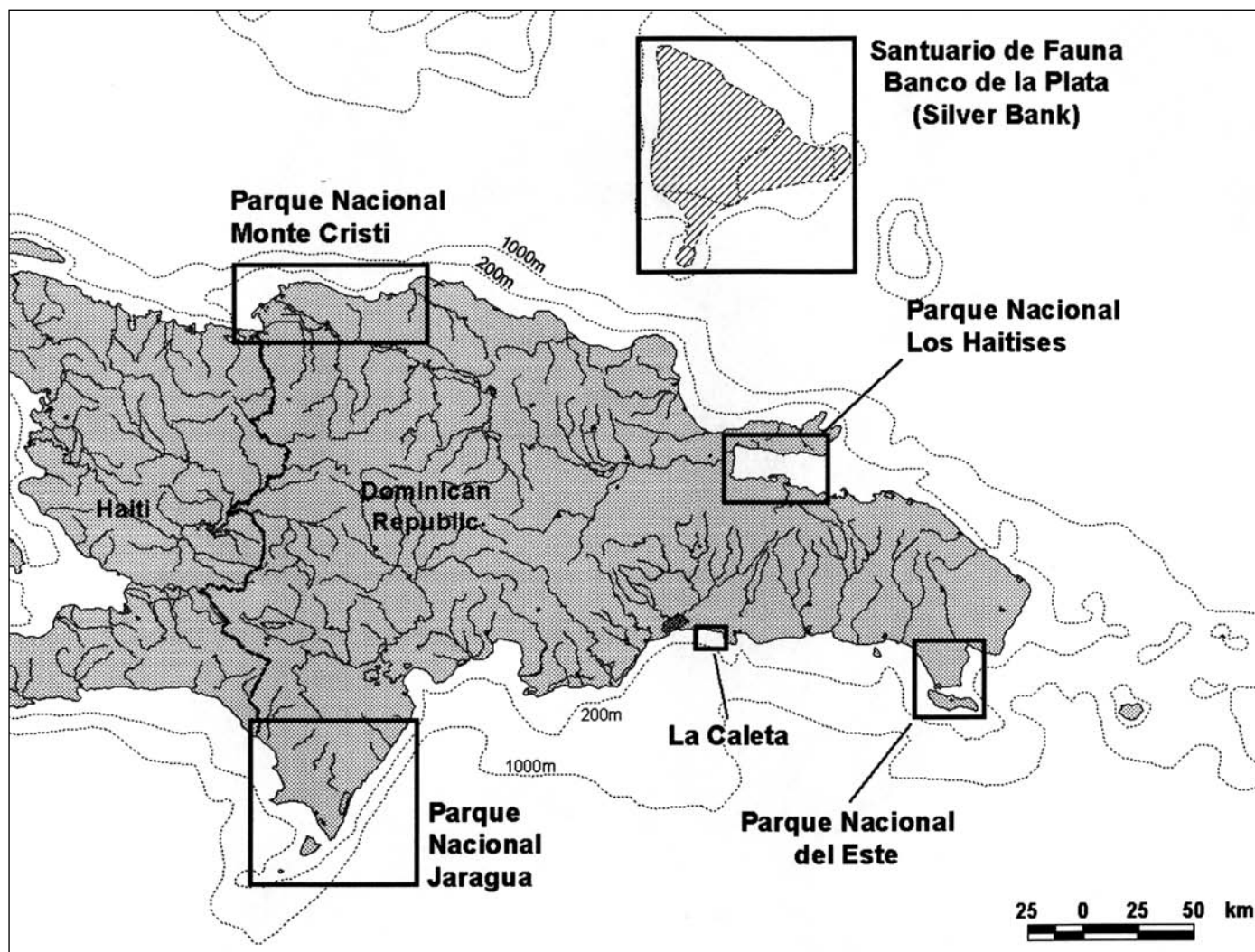
### REPÚBLICA DOMINICANA

La Española, la segunda isla en extensión del Gran Caribe, está políticamente dividida en dos países: Haití al oeste y la República Dominicana al este (Figura 3-1). Los datos geográficos de cada país se sintetizan en la Tabla 3-1. Situada entre los 17° 40' y los 19° 56' de latitud norte, y entre los 60° 20' y 70° 01' de longitud oeste, la República Dominicana ocupa 48 484 km<sup>2</sup> del área total de la isla, que es de unos 78 000 km<sup>2</sup>. Se estima que la línea costera de la isla mide unos 1389 km y se caracteriza por una combinación de acantilados y escarpes coralinos, estuarios, playas y marismas asociadas con lagunas. Los manglares (377 km, o 21.7%) y arrecifes coralinos (166 km, o 10%) ocupan 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 8130 km<sup>2</sup>, más de la mitad de la cual se concentra en cinco zonas importantes. Dos bancos sumergidos, el de Navidad (30 m de profundidad) y el de La Plata (25 m de profundidad y 3740 km<sup>2</sup> de extensión) se encuentran a unos 70 km al norte y 150 km al noroeste de Cabo Samaná, respectivamente (Bonnelly de Calventi, 1975).

#### *Geología*

La espectacular y diversa topografía de La Española se destaca por tres extensos valles y cuatro cadenas montañosas principales, orientadas fundamentalmente del noroeste al sudeste. Pico Duarte y La Pelona (3087 m), en la Cordillera Central, son los picos más altos del Caribe norte. Con una compleja historia telúrica, la isla es sísmicamente activa, y su mayor terremoto ocurrió en 1953 (Lewis et al., 1990).





**Figure 3-1. General locations of large coastal national parks in the Dominican Republic.** *Figura 3-1. Ubicaciones generales de los grandes parques nacionales costeros de la República Dominicana.*

Antilles. The island is seismically active, the last major earthquake occurring in 1953, and has a very complex tectonic history (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 geologic history of northern and central Hispaniola began with island arc magmatism in the Early Cretaceous (144 mya) to the Middle Eocene (40 mya). In the Middle to Late Eocene, this region endured rapid uplift, resulting from 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 mya), what is now northern and central Hispaniola was heavily faulted by east to west strike-slip seismic activity. Finally, transpression, as a result of 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 the northern and central terranes.

La Española es una isla creada por la actividad de las placas geológicas entre el proto-Caribe y América del Norte. La geología de la isla podría dividirse en dos historias, que en definitiva forman una sola (Draper et al., 1994). La historia geológica de la parte norte y central de La Española comienza con un arco de islas que es el producto de la actividad volcánica del Cretáceo (hace 144 millones de años) hasta mediados del Eoceno (hace 40 millones de años). En el Eoceno medio y superior, en esta región se produjo un levantamiento repentino debido al choque con el borde sur de las placas de América del Norte (plataforma carbonatada del sudeste de las Bahamas), y cesó la actividad volcánica en las islas. Durante el Eoceno superior y el Mioceno inferior (hace 25 millones de años), lo que actualmente es el norte y centro de La Española sufrió una gran falla a consecuencia de actividades sísmicas que provocaron deslizamientos paralelos de este a oeste. Por último, del Mioceno al presente han ocurrido choques y transposición debido a la colisión oblicua de los terrenos de la parte central de La Española con la placa oceánica.

La historia tectónica de la parte sur de La Española es completamente diferente a la del norte y del centro. Lo que actualmente constituye el sur de La Española se originó durante la formación de las placas oceánicas en el período Santoniano-Campaniano en



What is now southern Hispaniola was created during oceanic plateau construction in the Santonian and Campanian period in the Late Cretaceous (65 mya). Southern Hispaniola basalts of Cretaceous 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 overthrusting and slumping related to collision with Central America possibly resulted. In the Paleocene and Early Miocene (50-60 mya), 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. Folding, uplift, and erosion to the south occurred as the southern Hispaniola region collided with northern terranes. Clastic sediments created by uplift and erosion in the nearby northern terranes were deposited 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.

Because 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 the island. Oligocene and Pliocene (5 to 40 mya) sedimentary rocks and Pliocene and Pleistocene (1.5-5 mya) coral reefs cover much of the remain-

el Cretáceo superior (hace 65 millones de años). 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 principios del Mioceno (hace 50–60 millones de años) se produjeron hundimientos y fallas, así como la sedimentación de carbonatos con la formación de una plataforma carbonatada, al tiempo que la actividad volcánica era limitada. La sedimentación de carbonatos cesó entre finales del Mioceno y principios del Plioceno. 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 en las formaciones vecinas del norte se depositaron sobre la formación del sur, sellando prácticamente estos dos terrenos juntos. De esta forma, a principios del Mioceno las placas norte y sur se fundieron conectando ambas áreas.

Como resultado de todos estos procesos, en la geología de La Española existen sustratos formados del Cretáceo al Eoceno inferior, y cuencas sedimentarias de la Era Terciaria Superior. Las rocas del Cretáceo a la Era Terciaria Superior cubren aproximadamente el 30% de La Española. Las rocas sedimentarias del Oligoceno–Plioceno (hace 5–40 millones de años) y los arrecifes coralinos del Plioceno–Pleistoceno (hace 1.5–5 millones de años) 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,

**Table 3-1. Geographic data on the Dominican Republic. *Tabla 3-1. Datos geográficos de la República Dominicana.***

Location	Greater Antilles, Tropical Northwest Atlantic
Size	total area of 48,484 km <sup>2</sup> , two-thirds of island
Economic exclusive zone	239,809 km <sup>2</sup> , 5.6% is 0 to 200 m in depth
Coastline length	1,576 km
Reef extension	166 km (10 to 11% of coast)
Mangrove extension	268 km (17% of coast)
Population	8.222 million, second behind Cuba in West Indies 55% of population in urban areas Annual growth of 2.3% (1983 to 1992)
Density	107 persons per km <sup>2</sup> (seventeenth 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, fruits
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 Population Reference Bureau (www.prb.org/prb/info).*

ing 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 geologic history from that of neighboring groups of rocks. These terranes can be broadly defined as either stratigraphic, metamorphic, or disrupted (Draper et al., 1994).

### *Climate and oceanography*

The climate of the Dominican Republic is considered tropical marine dry, with average annual air temperatures ranging from 18 to 27 degrees C, although cooler temperatures may occur at the higher altitudes (Sealey, 1992). There is considerable regional variation in climate and precipitation; both temperature and rainfall tend to decrease from east to west (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 to southeast winds during the rest of the year.

Circulation patterns 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). The northern branch (Antilles Current) flows north and westward to the east of the Greater Antilles and the Bahamas. The southern branch (Caribbean Current) flows westward through the Caribbean Sea. Countercurrents, usually associated with diurnal tides, are common near the coast (Wells, 1988). Tides are mainly diurnal in the Dominican Republic (Kjerfve, 1981), with a mean spring tidal range of 90 cm on the north coast and approximately 20 cm on the south coast (International Marine, 1995). ◆

## **PARQUE NACIONAL DEL ESTE**

Parque Nacional del Este (PNE) is the second largest coastal national park in the Dominican Republic (Table 3-2), comprising over 434 km<sup>2</sup> of terrestrial habitats and an additional 120 km<sup>2</sup> of shallow-water (< 30 m) marine habitats (not legally included to date) (Figure 3-1). The park is administered by the Dirección Nacional de Parques (DNP), the Dominican National Park Service. PNE comprises 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 a national park

basamento oceánico del arco y los restos de la estructura del arco). En el sur, el basamento 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 carbonatos formados durante una activa temporada de choques–deslizamientos tectónicos orientados aproximadamente de este a oeste.

La Española puede dividirse en 12 diferentes tipos de formaciones tectónico–estratigráficas. La diferencia está dada en que los grupos de rocas orientadas a 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*

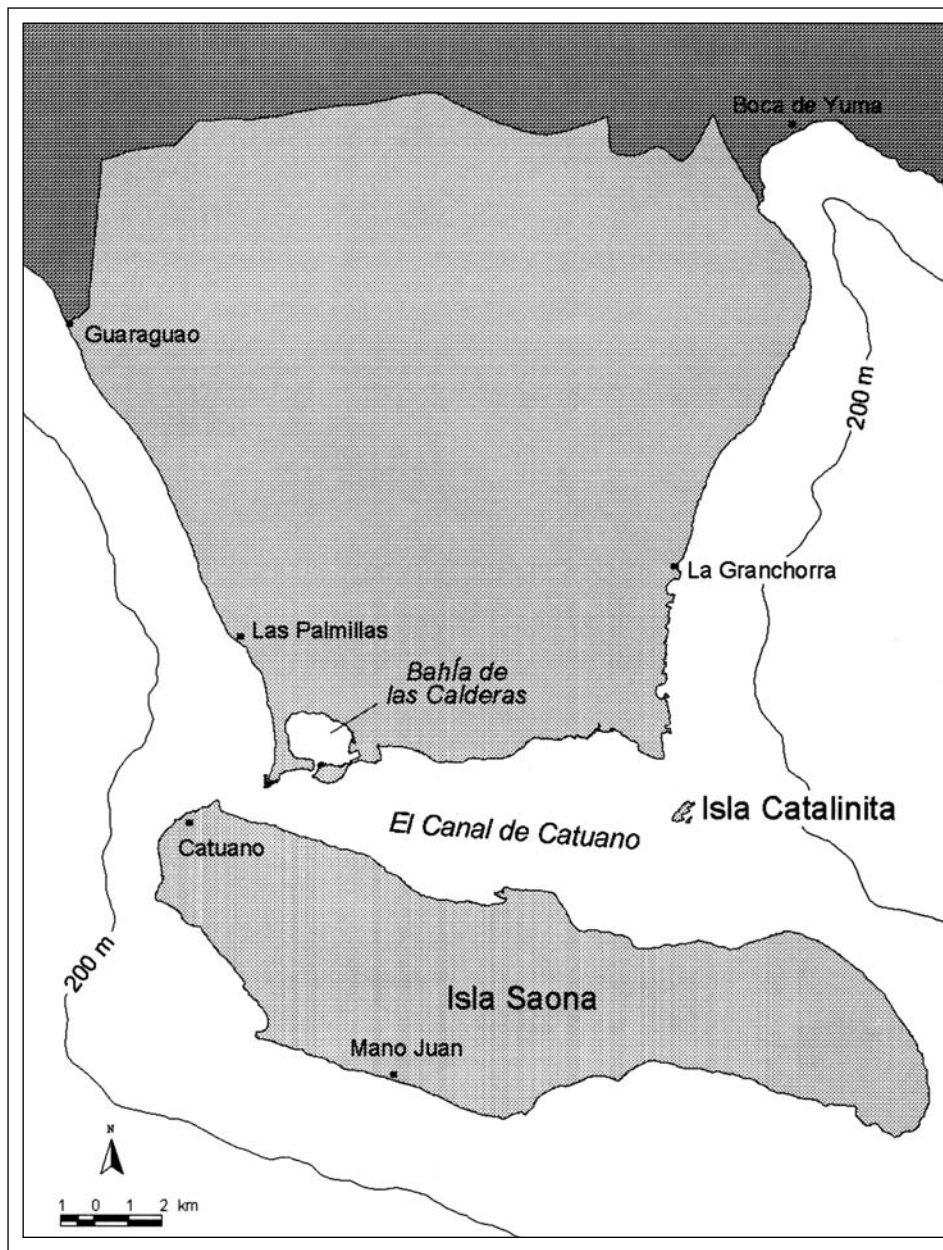
El clima de la República Dominicana es considerado como clima marítimo tropical seco, con promedios anuales de temperaturas del aire de entre 18 y 25°C, aunque pueden ocurrir temperaturas más frías a gran altura (Sealey, 1992); existe una gran variación regional del clima y los regímenes de lluvia, en los que la temperatura y las precipitaciones tienden a disminuir de este a oeste (Wells, 1988). Las precipitaciones son mayores en mayo y noviembre, y menos abundantes de diciembre a febrero, con un promedio anual de lluvias en Santo Domingo de aproximadamente 1395 mm. Los vientos predominantes durante el invierno son los alisios del noreste y los del este–sudeste.

Los patrones de circulación de las aguas costeras están influenciados por la Corriente Ecuatorial del Norte (Molinari et al., 1981) que se mueve en dirección oeste hacia la costa este de la República Dominicana, y se divide en dos ramas, una hacia el norte y otra hacia sur al llegar al Paso de la Mona (Duncan et al., 1977). La rama que se dirige hacia el norte forma la Corriente de Las Antillas que fluye hacia el norte y el oeste, hacia el este de las Antillas Mayores y las Bahamas. La rama del sur (la Corriente del Caribe) fluye hacia el oeste a través del Mar Caribe. Las contracorrientes, generalmente asociadas a las mareas, son muy comunes cerca de la costa (Wells, 1988). Las mareas son generalmente diurnas en la República Dominicana (Kjerfve, 1981), con una altura media de sicigia de 90 cm en la costa norte, y aproximadamente 20 cm en la costa sur (International Marine, 1995). ◆

## **PARQUE NACIONAL DEL ESTE**

El PNE es el segundo parque nacional costero en extensión de la República Dominicana (Tabla 3-2), con 434 km<sup>2</sup> de área terrestre más unos 120 km<sup>2</sup> de hábitats marinos someros (< 30 m) no incluidos legalmente dentro de la jurisdicción del parque (Figura 3-1).

El parque es administrado por la Subsecretaría de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), el servicio de atención y manejo de parques de la República Dominicana, y comprende la península y la Isla Saona en la costa sudeste del país, en la provincia de La Altagracia (Figura 3-2). Fue designado Parque Nacional por el gobierno dominicano el 16 de septiembre de 1975 (Decreto No. 1311). Topográficamente el parque está ubicado entre San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana y Mano Juan, y limitado por San Rafael



**Figure 3-2. Parque Nacional del Este, southeastern coast of the Dominican Republic.** *Figura 3-2. Parque Nacional del Este, costa sudeste de la República Dominicana.*

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. It is bordered by San Rafael de Yuma to the north, Bahía de Yuma to the east, and the Caribbean Sea to the south. Isla Saona is separated from the mainland by a large, mostly shallow (< 10 m) lagoon (Canal de Catuano), with limited freshwater input and a deeper channel (Paso de Catuán) along the lagoon's southern boundary. The peninsula is relatively low-profile limestone or coralline 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 entire southeastern Dominican Republic is underlain by limestone, most of which is exposed as surface rock. The Seibo and Oro terranes underlie the Dominican eastern peninsula including PNE. The southern and most east-

de Yuma al norte, la Bahía de Yuma, al este, y el Mar Caribe por el sur. La Isla Saona está separada de tierra firme por una laguna marina extensa y poco profunda (< 10 m) conocida como el Canal de Catuano, con escasa afluencia de agua dulce. La laguna posee un canal más profundo (Paso de Catuano, >10 m) a lo largo de su margen sur. La península presenta un relieve relativamente bajo de rocas calizas y coralinas, con un promedio 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 elevaciones máximas en tierra firme y la isla Saona son 70 y 40 m, respectivamente.

El sudeste de la República Dominicana descansa sobre roca caliza, mayormente expuesta como superficie rocosa. Las formaciones rocosas del Seibo y el Oro sirven de base al sudeste de La República Dominicana, incluyendo el PNE. La parte sur y la mayor parte del este de la península están actualmente dominados por una larga planicie conocida como los Llanos Costeros del Seibo, compuestos, casi en su totalidad, por depósitos coralinicos emergidos en el Pleistoceno (hace 1.5 millones de años) (Draper et al., 1994). El litoral



**Table 3-2. Coastal national parks of the Dominican Republic. *Tabla 3-2. Parques nacionales costeros de la República Dominicana.***

Protected area	Location	Established	Area (km <sup>2</sup> )		
			Terrestrial	Marine	Total
Parque Nacional del Este	Southeast coast	1975	434	0	434
Parque Nacional Submarino La Caleta	South-central coast	1986	0	0.33	0.33
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 Wells (1988) and MAMMA (1996).*

ern part of the Eastern Peninsula are now dominated by a large plain known as Llanos Costeros del Seibo, comprising almost entirely raised Pleistocene (1.5 million year-old) coral reef deposits (Draper et al., 1994). The eastern coasts (windward) of the peninsula and Isla Saona have steep rocky shores with small isolated beaches. The island shelf is very narrow, generally less than 1.5 to 2.0 km in width, and drops off precipitously into the Mona Passage. Low rocky shores and extensive beaches characterize the western shore of the peninsula, between Guaraguao and Palma Seca. Here the island shelf is wider with sandy shoals, seagrass beds, and reefs. To the south and east of Isla Saona are fringing reefs and a deep broad platform of low-relief hard-bottom and seagrass beds.

Water circulation in PNE and adjacent waters is partly governed by the North Equatorial Current. This current flows westward towards the Dominican Republic at 50 to 75 cm/s (Molinari et al., 1980, 1981) and divides into two currents north (Antilles Current) and south (Caribbean Current) in the Mona Passage (Costin, 1968; Metcalf et al., 1977). The Mona Passage is approximately 300 to 400 m in depth and is important in terms of surface water movements into and out of the Caribbean Sea. Circulation patterns between Puerto Rico and the eastern coast of the Dominican Republic are very complex, with strong tidal currents present throughout the 115 km width of the Mona Passage (Metcalf et al., 1977). The overall movement of water is westward in the Mona Passage, but there is some movement into the Atlantic and southwest towards Jamaica. Diurnal tides are present in the southeastern Dominican Republic (Kjerfve, 1981), with a mean spring tidal range of 18 to 20 cm at La Romana, northwest of the Park (International Marine, 1995). Counter-currents (eastward flow) are common close to shore and are usually associated with tides.

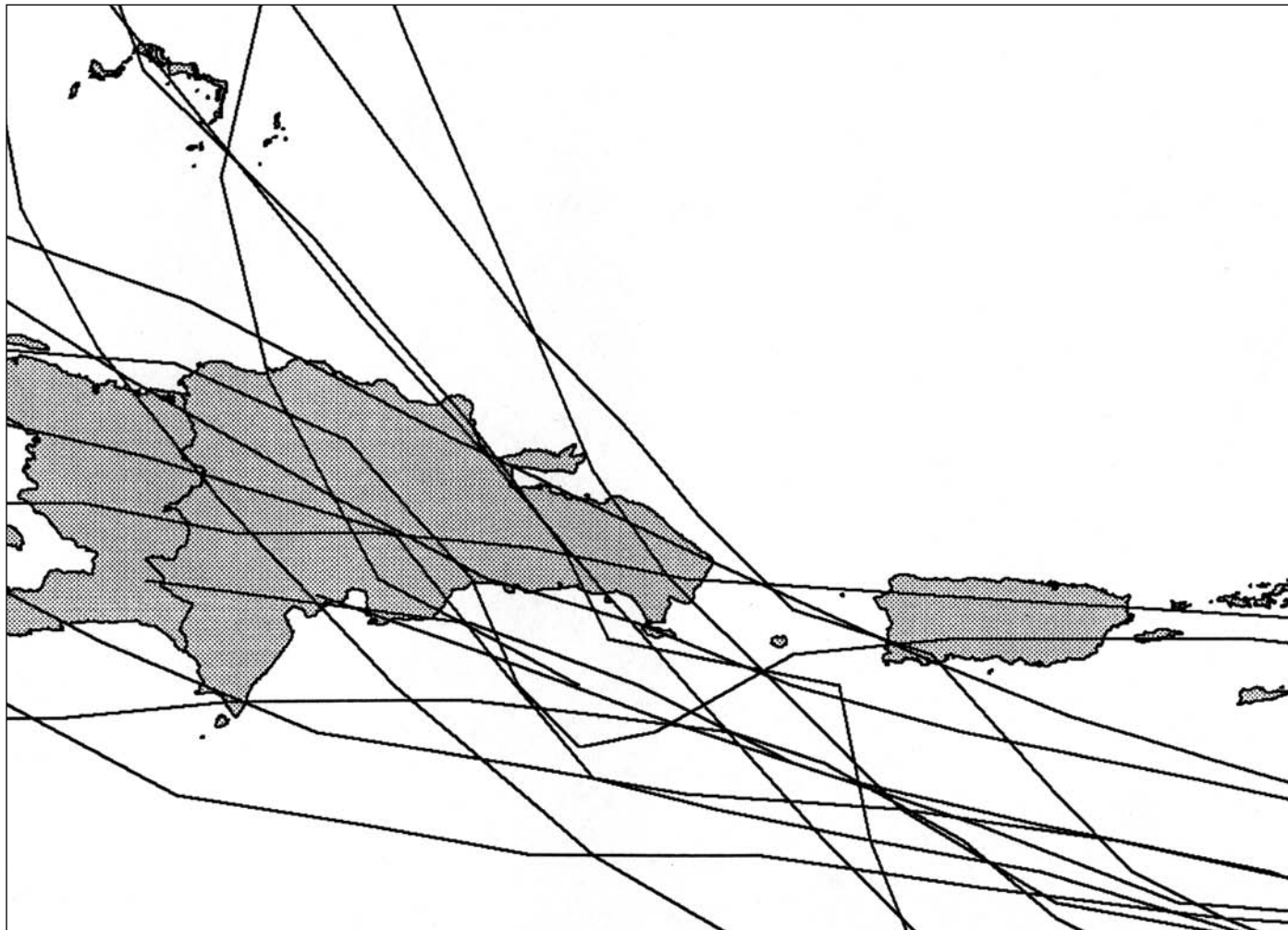
A major feature of the Park is the absence of surface freshwater resources; there are no lakes, few ponds, rivers, or large freshwater swamps. Annual rainfall is low (15 to 16 cm/yr) and most of it collects in small basins and hollows during May to November, and soils are extremely thin throughout the area (Towle et al., 1973). There may be a significant reserve of ground water, however, because of

este (o barlovento) de la península y de la Isla Saona es abrupto y rocoso, con pequeñas playas aisladas. La plataforma de la isla es estrecha (menos de 1.5–2 km de ancho) y cae precipitadamente hacia el Paso de la Mona. El litoral este de la península posee extensas áreas rocosas bajas y grandes playas entre Guaraguao y Palma Seca. Aquí la plataforma de la isla es más ancha con arenales bajos, praderas de hierbas marinas y arrecifes. Al sur y este de la Isla Saona hay numerosos arrecifes de borde y una plataforma más profunda y ancha donde abundan fondos mixtos duros de escaso relieve y pastizales marinos.

La circulación de las aguas del parque y las adyacentes está determinada prácticamente por la corriente Ecuatorial del Norte que se desplaza hacia el oeste a una velocidad de entre 50 y 75 cm/s (Molinari et al., 1980, 1981) y se divide en dos, una parte hacia el norte (Corriente de las Antillas) y otra hacia el sur (Corriente del Caribe) de la isla en el Paso de la Mona (Costin, 1968; Metcalf et al., 1977). El Paso de la Mona tiene aproximadamente entre 300 y 400 m de profundidad y es importante por el movimiento superficial de las aguas hacia y desde el mar Caribe. Los patrones de circulación entre Puerto Rico y la costa este de la República Dominicana son complejos, con fuertes corrientes de mareas en los 115 km de ancho del Paso de la Mona (Metcalf et al., 1977). El movimiento general del agua en el Paso de la Mona es hacia el oeste, pero existe algún movimiento hacia el norte (Atlántico) y hacia el sudoeste en dirección a Jamaica. Las mareas son principalmente diurnas en el sudeste de la República Dominicana (Kjerfve, 1981), con una fluctuación máxima (mareas de sicigia) de entre 18 y 20 cm en La Romana, al noroeste del parque, encontrándose con frecuencia contracorrientes en dirección este cerca de la costa, asociadas generalmente 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 todo el área y la lluvia es escasa (15–16 cm/año), la mayoría de la cual se almacena en pequeñas cavidades mayormente de mayo a noviembre (Towle et al., 1973). Es posible que exista una gran reserva de aguas subterráneas debido a la presencia de carso en el área y a una extensa red de cuevas y cavernas subterráneas con numerosas pictografías precolombinas (Mansour, 1995). Se han reportado afloramientos de agua dulce frente a Peñón Gordo (Towle et al., 1973). Sin embargo, el desarrollo costero (poblado de Bayahibe), el aporte de ríos al noroeste (Río Dulce en la Romana, Río Chavón), así como la agricul-





**Figure 3-3. Tropical storm paths in the vicinity (200 km) of Parque Nacional del Este and Boca Chica, southern coast of the Dominican Republic, during 1944 to 1996 (data from <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>). *Figura 3-3. Rutas de las tormentas tropicales en los alrededores (200km) del Parque Nacional del Este y de Boca Chica, en la costa sudeste de la República Dominicana, durante los años 1944 a 1996 (Datos de <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> y <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>).***

the karstic limestone in the area. Offshore upwelling of freshwater has been reported from Peñón Gordo (Towle et al., 1973). Coastal development (adjacent town of Bayahibe) and river effluent to the northwest (Río Dulce a la Romana, Río Chavón), as well as agriculture (sugarcane, cattle) and river discharge (Río Yuma) to the northeast, potentially affect water quality in the Park.

PNE and the southeastern coast are strongly affected by tropical storms; these events can result in significant peaks in precipitation (Figure 3-3). From 1945 to 1996, sixteen tropical storms ranging in intensity from a tropical storm (< 50 knot winds) to a Category 5 hurricane (> 130 knot winds) have passed within 200 km of the southern coast (Table 3-3). Of the 16 storms, 50% were hurricane force when they passed over PNE. Hurricane Georges passed directly over PNE during September 1998 and caused damage to local communities and natural resources such as coral reefs. Most tropical storms occur during August and September and have a frequency of occurrence, on average, of one storm every three to four years.

tura (fundamentalmente caña de azúcar) y las descargas de ríos en el nordeste del PNE (Río Yuma) pueden potencialmente afectar la calidad del agua en el parque.

El PNE y la costa del sudeste están fuertemente afectadas por tormentas tropicales; estos eventos pueden provocar elevadas precipitaciones (Figura 3-3). De 1945 a 1996, dieciséis tormentas tropicales, con rango de intensidad entre tormenta tropical (vientos < 50 nudos) y categoría 5 de huracán (vientos > 130 nudos), han pasado dentro de los 200 km de la costa sur (Tabla 3-3). De las 16 tormentas, el 50% eran huracanes cuando pasaron sobre el PNE. De hecho, el huracán George pasó directamente sobre el PNE en septiembre de 1998, causando daños a las comunidades locales y a los recursos naturales como los arrecifes coralinos. La mayoría de las tormentas han ocurrido durante agosto y septiembre con una periodicidad de una tormenta cada 3 o 4 años.

El impacto humano en el PNE comprende el creciente uso del agua dulce, la eliminación de vegetación en las playas en uso para el turismo, y la pesca intensa. No hay desarrollo comercial dentro de los límites del Parque, pero sí hay algunos centros turísticos (en Bayahibe, y los hoteles Dominicus, Gran Dominicus, Dominicus

**Table 3-3. Occurrence of tropical storms within 200 km of Boca Chica and Parque Nacional del Este, Dominican Republic, 1944 to 1996. Wind speed (knots) and status refer to each storm as it passed over the southern coast.**  
*Tabla 3-3. Ocurrencia de las tormentas tropicales dentro de los 200 km de Boca Chica y el Parque Nacional del Este, en la República Dominicana, entre 1944 y 1996. La velocidad del viento (nudos) y el estatus se refieren a cada una de las tormentas cuando pasaron por la costa sur.*

Year	Storm name	Date	Wind (knots)	Status
1945	Tropical storm No. 3	4 August	25-45	Tropical storm
1949	Hurricane No. 9	22 September	65 to 70	Category 1
1950	Hurricane Baker	24 August	30	Tropical depression
1952	Hurricane Charlie	23 September	35	Tropical storm
1961	Hurricane Frances	3 October	50	Tropical storm
1963	Hurricane Edith	27 September	65	Category 1
1964	Hurricane Cleo	23 to 24 August	135	Category 5
1966	Hurricane Inez	28 to 29 September	120 to 130	Category 4
1967	Hurricane Beulah	10 September	110 to 130	Category 4
1979	Hurricane Frederic	5 to 6 September	35 to 45	Tropical storm
	Hurricane David	31 August to 1 September	130 to 145	Category 5
	Tropical storm Claudette	18 to 19 July	20 to 25	Tropical depression
1985	Tropical storm Isabel	7 October	30 to 35	Tropical storm
1987	Hurricane Emily	23 September	105	Category 3
1988	Tropical storm Chris	25 August	30	Tropical depression
1996	Hurricane Hortense	10 to 11 September	65 to 75	Category 1

Data from <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

Human impacts on PNE include fresh-water usage, clearing of beach areas (coastal vegetation) for tourism, and intensive fishing. There are no commercial developments within the Park, although tourist resorts (Bayahibe, Hotel Dominicus, Gran Dominicus, Dominicus Palace, and Coral Canoa), and the city of La Romana are immediately to the northwest of the Park's boundaries. Small waste-water treatment plants serve Bayahibe and the Dominicus resort, but these are not efficiently operated and the spatial extent of the discharge to coastal waters is not known. Local communities obtain their freshwater from wells, but also dispose of local sewage through wells. Major activities within the Park are artisanal fisheries and tourism. An estimated 85,000 tourists visited the Park in 1993, compared to only 10,000 in 1989 (Vega et al., 1996). The population of three of the small towns or villages, Bayahibe (582), Mano Juan (364) and Boca de Yuma, within and immediately adjacent to the Park, totals 2,156; 30% of the residents are fishermen (Vega et al., 1996). ♦

## BOCA CHICA

Boca Chica is located approximately 32 km east of the capital city of Santo Domingo on the southern coast (Figure 3-4). This area was selected as a comparison site to PNE to evaluate differences in the condition of reef resources related to coastal development and fishing pressure. Boca Chica has a coastline which has suffered high impact from industrial and tourism developments (Geraldés, 1992) and has a long history of coral reef resource exploitation compared to PNE.

The coastal region near Boca Chica is largely humid, subtropical forest. The island shelf in this area is about 5

Palace, Coral Canoa) y la ciudad de La Romana, todos al noroeste del Parque. Pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales sirven al poblado de Bayahibe y los centros turísticos, pero éstos no son operados eficientemente y se desconoce la extensión espacial de estas descargas en las aguas costeras. El agua dulce para las comunidades locales se obtiene de pozos, al mismo tiempo que los albañales son descargados en pozos subterráneos o fosas. Las actividades importantes dentro del Parque son las pesquerías artesanales y el turismo. Se estima que unos 85 000 turistas visitaron el parque en 1993 comparados a sólo 10 000 en 1989 (Vega et al., 1996). En 1994, la población de tres pueblos pequeños, Bayahibe (582), Mano Juan (364) y Boca de Yuma (1210) dentro del Parque y en sus inmediaciones del parque sumaban un total de 2156, y los pescadores constituían un 30% de los residentes (Vega et al., 1996). ♦

## BOCA CHICA

Boca Chica está localizada aproximadamente a 32 km al este de Santo Domingo en la costa sur (Figura 3-4). Este área fue seleccionada como zona de comparación con el PNE para determinar las diferencias en las condiciones de los arrecifes en relación con el desarrollo costero y la presión pesquera. En Boca Chica, la línea costera ha sido intensamente afectada por el desarrollo industrial y turístico (Geraldés, 1992) y tiene una larga historia de explotación de los recursos de arrecife, en comparación con el PNE.

La región costera cercana a Boca Chica está formada por un bosque húmedo subtropical. La plataforma de la isla posee alrededor de 5 km de ancho. Entre la costa y la barrera de arrecifes coralinos existe una laguna de aproximadamente un kilómetro de ancho. La barrera es de corales vivos y en la laguna en la Bahía de Andrés, entre Boca Chica y Andrés (aproximadamente 6 km al oeste de Boca Chica) se ha registrado el afluyente submarino del río Brujuelas.

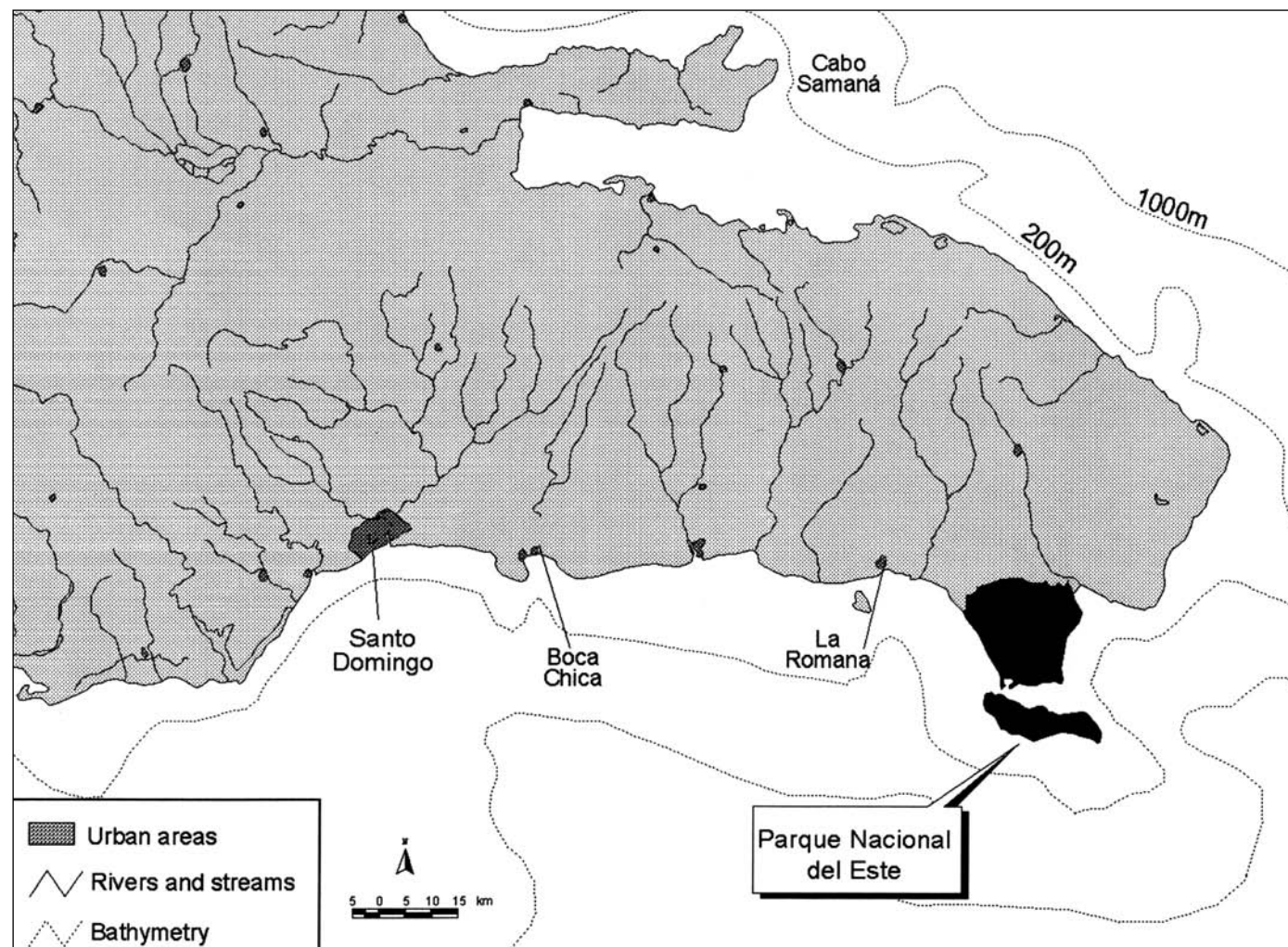


km wide. Between the coast and barrier reef is a large (1 km wide) lagoon. The present living barrier reef and lagoon in Bahía de Andrés between Boca Chica and Andrés (approximately 6 km west of Boca Chica) is reportedly the submarine outflow site of Río Brujuelas. This river disappears at a sinkhole 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 to 20 m depth). There are two islands in the lagoon: La Mática (200 m x 150 m) and La Piedra (artificial), also known as Los Pinos. La Mática is a mangrove hammock, growing on a coral rubble substrate. Isla la Piedra was artificially created by dredge spoils during the development of the Andrés port, constructed in 1955 as part of the Boca Chica sugar factory facilities (Gerald, 1976). Most of the lagoon has an average depth of 0.5 m, consisting of a sandy bottom with some sparse seagrass covering approximately 3.2 km<sup>2</sup>.

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

Este río desaparece en un sumidero 7 km al norte. La laguna está conectada a ambos lados con el océano: en la parte este por un canal arenoso y poco profundo, y en la parte oeste por un canal más profundo (15–20 m de profundidad). Existen dos islas en la laguna: La Mática (200 m x 150 m) y La Piedra (artificial), también conocida como Los Pinos. La Mática es un matorral de mangle que crece en un sustrato de cascajo coralino. La isla La Piedra fue creada por la deposición del dragado durante la construcción del puerto Andrés en 1955 como parte de las instalaciones de la central azucarera de Boca Chica (Gerald, 1976). La laguna tiene una profundidad promedio de 0.5 m, y un fondo arenoso cubierto de hierbas marinas dispersas de aproximadamente 3.2 km<sup>2</sup>.

La barrera de coral de Boca Chica bordea la laguna y está orientada de nordeste a sudoeste, donde se convierte en un arrecife de borde de 10 m de ancho, que se extiende hasta Punta de Caucedo (Wells, 1988). La parte plana del arrecife tiene una profundidad de 0.2 a 0.4 m compuesta en su mayoría por hierbas marinas (*Thalassia testudinum*) y el coral de dedos (*Porites*). Hacia la zona de rompientes se encuentran montículos coralinos con corales vivos dispersos. En la zona más profunda y expuesta de la cresta arrecifal predomina el coral pata de ñame (*Acropora palmata*) y varias



**Figure 3-4. Location of Boca Chica and Parque Nacional del Este on the southern coast of the Dominican Republic. Reefs and environmental conditions in Boca Chica were compared to those in the Park. Figura 3-4. Ubicación de Boca Chica y del Parque Nacional del Este en la costa sur de la República Dominicana. Las condiciones ambientales y de los arrecifes en Boca Chica fueron comparadas con las del Parque.**

Punta Caucedo (Wells, 1988). The reef flat is 0.2 to 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. Offshore of the breaker zone is a low-profile spur-and-groove system separated from the main barrier reef by sand. The barrier reef was the location of a CARICOMP (Caribbean Coastal and Marine Productivity Monitoring Network) station surveyed by the Centro de Investigaciones de Biología Marina-Universidad Autónoma de Santo Domingo. This station has since been moved to El Peñón, PNE, because of vandalism.

Currents and weather patterns in the Boca Chica environment are summarized in Geraldès (1992). Surface currents are largely wind-driven near the coast and thus tend to flow predominantly from east to west. Northeasterly trade winds are predominant during the winter, while southeast winds are dominant during the summer. Air temperature ranges from 24 degrees C to 31 degrees C during May to September and from 20 degrees C to 29 degrees C during the winter.

One or more of the following geologic 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. 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 to 9, and 3 to 6 m above present sea level. According to Geister (1982), these terraces are the result of constant uplift during marine transgression phases in the Pleistocene.

The marine environment of Boca Chica has been significantly altered by severe tropical storms (Figure 3-3) and human activities (Geraldès, 1982, 1992). Severe storm damage occurred to reefs and beaches during violent tropical storms in 1979, particularly during Hurricane David (Table 3-3). The inner reef area was largely destroyed and the breaker zone was heavily impacted (Geraldès, 1982). Major human impacts on Boca Chica since the 1940s include intensive fishing, industrial development and pollution, tourism development, and dredge-and-fill construction. The Boca Chica area was originally a mangrove swamp with a lagoon protected by the barrier reef. The swamp was filled with sand from dredge material taken from the lagoon. By the 1970s, Boca Chica became the primary beach destination of residents from Santo Domingo. There are currently 2,000 visitors per day to the area on a year-round basis. There are five major hotels with 1,700 rooms along the coast of Boca Chica, the largest being the Hamaca and Don Juan hotels. Small waste-water treatment plants presumably serve the hotels, but there is no information on treatment efficiency and environmental impacts. Major

especies de algas que cubren la superficie del arrecife hasta los 4 y 5 metros de profundidad. Por debajo de la zona de rompientes existe una zona de apoyo con colonias dispersas de pata de ñame. Por fuera de la zona de rompientes hay un sistema de camellones separado de la cresta principal por arena. En esta cresta se ubicó la estación de muestreo de CARICOMP (Red de Monitoreo Costero y de Productividad Marina del Caribe), de la cual está a cargo el Centro de Investigaciones de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Santo Domingo y que ha sido reubicada en el El Peñón a causa del vandalismo.

Los patrones del estado del tiempo y las corrientes en Boca Chica aparecen en el trabajo de Geraldès (1992). Las corrientes superficiales en la costa son generadas principalmente por los vientos y fluyen predominantemente de este a oeste. En el invierno predominan los vientos alisios del nordeste, mientras que en el verano prevalecen los del sudeste. La temperatura del aire varía de 24 a 31°C de mayo a septiembre y de 20 a 29°C en el invierno.

Una o más de las siguientes formaciones geológicas sustentan Boca Chica: Loma Caribe-Tavera, Tortue-Amina-Maimon y Seibo. La geología de superficie de cada una de estas terrazas está dominada por levantamientos de depósitos de arrecifes coralinos que datan del Plioceno y el Pleistoceno. En muchos lugares, se pueden observar terrazas elevadas de origen arrecifal paralelo a la costa. Se han identificado 8 niveles de terrazas a lo largo de la costa sur (Barreta, 1962). Las elevaciones de las terrazas sucesivas están, desde las más antiguas hasta las más recientes, a 80, 67, 50, 40, 30, 16, 8-9 y 3-6 m sobre el nivel del mar actual, respectivamente. Según Géister (1982), estas terrazas son el resultado de levantamientos sucesivos durante las fases de transgresión del Pleistoceno.

El medio ambiente de Boca Chica se ha alterado por tormentas tropicales severas (Figura 3-3) y actividades humanas (Geraldès 1982, 1992). Daños severos afectaron las playas y arrecifes durante las violentas tormentas tropicales de 1979, sobre todo el huracán David (Tabla 3-3). La parte más interna del arrecife se destruyó enormemente, con un gran impacto en la zona de rompientes (Geraldès, 1982). Los impactos antropogénicos más importantes desde los años 40 han sido el desarrollo industrial y la contaminación, el desarrollo del turismo, y el dragado y relleno de los proyectos de construcción. El área de Boca Chica fue originalmente un área pantanosa de manglares con una laguna protegida por la cresta arrecifal, que se relleno con arena del material del dragado. A partir de 1970, Boca Chica se convirtió en la playa principal de los residentes de Santo Domingo, con un promedio actual de 2000 visitantes diarios durante todo el año. Existen en la zona cinco grandes hoteles con capacidad de 1700 habitaciones a lo largo de la costa, los más grandes son Hamaca y Don Juan. Los hoteles presumiblemente cuentan con pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales, pero no existe información sobre la eficiencia de estas plantas y el posible impacto en las aguas costeras. Los mayores proyectos de dragado se llevaron a cabo en 1954 durante la construcción del puerto comercial y de una fábrica de azúcar, en los que los residuos y materiales del dragado fueron utilizados para crear la isla de La Piedra. En 1977 se construyó una marina para los barcos de recreación. La fauna de la parte oeste de la laguna ha sido afectada por el incremento de la sedimentación y la turbidez como resultado del dragado y la construcción de playas artificiales. Las centrales azucareras podrían afectar este área con las descargas de ácidos y



dredging projects were carried out in 1954 for the construction of the commercial port and a sugar mill, with spoils and dredging material used to create La Piedra Island. In 1977, construction for a marina was undertaken for recreational sailors. The fauna of the western area of the lagoon has been impacted on by increased sedimentation and turbidity from dredging and artificial beach construction. A sugar-cane processing factory may be affecting the area through the discharge of acidic, warm-water effluent. Staghorn and elkhorn corals are very rare, probably as a result of a combination of heavy exploitation in the 1970s and storm damage during 1979 (Hurricane David). The reef environment has been noticeably damaged and the fish fauna is impoverished from years of exploitation. ◆

el agua de enfriamiento con mayor temperatura que la ambiental. Los corales ganchitos y pata de ñame son bastante escasos en el área, probablemente como resultado de la intensa explotación en los años 70 y los daños producidos por las tormentas de 1979 (huracán David). Los arrecifes han sido notablemente dañados y la fauna de peces asociada está considerablemente empobrecida por años consecutivos de explotación. ◆



## Chapter IV. Reef Distribution and Community Structure

### BACKGROUND AND PURPOSE OF STUDY

A rapid ecological assessment (REA) of the Parque Nacional del Este (PNE) during March 1994 was the first step in an effort to:

- document the status of coral reef resources in the Park,
- identify potentially important natural and anthropogenic factors affecting coral reef community structure, and
- provide the basis for research and monitoring activities to better understand cause-and-effect relationships.

An REA is a flexible process used to obtain biological and ecological baseline information for effective conservation and resource management decision making (Abele, 1992). 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, as well as carrying out an effective strategic plan of protection, management, and information needs of a protected area like PNE. "Rapid" is a relative term; the time commitment of these assessments can vary greatly depending on the size of the area, availability of imagery and maps, and existing biological and environmental data. The objectives and rationale of REAs 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.

## Capítulo IV. Distribución de los arrecifes y estructura de la comunidad

### ANTECEDENTES Y PROPÓSITO DEL ESTUDIO

En marzo de 1994 se realizó una evaluación ecológica rápida (EER) del PNE como un primer paso en un esfuerzo por:

- documentar el estado de los recursos del arrecife coralino,
- identificar los factores naturales y antropogénicos que afectan potencialmente la estructura comunitaria del arrecife, y
- servir de base para actividades de investigación y monitoreo para lograr una mejor comprensión de las relaciones causa-efecto.

Una EER es un proceso flexible utilizado para obtener información biológica y ecológica básica para la conservación efectiva y el manejo de los recursos durante la toma de decisiones (Abele, 1992). La EER integra métodos jerárquicos para producir mapas de las comunidades naturales, y descripciones de la flora y fauna. La síntesis de esta información forma las bases para planificar e implementar programas de investigación y monitoreo, así como para llevar a cabo planes estratégicos efectivos de protección y manejo, y cubrir las necesidades de información de un área protegida como el PNE. El término "rápido" es relativo, ya que el tiempo requerido para estas evaluaciones varía considerablemente dependiendo del tamaño del área, la disponibilidad de fotografías y mapas, y la existencia de información biológica y ambiental. Los objetivos y la racionalidad de las EER pueden variar, pero generalmente abarcan: la descripción de las comunidades naturales, la confección de mapas de hábitats o mapas comunitarios, los inventarios de flora y fauna, y la identificación de posibles amenazas.

The marine REA in PNE included a consortium of scientists from United States and Dominican organizations. Twenty-one days of field sampling during March 1994 were needed to inventory and map mangrove, rocky intertidal and shallow-water benthic (< 30 m) communities such as coral reefs in the Park. The marine component was part of a larger REA project that focused on marine, terrestrial, and socioeconomic characteristics of PNE (Vega et al., 1996). Upon completion of the marine REA, subsequent studies of coral reefs were undertaken in PNE during 1995 to 1998, to gain a better understanding of factors affecting coral reefs and their associated organisms. For example, observations of algal dominance of hard-bottom and coral reef communities surveyed in PNE led us to develop studies designed to address potential causes of this pattern (e.g. low coral growth, poor recruitment, adverse water quality, etc.).

This chapter is concerned with the distribution of coral reef and hard-bottom communities in PNE. It provides descriptions of these communities and summarizes quantitative data on coverage and density of benthic organisms. The chapter concludes with a discussion of the potential factors affecting coral reef distribution and community structure in PNE. ♦

## MATERIALS AND METHODS

### *Benthic community mapping*

Natural-color aerial photography of PNE was obtained at a 1:24,000 scale one month prior to field surveys in February 1994. For the area encompassing PNE, only one survey-grade map series exists; this is the 1:50,000 scale series produced in 1966 by the United States Army Corps of Engineers. This map series provides valuable bathymetry information for the Park. Bathymetric contours were produced across the whole region consistently at 100 fathoms (180 m), unevenly at certain depths (1, 3, 5, and 10 fathoms), and many bathymetric spot locations throughout the Park. Development of the benthic community map required more information than the topographic map revealed and acquisition of ancillary information was necessary. Two sources of remote sensing data were acquired: 1) Landsat Thematic Mapper (TM), which is digital satellite data, and 2) aerial photography flown specifically for the REA. In February 1994, 80 color, infrared, aerial photographs were taken for the terrestrial REA, while 70 natural-color aerial photos were captured for the marine REA. Although TM is commonly used to classify terrestrial ecosystems, the major difficulty with marine remote sensing activities is the discrimination of biological communities rather than geomorphic zones (Bainbridge and Reichelt, 1988). Mapping exercises in PNE used aerial photography as the primary remote sensing information source instead of satellite TM data. Marine mapping requires that much of the benthic information be inferred from the neighboring areas, location, and other environmental parameters.

La EER marina del PNE fue realizada por un equipo de científicos de los EE.UU. y la República Dominicana. Se emplearon 21 días de trabajo de campo en marzo de 1994 para inventariar y cartografiar los manglares, el litoral rocoso intermareal y las comunidades bentónicas de aguas someras (< 30 m) como los arrecifes coralinos. El componente marino fue parte de un proyecto más amplio que enfocó las características socioeconómicas, terrestres y marinas del PNE (Vega et al., 1996). Al terminar la EER marina, se llevaron a cabo estudios subsiguientes en los arrecifes coralinos entre 1995 y 1998, para una mejor comprensión de los factores que los afectan y los organismos asociados a éstos. Por ejemplo, las observaciones del predominio de algas en fondos duros y en el arrecife sirvió para desarrollar estudios dirigidos sobre las causas potenciales que ocasionaron este patrón (escaso crecimiento del coral, pobre reclutamiento, deficiente calidad del agua, etc.).

Este capítulo trata de las comunidades del arrecife coralino y los fondos duros del PNE. Se ofrecen descripciones de estas comunidades y datos cuantitativos sobre la cobertura y densidad de los organismos del bentos. El capítulo concluye con una discusión de los factores potenciales que afectan la distribución de los arrecifes y su estructura comunitaria en el PNE. ♦

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Cartografía de las comunidades bentónicas*

Se obtuvieron fotografías aéreas de color natural del PNE en una escala de 1:24 000 con un mes de anterioridad a los trabajos de campo, en febrero de 1994. Para el área que comprende el PNE, existía sólo una serie de mapas de escala adecuada, la de escala 1:50 000 producida por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU. en 1966. Esta serie de mapas ofrece valiosa información sobre la batimetría del parque, que contiene una isobata homogénea de 100 brazas (600 pies), y otras no uniformes en ciertas profundidades (1, 3, 5, y 10 brazas), así como numerosos puntos batimétricos. La creación del mapa para las comunidades bentónicas requirió mucha más información que la contenida en el mapa topográfico y fue necesario complementarlo con otros datos. Se adquirió también información de fuentes remotas como: 1) Landsat Thematic Mapper (TM), que son datos digitales de satélite y 2) fotografías aéreas tomadas en vuelos específicos para la EER. En febrero de 1994, se tomaron 80 fotografías aéreas infrarrojas a color para la evaluación terrestre, y 70 fotos aéreas en color natural para la evaluación marina. Aunque los TM son usados fundamentalmente para clasificar ecosistemas terrestres, la mayor dificultad con los ambientes marinos es confundir las comunidades biológicas con las zonas geomorfológicas (Bainbridge y Reichelt, 1988). Por eso, se usó para la cartografía del Parque la fotografía aérea como la fuente primaria de información en vez de los datos del Landsat. La cartografía de las áreas marinas requiere que mucha de la información del bentos sea deducida a partir de las áreas vecinas, ubicación y otros parámetros ambientales.

Durante la EER, se estudió el bentos en 16 sitios del PNE. La información de cada sitio permitió determinar su tipo de acuerdo a la clasificación elaborada por Sullivan et al. (1994). Las técnicas de verificación en el terreno consistieron en muestreos de recono-



Sixteen benthic sites within PNE were surveyed during the 1994 REA. Each of these sites provided information as to how the communities fit within the developed benthic classification system (Sullivan et al., 1994). Ground-truthing techniques consisted of reconnaissance surveys to confirm photo-interpretation and species inventories of algae, seagrasses, and benthic invertebrates from soft-sediment and hard-bottom communities. Additional survey sites in different locations for fish surveys were completed, and the data from these surveys was used as input into the benthic community map as well. To further refine the benthic community map, one full week during March 1995 was devoted to field verification. The survey method was reconnaissance in nature, whereby the center of a benthic polygon was located visually by standing on the bow of a boat. The boat was driven to the center of this region, the engine idled, and a reference point was recorded with a global positioning system (GPS). The reference point number, the community type, and a visual estimate of depth were recorded and later incorporated into the global information system (GIS). This resulted in a rapid reconnaissance of a large portion of the Park (155 survey points).

Twenty distinct community types were delineated on the photos by 1995. The classification system used to describe the benthic communities is based on Sullivan et al. (1994). The hierarchy for this system is based on the substrate types, with the major categories being sand-mud, sand, rubble, hard-bottom, and hard platform/rocky intertidal. A classification hierarchy code was used to label each polygon on the aerial photograph (codes were written on a plastic sleeve). To increase accuracy of the photo-interpretation process, the neighboring photos, where benthic communities had already been labeled, were used as a reference. This helped reduce the misclassification of habitat types by allowing the interpreter to understand the appearance of the community type in a second or third aerial photo.

GIS products require data to be referenced to a map system. Unlike aerial photography, data within a GIS at large scales (1:24,000) display information without significant distortion. For the delineation of the photos to be geometrically correct, the line-work was redrawn on a geo-referenced base map. A TM image acquired on May 27, 1988 was chosen as the geo-referenced base map for the Park. TM is a useful base map in the transfer process for a number of reasons. First, the image is recorded from an altitude of 900 km. The large distance between the digital lens and the earth virtually eliminates the vertical distortion that plagues aerial photography. TM is a digital picture of the earth's surface, so the data displays the same region, though at a coarser resolution (28.5 m pixels), as that in the photos. The TM was warped to the Universal Trans Mercator map projection, thus allowing all distance measurements to be consistent across the image.

The TM was printed out at the same scale as the photos (1:24,000) so those features would be the same size as in the photos. Because the spatial resolution of the TM is much coarser than that of the photos, only general features can be distinguished: shoreline, hard-bottom communities and

cimiento para confirmar la fotointerpretación y los inventarios de especies de algas, hierbas marinas e invertebrados bentónicos de las comunidades de fondos blandos y fondos duros. Se realizaron, además, muestreos adicionales para peces en diferentes sitios para cuyo diseño se utilizó el mapa de las comunidades bentónicas. Posteriormente, para refinar el mapa, se realizó una semana de muestreo de verificación en marzo de 1995 con métodos de reconocimiento en el campo de las comunidades, que consistieron en ubicar visualmente el centro del polígono desde la proa del barco. Se llevó el barco al centro de cada región, se puso el motor en punto muerto y se registró entonces un punto de referencia con un sistema de GPS (Sistema Mundial de Posicionamiento). Se registró el número del punto de referencia, el tipo de comunidad y la estimación visual de la profundidad, y posteriormente fueron incorporados a un sistema de información geográfica (SIG). De esta forma se logró realizar un reconocimiento rápido de gran parte del parque (155 puntos de muestreo).

En 1995, se determinaron en las fotos 20 tipos de comunidades diferentes. El sistema de clasificación para describir las comunidades bentónicas es el propuesto por Sullivan et al. (1994). La jerarquía para este sistema se basa en los diferentes tipos de sustratos, y las categorías más importantes son las de sedimentos arenolodosos, arena, cascajos, fondo duro y litoral/plataforma rocosa intermareal. Se le asignó un código de clasificación jerárquica a cada polígono identificado en las fotografías aéreas (los códigos se escribieron sobre una manga plástica). Para incrementar la exactitud del proceso de fotointerpretación, las fotos vecinas, cuyas comunidades bentónicas ya habían sido marcadas, se usaron como referencia. Esto ayudó a reducir los errores de clasificación al permitir al interpretador entender la apariencia del tipo de comunidad en una segunda o tercera foto aérea.

Las aplicaciones del SIG exigen que los datos se refieran a un sistema de mapas. A diferencia de la fotografía aérea, los datos de un sistema de SIG de gran escala (1:24 000) muestran información sin gran distorsión. Para delinear las fotos de modo geométricamente correcto, se trazaron las líneas nuevamente sobre un mapa base geo-referenciado, en este caso se usó el mapa temático (TM) Landsat de una imagen tomada el 27 de mayo de 1988. El mapa de Landsat es muy útil en el proceso de transferencia por diferentes razones. En primer lugar, la imagen se registra desde una altura de 900 km, y la gran distancia entre el lente digital y la tierra elimina virtualmente la distorsión vertical que afecta la fotografía aérea. El TM es una fotografía digital de la superficie de la tierra, por tanto los datos muestran la misma región, aunque a una resolución más burda (28.5 m píxeles) que la de las fotos. El TM se transfirió a una proyección Mercator Universal Transversal, permitiendo así que todas las distancias medidas fueran uniformes a través de la imagen.

La imagen TM se imprimió a la misma escala de las fotos (1:24 000) para que cada componente tuviera el mismo tamaño que los de las fotos. La resolución espacial de TM es mucho más burda que la de las fotos, y sólo se distinguen aspectos generales como la línea costera, las comunidades de fondos duros y arrecifes, los pastizales de hierbas marinas y algas, y las áreas de fondos desnudos. Estos rasgos se usaron como guías de alineación para la mayor resolución espacial de las fotos aéreas. El área cubierta por la imagen de un solo TM es mucho mayor que la de una foto aérea. El área total del Parque Nacional del Este es cerca de 1/10 del área total de la imagen. Esto permite que los datos de

reefs, seagrass/algae beds, and bare-bottom areas. These features were used as alignment guides for the higher spatial resolution of the aerial photos. The area covered by a single TM image is much greater than that of an aerial photo – the entire area of PNE is only about one-tenth of the area of a single image. This allows for the image data to be printed out at a reasonable scale and still fit on a single sheet of plotter paper (91.4 cm wide) instead of transferring 70 photos directly to the computer. A sheet of mylar was placed over the TM printout and taped in place. In order to transfer the community polygons from the photo sleeves to the mylar, the sleeves were placed between the TM printout and the mylar overlay one at a time. The line-work was redrawn on the mylar, carefully joining polygons from neighboring photos and continuously correcting the photo distortion of each individual photo. The product is a single sheet of mylar with the completed habitat map which was digitized into Arc/Info GIS for analysis and map production.

### Rapid assessment of reefs

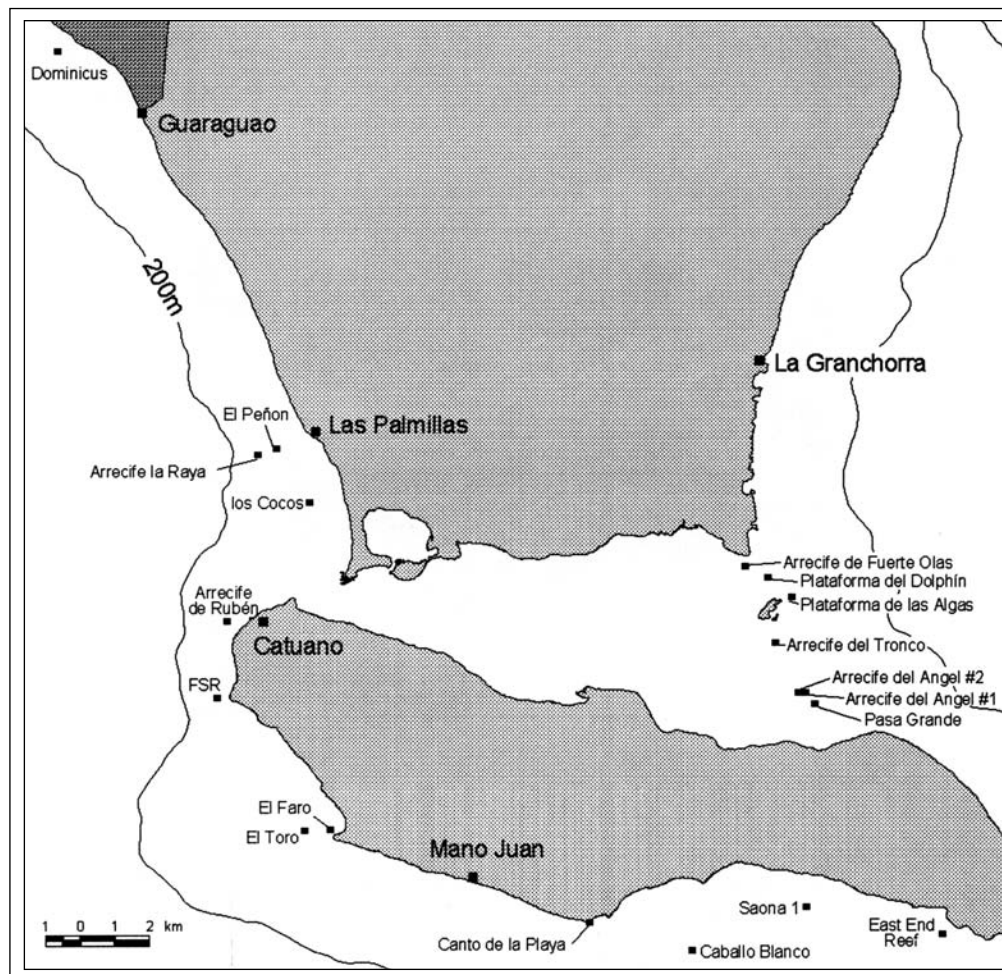
In addition to the benthic mapping conducted during the REA (1994) and in subsequent surveys (1995), rapid assessment techniques were used to quantify benthic coverage and to inventory the benthic flora and fauna of reef and hard-bottom communities. Fifteen sites from 0.5 to 22 m depth in PNE were surveyed using rapid assessment

la imagen puedan imprimirse fuera de los límites de una escala razonable y que todavía se ajuste al tamaño estándar del papel de una impresora de mapas (91.4 cm de ancho) en vez de transferir 70 fotos directamente a la computadora. Se cubrió la imagen TM con una lámina de acetato. Con el fin de trasladar los polígonos comunitarios desde las mangas de sobres plásticos al acetato, se recortaron las mangas y se pusieron una a una entre el TM y el acetato. Se trazaron de nuevo las líneas en el acetato, uniendo cuidadosamente los polígonos de fotos vecinas y corrigiéndose continuamente la distorsión de cada foto por separado. Como resultado, se obtuvo un solo acetato con el mapa completo de hábitats que fue posteriormente digitalizado en un SIG Arc/Info para el análisis y la producción de los mapas.

### Evaluación rápida de los arrecifes

Además de la cartografía del bentos realizada durante la EER en 1994 y las prospecciones subsiguientes en 1995, se aplicaron las técnicas de evaluación rápida para cuantificar la cobertura del bentos e inventariar la flora y fauna bentónica de arrecifes y comunidades de fondos duros. Se estudiaron 15 sitios de entre 0.5 y 22 m de profundidad usando enfoques rápidos de evaluación durante 1994 a 1996 (Tabla 4-1). Estos sitios representan 7 tipos de fondos duros o arrecifes coralinos distribuidos a lo largo del parque (Figura 4-1).

Los muestreos para evaluaciones rápidas consisten en inventarios de presencia–ausencia de especies (ver Capítulo V) y estimaciones visuales de cobertura del bentos en cuadrados usando una



**Figure 4-1. Reef and hard-bottom sites surveyed for benthic coverage in Parque Nacional del Este, 1994 to 1998. The two survey sites in Boca Chica are not shown. Figura 4-1. Sitios de arrecifes y de fondos duros en donde se evaluó la cobertura bentónica en el Parque Nacional del Este, desde 1994 a 1998. No se muestran los dos sitios de estudio en Boca Chica.**

**Table 4-1. Reef and hard-bottom communities surveyed for benthic cover in Parque Nacional del Este during 1994 to 1996.** *Tabla 4-1. Comunidades arrecifales y de fondo duro cuya cobertura bentónica fue estudiada en el Parque Nacional del Este de 1994 a 1996.*

Reef/hard-bottom type	Depth (m)	Sites surveyed
Low-relief hard-bottom		
Shallow, algal-dominated	2-3	Los Cocos
Windward, algal-dominated	4-10	Plataforma del Delfín, Plataforma de las Algas
Shallow, octocoral-dominated	3-8	El Faro No. 2 (Punta Faro)
Deep, octocoral-dominated	16-20	El Toro
Reef crest/back reef	1-7	Fuerte Olas, Caballo Blanco
Reef flat	0.5-4.0	Pasa Grande, Arrecife del Tronco
Patch reef	3-7	Arrecife del Angel No. 1, Arrecife del Angel No. 2
Reef ridge	6-10	El Peñón
Low-relief spur-and-groove	17-22	Dominicus, Arrecife de Rubén
Deep reef outcrops	17-20	Arrecife la Raya

approaches during 1994 to 1996 (Table 4-1). These sites represent seven hard-bottom or coral reef types distributed throughout the Park (Figure 4-1).

Rapid assessment surveys consisted of species presence and absence inventories (see Chapter V) and visual estimates of benthic coverage in quadrats using coverage classes (Bradbury et al., 1986; Sullivan et al., 1994). PNE was divided into four areas to evaluate coral reef and hard-bottom communities: 1) the eastern windward reefs, 2) the channel patch reefs and nearshore communities between the peninsula and Isla Saona, 3) the leeward reefs along the eastern extent of the Park, and 4) the reefs and nearshore communities to the south of Isla Saona along the southern boundary of the Park. Wind and wave conditions at the time of the field surveys prevented access to the deeper (> 20 m) shelf area in the eastern and southeastern area of the Park. In coral reef and hard-bottom communities delineated on the photographs, replicate 25 m transects were oriented from inshore to offshore and used as a guide for the placement of quadrats (Figure 4-2). Quadrats measuring 1 m<sup>2</sup> in area were surveyed contiguously along transects for visual estimations of substrata and life form cover using the phytosociological method of Braun-Blanquet (Van den Hoek et al., 1975; Sullivan and Chiappone, 1993). Substrata were defined as sediment, rubble, and hard reef or consolidated bottom. Life form categories were seagrasses, algae, sponges, octocorals, stony corals, and other benthic cnidarians (zoanthids, anemones, and corallimorpharians). Substrata and life form components were visually scored in 1-m<sup>2</sup> quadrats for percent cover using the following categories: absent, less than 1%, 1 to 5%, 5 to 25%, 25 to 50%, 50 to 75%, and greater than 75% (Appendix A).

#### *Detailed surveys of reef community structure*

Monitoring can assist in directing management action and conservation of marine resources such as coral reefs. Its aim is to identify and segregate natural fluctuations in communities or populations from changes induced by anthropo-

escala de clases de cobertura (Bradbury et al., 1986; Sullivan et al., 1994). El PNE se dividió en cuatro áreas para evaluar los arrecifes coralinos y las comunidades de fondos duros: 1) los arrecifes de barlovento al este, 2) los arrecifes de parche del canal y las comunidades costeras entre la península e Isla Saona, 3) los arrecifes de sotavento en el extremo este del parque, y 4) las comunidades costeras y arrecifales al sur de Isla Saona en los límites del sur del parque. Las condiciones de viento y oleaje al momento de llevarse a cabo los muestreos impidieron el acceso a las áreas más profundas de la plataforma (> 20 m) en la parte este y sudeste del Parque. En las comunidades de arrecifes y fondos duros delineadas sobre las fotografías, se trazaron transectos de 25 m con réplicas orientados de la orilla hacia mar afuera, que fueron usados como una guía para la colocación de los cuadrados de muestreo (Figura 4-2). Se emplearon cuadrados de 1 m<sup>2</sup> de área de forma contigua a lo largo de los transectos para las estimaciones visuales de sustrato y cobertura de organismos usando el método fitosociológico de Braun-Blanquet (Van den Hoek et al., 1975; Sullivan y Chiappone, 1993). El sustrato se clasificó como sedimento, cascajos, y arrecife duro o sedimento consolidado; las categorías de formas vivientes utilizadas fueron: hierbas marinas, algas, esponjas, octocorales, corales pétreos y otros cnidarios bentónicos (anémonas, zoántidos y corallimorfarios). El sustrato y los componentes vivos se evaluaron visualmente en porcentaje de cobertura en cuadrados de 1 m<sup>2</sup> de acuerdo a las siguientes categorías: ausente, menos de 1%, 1–5%, 5–25%, 25–50%, 50–75% y mayor de 75% (Apéndice A).

#### *Muestreos detallados de la estructura comunitaria del arrecife*

El monitoreo ayuda al manejo y conservación de recursos marinos como los arrecifes coralinos, al identificar y discriminar las fluctuaciones naturales en comunidades o poblaciones de los cambios producidos por la acción del hombre (Brown y Howard, 1985). El monitoreo en los arrecifes coralinos ha mostrado, sin embargo, que cambios importantes en la estructura comunitaria del bentos pueden ocurrir en ausencia de disturbios antropogénicos conocidos (Bak y Luckhurst, 1980; Davis, 1982; Shulman y Robertson, 1996). La EER en el PNE proporcionó un marco para evaluar los factores





**Figure 4-2. A diver surveying benthic coverage in a 1 m<sup>2</sup> quadrat along a transect. Visual estimates of benthic cover were used during the rapid ecological assessment in 1994.** *Figura 4-2. Buzo examinando la cobertura bentónica en los cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> a lo largo de un transecto. Las estimaciones visuales de la cubierta bentónica fueron utilizadas durante la evaluación ecológica rápida de 1994.*

genic impacts (Brown and Howard, 1985). Monitoring of coral reefs has shown, however, that significant changes in benthic community structure may occur in the absence of known anthropogenic disturbances (Bak and Luckhurst, 1980; Davis, 1982; Shulman and Robertson, 1996). The REA of PNE provided a framework for evaluating factors contributing to the present condition and distribution of coral reefs. Several biological (herbivory, predation) and physical factors (temperature, sedimentation, storms) can influence the condition and dynamics of coral reefs (Bak and Luckhurst, 1980; Shulman and Robertson, 1996). In addition, human activities such as fishing or coastal development can affect coral reefs by reducing the numbers of herbivores and predators, or increasing sediments and nutrients (Hallock et al., 1993). The coral reef monitoring program for PNE was designed to elucidate the mechanisms influencing reef community structure and to serve as a baseline for evaluating resource management initiatives, such as regulations controlling fishing (Table 4-2).

Seven reefs in PNE were selected for periodic monitoring beginning in March 1996: Dominicus, El Peñón, La Raya, Los Cocos, Rubén, El Faro, and El Toro (Figure 4-1). One reef at Boca Chica, located at 15 to 17 m depth in a low-relief spur-and-groove area, was selected as a comparison to PNE during August 1996. Within each reef, twenty quadrats (1 m<sup>2</sup>) were permanently marked with stakes. Reefs were marked with a subsurface buoy and in some cases a mooring buoy for relocation. A second, non-permanent reef station at Boca Chica was sampled during April 1997 in the shallow fore reef area (3 to 5 m) seaward of the reef crest.

Bottom cover in 1 m<sup>2</sup> quadrats was determined using point-intercept counts (Weinberg, 1981). A 1 m<sup>2</sup> quadrat was divided by string so that 25 intersection points were contained in the area of the quadrat. The type of bottom cover under each point was identified as sediment, bare hard-bottom, algae, sponges, hard corals, octocorals, and other benthic cnidarians (Appendix B). Bottom compo-

que contribuyen a la condición y distribución actual de los arrecifes coralinos. Algunos factores biológicos (herbivorismo y depredación) y físicos (temperatura, sedimentación, tormentas) pueden influir en su condición y dinámica (Bak y Luckhurst, 1980; Shulman y Robertson, 1996). Además, actividades humanas como la pesca o el desarrollo costero pueden afectarlos al disminuir la cantidad de herbívoros o depredadores, o por el incremento de sedimentos y nutrientes (Hallock et al., 1993). El programa de monitoreo del arrecife del PNE se diseñó para conocer los mecanismos que influyen en su estructura comunitaria y que a la vez sirviera de base para evaluar iniciativas de manejo de los recursos, como las regulaciones que controlan la pesca (Tabla 4-2).

Se escogieron 7 arrecifes en el PNE para el monitoreo periódico, que comenzó en marzo de 1996: Dominicus, El Peñón, La Raya, Los Cocos, Rubén, El Faro y El Toro (Figura 4-1). Se seleccionó además un arrecife en Boca Chica, ubicado entre los 15 y 17 m de profundidad en un área de camellones de escaso relieve, como punto de comparación con el PNE, en agosto de 1996. Dentro de cada arrecife, se marcaron permanentemente con estacas 20 cuadrados de 1 m<sup>2</sup>. Los arrecifes se marcaron con una boya subsuperficial y en algunos casos, con una boya de anclaje para su relocalización. En abril de 1997, se hizo un muestreo en un segundo arrecife como estación no permanente en Boca Chica, en la parte frontal del arrecife y por fuera de la cresta arrecifal (3 a 5 m de profundidad).

La cobertura del fondo se determinó contando los puntos de intersección en cuadrados de 1 m<sup>2</sup> (Weinberg, 1981). Cada cuadrado se cuadrículó con cuerdas de forma tal que contuviera 25 puntos de intersección. El tipo de cobertura de fondo debajo de cada punto se identificó como sedimento, fondo duro desnudo, algas, esponjas, corales pétreos, octocorales y otros cnidarios bentónicos (Apéndice B). Los organismos del fondo fueron identificados hasta el nivel taxonómico inferior posible. Las algas se clasificaron en especies o grupos funcionales como se indica a continuación: césped (< 1 cm de altura), *Dictyota* spp., y algas costrosas coralinas. En algunos arrecifes, las mediciones se hicieron cada cuatro meses para evaluar posibles cambios estacionales en la cobertura



**Table 4-2. Monitoring program for reefs in Parque Nacional del Este during March 1996 to April 1997. A = annual; S = seasonal measurements during August, December, and April; M = monthly. *Tabla 4-2. Programa de monitoreo de arrecifes en el Parque Nacional del Este desde marzo de 1996 hasta abril de 1997. A= anual; S= mediciones estacionales en agosto, diciembre y abril; M= mensual.***

Parameter	Dominicus (20 m)	El Peñón (10 m)	La Raya (20 m)	Los Cocos (3 m)	Rubén (20 m)	El Faro (10 m)	El Toro (20 m)
% Cover	S	A	S	A	S	A	S
Invertebrate density	A	A	A	A	A	A	A
Coral recruitment	S	A	S	A	S	A	S
Sedimentation	M		M		M		M
Turbidity	S		S		S		S
Temperature	S		S		S		S
Salinity	S		S		S		S
Oxygen	S		S		S		S
Nutrients	S		S		S		S
Chlorophyll	S		S		S		S
Herbivorous fish	A	A	A	A	A	A	A
Urchin density	A	A	A	A	A	A	A

nents were identified to the lowest taxonomic level possible. Algae were classified into species or functional group as follows, such as turfs (< 1 to 2 cm canopy height), *Dictyota* spp., and crustose coralline algae. In some reefs, point-intercept measurements were made every four months to evaluate possible seasonal changes in benthic coverage (Table 4-2). Because octocoral coverage can be under-represented in point-intercept surveys, counts of the number of colonies in each quadrat were made as well. All identifications were made *in situ*. ◆

## RESULTS

### *Distribution of coral reef and hard-bottom community types*

Marine benthic community types in PNE were initially surveyed to develop a benthic habitat or community map; the 1996 version of the map is provided in Vega et al., 1996. Soft-sediment habitats, both vegetated and non-vegetated (devoid of algae and/or seagrasses), comprise approximately 63% of the shallow water (< 30 m) mapped area of PNE (Table 4-3). Various types of hard-bottom communities, both reefal (constructional reefs, three-dimensional complexity) and non-reefal (low-relief hard-bottom), together comprise 4383.1 ha, or 36.9% of the mapped subtidal area of PNE. Hard-bottom communities are represented by: shallow (< 10 m), low-relief hard-bottom (Figure 4-3), patch reefs, reef flats, reef rubble, reef crest or algal ridge, deep hard-bottom, deep reef outcrops, and low-relief spur-and-groove (Figure 4-4). Low-relief hard-bottom comprises 50% of the total hard-bottom area, while patch reefs and fringing reefs (reef crest) together comprise 27%. Below is a description of the types and characteristics of coral reef and hard-bottom communities in the Park.

del bentos (Tabla 4-2). Dado que la cobertura de octocorales podría no estar bien representada en los puntos de intersección, se contó también el número de colonias en cada cuadrado. Todas las identificaciones se hicieron *in situ*. ◆

## RESULTADOS

### *Distribución de los diferentes tipos de arrecifes coralinos y comunidades de fondos duros*

Los tipos de comunidades bentónicas en el PNE se estudiaron inicialmente con el objetivo de confeccionar un mapa de hábitats o comunidades bentónicas; la versión de 1996 puede encontrarse en Vega et al. (1996). Los hábitats de sedimentos blandos, tanto los desprovistos de algas y/o hierbas marinas como los que las presentan, comprenden aproximadamente el 63% de las aguas someras (< 30 m) del área cartografiada (Tabla 4-3). Los diversos tipos de comunidades de fondos duros, tanto los arrecifales (según sus constructores de arrecifes y su complejidad tridimensional) como los no arrecifales (fondos duros de escaso relieve), abarcan unas 4383.1 ha, o sea el 36.9% del área submareal del PNE. Las comunidades de fondos duros están representadas por las someras (< 10 m de profundidad), las de fondos duros de escaso relieve (Figura 4-3), los arrecifes de parche, fondos rocosos, cascajos arrecifales, crestas arrecifales o camellones de algas, fondos duros profundos, promontorios de arrecifes profundos y camellones de escaso relieve (Figura 4-4). Los fondos duros de escaso relieve comprenden el 50% del área total de los fondos duros, mientras que los arrecifes de parche y los arrecifes frontales (o de borde) juntos conforman el 27%. Más adelante se ofrece una descripción de los tipos y características del arrecife coralino y las comunidades de fondos duros en el parque.

Las comunidades de fondos duros de escaso relieve se caracterizan por un relieve de menos de 0.5 m de altura. Algunos sitios están dominados por algas, mientras que otros por algas y octocorales (Figura 4-3). La característica más notable de estas comuni-

**Table 4-3. Area coverage (in hectares, ha = 10,000 m<sup>2</sup> or 0.01 km<sup>2</sup>) of community types in Parque Nacional del Este.** *Tabla 4-3. Área de cobertura (en hectáreas, ha = 10 000 m<sup>2</sup> ó 0.01 km<sup>2</sup>) de los tipos de comunidades marinas en el Parque Nacional del Este.*

Community type	Area (ha)	% of mapped area
Sand-mud/bare bottom	297.5	2.5
Sparse seagrass in sand-mud	1370.7	11.4
Moderate to dense seagrass in sand-mud	2197.6	18.2
Seagrass patches on matrix of soft sediment	1164.3	9.7
Sand beaches	37.7	0.3
Sandy shoals and sand bars	455.9	3.8
Sparse seagrass in sand	910.7	7.6
Sandy algal canopy	48.6	0.4
Mixed algal canopy	1012.0	8.4
Reef rubble communities	125.2	1.0
Sparse hard bottom	1225.6	10.2
Dense hard bottom	975.7	8.1
Dense seagrass patches on matrix of hard bottom	234.7	1.9
Hard bottom matrix with dense seagrass patches	507.7	4.2
Patch reefs	125.8	1.0
Platform margin/shelf-edge reefs	128.1	1.1
Fringing reefs	1060.3	8.8
Windward rocky community	157.6	1.3
Leeward rocky community	26.1	0.2
<b>Total</b>	<b>12,061.8</b>	<b>100.0</b>

Low-relief hard-bottom communities are characterized by low topographic complexity (< 0.5 m vertical relief). Some sites are dominated by algae, others by algae and octocorals (Figure 4-3). The most notable characteristic of low-relief hard-bottom communities is that they are non-reefal (no significant reef construction), indicating a very low coverage by reef-building organisms such as corals and coralline algae. Several examples were surveyed in PNE. Francisco's Reef (FSR) is characterized as an octocoral-dominated hard-bottom community at 4 to 5 m depth. Located in the western area of PNE, the site has very low profile, except for scattered, generally small (< 0.5 m diameter) coral heads. Los Cocos (3-4 m depth), also located in the western area of the Park, has very low relief and a dominance by algae. Large octocorals are the most dominant fauna, with smaller sponges and hard corals scattered across the substratum. Four additional low-relief hard-bottom sites in the more exposed environments of PNE were also surveyed. El Faro is an algal and octocoral-dominated site on the southwestern coast of Isla Saona. Offshore of El Faro is an area of deeper hard-bottom. At El Toro (15 to 17 m depth), relief is moderate and the bottom is dominated by algae and octocorals. Plataforma del Delfín and Plataforma de las Algas were two sites surveyed in the eastern region of PNE bordering the Mona Passage. Both sites have very low relief and are dominated by algae, particularly *Dictyota* spp. and *Sargassum* spp. In fact, algal-dominated hard-bottom appears to comprise the entire eastern platform margin east of Isla Catalinita.

Unlike reef systems in south Florida and the Bahamas, patch reefs are rare in the southeastern Dominican Republic. Patch reefs consist of small, generally circular patches of

dades es que no son arrecifales (es decir, no existe una formación arrecifal significativa), lo que indica una cobertura baja de organismos constructores como corales y algas coralinas. Varios ejemplos fueron estudiados en el PNE. El sitio FSR era una comunidad de fondos duros dominada por octocorales en una profundidad de 4 a 5 m. Localizado en el área occidental del PNE, este sitio presenta un relieve muy bajo, excepto por los cabezos coralinos pequeños (< 0.5 m de diámetro) y dispersos. Los Cocos (3-4 m de profundidad), también ubicado al oeste, presenta un relieve bajo y un gran predominio de algas, con una fauna predominantemente de octocorales grandes, pequeñas esponjas y corales pétreos dispersos. También se estudiaron 4 sitios más de escaso relieve en las zonas más expuestas del PNE. El Faro es un lugar dominado por algas y octocorales en la costa sudoeste de Isla Saona. Frente a El Faro hay un área más profunda de fondo duro. En el Toro (15-17 m de profundidad), el relieve es moderado y el fondo está dominado por algas y octocorales. La Plataforma del Delfín y la Plataforma de las Algas fueron dos sitios inspeccionados en la región oriental del PNE colindantes al Paso de la Mona. Ambos se caracterizan por ser de escaso relieve y estar dominados por algas, particularmente *Dictyota* spp. y *Sargassum* spp. De hecho, podemos decir que los fondos duros dominados por algas, al parecer dominan en todo el margen oriental de la plataforma, en el lado este de la Isla Catalinita. A diferencia de los del sur de la Florida y las Bahamas, los arrecifes de parche del sudeste de la República Dominicana son escasos. Estos consisten en pequeños parches, generalmente circulares, donde prevalecen corales pétreos. Se encontraron solamente al este del Canal de Catuano, dos de los cuales fueron estudiados: Arrecife del Ángel No. 1 y No. 2 (Figura 4-1). El Ángel No. 1 es un arrecife somero (1.8-5.4 m), en forma de bóveda de moderado relieve y rodeado de hierbas marinas dispersas. La parte central del arrecife consiste en una cadena formada por corales de dedo (*Porites* spp.) y la periferia del parche tiene cabezos grandes. El Ángel

reef with a prevalence of large boulder corals. Patch reefs in PNE were only found in the eastern Canal de Catuano. Two patch reefs were surveyed: Arrecife del Angel Nos. 1 and 2 (Figure 4-1). Angel No. 1 is a shallow (1.8-5.4 m), dome-shaped patch reef with moderate relief and bordered by a sparse seagrass bed. The central part of the reef consists of a ridge constructed by finger corals (*Porites* spp.), while the periphery of the patch has large coral heads. Angel No. 2 is a lower relief patch reef at 3 to 5 m depth. Also bordered by a sparse seagrass bed, this patch reef is dominated by octocorals and algae and does not have the well-developed framework of Angel No. 1.

Reef flats are rare in PNE. In a typical fringing reef profile, reef flats occur between reef crest/fore reef communities and the back reef lagoon. Two reef flat sites were surveyed in PNE: Pasa Grande and Arrecife del Tronco (Figure 4-1). Both consist of an elevated platform in shallow water. Pasa Grande is very shallow (1.0 to 2.5 m) and dominated by algae. Arrecife del Tronco (0.5 to 3.0 m depth) consists of a mound of finger coral rubble (*Porites* spp.) with moderate relief and interspersed sand.

Reef crest communities, also referred to as breaker zones in the coral reef literature, are common on the southern coast of Isla Saona and near Isla Catalinita in the eastern Canal de Catuano. Several reef crest sites were surveyed in PNE (Figure 4-1). In the eastern Canal de Catuano, an expansive breaker and rubble zone is found. The breaker zone (0.5 to 1.5 m depth) at Arrecife de Fuerte Olas (Figure 4-1) is dominated mostly by brown algae with some isolated stands of elkhorn coral (*Acropora palmata*). To the west of the breaker zone is a

No. 2 es un arrecife de parche de menor relieve entre los 3 y 5 m de profundidad, también rodeado por hierbas marinas dispersas. En éste predominan octocorales y algas, y no presenta una estructura tan desarrollada como la del Ángel No. 1.

Los fondos rocosos son raros en el PNE. En el perfil típico de un arrecife de borde, los fondos rocosos se localizan entre la cresta del arrecife o el arrecife frontal, y la laguna arrecifal. Se estudiaron dos fondos rocosos en el PNE: Pasa Grande y Arrecife del Tronco (Figura 4-1). Ambos consisten en una plataforma elevada en agua somera. Pasa Grande es un bajo (1–2.5 m) dominado por algas, y el Arrecife del Tronco (0.5–3 m de profundidad) consiste en un montículo de cascajos de coral de dedos (*Porites* spp.), con relieve moderado y entremezclado con arena.

Las crestas arrecifales, también conocidas en la literatura como zonas de rompientes, son comunes en la costa sur de Isla Saona y lugares cercanos a Isla Catalinita, al este del Canal de Catuano. Se muestrearon varios sitios de crestas arrecifales en el PNE (Figura 4-1). En la parte este del Canal de Catuano, se encontró una extensa zona de rompientes y cascajos. La zona de rompientes (0.5–1.5 m de profundidad) del arrecife de Fuertes Olas (la Figura 4-1) está dominada mayormente por algas pardas con algunas formaciones aisladas de coral pata de ñame (*Acropora palmata*). Al oeste de la zona de rompientes hay una zona de cascajos entre 1.5 y 2 m de profundidad. Ésta es un área de fragmentos de cascajos de menos de 50 cm de tamaño, mezclados con hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) y arena. El área de la cresta arrecifal en la parte este del Canal de Catuano podría ser el lugar de un sistema de cadena de algas, pero esto no se ha confirmado aún a profundidad.

Las crestas arrecifales son discontinuas y generalmente pequeñas en la costa sur de Isla Saona. Una excepción notable es Caballo Blanco, un arrecife grande mar afuera (Figura 4-1). El arrecife



**Figure 4-3. An algal-dominated and octocoral-dominated hard-bottom community in Parque Nacional del Este. Many of the shallow-water areas in the Park do not exhibit extensive reef development, probably as a result of strong wave energy and sediment transport.** *Figura 4-3. Una comunidad de fondos duros dominada por algas y por octocorales en el Parque Nacional del Este. Muchas de las áreas de aguas bajas del Parque no presentan un desarrollo extenso de arrecifes, probablemente como resultado de la fuerte energía de las olas y del transporte de sedimentos.*



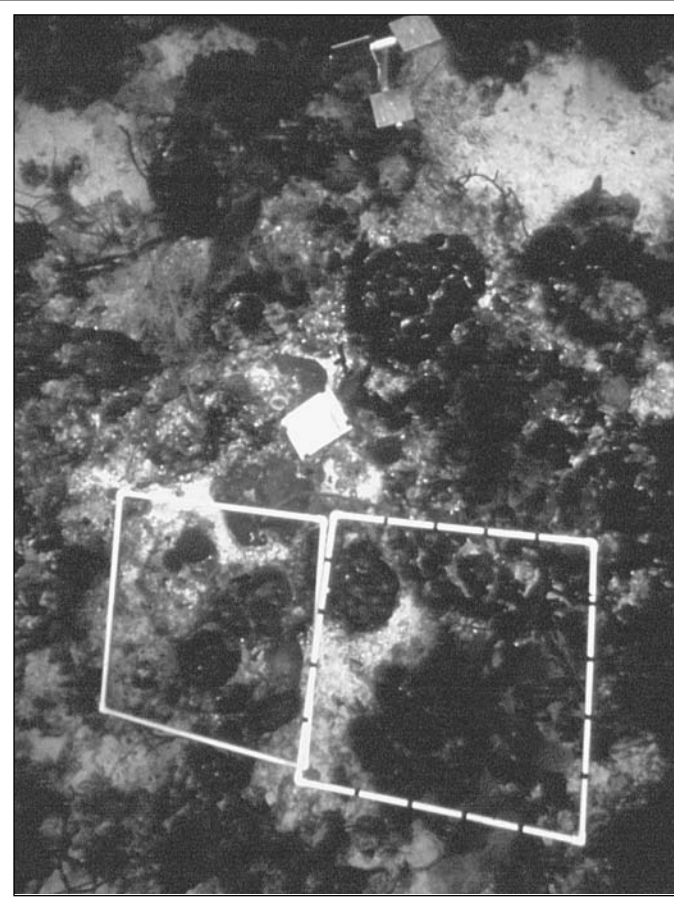
rubble zone at 1.5 to 2.0 m depth; this area consists of rubble fragments less than 50 cm in size interspersed with sparse sand and turtle grass (*Thalassia testudinum*). The reef crest area in the eastern Canal de Catuano may be the site of an algal ridge system, but this has yet to be confirmed through coring.

Reef crests are discontinuous and generally small on the southern coast of Isla Saona; one notable exception is Caballo Blanco, a large offshore reef (Figure 4-1). The back reef at Caballo Blanco consists of a low-relief pavement, with scattered coral heads and a visual dominance by brown algae and octocorals. Some thickets of elkhorn coral and staghorn coral (*Acropora cervicornis*) are present, but the area appears to be very wave swept. Other reef crests on the southern coast of Isla Saona are located closer to shore (< 1 km). These sites are shallow (0.5 to 4.0 m depth) and generally consist of brown algae covering a dead elkhorn coral framework. Surveys of three reef crest sites in this area suggest that the size, three-dimensional complexity, and percentage live coral cover (particularly by *A. palmata*) increase from the eastern end of Isla Saona to the western coast. This pattern may reflect an exposure gradient from the most exposed and highest wave energy conditions in the east to the more protected conditions in southwestern Isla Saona.

Fore reef slope communities (> 15 m depth) in PNE consist of either low-relief hard-bottom (see above) or relict reefs. Low-relief hard-bottom dominates the platform along the southern coast of Isla Saona and the eastern area

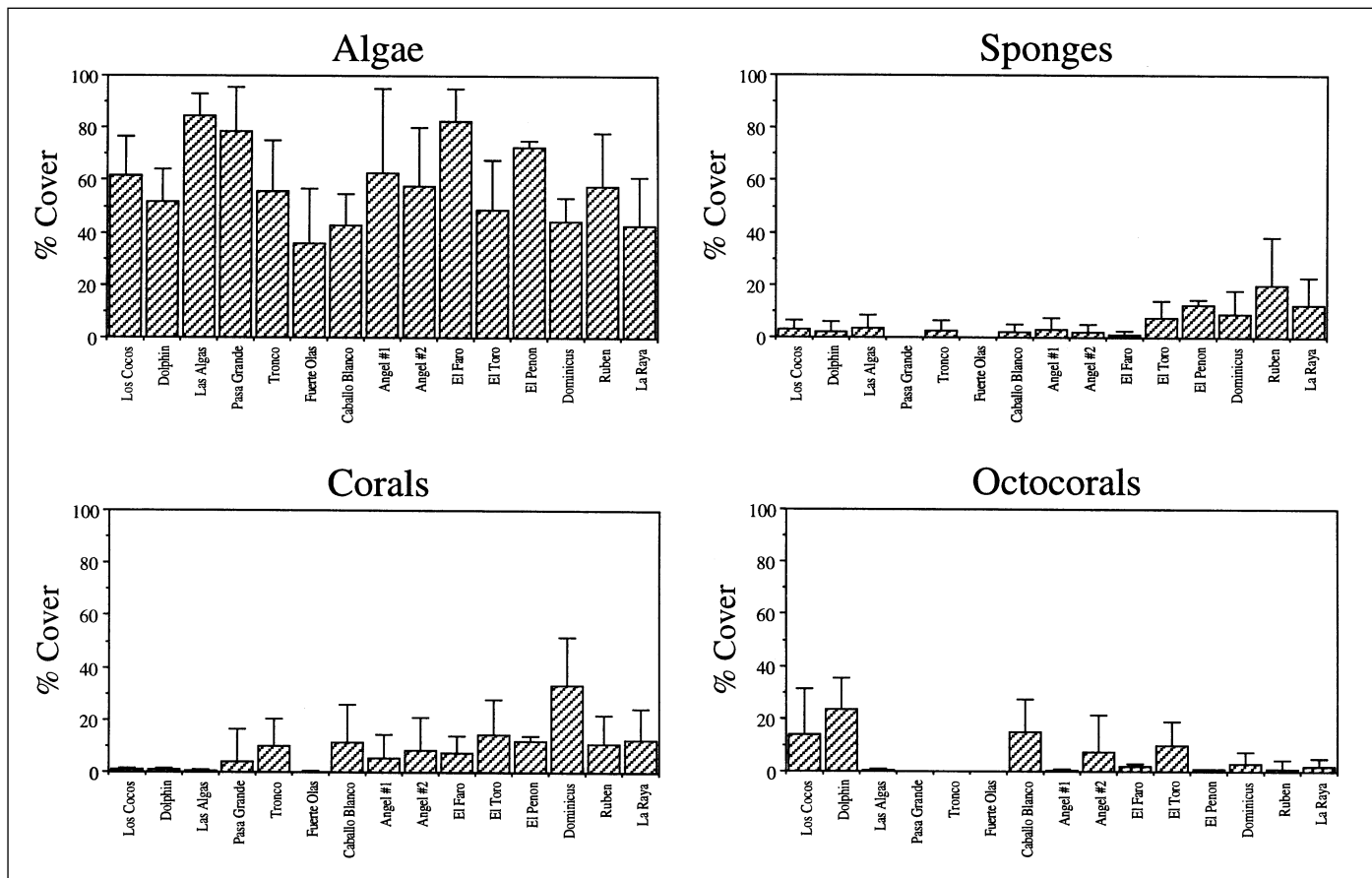
trasero en Caballo Blanco tiene una cobertura coralina de escaso relieve, con cabezos coralinos dispersos y un predominio evidente de algas pardas y octocorales. A pesar de la presencia de formaciones de coral pata de ñame (*Acropora palmata*) y coral ganchito (*Acropora cervicornis*), el área parece estar barrida por el oleaje. Otras crestas arrecifales de la costa sur de la Isla Saona aparecen más cerca de la costa (< 1 km). Estos sitios de baja profundidad (0.5–4 m de profundidad) consisten generalmente en estructuras muertas de coral pata de ñame cubiertos de algas pardas. Los muestreos en tres lugares del arrecife sugieren que el tamaño, la complejidad tridimensional de la estructura y el porcentaje de cobertura de coral vivo (particularmente *A. palmata*) aumenta desde la costa este a la costa oeste de la Isla Saona. Este patrón parece reflejar un gradiente de exposición que va de la zona más expuesta y de mayor energía del oleaje en el este, a zonas más protegidas en el sudoeste de dicha isla.

Las comunidades de la pendiente arrecifal (> 15 m de profundidad) en el PNE consisten en fondos duros de poco relieve (ver arriba) o arrecifes relictos. La plataforma a lo largo de la costa sur de la Isla Saona y el área este del Parque que bordea el Paso de la Mona está dominada por comunidades de fondo duro y escaso relieve. En el área occidental y más guarecida del Parque, las comunidades son estructuralmente más complejas. Uno de estos tipos es el de camellones de escaso relieve, y fue estudiado en el Arrecife de Rubén y el Arrecife Dominicus (Figura 4-4). Estos arrecifes consisten en camellones coralinos de poco relieve, separados por canales con sedimento generalmente grueso entre los 13 y 20 m de profundidad. Las esponjas grandes abundan y la altura del relieve alcanza 1 m, aunque generalmente es menor de 0.5 m. Además de



**Figure 4-4. A low-relief spur-and-groove reef offshore of the Dominicus Resort, 15 to 18 m depth. Most of the reefs on the deeper fore reef slope in the Park are either algal-dominated hard-bottom, rocky outcrops, or low-relief spur-and-groove systems. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission.** *Figura 4-4. Un arrecife de camellones de escaso relieve, frente al centro turístico Dominicus, de 15 a 18 m de profundidad. La mayoría de los arrecifes en la parte más profunda de la pendiente frontal del arrecife son de fondos duros dominados por algas, de promontorios rocosos o de sistemas de camellones de escaso relieve. Copyright © 1995 de John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Utilizado con autorización.*





**Figure 4-5. Mean percent cover per m<sup>2</sup> of algae, sponges, corals, and octocorals in coral reef and hard-bottom sites in Parque Nacional del Este, as determined by visual estimates of coverage in 1 m<sup>2</sup> quadrats (n=20) during 1994 to 1996. Error bars represent one standard deviation.** *Figura 4-5. Porcentaje de cobertura promedio por m<sup>2</sup> de algas, esponjas, corales y octocorales en los arrecifes coralinos y en los sitios de fondos duros del Parque Nacional del Este, determinado por la estimación visual de la cobertura en cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> (n=20) durante los años 1994 a 1996. Las barras de error representan una desviación estándar.*

of PNE bordering the Mona Passage. In the western and more sheltered area of PNE, more structurally complex communities are present. One of these community types is low-relief spur-and-groove; examples were surveyed at Parque Nacional reef, Arrecife de Rubén, and Dominicus reef (Figure 4-4). These sites consist of low-profile coral-line spurs separated by generally coarse sediment at 13 to 20 m depth. Large sponges are visually abundant and vertical relief may reach 1 m, but is generally less than 0.5 m. In addition to low-relief spur-and-groove, low-relief rocky outcrops also occur in the western area of PNE such as Arrecife la Raya. Instead of coralline spurs, the low-profile reef consists of small areas or patches of reef separated by greater expanses of sand.

On the western mainland and south of Isla Saona, the deeper fore reef slope extends from mid-depth reef and hard-bottom communities to the shelf break. These deeper fore reef slope communities are predominantly in the form of low-relief spur-and-groove formations. Coral-line spurs are approximately 2 m apart and separated by coarse (*Halimeda*) sand. At 25 m depth, this deeper fore reef slope community gives way to a steeper, lower profile area that presumably extends to the shelf edge.

los camellones, también están presentes en el área occidental del PNE los montículos rocosos de escaso relieve, como es el caso del Arrecife La Raya. A diferencia de los camellones, los arrecifes de escaso relieve consisten en pequeñas áreas o parches de arrecifes separados por grandes extensiones de arena.

Al oeste de tierra firme y al sur de la Isla Saona, la parte más profunda del arrecife frontal de la pendiente se extiende desde profundidades medias con fondos duros hasta el borde de la plataforma. Las comunidades del arrecife de la parte profunda de la pendiente son fundamentalmente camellones de baja altura. Estos aparecen aproximadamente cada dos metros y están separados por arena gruesa de *Halimeda*. A los 25 m de profundidad, estas comunidades dan lugar a un área de más pendiente y de poco relieve que parece extenderse hasta el borde de la plataforma.

#### *Estructura de la comunidad bentónica*

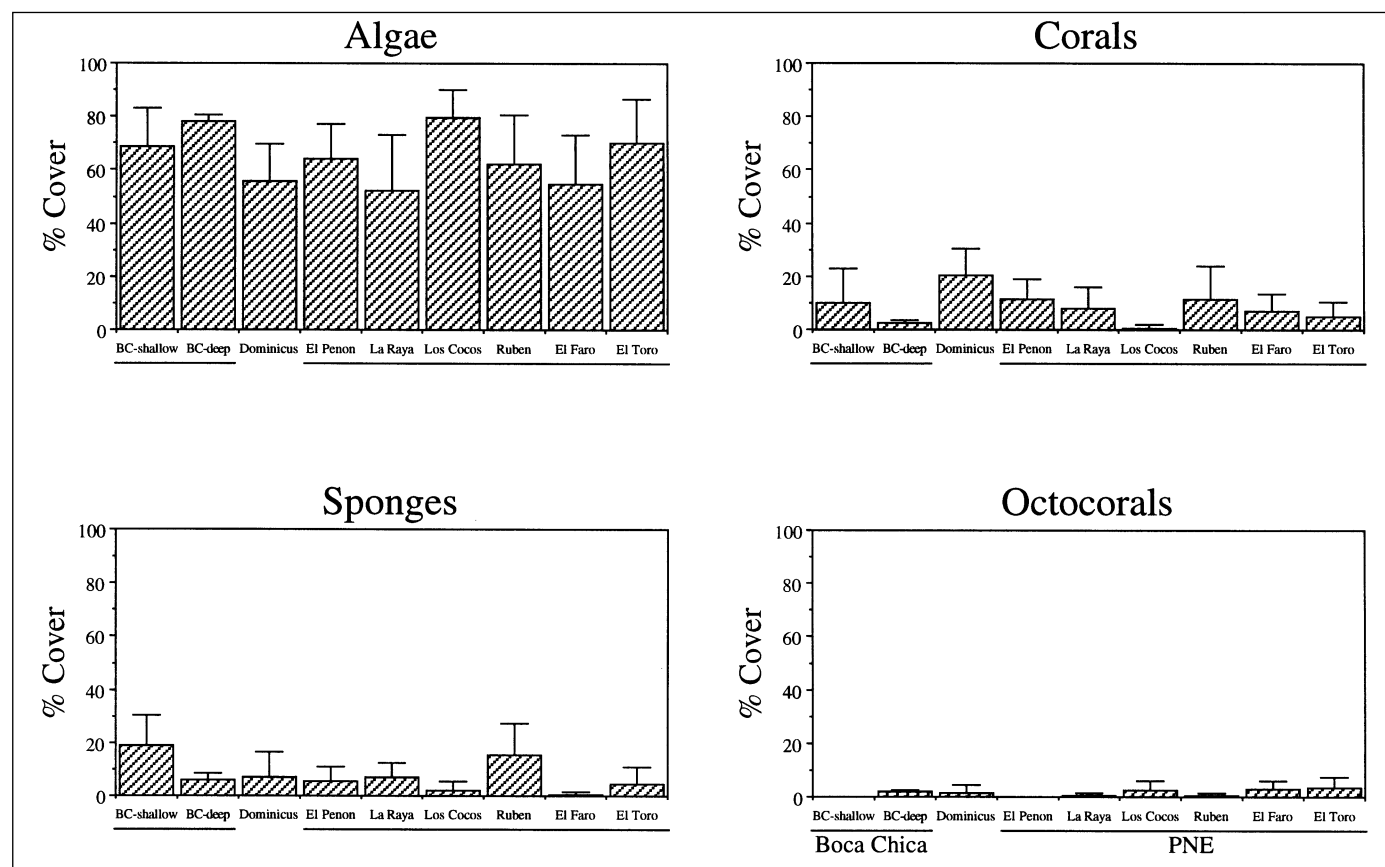
En 15 sitios representativos se determinó el porcentaje de cobertura de los tipos de comunidades arrecifales y fondos duros del PNE en las evaluaciones rápidas de 1994 y 1995 (Figura 4-5). Los sitios de muestreo fueron distribuidos en una amplia gama de profundidades (0.5–30 m) e incluyen verdaderos arrecifes coralinos (arrecifes de parche, crestas arrecifales) y fondos duros no arrecifales. En

### Benthic community structure

Fifteen sites representative of the types of hard-bottom and reef communities in PNE were sampled for percent coverage of major bottom types during rapid assessments in 1994 and 1995 (Figure 4-5). Survey sites were distributed over a wide depth range (0.5 to 30.0 m) and include true coral reefs (patch reefs, reef crests) and non-reefal hard-bottom. In all fifteen sites surveyed using rapid assessment approaches (visual estimates of coverage using cover classes), algae are the dominant bottom type, with mean coverage among sites ranging from 40% to nearly 90% (Figure 4-5). Algae are most abundant in low-relief hard-bottom and reef flat sites where reef development (i.e. relief, coral cover) was low. Sponges are most prevalent in deeper (> 10 m) hard-bottom and reef sites, where mean percent coverage was as high as 20%. Live coral is typically the second most abundant bottom type, particularly in mid-depth (10 to 20 m) reefs, where mean coverage is as high as 30%. Coral cover is very low in many shallower sites, particularly in shallow hard-bottom and reef flat sites. Octocoral coverage is typically greatest (up to 25%) in areas with low coral cover, such as shallow and deeper low-relief hard-bottom communities.

los 15 sitios estudiados con la metodología de la evaluación rápida (estimación visual de cobertura usando intervalos de clase de porcentaje cobertura), las algas dominaron con una cobertura promedio de 40 a 90% (Figura 4-5). Las algas resultaron más abundantes en los fondos duros de escaso relieve y en fondos rocosos con pobre desarrollo arrecifal (en relieve y cobertura). Las esponjas predominaron en fondos duros y arrecifes más profundos (> 10 m), donde el valor medio del porcentaje de cobertura alcanzó valores de hasta 20%. El coral vivo es generalmente el segundo tipo de fondo más abundante, sobre todo en arrecifes de profundidades medias (10–20 m), donde la cobertura promedio llegó al 30%. La cobertura de coral fue muy baja en lugares someros, particularmente en fondos duros bajos y fondos rocosos. La cobertura de octocorales es máxima (de hasta 25%) en áreas de baja cobertura de corales como es el caso de las comunidades someras y profundas de fondos duros de escaso relieve.

Se hicieron prospecciones más detalladas (7 arrecifes en PNE y 2 arrecifes en Boca Chica) a través de conteos en los puntos de intersección de cuadrados de 1 m<sup>2</sup>, y conteos de octocorales. La figura 4-6 muestra el valor medio del porcentaje de cobertura por algas, esponjas, corales y octocorales en diferentes sitios del PNE (estudiados en marzo de 1996) y Boca Chica (en abril de 1997). Se encontraron comunidades arrecifales y de fondos duros en los siguientes lugares: arrecife frontal somero (BC-somero), for-



**Figure 4-6. Mean percent cover per m<sup>2</sup> of algae, sponges, corals, and octocorals in coral reef and hard-bottom sites in Parque Nacional del Este and Boca Chica, as determined by point-intercept counts in 1 m<sup>2</sup> (n=20) quadrats during 1996 to 1997. Error bars represent one standard deviation.** *Figura 4-6. Porcentaje de cobertura promedio por m<sup>2</sup> de algas, esponjas, corales y octocorales en arrecifes coralinos y sitios de fondos duros en el Parque Nacional de Este y en Boca Chica, estimado mediante los conteos en los puntos de intersección en cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> (n=20) durante 1996 a 1997. La barra de error representa una desviación estándar.*

**Table 4-4. Mean percent cover of bottom types in hard-bottom and reef communities of Parque Nacional del Este. Data represent averages based upon surveys of 20 quadrats (1 m<sup>2</sup>) in each site during March 1996. *Tabla 4-4. Porcentaje de cobertura media promedio de los diferentes tipos de fondos en comunidades de fondo duro y arrecife del Parque Nacional del Este. Los datos representan promedios basados en los censos provenientes de 20 cuadrantes (1 m<sup>2</sup>) en cada sitio durante marzo de 1996.***

Bottom type	Dominicus	El Peñón	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
Sediment	15.60	17.00	32.80	14.60	11.00	34.80	17.00
Bare bottom		1.60				0.20	
<i>Caulerpa sertularioides</i>				0.20			
Crustose coralline	0.80	0.20	0.40			1.80	1.80
<i>Dictyota</i> spp.	8.60	9.00	6.20	0.20	11.20	30.00	24.00
<i>Galaxaura oblongata</i>				0.20			
<i>Halimeda copiosa</i>	1.20						0.60
<i>H. discoidea</i>					0.40		
<i>H. goreauii</i>	0.80						3.20
<i>H. opuntia</i>	6.60	2.40	2.60				
<i>H. tuna</i>			2.00		5.60	1.60	
<i>Penicillus dumetosus</i>						0.40	0.40
<i>Schizothrix calcicola</i>	2.20	1.00		0.40	1.00	0.20	7.00
<i>Udotea flabellum</i>	0.60						
Turf algae	34.80	51.80	41.00	78.80	44.00	20.80	33.00
<b>Total algae</b>	<b>55.60</b>	<b>64.40</b>	<b>52.20</b>	<b>79.80</b>	<b>62.20</b>	<b>54.80</b>	<b>70.00</b>
<i>Agelas clathrodes</i>	0.20		0.60				
<i>A. conifera</i>	0.20	0.80	0.60		4.00		1.00
<i>A. dispar</i>		0.20			1.20		
<i>Amphimedon compressa</i>	0.20	1.00	0.20	1.40	2.00	0.20	0.20
<i>Aplysina cauliformis</i>	0.40						
<i>A. fulva</i>							0.20
<i>A. lacunosa</i>	0.20	0.40	0.60				
<i>Callyspongia vaginalis</i>			0.20	0.20	0.20		
<i>Chondrilla nucula</i>	0.40	0.60			0.20		
<i>Cliona deletrix</i>	0.60	0.20	1.40		0.80		
<i>C. langae</i>	0.60						
<i>Ectyoplasia ferox</i>	0.40	0.40	0.40		1.40		1.00
<i>Erylus formosus</i>	1.60	0.60	1.20		0.80		0.20
<i>Ircinia felix</i>		0.40	0.20		0.40		
<i>I. strobilina</i>		0.20		0.40	0.20		
<i>Neofibularia notilangere</i>	1.20	0.60			0.20		
<i>Niphates digitalis</i>	0.60		0.20				
<i>Pseudoceratina crassa</i>	0.40				0.40	0.20	0.20
<i>Verongula gigantea</i>							0.40
<i>V. rigida</i>					0.20		
<i>Xestospongia</i> sp. A			0.20				
<i>X. muta</i>			1.00		2.60		1.40
<b>Total sponges</b>	<b>7.00</b>	<b>5.40</b>	<b>6.80</b>	<b>2.00</b>	<b>14.60</b>	<b>0.40</b>	<b>4.60</b>
<i>Agaricia agaricites</i>	1.40	1.40	0.20		2.00	1.20	0.60
<i>Dendrogyra cylindrus</i>		0.80					
<i>Dichocoenia stokesi</i>			0.20			0.20	
<i>Diploria clivosa</i>			0.20		0.40	0.40	0.40
<i>D. labyrinthiformis</i>		0.80			1.00		0.60
<i>Isophyllastrea rigida</i>	0.20						
<i>Leptoseris cucullata</i>	0.40						
<i>Madracis formosa</i>					0.20		
<i>Meandrina meandrites</i>	0.60	0.20	0.20				0.20
<i>Millepora alcicornis</i>				0.40		0.20	0.40
<i>Montastraea annularis</i>	13.40	3.80	3.20		6.00	2.80	1.20
<i>M. cavernosa</i>	2.00	1.60	3.00		1.40		0.80
<i>Mycetophyllia danaana</i>					0.20		0.60
<i>Porites astreoides</i>	1.40	0.20		0.20		0.80	0.20
<i>P. porites</i>	0.40	1.40				0.40	0.20
<i>Siderastrea siderea</i>	0.20	1.20	0.60		0.20	1.00	
<i>Stephanocoenia michelinii</i>	0.20		0.20				
<b>Total corals</b>	<b>20.20</b>	<b>11.40</b>	<b>7.80</b>	<b>0.60</b>	<b>11.40</b>	<b>7.00</b>	<b>5.20</b>

**Table 4-4. (continued). Tabla 4-4 (continuación)**

Bottom type	Dominicus	El Peñón	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
<i>Briareum asbestinum</i>	0.60						0.60
<i>Erythropodium caribaeorum</i>	0.40		0.40				
<i>Eunicea</i> sp.					0.20		
<i>E. calyculata</i>				0.40			
<i>E. laciniata</i>							0.20
<i>E. mammosa</i>						0.20	0.60
<i>E. tourneforti</i>						0.20	
<i>Gorgonia ventalina</i>				0.20			0.20
<i>Plexaura flexuosa</i>	0.20					0.60	0.60
<i>P. homomalla</i>						0.40	0.20
<i>Plexaurella dichotoma</i>							0.60
<i>Pseudoplexaura porosa</i>							0.20
<i>Pseudopterogorgia acerosa</i>				1.00			
<i>P. americana</i>				0.80		1.40	0.20
<i>P. bipinnata</i>					0.20		
<i>Pterogorgia citrina</i>				0.20			
<b>Total octocorals</b>	<b>1.20</b>	<b>0.00</b>	<b>0.40</b>	<b>2.60</b>	<b>0.40</b>	<b>2.80</b>	<b>3.40</b>
<i>Condylactis gigantea</i>		0.20		0.40			
<i>Palythoa caribaeorum</i>						0.20	
<i>Ricordea florida</i>					0.20		
<b>Other cnidarians</b>	<b>0.00</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>	<b>0.40</b>	<b>0.20</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>

More detailed surveys (seven reefs in PNE and two reefs in Boca Chica) were accomplished using point-intercept counts in 1 m<sup>2</sup> quadrats and counts of octocorals. Figure 4-6 shows the mean percent coverage by algae, sponges, corals, and octocorals in PNE sites (surveyed during March 1996) and Boca Chica (April 1997). Reef and hard-bottom community types were represented by the following sites: shallow fore reef (BC-shallow), deep rocky outcrops (BC-deep, La Raya), low-relief spur-and-groove (Dominicus, Rubén), reef ridge (El Peñón), shallow hard-bottom (Los Cocos, El Faro), and deeper hard-bottom (El Toro). Sediment is a significant component of the bottom at all sites, ranging from 11% to 35%. Sediment coverage is particularly high at La Raya and El Faro (Table 4-4).

Algae are the dominant bottom types at all sites surveyed, with mean coverage ranging from 52% to 80% (Figure 4-6). Algal cover is lower in sites with appreciable amounts of sand, such as La Raya and El Faro. Coverage is greatest (> 70%) in low-relief sites such as Los Cocos and El Toro. Dominant species or functional groups are turf algae (21 to 79%), *Dictyota* spp. (0.2 to 30.0%), and *Halimeda* spp. (up to 8.6% cover) (Table 4-4).

Mean percent coverage by sponges ranges from 0.4% to 14.6%, with the greatest coverage at Rubén and Dominicus (both leeward spur-and-groove reefs) (Figure 4-6). Sponge coverage is lowest at the exposed sites of El Faro (0.4%) and Los Cocos (2%) (Table 4-5). Sponge coverage is as high as 20% in the shallow fore reef of Boca Chica (Figure 4-6), represented mostly by the boring sponge *Cliona langae*.

Coral coverage is as high as 20% in PNE, but is lower than 10% in the two sites surveyed in Boca Chica. Coral coverage is greatest in leeward reefs such as Dominicus (20.2%), El Peñón (11.4%), and Rubén (11.4%). Coral cov-

maciones rocosas profundas (BC-profundo, La Raya), camellones de escaso relieve (Dominicus, Rubén), cadena arrecifal (El Peñón), fondos duros someros (Los Cocos, El Faro) y fondos duros más profundos (El Toro). El sedimento es un componente importante del fondo en todos los lugares y ocupó entre el 11 y el 35% de cobertura, y es notablemente alto en La Raya y El Faro (Tabla 4-4).

Las algas dominaron en todos los sitios prospectados, con un porcentaje de cobertura promedio de entre 52 y 80% (Figura 4-6). La cobertura de algas es menor en sitios con gran cantidad de arena como en La Raya y El Faro. La cobertura es mayor (> 70%) en lugares de escaso relieve como Los Cocos y El Toro. Las especies o grupos funcionales dominantes son las algas de césped (21–79%), *Dictyota* spp. (0.2–30.0%), y *Halimeda* spp. (con una cobertura de hasta 8.6%) (Tabla 4-4).

El porcentaje promedio de cobertura por esponjas fluctuó de 0.4% a 14.6%, con el máximo en Rubén y Dominicus (ambos son arrecifes camellones en sotavento) (Figura 4-6). La cobertura de esponjas es baja en sitios expuestos como El Faro (0.4%) y Los Cocos (2%) (Tabla 4-5). La cobertura de esponjas es alta (20%) en el arrecife frontal somero de Boca Chica (Figura 4-6), representada mayormente por la esponja *Cliona langae*.

El porcentaje de cobertura coralina alcanzó hasta el 20% en el PNE, siendo menor de 10% en los dos sitios de Boca Chica. En los arrecifes de sotavento la cobertura es mayor, Dominicus (20.2%), El Peñón (11.4%) y Rubén (11.4%). En sitios presumiblemente afectados por el transporte de sedimento, la cobertura es baja (< 8%) como es el caso del Canal de Catuano (La Raya, 7.8%) o en lugares expuestos al oleaje (El Toro y El Faro). Las especies más representadas en la cobertura coralina para la mayoría de los lugares son *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Agaricia agaricites* y *Siderastraea siderea* (Tabla 4-4).

La cobertura de octocorales fue baja (< 5%) en todos los sitios muestreados. Esto podría ser el resultado de un sesgo en el muestreo más que de una baja densidad natural. Por ejemplo, en El Faro



erage is lowest (< 8%) in sites presumably affected by sediment transport from the Canal de Catuano (La Raya, 7.8%) or in wave-exposed sites (El Toro and El Faro). Species comprising the majority of the coral cover in most sites are *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Agaricia agaricites*, and *Siderastrea siderea* (Table 4-4).

Octocoral cover is very low (< 5%) in all sites. This result may be biased by the nature of the sampling technique and does not necessarily mean that colony density was low. For example, an average of 8 to 17 colonies per m<sup>2</sup> was found at El Faro and El Toro. Octocoral species diversity and density are greatest in shallow and deeper low-relief hard-bottom sites such as Los Cocos, El Faro, and El Toro (Table 4-5 and Figure 4-7). ♦

## DISCUSSION

### *Factors affecting reef community structure*

Benthic community mapping, rapid assessment techniques, and detailed inventories were instrumental in evaluating the distribution and community structure of hard-bottom and coral reef types in PNE. The data derived from these surveys are useful for a greater comprehension of the physical environment of the study area and the major controls on the nature of coral reef development. A summary of observations of reef and hard-bottom communities in PNE follows.

There is a diversity of reef and hard-bottom types in PNE, reflecting a range in environmental conditions such as depth, wave energy, and sedimentation. The range in environmental conditions is reflected by: differential influence of sediment transport from the Canal de Catuano; high wave exposure in the eastern and southeastern area of the Park; and exposure to high wave energy conditions and sediment transport on the southern coast of Isla Saona. Reefs in the western area of PNE lack a well-defined zonation pattern (see Geister, 1977; Adey, 1978). Reefs and hard-bottom communities in the eastern area of PNE consist of reef rubble, reef crest or algal ridge, and low-relief, algal-dominated hard-bottom. The presence of a possible algal ridge near Isla Catalinita is indicative of strong wave energy conditions (Geister, 1977). Shallow algal ridges dominated by crustose coralline algae are common in the eastern Caribbean, resulting from strong easterly winds and strong swell conditions (Adey and Burke, 1976, 1977). Reefs in the Park are relatively close to shore (< 2 km), reflecting the very narrow shelf. The shelf is broader off Isla Saona (> 4 km), but is narrower than 1 km on the eastern platform margin. Mid-depth (10 to 20 m) reefs in the western half of the Park can be best described as shelf edge reefs (Adey and Burke, 1977). There are few examples where reef growth has met sea level in the Park; the exceptions are the offshore reef area at Caballo Blanco and the discontinuous and poorly developed reef crests on the southern coast of Isla Saona.

y El Toro, se encontró un promedio de entre 8 y 17 colonias/m<sup>2</sup>. La diversidad y densidad de octocorales son mayores en fondos duros de escaso relieve tanto de aguas someras como más profundas en sitios como Los Cocos, El Faro y El Toro (Tabla 4-5 y Figura 4-7). ♦

## DISCUSIÓN

### *Factores que afectan la estructura comunitaria del arrecife*

La cartografía de las comunidades bentónicas, las técnicas rápidas de evaluación y el inventario detallado fueron los instrumentos usados para evaluar la distribución y estructura de las comunidades de fondos duros y los tipos de arrecifes coralinos en el PNE. Los datos obtenidos de estos muestreos resultaron muy útiles para conocer el ambiente físico del área de estudio y los factores que controlan el desarrollo del arrecife. A continuación se resumen las observaciones realizadas.

En el Parque hay varios tipos de arrecifes y fondos duros de acuerdo con la variación de las condiciones ambientales como son la profundidad, la energía del oleaje y la sedimentación. Esta variedad de condiciones se refleja en el transporte del sedimento desde el Canal de Catuano, la exposición al oleaje en el este y sudeste del parque, y condiciones de alta energía del oleaje y transporte de sedimento en la costa sur de la Isla Saona. Los arrecifes en el área occidental del Parque carecen de un patrón de zonación bien definido (ver Geister, 1977; Adey, 1978). Las comunidades de arrecifes y fondos duros en la parte oriental del PNE consisten en cascajos arrecifales, crestas arrecifales o camellones de algas, y fondos duros de escaso relieve dominados por algas. La presencia de una posible cadena de algas cerca de la Isla Catalinita es un indicador de fuerte oleaje (Geister, 1977). En el Caribe oriental son comunes los camellones o riscos en áreas someras dominadas por algas coralinas costrosas debido a los fuertes vientos del este y las marejadas (Adey y Burke, 1976, 1977). Los arrecifes del parque se encuentran relativamente cerca de la costa (< 2 km) debido a lo estrecho de la plataforma. Ésta se ensancha frente a la Isla Saona (> 4 km), pero es más estrecha en su margen este (<1 km). La mejor descripción que se podría dar de los arrecifes de la mitad occidental del parque es la de *arrecifes de borde de profundidad media* (10–20 m) (Adey y Burke, 1977). Existen pocos ejemplos donde el crecimiento del arrecife coincide con el nivel de mar en el parque, con la excepción del área en Caballo Blanco y las crestas arrecifales discontinuas y pobremente desarrolladas de la costa sur de la Isla Saona.

El patrón observado se caracteriza por el predominio de algas y la baja cobertura coralina, por demás común en el gran Caribe (Lang et al., 1998; Smith et al., 1998), aún en áreas presumiblemente no afectadas por actividades humanas importantes (Chiappone et al., 1997c). Es probable que la dominancia de algas no refleje la baja presión de pastoreo por parte de los herbívoros (ver Capítulo IX) o un enriquecimiento de nutrientes (ver Capítulo X), pero puede, de hecho, representar las condiciones de fuerte oleaje y alta frecuencia de tormentas en esta área costera. En los fondos rocosos, la carencia de herbívoros puede deberse a la poca profundidad, fuertes corrientes o gran exposición a las olas. En otros tipos

**Table 4-5. Number of colonies and relative abundance (in parentheses) of octocoral species at seven reef and hard-bottom sites in Parque Nacional del Este during March 1996. Sample size was twenty quadrats (1-m<sup>2</sup>) per site. *Tabla 4-5. Número de colonias y abundancia relativa (entre paréntesis) de especies de octocorales en siete sitios de arrecife y de fondo duro en el Parque Nacional del Este durante marzo de 1996. El tamaño de la muestra fue de 20 cuadrantes (1m<sup>2</sup>) por sitio.***

Species	Dominicus	El Peñón	La Raya	Los Cocos	Rubén	El Faro	El Toro
<i>Briareum asbestinum</i>	15 (24.2)	7 (16.28)	7 (13.5)		6 (9.1)	1 (0.3)	7 (4.1)
<i>Erythropodium caribaeorum</i>	11 (17.7)	2 (4.7)	7 (13.5)				
<i>Eunicea</i> sp.					1 (1.5)		
<i>E. calyculata</i>				13 (14.3)		2 (0.6)	3 (1.8)
<i>E. fusca</i>						4 (1.2)	1 (0.6)
<i>E. laciniata</i>		1 (2.3)					3 (1.8)
<i>E. laxispica</i>					1 (1.5)	1 (0.3)	15 (8.8)
<i>E. mammosa</i>	2 (3.2)					24 (7.3)	16 (9.4)
<i>E. palmeri</i>	6 (9.7)		2 (3.9)	2 (2.2)	22 (33.3)		19 (11.2)
<i>E. succinea</i>			1 (1.9)		4 (6.1)	5 (1.5)	7 (4.1)
<i>E. tourneforti</i>	1 (1.6)	1 (2.3)		3 (3.3)		18 (5.5)	8 (4.7)
<i>Gorgonia ventalina</i>	8 (12.9)	3 (7.0)	1 (1.9)	2 (2.2)	7 (10.6)	40 (12.2)	12 (7.1)
<i>Muricea atlantica</i>	2 (3.2)		1 (1.9)		2 (3.0)		
<i>M. muricata</i>				1 (1.1)		5 (1.5)	
<i>Muriceopsis flavida</i>	3 (4.8)	5 (11.6)	6 (11.5)		3 (4.6)		
<i>Plexaura flexuosa</i>	6 (9.7)	6 (14.0)	1 (1.9)	4 (4.4)		46 (14.0)	14 (8.2)
<i>P. homomalla</i>	1 (1.6)	2 (4.7)				48 (14.6)	10 (5.9)
<i>Plexaurella dichotoma</i>			1 (1.9)	2 (2.2)	1 (1.5)	13 (4.0)	11 (6.5)
<i>P. grisea</i>						1 (0.3)	3 (1.8)
<i>P. nutans</i>							3 (1.8)
<i>Pseudoplexaura porosa</i>	1 (1.6)	1 (2.3)		1 (1.1)		46 (14.0)	13 (7.7)
<i>P. wagnaari</i>							2 (1.2)
<i>Pseudeopterogorgia acerosa</i>			1 (1.9)	24 (26.4)		1 (0.3)	
<i>P. americana</i>		13 (30.2)	17 (32.7)	37 (40.7)	5 (7.6)	74 (22.5)	22 (12.9)
<i>P. bipinnata</i>	6 (9.7)	1 (2.3)	7 (13.5)		14 (21.2)		
<i>Pterogorgia citrina</i>		1 (2.3)					
<i>P. guadalupensis</i>				2 (2.2)			1 (0.6)
Total colonies	62 (100.0)	43 (100.0)	52 (100.0)	91 (100.)	66 (100.0)	329 (100.0)	170 (100.0)
Total species (S)	12	12	12	11	11	16	19
Diversity ( $H' = \sum p_i \ln p_i$ )	2.108	2.095	2.006	1.681	1.956	2.182	2.683
Evenness ( $J' = H' / \ln S$ )	0.848	0.843	0.807	0.701	0.816	0.787	0.911

A pattern observed in the distribution and community structure of reef and hard-bottom communities in PNE was the prevalence of algae and low coverage by corals. This pattern appears to be more common in the wider Caribbean (Lang et al., 1998; Smith et al., 1998), even in areas presumably not impacted on by major human activities (Chiappone et al., 1997c). Algal dominance in PNE probably does not reflect low grazing by herbivores (see Chapter IX) or nutrient enrichment (see Chapter X), but may, in fact, represent the strong wave energy conditions and frequency of storms in this coastal area. In reef flats, lack of herbivory may be due to shallow depth, strong currents, or high wave exposure. In other reef types, algal dominance may result from removal of herbivorous fishes by fishermen and/or a low abundance of sea urchins (see Chapter IX).

The corals comprising the majority of coral cover in PNE follow a pattern similar to that demonstrated at many other Caribbean locations. Dominant reef-building corals in the Park are *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Siderastrea siderea*, and *Agaricia agaricites*. Shallow framework

de arrecifes el predominio de algas parece deberse a la extracción de peces herbívoros por los pescadores y/o escasez de erizos (ver Capítulo IX).

Las especies de corales con mayor cobertura en el PNE son similares a las de muchas otras localidades del Caribe: los constructores arrecifales más importantes son *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Siderastrea siderea* y *Agaricia agaricites*. Especies tales como *Acropora palmata* y *Millepora complanata*, formadores de arrecife en aguas someras de otras áreas del Caribe fueron abundantes sólo localmente, en particular cerca de la Isla Saona y la parte este del parque. En el Caribe occidental, *A. cervicornis* domina la superficie del arrecife entre los 10 y 20 m (Fenner, 1993a). En el PNE, sin embargo, esta especie no fue dominante. Por el contrario, prevalecen fondos duros de escaso relieve o los arrecifes relictos de borde de plataforma batidos todos por el fuerte oleaje. En muchos arrecifes del Caribe, 6 géneros de corales escleractinios (*Acropora*, *Montastraea*, *Porites*, *Diploria*, *Siderastrea* y *Agaricia*) forman la mayor cobertura (Milliman, 1973). La especie *M. annularis* es frecuentemente dominante en aguas someras o más profundas, pero *A. palmata* puede prevalecer en aguas someras. Las especies masivas comprenden la mayoría de la cobertura del coral en el PNE. El

species common in other Caribbean locations, such as *Acropora palmata* and *Millepora complanata*, were only locally abundant, particularly near Isla Saona and the eastern area of PNE. In the western Caribbean, *A. cervicornis* dominates the reef surface from 10 to 20 m (Fenner, 1993a). In PNE, however, this species was not prevalent. Instead, wave-swept, low-relief, hard-bottom or relict, shelf-edge reefs were prevalent. In many Caribbean reefs, six scleractinian coral genera (*Acropora*, *Montastraea*, *Porites*, *Diploria*, *Siderastrea* and *Agaricia*) constitute the majority of coral cover (Milliman, 1973). *M. annularis* is often dominant in shallow or deeper waters, while *A. palmata* can be dominant in shallow water. Massive species comprise most of the coral cover in PNE; elkhorn coral is locally abundant in reef crest communities on the southern coast of Isla Saona. Along the eastern Canal de Catuano near Isla Catalinita, the zonation profile most resembles Geister's (1977) description of a Melobesiae (red algae) zone, with heavy incrustations by red algae forming algal ridges. The eastern Canal de Catuano may not be the site of a true algal ridge, because it is not built above mean low water (Adey, 1975). For the southern coast of Isla Saona, the reef crests resemble the *A. palmata* zone (less wave energy than eastern Canal de Catuano).

Octocorals were most diverse and abundant where the degree of reef development and coverage by scleractinian corals was low, particularly on the southern coast of Isla Saona. This pattern is similar to studies in other Caribbean reef environments (Jordan, 1989; Yoshioka and Yoshioka, 1989). A wide variety of physical and biological factors are involved in the distribution and abundance of shallow-water octocorals: depth (Bayer, 1961), habitat type (Kinzie,

coral pata de ñame es localmente abundante en las crestas arrecifales de la costa sur de la Isla Saona. A lo largo del margen este del canal Catuano, cerca de Isla Catalinita, la zonación del arrecife es muy similar al descrito por Geister (1977) para una zona de algas rojas Melobesiae, con fuertes incrustaciones de algas rojas formando grandes camellones. La parte este del Canal de Catuano no tendría porque ser el sitio para formaciones de camellones de algas ya que está construido sobre el nivel medio de marea baja (Adey, 1975). En la costa sur de la Isla Saona, las crestas arrecifales parecen zonas de *Acropora palmata* (menor energía de oleaje que en la parte este del Canal de Catuano).

Los octocorales fueron más diversos y abundantes donde el grado de cobertura y desarrollo del arrecife de corales escleractinios era bajo, especialmente en la costa sur de la Isla Saona. Este patrón es muy parecido al registrado para otros estudios en ambientes arrecifales del Caribe (Jordan, 1989; Yoshioka y Yoshioka, 1989). Una gran variedad de factores biológicos y físicos determinan la distribución y abundancia de los octocorales en las aguas someras: profundidad (Bayer, 1961), tipo de hábitat (Kinzie, 1973; Opresko, 1973), complejidad del sustrato (Sánchez et al., 1997) y tormentas (Woodley et al., 1981; Yoshioka y Yoshioka, 1987). En la costa suroccidental de Puerto Rico, el gradiente ambiental parece ser el responsable de la mayoría de las variaciones en los patrones de distribución de cada especie. Las estaciones en los extremos opuestos presentaron combinaciones de fuerte oleaje con escaso relieve topográfico, o escaso oleaje con gran relieve. Este gradiente se asoció también con el transporte de sedimento. El transporte de sedimento (más que el movimiento del agua o relieve topográfico) puede estar directamente relacionado con la distribución de octocorales (Yoshioka y Yoshioka, 1989). Este parece ser el caso del PNE y otros arrecifes del Caribe, donde áreas con altas tasas de resuspensión del sedimento (El Toro) poseen una gran diversidad de especies y

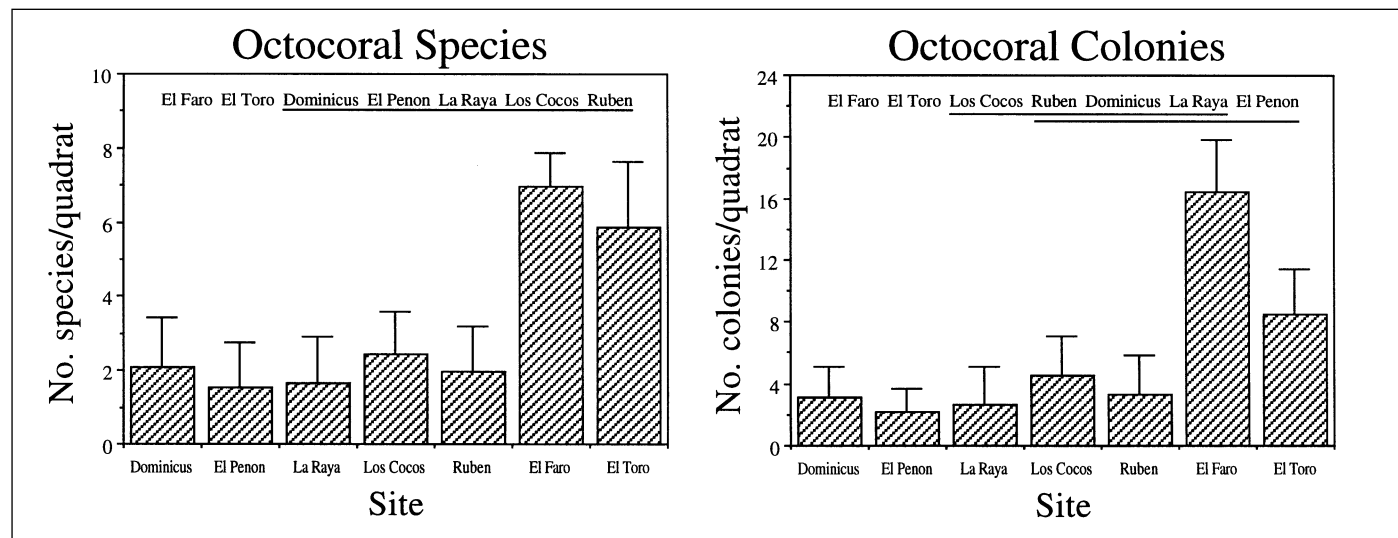


Figure 4-7. Mean number per m<sup>2</sup> of octocoral species (top) and colonies (bottom) as determined in 20 quadrats sampled at seven sites in Parque Nacional del Este during March 1996. Error bars represent one standard deviation. One-way analysis of variance indicated significant differences in these variables among sites. Lines connecting sites are not significantly different ( $p > 0.05$ ) as determined by Tukey's honestly significant difference multiple comparison test. *Figura 4-7. Número promedio (arriba) y colonias (abajo) de especies de octocorales por m<sup>2</sup> a partir de 20 cuadrantes muestreados en siete sitios del Parque Nacional del Este durante marzo de 1996. La barra de error representa una desviación estándar. El análisis de varianza de una entrada indicó diferencias significativas en estas variables entre los sitios. Los sitios conectados por una línea no son significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ) según la prueba de comparación múltiple de Turkey.*



1973; Opreško, 1973), substrate complexity (Sanchez et al., 1997), and storms (Woodley et al., 1981; Yoshioka and Yoshioka, 1987). On the southern and western coast of Puerto Rico, one environmental gradient appeared to account for most of the variability in species-specific patterns of distribution. Stations at opposite extremes had either combinations of high wave action with low topographic relief or low wave action with high topographic relief. The gradient was also associated with sediment transport. Sediment transport (more than water movement or topographic relief) may be directly related to octocoral distribution (Yoshioka and Yoshioka, 1989). This appears to be the case in PNE and other Caribbean reefs, as areas with the greatest rates of sediment resuspension (El Toro) had high species diversity and density of octocorals (Sanchez et al., 1997). Because these organisms are flexible, they can counter drag and colonize turbulent habitats where hard coral growth may be impeded (Sanchez et al., 1997).

Coral reefs relatively protected from the influence of the Canal de Catuano or high wave energy on southern Isla Saona exhibit greater coral and sponge coverage. Sediment transport from lagoonal environments (Catuano Canal) to the western margin was particularly prevalent at La Raya compared to Arrecife de Rubén. This finding is similar to other studies showing the influence of sediment transport from shallow lagoons or banks to adjacent reef areas in the Florida Keys (Marszalek et al., 1977; Burns, 1985; Chiappone and Sullivan, 1997), southeastern Bahamas (Sullivan et al., 1994; Chiappone et al., 1997c), and US Virgin Islands (Hubbard, 1986).

Another important factor potentially impeding reef development in PNE is the frequency and severity of tropical storms (hurricanes). The southern coast of the Dominican Republic is strongly affected by tropical storms. Sixteen tropical storms ranging in intensity from a tropical storm (< 50 knot winds) to a category 5 hurricane (> 130 knot winds) have passed within 200 km of the southern coast from 1945 to 1996. Of the 16 storms (not including Hurricane Georges in September 1998), 50% were hurricanes when they passed over PNE. Tropical storms have a frequency of occurrence, on average, of one storm every three to four years. The role of tropical storms is obvious in the interpretation of coral growth and stable isotopic composition data from PNE (see Chapter VIII); they may also significantly influence the distribution and structure of coral reefs.

The prevalence of non-constructural, hard-bottom communities (i.e. the rarity of true constructional coral reefs) in PNE suggests that the physical environment (wave energy, sedimentation) may impede the development of structurally complex reefs dominated by reef-building corals or coralline algae. It thus appears that of the true coral reefs in PNE, some are keep-up reefs (reef crests on southern Saona), while the majority are give-up reefs (Neumann and Macintyre, 1985). Give-up reefs consist of submerged relict reefs; these are common to many insular shelves in the Eastern Caribbean. The growth of these reefs may have been interrupted during rising seas, leaving them stranded in water depths generally below the limit of active reef-frame-

densidad de octocorales (Sánchez et al., 1997). Dado que estos organismos son flexibles, pueden colonizar hábitats turbulentos donde el crecimiento de los corales pétreos se dificulta (Sánchez et al., 1997).

Los arrecifes coralinos relativamente protegidos de la influencia del Canal de Catuano o de la alta energía del oleaje al sur de la Isla Saona presentan una mayor cobertura de esponjas y corales. El transporte de sedimento proveniente de ambientes lagunares (Canal de Catuano) en el margen occidental fue prevaleciente en La Raya si se compara con el Arrecife de Rubén. Esto es muy parecido a lo reportado en otros estudios que muestran la influencia del transporte del sedimento desde bancos o lagunas someras a arrecifes adyacentes en los Cayos de la Florida (Marszalek et al., 1977; Burns, 1985; Chiappone y Sullivan, 1997), sudeste de Las Bahamas (Sullivan et al., 1994; Chiappone et al., 1997c) y las Islas Vírgenes estadounidenses (Hubbard, 1986).

Otro factor importante que podría potencialmente impedir el desarrollo de los arrecifes en el PNE es la frecuencia y severidad de las tormentas tropicales (huracanes). La costa sur de la República Dominicana es fuertemente afectada por las tormentas tropicales; 16 tormentas tropicales de rangos de intensidad que van desde una tormenta tropical (vientos de < 50 nudos) a categoría 5 de huracán (vientos de > 130 nudos), han pasado dentro de un perímetro de 200 km de la costa sur desde 1945 a 1996. De las 16 tormentas (no incluyendo el huracán George en septiembre de 1998), el 50% eran huracanes cuando pasaron sobre el PNE. Las tormentas tropicales tienen una frecuencia de una cada tres o cuatro años. El papel desempeñado por las tormentas tropicales es obvio en la interpretación del estado y crecimiento de los corales y la composición de isótopos estables en el PNE (ver Capítulo VIII). Éstas pueden también influir en la distribución y estructura de los arrecifes coralinos.

La mayor representación de comunidades de fondos duros no constructores de arrecifes (la rareza de verdaderas comunidades constructoras) en el PNE sugiere que las características físicas del ambiente (energía del oleaje, la sedimentación) pueden impedir el desarrollo de arrecifes estructuralmente complejos dominados por corales constructores de arrecifes o algas coralinas. Esto indica que de los verdaderos arrecifes coralinos en el PNE, algunos son arrecifes en crecimiento (crestas arrecifales al sur de Saona), mientras la mayoría son arrecifes en decadencia (Neumann y Macintyre, 1985). Los arrecifes en decadencia están compuestos por corales relictos sumergidos, muy comunes en el Caribe oriental. El crecimiento de estos arrecifes parece haberse interrumpido por aumentos en el nivel del mar, dejándolos varados en aguas más profundas, generalmente por debajo del límite de acumulación activa de estructura arrecifal. Esto parece estar reflejado en la parte este del PNE por el escaso relieve de los arrecifes de camellones. En la costa sudeste de la Isla Saona y al este de la península, parece haber poco crecimiento activo del arrecife, evidente en el predominio de fondos duros de escaso relieve, la distribución en parches y el pequeño tamaño de las crestas arrecifales.

Conclusiones e implicaciones para el manejo:

- La diversidad de los arrecifes coralinos y fondos duros en el PNE representa la diversidad de los ambientes físicos en una de las mayores plataformas costeras del país.
- La resuspensión y el transporte del sedimento, la energía del oleaje y la frecuencia y severidad de las tormentas parecen ejercer una gran influencia en la distribución y



work accumulation. This may be reflected in the western area of PNE by low-relief spur-and-groove reefs. On the southern coast of Isla Saona and the eastern coast of the mainland peninsula, there appears to be little active reef growth, evident in the prevalence of low-relief hard-bottom and the patchy distribution and small size of reef crests.

Conclusions and management implications:

- The diversity of coral reef and hard-bottom communities in PNE represents the diversity of physical environments in one of the largest coastal shelf areas of the country.
- Sediment resuspension and transport, wave energy, and the frequency and severity of tropical storms appear to exert a strong influence on the distribution and structure of coral reefs and hard-bottom communities.
- Programs designed to monitor human and natural impacts on coral reefs in PNE will be difficult because of the overwhelming influence of natural physical processes that are likely to mask human impacts such as modifying water quality and fishing.
- Algal dominance among these coral reef and hard-bottom communities appears to be a natural phenomenon and does not seem to be related to overfishing of herbivores (Chapter IX) or land-based pollution (Chapter X), but instead reflects natural environmental stressors.
- Despite the importance of natural physical processes, our studies indicate that the existing coral reefs in PNE should be considered very fragile. Additional disturbances to coral reefs, particularly along the southern coast of Isla Saona (reef crests), could have dire consequences for the presence and maintenance of economically important beaches (protection from waves and sand production). Thus, strategies and action plans should be developed to minimize adverse activities (pollutant loading, physical impacts such as dredge and fill) to the few emergent reefs in the Park. ♦

estructura comunitaria de los arrecifes coralinos y fondos duros.

- Es difícil diseñar programas para monitorear el impacto humano y natural en los arrecifes coralinos del PNE debido a la abrumadora influencia de los procesos físicos naturales que probablemente disimulan los impactos humanos como los cambios en la calidad del agua y la pesca.
- El predominio de algas en los arrecifes coralinos y los fondos duros parece ser un fenómeno natural y no está relacionado con la sobrepesca de herbívoros (Capítulo IX) o a la contaminación proveniente de tierra (Capítulo X), pero sí un reflejo de las perturbaciones naturales.
- A pesar de la importancia de los procesos físicos naturales, nuestros estudios indican que los arrecifes coralinos del Parque deben ser considerados como muy frágiles. Disturbios adicionales a los arrecifes, particularmente en la costa sur de la Isla Saona (crestas arrecifales), podrían tener consecuencias serias para la presencia y mantenimiento de playas de alto valor económico en esa zona (protección al oleaje y producción de arena). Por tanto, cualquier plan de acción o estrategia deberá estar enfocado a minimizar las actividades adversas (descargas de contaminantes, impactos físicos como el dragado y relleno) a los pocos arrecifes emergidos que existen en el parque. ♦



## Chapter V. Reef Species Reconnaissance Surveys

### BACKGROUND AND PURPOSE OF STUDY

This chapter summarizes efforts to inventory major benthic reef-associated flora and fauna in coral reef environments of PNE. Species reconnaissance surveys were a first step in classifying and inventorying coral reef environments and were subsequently followed by more detailed investigations of reef community structure. The only recent surveys, to our knowledge, of the flora and fauna of reefs in the southeastern Dominican Republic were conducted during the late 1970s (Williams et al., 1983 and reviewed in CIBIMA, 1994). The information presented here represents a significant update of our knowledge concerning corals and octocorals in the study area. Species lists of common algae and sponges are included, but the chapter emphasizes reef-building corals and octocorals. Comparisons in species richness (total numbers of species) and composition with other Dominican and Caribbean reef environments are made to place PNE in a regional context.

Hard or stony corals are represented by hundreds of species worldwide. Two classes of hard corals in the Phylum Cnidaria secrete a calcareous exoskeleton: Hydrozoa and Anthozoa. Stony corals harboring endosymbiotic algae (zooxanthellae) are generally confined to shallower depths, because of the availability of light for photosynthesis. In the Class Hydrozoa, four Caribbean species in the Order Milleporina (fire corals) deposit calcium carbonate: *Millepora alcicornis*, *M. complanata*, *M. squarrosa*, and *M. striata*. In the Class Anthozoa, all species in the Order Scleractinia have calcareous exoskeletons. These are the true

## Capítulo V. Prospección de reconocimiento de las especies de arrecife

### ANTECEDENTES Y PROPÓSITO DEL ESTUDIO

Este capítulo resume los esfuerzos para inventariar la flora y la fauna arrecifal del PNE. Los muestreos para el reconocimiento de las especies fueron el primer paso para inventariar y clasificar los ambientes coralinos, a los que les sucedieron investigaciones más detalladas de la estructura comunitaria arrecifal. La única prospección reciente de la flora y fauna en los arrecifes del sudeste de la República Dominicana de las que se tiene conocimiento, se llevó a cabo en 1970 (Williams et al., 1983 y revisado en CIBIMA, 1994). Por eso, la información que se ofrece en este documento representa una actualización significativa del conocimiento de los corales y octocorales en el área de estudio. Se ofrecen listas de especies de algas y esponjas comunes, pero el capítulo está dirigido a los corales constructores de arrecife y los octocorales. Se hacen comparaciones de la riqueza (número total de especies) y composición por especies con otros ambientes arrecifales dominicanos y del Caribe para analizar el PNE en un contexto regional.

Los corales pétreos están representados por centenares de especies alrededor del mundo. Dos clases de corales pétreos pertenecientes al Phylum Cnidaria segregan exoesqueleto calcáreo: Hydrozoa y Anthozoa. Los corales pétreos que albergan algas endosimbióticas (zooxantelas) están restringidos generalmente a bajas profundidades debido a la dependencia de la luz para la fotosíntesis. En la Clase Hydrozoa, cuatro especies del Caribe del Orden Milleporina (corales de fuego) depositan carbonato de calcio: *Millepora alcicornis*, *M. complanata*, *M. squarrosa* y *M. striata*. En la Clase Anthozoa, todas las especies del Orden Scleractinia presen-

hard corals with very specialized polyps. Scleractinian corals can be either solitary (*Scolymia* spp.) or colonial (most reef-building species), hermatypic (reef builders) or ahermatypic, and may or may not contain endosymbiotic algae (zooxanthellae) (Schumacher and Zibrowius, 1985). At least 50 reef-building stony corals occur in shallow (< 30 m) water in the wider Caribbean (Holst and Guzmán, 1993; Chiappone et al., 1996). Together with calcareous species of algae, corals are the primary agents of reef construction.

Octocorals are important components of tropical reefs and are represented by 1,200 species worldwide. In many ways, the life history strategies and ecological requirements of octocorals closely parallel those of the hard corals (Bayer, 1953). Octocorals require suitable hard substrata for settlement and growth, and have similar water quality requirements to hard corals (Bayer, 1961). Symbiotic species generally require shallow (0 to 20 m depth), warm (18 to 30 degrees C), and clear tropical waters with moderate water movement. Octocorals in the Order Alcyonaria occur at their greatest diversity and abundance in the wider Caribbean, and can be more abundant than stony corals in particular coral reefs (Opresko 1973; Nelson et al., 1988). Bayer (1961) described 120 reef-associated species belonging to the telestaceans, true soft corals, sea pens, and gorgonians (sea whips, sea fans, and sea rods). Most species belong to the families Plexauridae and Gorgoniidae (Bayer, 1953). Octocorals are exclusively polypoid; the polyp consists of a gastric cavity, the septa, and periodically, the gonads. Eight pinnate (feathery) tentacles surround the oral disc and the slit-like, central mouth. Octocorals are colonial, as the polyps of colonies are supported by a common skeleton embedded in tissue (coenecyme). Octocorals differ from stony corals in that they lack a rigid skeleton. Instead, polyps are surrounded by tissue consisting of a proteinaceous material (gorgonin in the Suborder Holaxonia) and calcified spicules. Subsurface and surface calcitic spicules are produced by modified epithelial cells, provide support and structure to the colony, and are one of the key elements used in the taxonomy of the group (Bayer, 1961). ♦

## MATERIALS AND METHODS

This study resulted in the compilation of coral and octocoral species lists for PNE and Boca Chica during 1994 to 1998. Information on species distribution was collected from a number of sites representing the diversity of reef and hard-bottom communities in the Park. Twenty sites in PNE representing eight major hard-bottom and reef types were surveyed from 1 to 30 m depth (Table 5-1). Survey locations were distributed from the northwestern area of PNE (offshore of the Dominicus Resort) to the east of Isla Catalinita (Figure 5-1). In Boca Chica, one shallow (3 to 5 m depth) and two deeper (15 to 20 m) reefs were surveyed for comparison purposes. An estimated 250 SCUBA dives were made in PNE between 1994 and 1998 to document sponge, coral, and octocoral presence and distribution, and

tan exoesqueleto calcáreo; estos son los verdaderos corales pétreos con pólipos muy especializados. Los corales escleractinios pueden ser solitarios (*Scolymia* spp.) o coloniales (la mayoría de las especies constructoras de arrecifes), hermatípicos (constructores de arrecife) o ahermatípicos, y pueden o no contener algas endosimbióticas (zooxantelas) (Schumacher y Zibrowius, 1985). Por lo menos 50 corales pétreos se encuentran en las aguas someras (< 30 m) del gran Caribe (Holst y Guzmán, 1993; Chiappone et al., 1996). Los corales y algas calcáreas son los agentes primarios en la construcción del arrecife.

Los octocorales son componentes importantes de los arrecifes tropicales y están representados por 1200 especies en el mundo. Las estrategias de ciclo de vida y los requerimientos ecológicos de los octocorales están estrechamente relacionados con los corales pétreos (Bayer, 1953). Los octocorales requieren de sustratos convenientemente duros para el asentamiento y crecimiento, así como una calidad de agua similar a la de los corales pétreos (Bayer 1961). Las especies simbióticas generalmente demandan aguas tropicales claras, someras (0–20 m de profundidad), cálidas (18°–30°C) con movimiento moderado. Los octocorales del Orden Alcyonaria presentan su mayor diversidad y abundancia en el gran Caribe, pudiendo llegar a superar en densidad a los corales pétreos en algunos sitios (Opresko 1973; Nelson et al., 1988). Bayer (1961) describió 120 especies asociadas a los arrecifes pertenecientes a los telestáceos, verdaderos corales blandos, abanicos de mar y gorgonias (látigos de mar, ventiladores de mar y varillas de mar). La mayoría de las especies pertenecen a las familias Plexauridae y Gorgoniidae (Bayer, 1953). Los octocorales son polipoidales; el pólipo consiste en una cavidad gástrica, un tabique y periódicamente, las gónadas. Ocho tentáculos pinnados (plumosos) rodean el disco oral donde se encuentra la boca en posición central y en forma de ranura. Los octocorales son coloniales, puesto que los pólipos de las colonias están apoyados en un esqueleto común rodeado de tejido (cenénquima). Difieren de los corales pétreos en que carecen de un esqueleto rígido, pues los pólipos están rodeados por un tejido compuesto de material proteico (gorgonias del suborden Holaxonia) y espículas calcáreas. Las espículas calcáreas superficiales y las subsuperficiales son producidas por células epiteliales modificadas, proveen sostén y sirven de estructura a las colonias. Éstas son uno de los elementos claves utilizados en la taxonomía de los grupos (Bayer, 1961). ♦

## MATERIALES Y MÉTODOS

Como resultado de este estudio (en 1994 y 1998) se recopilieron listas de especies de corales y octocorales para el PNE y Boca Chica. La distribución por especies se obtuvo en varios sitios representativos de la diversidad arrecifal y de fondos duros. Se muestrearon 20 localidades en el PNE representativas de 8 tipos de arrecifes y fondos duros importantes en profundidades de 1 a 30 m (Tabla 5-1). Los sitios seleccionados se distribuyeron desde el noroeste del PNE (frente a Dominicus) hasta el este de la Isla Catalinita (Figura 5-1). En Boca Chica, se inspeccionaron un arrecife somero (3–5 m de profundidad) y dos de mayor profundidad (15–20 m) para hacer comparaciones. Se realizaron aproximadamente 250 buceos entre 1994 y 1998 para documentar la presencia y distribución de esponjas, corales y octocorales; y 30 buceos en Boca Chica durante los años 1997 y 1998.



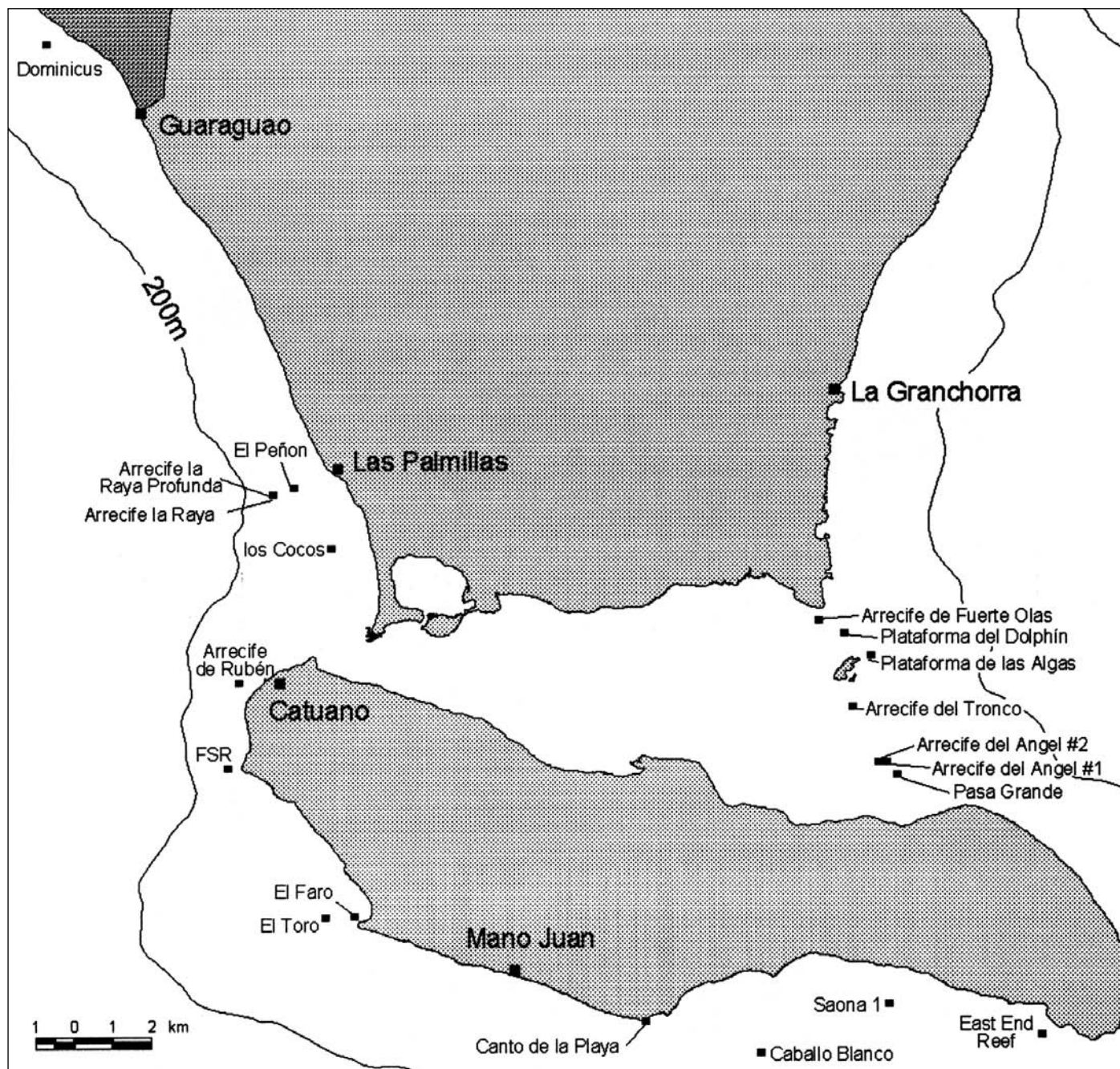


Figure 5-1. Reef and hard-bottom sites surveyed for coral and octocoral species in Parque Nacional del Este, 1994 to 1998. Two survey sites at Boca Chica are not shown. *Figura 5-1. Arrecifes y sitios de fondos duros donde se evaluó la abundancia de especies de corales y octocorales en el Parque Nacional del Este, de 1994 a 1998. No se muestran los dos sitios examinados en Boca Chica.*

30 SCUBA dives were made in Boca Chica during the period 1997 to 1998.

Presence and absence surveys consisted of at least a one hour search for species present in the general survey area. For smaller reefs, such as patch reefs (< 1,000 m<sup>2</sup> in area), the entire reef was surveyed for species occurrences. In larger reefs and hard-bottom communities, observers generally covered an area of at least 0.1 km<sup>2</sup>. Stony corals were identified *in situ*; no voucher specimens were collected. Several samples of octocoral colonies were collected to confirm field identification, by preparing and analyzing spicule composition and structure (Bayer, 1961).

Los muestreos de presencia–ausencia consistieron en al menos una hora de búsqueda en toda el área de muestreo. Para arrecifes pequeños como los de parche (< 1000 m<sup>2</sup> de área), se determinó la presencia–ausencia de especies del arrecife entero. En arrecifes grandes y comunidades de fondos duros los observadores generalmente cubrieron un área de al menos 0.1 km<sup>2</sup>. Los corales pétreos se identificaron *in situ*, no se colectaron especímenes. Se hicieron colectas de octocorales para verificar la identificación de campo mediante la composición y estructura de las espículas (Bayer, 1961).

Siempre que hubo datos, se comparó la composición por especies de corales pétreos y octocorales del Parque con otras localida-

**Table 5-1. Reef and hard-bottom community types surveyed for reef coral and octocoral species in Parque Nacional del Este during 1994 to 1998. *Tabla 5-1. Tipos de comunidades de arrecife y de fondo duro que fueron evaluadas para especies de corales y octorales en el Parque Nacional del Este en el período de 1994 a 1998.***

Reef/hard-bottom type	Depth range (m)	Sites surveyed
Low-relief hard-bottom		
Shallow, algal-dominated	2-3	Los Cocos
Windward, algal-dominated	4-10	Plataforma del Delfín, Plataforma de las Algas
Shallow, octocoral-dominated	3-8	FSR, El Faro No. 2 (Punta Faro)
Deep, octocoral-dominated	16-20	El Toro
Reef crest/back reef	1-7	Fuerte Olas, Caballo Blanco, Canto de la Playa, Saona 1, East End
Reef		
Reef flat	0.5-4.0	Pasa Grande, Arrecife del Tronco
Patch reef	3-7	Arrecife del Angel No. 1, Arrecife del Angel No. 2
Reef ridge	6-10	El Peñón
Low-relief spur-and-groove	17-22	Dominicus, Arrecife de Rubén
Deep reef outcrops	17-20	Arrecife la Raya
Deep fore reef slope	25-30	Arrecife la Raya Profunda

Where data were available, stony coral and octocoral species composition in PNE was compared to other locations in the wider Caribbean, including several locations in the Dominican Republic. For stony coral comparisons, only reef-building species were included (see Schumacher and Zibrowius, 1985; Chiappone et al., 1996). For octocoral comparisons, only species from the suborders Scleraxonia (families Briareidae, Anthothelidae, Paragorgiidae) and Holaxonia (families Plexauridae, Paramuriceidae, Gorgoniidae, Ellisellidae) were used for this analysis, as these are the dominant groups on reefs from 1 to 45 m depth (Bayer, 1961). ♦

## RESULTS

Surveys of 20 sites in PNE yielded 78 species of conspicuous benthic algae (Table 5-2). These species represent the most abundant field-identifiable forms. The list generated for the Park represents species observed in both qualitative and quantitative surveys, and many specimens were collected to confirm field identifications. The lower number of species (14) observed in Boca Chica is partly an artifact of sampling, since only two sites were surveyed a few times from 1996 to 19997. Williams et al. (1983) surveyed shallow-water habitats around Isla Catalina (west of PNE) and Isla Saona for a one-week period during 1979 and found 74 species of algae and two species of seagrasses.

Surveys of 20 sites in PNE yielded 58 species of sponges (Table 5-3). The species list generated represents sponges observed during qualitative and quantitative surveys predominantly in coral reef and hard-bottom habitats west of Mano Juan. In Boca Chica 41 sponge species were recorded from just two sites. In their surveys on the southeastern coast, Williams et al. (1983) found only 13 species around Isla Saona and eight species around Isla Catalina

des en el gran Caribe, incluyendo varias de la República Dominicana. Con relación a los corales pétreos, se analizaron sólo especies constructoras de arrecifes (ver Schumacher y Zibrowius, 1985; Chiappone et al., 1996). Para la comparación de octorales, sólo se emplearon especies de los subórdenes Scleraxonia (familias Briareidae, Anthothelidae, Paragorgiidae) y Holaxonia (familias Plexauridae, Paramuriceidae, Gorgoniidae, Ellisellidae) por ser éstas las dominantes en arrecifes a profundidades menores de 45 (Bayer, 1961). ♦

## RESULTADOS

Como resultado de la prospección de 20 sitios del PNE, se identificaron 78 especies de algas bentónicas (Tabla 5-2), que son las más fácilmente identificables en el campo. La lista de especies para el parque incluye las observadas en muestreos cuantitativos y cualitativos, aunque se colectaron muchos ejemplares para confirmar las identificaciones hechas en el campo. El menor número de especies (14) observadas en Boca Chica es un artefacto del muestreo ya que aquí sólo se muestrearon 2 sitios, y en escasas ocasiones. Williams et al. (1983) estudiaron los hábitats someros alrededor de la Isla Catalina (oeste del PNE) de la Isla Saona durante una semana en 1979, donde encontraron 74 especies de algas y dos especies de hierbas marinas.

Los muestreos arrojaron 58 especies de esponjas en 20 sitios (Tabla 5-3). La lista de especies registradas incluye esponjas observadas en muestreos cuantitativos y cualitativos, fundamentalmente en hábitats de fondos duros y arrecifales al oeste de Mano Juan. En Boca Chica, se encontraron 41 especies de esponjas de dos sitios. En la costa sudeste, Williams et al. (1983) registró sólo 13 especies alrededor de Isla Saona y 8 especies en Isla Catalina (17 especies). Todas las especies registradas por Williams et al. (1983) fueron reportadas durante nuestros muestreos, más otras 41 especies adicionales encontradas por nosotros.

De los muestreos realizados de marzo de 1994 a abril de 1998 se registraron 43 especies de corales pétreos (39 Scleractinia,



**Table 5-2. Alphabetical list of conspicuous algae observed in reef and hard-bottom habitats of Parque Nacional del Este (PNE) (78 species) and Boca Chica (BC) (14 species) during the period 1994 to 1998. *Tabla 5-2. Lista alfabética de algas conspicuas observadas en hábitats de arrecife y de fondo duro del Parque Nacional del Este (PNE) (78 especies) y en Boca Chica (BC) (14 especies) durante el período 1994 a 1998.***

Division Chlorophyta (green algae)			<i>Padina sanctae-crucis</i>	PNE	
<i>Avrainvillea ellioti</i>	PNE		<i>Sargassum hystrix</i>	PNE	BC
<i>A. rawsonii</i>	PNE		<i>S. platycarpum</i>	PNE	
<i>Bryopsis pennata</i>	PNE		<i>S. polyceratium</i>	PNE	
<i>Caulerpa cupressoides</i>	PNE		<i>Styopodium zonale</i>	PNE	BC
<i>C. mexicana</i>	PNE		<i>Turbinaria tricolorata</i>	PNE	
<i>C. racemosa</i>	PNE		<i>T. turbinata</i>	PNE	
<i>C. serrulata</i>	PNE				
<i>C. sertularioides</i>	PNE		Division Rhodophyta (red algae)		
<i>C. verticillata</i>	PNE		<i>Acanthophora spicifera</i>	PNE	
<i>Cladophora prolifera</i>	PNE		<i>Amphiroa brasilana</i>	PNE	
<i>Codium repens</i>	PNE		<i>A. fragilissima</i>	PNE	BC
<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>	PNE		<i>A. rigida</i>	PNE	BC
<i>Halimeda copiosa</i>	PNE	BC	<i>A. tribulus</i>	PNE	
<i>H. discoidea</i>	PNE		<i>Briothamnion triquetrum</i>	PNE	
<i>H. goreauii</i>	PNE	BC	<i>Champia parvula</i>	PNE	
<i>H. incrassata</i>	PNE		<i>Coelothrix irregularis</i>	PNE	
<i>H. opuntia</i>	PNE		<i>Colpomenia sinuosa</i>	PNE	
<i>H. tuna</i>	PNE	BC	<i>Cryptonemia sp.</i>	PNE	
<i>Neomeris annulata</i>	PNE	BC	<i>Dasya sp.</i>	PNE	
<i>Penicillus capitatus</i>	PNE		<i>D. baillouviana</i>	PNE	
<i>P. dumetosus</i>	PNE		<i>D. harveyi</i>	PNE	
<i>P. pyriformis</i>	PNE		<i>Galaxaura cylindrica</i>	PNE	
<i>Rhaphocephalus phoenix</i>	PNE		<i>G. oblongata</i>	PNE	
<i>Udotea conglutinata</i>	PNE		<i>G. subverticillata</i>	PNE	
<i>U. cyanthiformis</i>	PNE		<i>Gelidiella acerosa</i>	PNE	
<i>U. fiabellum</i>	PNE	BC	<i>Gelidium pusillum</i>	PNE	
<i>U. occidentalis</i>	PNE		<i>Hypnea cervicornis</i>	PNE	
<i>U. spinulosa</i>	PNE		<i>Jania adherens</i>	PNE	
<i>U. wilsonii</i>	PNE		<i>J. rubens</i>	PNE	
<i>Ulva fasciata</i>	PNE		<i>Kallymenia limminghi</i>	PNE	
<i>Ventricaria ventricosa</i>	PNE	BC	<i>Laurencia intricata</i>	PNE	
			<i>Liagora mucosa</i>	PNE	
Division Phaeophyta (brown algae)			<i>L. pinnata</i>	PNE	
<i>Dictyopertus delicatula</i>	PNE		<i>Mertensia pavonia</i>	PNE	
<i>Dictyota bartayresii</i>	PNE	BC	<i>Polycavernosa debili</i>	PNE	
<i>D. cervicornis</i>	PNE	BC	<i>Porolithon pachydermum</i>	PNE	
<i>D. ciliolata</i>	PNE		<i>Titanoderma sp.</i>	PNE	
<i>D. dichotoma</i>	PNE		<i>Wrangelia argus</i>	PNE	
<i>D. divaricata</i>	PNE				
<i>D. jamaicensis</i>	PNE		Division Cyanophyta (blue-green algae)		
<i>D. mertensii</i>	PNE		<i>Schizothrix calcicola</i>	PNE	BC
<i>Lobophora variegata</i>	PNE	BC			

(17 species). All species recorded by Williams et al. (1983) were found during our surveys, but we also recorded an additional 41 species.

From March 1994 to April 1998, surveys of 20 sites in PNE yielded 43 species of stony corals (39 Scleractinia, three Milleporina, and one Stylasterina) (Table 5-4). The total number of taxa (forms, subspecies) known from PNE, including surveys by Williams et al. (1983), is 51. All corals of the Order Scleractinia, with the exception of *Tubastrea coccinea*, are considered reef-building species (see Schumacher and Zibrowius, 1985). Generally, greater numbers of stony corals (25 to 30) were found in reef ridge (31) and deeper reef (17 to 22 m) habitats. Fewer species were found in the back reef and reef crest (10), reef flats (16),

3 Milleporina y 1 Stylasterina) (Tabla 5-4). En total se han registrado 51 táxones (formas, subespecies) en el PNE, incluyendo los reportados por Williams et al., (1983). Todos los corales del Orden Scleractinia, con excepción de *Tubastrea coccinea*, se consideran especies constructoras de arrecifes (ver Schumacher y Zibrowius, 1985). En general, la gran mayoría de los corales pétreos (25–30) se encontraron en cadenas de arrecifes (31) y arrecifes profundos (17–22). Pocas especies fueron encontradas en el arrecife trasero–cresta arrecifal (10), fondos rocosos (16) y arrecifes de parche (17). Varias especies mostraron restricciones en su distribución en el parque: *Agaricia tenuifolia*, *Dichocoenia stellaris*, *Scolymia lacera*, *A. lamarcki* y *Madracis mirabilis*; muchas de ellas con una distribución marcada con la profundidad. La mayoría de las otras especies de corales fueron comunes en muchos de los sitios inspeccionados.

**Table 5-3. Systematic list of sponges observed in Parque Nacional del Este<sup>1</sup> (58 species) and Boca Chica<sup>2</sup> (41 species) during 1994 to 1998. Tabla 5-3. Lista sistemática de esponjas observadas en el Parque Nacional del Este (58 especies) y en Boca Chica<sup>2</sup> (41 especies) de 1994 a 1998.**

Order Choristida		<i>Iotrochota birotulata</i> (finger/sprawling)	1 2
Family Geodiidae		<i>Desmapsamma anchorata</i> (finger)	1 2
	<i>Erylus formosus</i> (massive)		1 2
	<i>Geodia neptuni</i> (massive)		1 2
Order Spirophorida		Family Myxillidae	
Family Tetillidae		<i>Tedania ignis</i> (encrusting/massive)	1
	<i>Cinachyra</i> sp. (hemispherical)	<i>Pandaros acanthifolium</i> (tube/massive)	1 2
Order Hadromerida		Order Haplosclerida	
Family Spirastrellidae		Family Callyspongidae	
	<i>Anthosigmella varians</i> (encrusting)	<i>Callyspongia phallax</i> (tube/vase)	1 2
	<i>Sphaciospongia vesparium</i> (massive)	<i>C. plicifera</i> (tube/vase)	1 2
Family Chondritae		<i>C. vaginalis</i> (tube/vase)	1 2
	<i>Chondrilla nucula</i> (encrusting)	Family Niphatidae	
Family Clionidae		<i>Amphimedon compressa</i> (finger/massive)	1 2
	<i>Cliona</i> sp. (boring)	<i>Cribochalina vasculum</i> (tube/vase)	1 2
	<i>C. deletrix</i> (boring)	<i>Niphates amorpha</i> (amorphous)	1
	<i>C. langae</i> (boring)	<i>N. erecta</i> (finger)	1
Family Timeidae		<i>N. digitalis</i> (encrusting)	1 2
	<i>Diplastrella megastellata</i> (encrusting)	<i>Siphonodictyon siphonum</i> (boring)	1 2
Family Tethyidae		<i>S. corraliphagum</i> (boring)	1 2
	<i>Tethya crypta</i> (hemispherical)	Family Petrosiidae	
	<i>T. diploderma</i> (hemispherical)	<i>Xestospongia muta</i> (vase/massive)	1 2
Order Axinellida		<i>X. pororicensis</i> (vase/massive)	1
Family Agelasidae		<i>X. subtriangularis</i> (vase/massive)	1
	<i>Agelas clathrodes</i> (massive)	Order Dictyoceratida	
	<i>A. conifera/scoetrum</i> (massive)	Family Spongiidae	
	<i>A. dispar</i> (massive)	<i>Spongia obscura</i> (massive)	1
	<i>A. schmidtii</i>	Family Dysideidae	
	<i>A. wiedenmayara</i> (massive)	<i>Dysidea etheria</i> (encrusting)	1
Family Axinellidae		<i>Ircinia campana</i> (vase)	1 2
	<i>Ptilocaulis</i> sp.	<i>I. felix</i> (massive)	1 2
	<i>Pseudoaxinella lunaecharta</i> (encrusting)	<i>I. strobilina</i> (massive)	1 2
	<i>Teichaxinella burtoni</i> (lobate)	Order Verongida	
	<i>Ulosa ruetzleri</i> (encrusting)	Family Aplysinellidae	
Family Raspailiidae		<i>Aplysina archeri</i> (tube/vase)	1 2
	<i>Ectyoplasia ferox</i> (encrusting)	<i>A. cauliformis</i> (finger)	1 2
Order Halichondrida		<i>A. fistularis</i> (tube)	1 2
Family Halichondriidae		<i>A. fulva</i> (sprawling)	1 2
	<i>Didiscus</i> sp./ <i>Myrmekioderma</i> sp. (massive)	<i>A. lacunosa</i> (tube/vase)	1 2
Order Poecilosclerida		<i>Pseudoceratina crassa</i> (tube/massive)	1 2
Family Biemnidae		<i>Verongula gigantea</i> (tube/vase)	1 2
	<i>Neofibularia notilangere</i> (massive)	<i>V. rigida</i> (tube)	1 2
Family Mycalidae		Order Homosclerophorida	
	<i>Mycale</i> sp. (boring/encrusting)	Family Plakinidae	
	<i>M. laevis</i> (boring/encrusting)	<i>Plakortis angulospiculatis</i> (encrusting)	1
Family Esperiopsidae			

and patch reefs (17). Several species exhibited restricted distributions in the Park: *Agaricia tenuifolia*, *Dichocoenia stellaris*, *Scolymia lacera*, *A. lamarcki*, and *Madracis mirabilis*. Many of these species show marked distributions with depth. Most other coral species were common to many of the sites surveyed.

Surveys of octocorals at 20 sites in PNE yielded 30 species in the Order Alcyonacea (Table 5-5). Other species reported in the study area by Williams et al. (1983), but not found during our surveys, were *Muricea pinnata*, *Plexaura nina*, and *Pseudopterogorgia kallos*. The combined efforts of our surveys and those of Williams et al. (1983) bring the

Los muestreos de octocorales arrojaron 30 especies del Orden Alcyonacea (Tabla 5-5). Otras especies registradas por Williams et al. (1983), pero no encontradas durante nuestros muestreos fueron: *Muricea pinnata*, *Plexaura nina*, y *Pseudopterogorgia kallos*. Contando ambos muestreos, los nuestros y los de Williams et al. (1983), se encontró un total de 33 especies de octocorales para el Parque. En Boca Chica sólo se registraron 14 especies; este resultado podría estar sesgado debido a que sólo se muestreó en tres sitios (dos profundos y uno somero) durante el período 1996–1997, a diferencia de 20 localidades en el PNE en un período de 4 años. La mayoría de las especies de octocorales se encontraron en los hábitats de fondos duros del PNE, especial-



**Table 5-4. Systematic list of reef corals observed in Parque Nacional del Este (PNE) (1994 to 1998) and Boca Chica (BC) (1996 to 1997). An asterisk indicates coral species observed in other reef areas of the Dominican Republic, but not in PNE (data from Geraldès et al., 1997). *Tabla 5-4. Lista sistemática de corales de arrecife observados en el Parque Nacional del Este (PNE) (1994 a 1998) y en Boca Chica (BC) (1996 a 1997). Un asterisco indica las especies de coral observadas en otras áreas de arrecife de la República Dominicana, pero no en el PNE (datos de Geraldès et al., 1997).***

Class Hydrozoa		
Order Athecatae		
Family Milleporidae		
	<i>Millepora alcicornis</i> (Linnaeus)	PNE, BC
	<i>M. complanata</i> Lamarck	PNE, BC
	<i>M. squarrosa</i> Lamarck	PNE
Order Stylasterina		
Family Stylasteridae		
	<i>Stylaster roseus</i> (Pallas)	PNE, BC
Class Anthozoa		
Order Scleractinia		
Family Astrocoeniidae		
	<i>Stephanocoenia michelinii</i> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
Family Pocilloporidae		
	<i>Madracis decactis</i> (Lyman)	PNE, BC
	<i>M. formosa</i> Wells	PNE, BC
	<i>M. mirabilis</i> sensu Wells	PNE, BC
	<i>M. pharensis</i> (Heller)*	PNE, BC
	forma <i>luciphila</i> Wells*	
	<i>M. senaria</i> Wells*	
Family Acroporidae		
	<i>Acropora cervicornis</i> (Lamarck)	PNE
	<i>A. palmata</i> (Lamarck)	PNE, BC
	<i>A. prolifera</i> (Lamarck)*	
Family Agariciidae		
	<i>Agaricia agaricites</i> forma <i>agaricites</i> (Linnaeus)	PNE, BC
	forma <i>carinata</i> Wells	PNE
	forma <i>danaei</i> Milne Edwards and Haime	PNE
	forma <i>purpurea</i> (Lesueur)	PNE
	<i>A. fragilis</i> forma <i>fragilis</i> Dana	PNE
	<i>A. grahamae</i> * Wells	
	<i>A. humilis</i> Verrill	PNE
	<i>A. lamarcki</i> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
	<i>Agaricia tenuifolia</i> (Dana)	PNE
	<i>Leptoseris cucullata</i> (Ellis and Solander)	PNE, BC
Family Siderastreidae		
	<i>Siderastrea radians</i> (Pallas)	PNE, BC
	<i>S. siderea</i> (Ellis and Solander)	PNE, BC
Family Poritidae		
	<i>Porites astreoides</i> Lamarck	PNE, BC
	<i>P. branneri</i> * Rathbun	PNE
	<i>P. porites</i> forma <i>porites</i> <sup>1</sup> (Pallas)	PNE, BC
	forma <i>furcata</i> Lamarck	PNE
	forma <i>divaricata</i> Lesueur	PNE
Family Faviidae		
	<i>Cladocora arbuscula</i> * (Lesueur)	
	<i>Colpophyllia natans</i> (Houttuyn)	PNE, BC
	<i>Diploria clivosa</i> (Ellis and Solander)	PNE, BC
	<i>D. labyrinthiformis</i> (Linnaeus)	PNE, BC
	<i>D. strigosa</i> (Dana)	PNE, BC
	<i>Favia fragum</i> (Esper)	PNE, BC
	<i>Manicina areolata</i> forma <i>areolata</i> (Linnaeus)	PNE, BC
	forma <i>mayori</i> Wells	PNE
	<i>Montastraea annularis</i> <sup>2</sup> (Ellis and Solander)	PNE, BC
	<i>M. cavernosa</i> Linnaeus	PNE, BC
	<i>Solenastrea bourmoni</i> * Milne Edwards and Haime	
Family Rhizangiidae		
	<i>Astrangia solitaria</i> * (Lesueur)	PNE
Family Meandrinidae		
	<i>Dendrogyra cylindrus</i> Ehrenberg	PNE, BC
	<i>Dichocoenia stellaris</i> <sup>3</sup> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
	<i>D. stokesi</i> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
	<i>Meandrina meandrites</i> forma <i>meandrites</i> (Linnaeus)	PNE, BC

Table 5-4. (continued). *Tabla 5-4 (continuación)*

	forma <i>memoralis</i> (Wells)	
Family	Mussidae	
	<i>Isophyllastrea rigida</i> (Dana)	PNE, BC
	<i>Isophyllia sinuosa</i> (Ellis and Solander)	PNE, BC
	<i>Mussa angulosa</i> (Pallas)	PNE
	<i>Mycetophyllia aliciae</i> Wells	PNE, BC
	<i>M. danaana</i> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
	<i>M. ferox</i> Wells	PNE, BC
	<i>M. lamarckiana</i> Milne Edwards and Haime	PNE
	<i>M. reesi</i> * Wells	
	<i>Scolymia cubensis</i> Milne Edwards and Haime	PNE
	<i>S. lacera</i> (Pallas)	PNE
Family	Caryophylliidae	
	<i>Eusmilia fastigiata</i> (Pallas)	PNE, BC
Family	Dendrophylliidae	
	<i>Rhizosmilia maculata</i> *	
	<i>Tubastrea coccinea</i> Lesson	PNE
	<i>T. aurea</i> *	

- <sup>1</sup> Many authors consider the branching form of *Porites* to consist of three species, but considered subspecies following Brakel (1977).
- <sup>2</sup> Considered by many authors to be comprised of three morphotypes or sibling species (Knowlton et al. 1992), represented by *Montastraea annularis*, *M. faveolata*, and *M. franksi* (Weil and Knowlton 1994). All three morphotypes or species occur in Parque Nacional del Este.
- <sup>3</sup> Included here as a separate species, but considered by some authors to be a morphological variant of *Dichocoenia stokesi* (Zlatarski and Martinez-Estalella 1982).
- \* Not found during 1994 to 1998, but reported in PNE by Williams et al. (1983).

total number of octocoral species known from the Park to 33. Only 14 species were recorded in Boca Chica; this result may be biased because only three sites (two deep sites and one shallow site) were surveyed during the period 1996 to 1997 as opposed to 20 sites in PNE over a four-year period. Low-relief hard-bottom habitats in PNE yielded the most octocoral species, especially octocoral-dominated hard-bottom sites such as El Faro (25 species), deeper hard-bottom sites such as El Toro (24 species), and shallow hard-bottom sites such as Los Cocos (23 species). Shallow, wave-swept habitats such as reef flats (eight species) and the deeper fore reef slope (seven species) yielded the fewest species. While most species generally occurred throughout the majority of the reef and hard-bottom sites surveyed in the Park, some had relatively restricted distributions: *Muriceopsis flavida* (deeper sites), *Pterogorgia anceps* (only shallow hard-bottom), *P. citrina* (only shallow hard-bottom), *Pseudopterogorgia bipinnata* (only deeper reef habitats), and *Iciliogorgia schrammi* (only deep fore reef slope). ◆

## CARIBBEAN COMPARISONS

Previous data on coral and octocoral presence in PNE was limited to the work by Williams et al. (1983). They conducted 168 SCUBA dives during May 1979 in three locations on the southern coast of the Dominican Republic: La Caleta, Isla Catalina, and Isla Saona. No studies since then had been conducted until our research began in 1994. Williams et al. (1983) reported 34 scleractinians and three species of *Millepora* from the Park (Saona). We recorded three *Millepora* species, one *Stylaster* species, and 39 scleractinian

mente los dominados por octocorales como El Faro (25 especies), fondos duros más profundos como El Toro (24 especies) y fondos duros someros como Los Cocos (23 especies). Los fondos someros afectados por el oleaje, como es el caso de los fondos rocosos (8 especies), y la pendiente profunda del arrecife (7) presentaron el menor número de especies. Mientras la mayoría de las especies se encontraron generalmente en casi todo el arrecife y fondos duros inspeccionados, algunas presentaron distribuciones relativamente restringidas: *Muriceopsis flavida* (en sitios más profundos), *Pterogorgia anceps* (sólo en fondos duros someros), *P. citrina* (sólo en fondos duros someros), *Pseudopterogorgia bipinnata* (sólo en hábitats profundos de arrecifes), e *Iciliogorgia schrammi* (sólo en la pendiente arrecifal profunda). ◆

## COMPARACIONES CON OTRAS ÁREAS DEL CARIBE

El único antecedente de estudio de corales y octocorales en el PNE es el de Williams et al., (1983). Ellos realizaron 168 buceos con SCUBA en mayo de 1979 en tres localidades de la costa sur de la República Dominicana: La Caleta, Isla Catalina e Isla Saona. Williams et al., (1983) registró 34 escleractinios y tres especies de *Millepora* en el Parque (Saona). Nosotros encontramos tres especies del género *Millepora*, una del género *Stylaster* y 39 especies de escleractinios. Sólo dos especies de corales pétreos (*Porites bran-neri* y *Astrangia solitaria*) que fueron reportados por Williams et al., (1983), no fueron encontradas en nuestros muestreos. Varias especies no habían sido anteriormente reportadas en el Parque, pero sí en otras áreas de la costa dominicana: *Madracis mirabilis*, *Manicina areolata*, *Dichocoenia stellaris*, *Scolymia lacera*, *Isophyllia sinuosa* y *Mycetophyllia danaana*. Esta diferencia entre ambos muestreos es probablemente el resultado de la duración de los muestreos

**Table 5-5. Systematic list of octocorals observed in Parque Nacional del Este (PNE) (1994 to 1998) and Boca Chica (BC) (1996 and 1997). Tabla 5-5. Lista sistemática de octocorales observados en el Parque Nacional del Este (PNE) (1994 a 1998) y en Boca chica (BC) (1996 y 1997).**

Class Anthozoa	
Order Alcyonacea	
Suborder Scleraxonia	
Family Briareidae	
<i>Briareum asbestinum</i> (Pallas)	PNE
Family Anthothelidae	
<i>Erythropodium caribaeorum</i> (Duchassaing and Michelotti)	PNE, BC
<i>Ilciliogorgia schrammi</i> Duchassaing	PNE
Suborder Holaxonia	
Family Plexauridae	
<i>Eunicea calyculata</i> (Ellis and Solander)	PNE
<i>Eunicea clavigera</i> Bayer	PNE
<i>E. fusca</i> Duchassaing and Michelotti	PNE
<i>E. laciniata</i> Duchassaing and Michelotti	PNE
<i>E. laxispica</i> (Lamarck)	PNE
<i>E. mammosa</i> Lamouroux	PNE
<i>E. palmeri</i> Bayer	PNE
<i>E. succinea</i> (Pallas)	PNE, BC
<i>E. tourneforti</i> Milne Edwards and Haime	PNE, BC
<i>Muricea atlantica</i> (Riess)	PNE
<i>M. muricata</i> (Pallas)	PNE, BC
<i>M. pinnata</i> <sup>†</sup> Bayer	PNE
<i>Muriceopsis flavida</i> (Lamarck)	PNE, BC
<i>Plexaura flexuosa</i> Lamouroux	PNE, BC
<i>P. homomalla</i> (Esper)	PNE, BC
<i>P. nina</i> <sup>†</sup> Bayer and Deichmann	PNE
<i>Plexaurella dichotoma</i> (Esper)	PNE, BC
<i>P. grisea</i> Kunze	PNE, BC
<i>P. nutans</i> (Duchassaing and Michelotti)	PNE, BC
<i>Pseudoplexaura flagellosa</i> (Houttuyn)	PNE
<i>P. porosa</i> (Houttuyn)	PNE
<i>P. wagnaari</i> (Stiasny)	PNE
Family Gorgoniidae	
<i>Gorgonia ventalina</i> Linnaeus	PNE, BC
<i>Pseudopterogorgia acerosa</i> (Pallas)	PNE, BC
<i>P. americana</i> (Gmelin)	PNE, BC
<i>P. bipinnata</i> (Verrill)	PNE
<i>P. kallos</i> <sup>†</sup> Bielchowsky	PNE
<i>Pterogorgia anceps</i> (Pallas)	PNE
<i>P. citrina</i> (Esper)	PNE
<i>P. guadalupensis</i> Duchassaing and Michelin	PNE

<sup>†</sup> Not found during 1994-98, but reported in PNE by Williams et al. (1983).

species. Only two species of stony corals (*Porites branneri* and *Astrangia solitaria*) were reported by Williams et al. (1983), but not found in our surveys. Several species were not previously reported for the Park prior to our surveys, but had been reported for other areas of the Dominican coast: *Madracis mirabilis*, *Manicina areolata*, *Dichocoenia stellaris*, *Scolymia lacera*, *Isophyllia sinuosa*, and *Mycetophyllia danaana*. Differences between more recent and historical surveys are likely a result of the duration of study and the number of sites visited.

Prior to our work, 21 octocoral species were known from PNE (Williams et al., 1983). Our surveys yielded 30 species, bringing the total number of species known from PNE to 33. Only three species were reported by Williams

y el número de sitios estudiados. Con anterioridad a nuestro trabajo, se conocía la existencia de 21 especies de octocorales en el PNE (Williams et al., 1983). Nosotros hallamos 30 especies, lo que aumenta el número de especies identificadas a 33. Solamente tres de las especies reportadas por Williams et al. (1983) no fueron encontradas por nosotros: *Muricea pinnata*, *Plexaura nina*, y *Pseudopterogorgia kallos*. Las especies no registradas anteriormente a nuestros muestreos el Parque, pero registradas en otras áreas de la costa dominicana fueron: *P. acerosa*, *Eunicea fusca*, *M. muricata*, y *Pterogorgia anceps*.

Las comparaciones de la diversidad (número de especies) de corales pétreos y octocorales entre el sudeste de la República Dominicana (PNE) y otras áreas del Gran Caribe se muestran en la Tabla 5-6. La comparación con otras áreas de República Dominicana

**Table 5-6. Comparison of the species richness of corals and octocorals in the wider Caribbean. Asterisk indicates presence for *Stylaster roseus*. Tabla 5-6. Comparación de la riqueza de especies de corales y octocorales en el Gran Caribe. Los asteriscos indican la presencia de *Stylaster roseus*.**

Location	<i>Stylaster roseus</i> <sup>1</sup>	<i>Millepora</i> species <sup>2</sup>	Reef-building Scleractinia <sup>3</sup>	Octocorals <sup>4</sup>
Florida Keys		2	43	45
Bahamas	*	2	41	38
Cuba	*	2	43	46
Jamaica	*	2	46	40
Mexico	*	2	39	35
Belize	*	2	38	35
Puerto Rico		3	41	42
Dominican Republic				
PNE	*	3	39	33
Boca Chica	*	2	30	14
La Caleta		2	28	20
Montecristi	*	3	39	
Costa Rica	*	2	33	16
Panama	*	4	44	
Colombia		2	36	32
Venezuela	*	3	20	10

<sup>1</sup> Data from Cairns (1986) and Chiappone et al. (1997a)

<sup>2</sup> Data from Weerdt (1984, 1991) and Stearn and Riding (1973)

<sup>3</sup> Data from Chiappone et al. (1996, 1997a) and F.X. Gerales (unpublished data)

<sup>4</sup> Data from Gonzales-Brito (1972), Guzmán and Cortés (1985) and Chiappone et al. (1997b)

et al. (1983), but not found during surveys: *Muricea pinata*, *Plexaura nina*, and *Pseudopterogorgia kалlos*. Several species not previously reported for the Park prior to our surveys, but recorded in other areas of the Dominican coast were *P. acerosa*, *Eunicea fusca*, *M. muricata*, and *Pterogorgia anceps*.

Comparisons of stony coral and octocoral diversity (number of species) between the southeastern Dominican Republic (PNE) and wider Caribbean coral reef areas are shown in Table 5-6. Comparisons of stony coral and octocoral species numbers with other studies of Dominican Republic coral reef environments indicate that PNE is one of the most diverse coral reef environments in the country. This result may partially reflect the intense study of the Park, but also the diversity of environments on the southeastern coast.

Reef-building coral species are remarkably evenly distributed in the Caribbean relative to the Indo-Pacific (Milliman, 1973; Liddell and Ohlhorst, 1988). Chiappone et al. (1996, 1997a) compared stony coral presence and absence lists for several locations from Bermuda and the Gulf of Mexico to South America. The corals occurring in the Dominican Republic are highly similar to the Florida Keys, Bahamas, northwestern Caribbean, and Puerto Rico. Many corals and octocorals are widely distributed in the Caribbean; most areas from the Florida Keys to the central

muestran que el PNE es uno de los ambientes arrecifales más diversos del país. Aunque esto puede atribuirse en parte a la intensidad de nuestro estudio, es también un reflejo de la diversidad de ambientes en la costa sudeste.

Las especies constructoras de arrecifes están distribuidas de manera más homogénea en el gran Caribe en comparación con el Indo-Pacífico (Milliman, 1973; Liddell y Ohlhorst, 1988). Chiappone et al. (1996, 1997a) compararon las listas de presencia-ausencia de corales pétreos de varias localidades desde las islas Bermudas y el Golfo de México hasta Sudamérica. Los corales en la República Dominicana presentan una gran similitud con los de los Cayos de la Florida, Bahamas, noroeste del Caribe y Puerto Rico. Muchos corales y octocorales están ampliamente distribuidos en el Caribe; en la mayor parte del área comprendida entre los Cayos de la Florida y el Caribe central, al menos el 75% o más de las especies presentes son comunes (Chiappone et al., 1996, 1997a, b). Las excepciones notables a este patrón general, sin embargo, son las distribuciones de *Porites colonensis* (Panamá) (Holst y Guzmán, 1993) y *Millepora squarrosa* (Antillas Menores y Mayores) (Weerdt, 1991). La comparación que aparece en la Tabla 5-6 representa sólo especies del suborden Holaxonia y Scleraxonia que comprende la mayoría de las especies asociadas a la fauna arrecifal del Caribe de 45 m de profundidad. Se conocen al menos 69 especies desde el sur de la Florida a la costa norte de Sudamérica (Chiappone et al., 1997b).

Muchas de las diferencias geográficas encontradas en la riqueza de especies se deben en parte a las dificultades taxonómi-



Caribbean have at least 75% or more species in common (Chiappone et al., 1996, 1997a,b). Notable exceptions to this pattern, however, are the distributions of *Porites colonensis* (Panama) (Holst and Guzmán, 1993) and *Millepora squarrosa* (Greater and Lesser Antilles) (Weerdt, 1991). The octocoral diversity comparison in Table 5-6 represents only species in the suborders Holaxonia and Scleraxonia, which comprise the majority of Caribbean reef-associated fauna to 45 m depth. At least 69 species are known from southern Florida to the northern coast of South America (Chiappone et al., 1997b).

Many of the geographic differences in species richness reflect partly the taxonomic difficulties of classifying corals (Stearn and Scoffin, 1977; Knowlton et al., 1992; Fenner, 1993b) and octocorals (Bayer, 1961). Differences among areas in the wider Caribbean also reflect reef area, depth sampled, and zoogeographic patterns (Liddell and Ohlhorst, 1988). For example, *Millepora squarrosa* (honey-combed fire coral) has a discontinuous distribution in the tropical western Atlantic. It is known only from Hispaniola, Puerto Rico, the Lesser Antilles, and Brazil (Weerdt, 1991; Lewis, 1996). This discontinuous distribution may be partly related to Pliocene uplift of the Panamanian isthmus that may have induced speciation of an ancestral species. This pattern may also be a result of the apparently low dispersal capability (low sexual recruitment) and habitat specificity (shallow depth, high turbulence) of *M. squarrosa* (Stearn and Scoffin, 1977; Weerdt, 1991). Lower species richness in certain areas of the wider Caribbean is partly attributable to differences in area (small vs. larger islands) and depth sampled. Surveys limited to depths shallower than 25 m exclude areas where deep-water species may occur; this is particularly the case for octocorals. In the Gulf of Mexico and Venezuela, lower numbers of species or different species compositions are the result of lower temperatures associated with higher latitudes, continental influence, or coastal upwelling (Bayer, 1961). ♦

cas para clasificar los corales (Stearn y Scoffin, 1977; Knowlton et al., 1992; Fenner, 1993b) y octocorales (Bayer, 1961). Las diferencias entre áreas del Gran Caribe son un reflejo del área que ocupa el arrecife, la profundidad del muestreo y los patrones zoogeográficos (Liddell y Ohlhorst, 1988). Por ejemplo, *Millepora squarrosa* (coral de fuego con agujeros) tiene una distribución discontinua en el Atlántico occidental tropical; se distribuye sólo desde La Española, Puerto Rico y las Antillas Menores hasta Brasil (Weerdt, 1991; Lewis, 1996). Esta distribución discontinua puede estar relacionada con los levantamientos durante el Plioceno del istmo panameño que probablemente indujeron la especiación de especies ancestrales. Este patrón puede haber sido también la causa de una dispersión aparentemente baja (reclutamiento sexual bajo) y especificidad de hábitats (bajas profundidades y gran turbulencia) de *M. squarrosa* (Stearn y Scoffin, 1977; Weerdt, 1991). La baja riqueza de especies en ciertas áreas podría en parte atribuírsele a las diferencias en los lugares de muestreo (islas pequeñas vs. más grandes) y a la profundidad de muestreo. Las prospecciones se han limitado a profundidades menores de 25 m excluyéndose así áreas donde habitan especies de aguas profundas; éste es el caso de los octocorales. En el Golfo de México y Venezuela, el escaso número de especies reportadas o la diferente composición por especies es el resultado de bajas temperaturas en latitudes más altas, la influencia continental o los afloramientos costeros (Bayer, 1961). ♦



## Chapter VI. Coral Recruitment

## Capítulo VI. El reclutamiento coralino

### BACKGROUND AND PURPOSE OF STUDY

The distribution and abundance of corals reflects patterns of larval recruitment, asexual reproduction, mortality, the ability to recover from injury, and aggressive interactions (Rogers et al., 1984). Reproduction and recruitment are among the critical processes upon which the persistence of coral reefs depends. While reproduction is the process by which new individuals are formed, recruitment is the process by which newly formed individuals become part of the community (Richmond, 1997). "This distinction is important, as it is possible to have successful reproduction, with healthy larvae, tissue fragments, or other types of seed material being produced, but eventual death of a coral reef community if these new individuals are unable to find appropriate substrata for settlement, or if conditions prevent growth, maturation, and survival" (Richmond, 1997). Coral populations are dependent upon sexual recruitment for recovery after disturbances such as hurricanes (Smith, 1992). An evaluation of the natural factors influencing coral settlement, growth, and survivorship is important in determining patterns of community structure (Fitz et al., 1983). Differences in the life histories of corals, such as recruitment, growth, and mortality, may be important in determining species composition (Bak and Engel, 1979).

Corals show complex life histories and reproduce both sexually and asexually (Richmond and Hunter, 1990). Asexual reproduction is common and occurs principally through fragmentation and asexual production of planulae, but also by several other means (reviewed in Richmond, 1997). Asexual processes result in clonal propagation (genetic rep-

### ANTECEDENTES Y PROPÓSITO DE ESTUDIO

La distribución y la abundancia de los corales reflejan los patrones de reclutamiento de larvas, la reproducción asexual, la mortalidad, la capacidad de recuperarse de daños y la existencia de interacciones agresivas (Rogers et al., 1984). La reproducción y el reclutamiento están entre los procesos esenciales de los que depende la persistencia de los arrecifes coralinos; si la reproducción es el proceso mediante el cual los nuevos individuos se forman, el reclutamiento es el proceso por el cual éstos llegan a formar parte de la comunidad (Richmond, 1997). "Esta distinción es importante, puesto que es posible tener una reproducción exitosa, larvas saludables, fragmentos de tejido y producción de otros tipos de material de semilla, pero también la muerte definitiva de la comunidad coralina si estos nuevos individuos son incapaces de encontrar un sustrato apropiado para fijarse, o si las condiciones son desfavorables para el crecimiento, la maduración y la supervivencia" (Richmond, 1997). Las poblaciones de coral dependen del reclutamiento sexual para su recuperación después de perturbaciones tales como los huracanes (Smith, 1992). Una evaluación de los factores naturales que influyen en la fijación, crecimiento y supervivencia de los corales, es importante en la determinación de los patrones de la estructura comunitaria (Fitz et al., 1983). Diferencias en los ciclos de vida de los corales, como el reclutamiento, el crecimiento y la mortalidad, pueden ser determinantes en la composición por especies (Bak y Engel, 1979).

Los corales presentan ciclos de vida complejos, y se reproducen tanto sexual como asexualmente (Richmond y Hunter, 1990). La reproducción asexual es común y ocurre principalmente mediante fragmentación y producción asexual de larva plánula, pero también de otras formas (en Richmond, 1997). El proceso asexual resulta en

licates of adult colonies). Fragmentation is common among branched or relatively thin plating corals. Fragments may become detached from parent coral colonies as a result of wave action, predation, or other sources of physical impact (Richmond, 1997).

Sexual reproduction in corals is complex and several strategies are evident among scleractinian corals (Table 6-1). After fertilization, coral larvae may develop internally or external of the parental corals. This has significant implications for dispersal because larvae developed internally can settle immediately, while those that develop in the water column may travel tens to hundreds of kilometers before settlement. Coral planulae have limited powers of movement, hence they are essentially passive meroplanktonic larvae. Thus, dispersion is largely determined by the duration of the planktonic phase, prevailing current patterns, the competency period, and vertical distribution in the water column (Richmond, 1997). Brooded larvae may be able to settle immediately or within a few days upon release (Richmond, 1997). Externally developed planulae probably have a minimum of 4 to 6 days before settlement and metamorphosis, but there is considerable variation from 2 to 3 days to 10 weeks. Thus, it is likely that externally developed larvae are advected away from the parental reef.

Various factors can affect coral recruitment: benthic community structure (Birkeland, 1977); abundance of adults (Bak and Engel, 1979; Chiappone and Sullivan, 1996); grazing pressure (Birkeland, 1977; Rogers et al., 1984); depth (Rogers et al., 1984); life history characteristics (Bak and Engel, 1979); nutrient enrichment (Tomasik, 1991; Wittenberg and Hunte, 1992); sedimentation (Maida et al., 1994); substrate complexity (Carleton and Sammarco, 1987); light (Carleton and Sammarco, 1987); and larval supply (Banks and Harriot, 1996). After larvae find suitable hard substrate for attachment, they deposit a calcareous exoskeleton and begin to form a miniature version of adult reef corals. These recruits are only 1,200  $\mu\text{M}$  in diameter. They must find appropriate sites for settlement based upon substratum type, water motion, salinity, adequate sunlight, limited sediment deposition, and sometimes specific algal species or biological films of diatoms and bacteria (Richmond, 1997). After larval settlement, some species show complete skeletal development after eight days (Le Tissier, 1988). After settlement, a juvenile coral occupies the surrounding substratum through expansion of its perimeter, which results in a base for the adult colony. Linear extension rates during this phase (predominantly two-dimensional growth) play an important role in the dynamics of substratum coverage and the relation to early survival (Van Moorsel, 1988). As soon as a certain critical size is attained, the probability of whole-colony mortality decreases.

Observations of algal dominance in reefs of Parque Nacional del Este (PNE) may reflect poor recruitment by reef-building corals. This, in turn, may reflect factors such as low larval supply, habitat quality, and/or high post-settlement mortality from predation or other disturbances. Because reefs in the Park show little active growth, as indi-

la propagación clonal (duplicación genética de colonias adultas). La fragmentación es común entre corales ramificados o relativamente planos; los fragmentos pueden desprenderse de las colonias de corales por la acción de las olas, la depredación u otras fuentes de impacto físico (Richmond, 1997).

La reproducción sexual en los corales es compleja y se conocen varias estrategias entre los corales escleractinios (Tabla 6-1). Después de la fertilización, las larvas de los corales se pueden desarrollar interna o externamente en los corales paternos. Esto tiene implicaciones importantes para la dispersión: las larvas que se desarrollan internamente pueden radicarse inmediatamente, mientras que las que se desarrollan en la columna de agua pueden viajar decenas a centenares de kilómetros antes de su asentamiento. La larva plánula del coral tiene facultades limitadas de movimiento. Son esencialmente meroplanctónicas pasivas, por lo que la dispersión estará determinada principalmente por la duración de la fase planctónica, circulación dominante, alcance de la fase competitiva (capaces de nadar de forma dirigida y fijarse en aguas someras) y su distribución vertical en la columna de agua (Richmond, 1997). Las larvas incubadas pueden fijarse inmediatamente o en pocos días después de ser liberadas (Richmond, 1997). Las que se desarrollan externamente probablemente necesiten de un mínimo de 4 a 6 días antes de asentarse y metamorfosearse, pero el proceso puede demorar 10 semanas y ser llevadas entonces lejos del arrecife paterno.

Varios son los factores que afectan el reclutamiento de los corales: la estructura de la comunidad bentónica (Birkeland, 1977), la abundancia de adultos (Bak y Engel, 1979; Chiappone y Sullivan, 1996), la presión de pastoreo (Birkeland, 1977; Rogers et al., 1984), la profundidad (Rogers et al., 1984), las características del ciclo de vida (Bak Engel, 1979), el enriquecimiento de nutrientes (Tomasik, 1991; Wittenberg y Hunte, 1992), la sedimentación (Maida et al., 1994), la complejidad del sustrato (Carleton y Sammarco, 1987) y el suministro de larvas (Banks y Harriot, 1996). Después de encontrar un sustrato duro para asentarse, las larvas depositan un exoesqueleto calcáreo y comienza la formación de la versión adulta del coral. Los reclutas miden solamente 1.2 mm de diámetro y deben encontrar lugares adecuados para su asentamiento según el tipo de sustrato, el movimiento del agua, la salinidad, la iluminación adecuada, la deposición limitada de sedimento y en ocasiones ciertas especies de algas o capas finas de diatomeas o bacterias (Richmond, 1977). Posteriormente al asentamiento, las larvas de algunas especies muestran un desarrollo completo del esqueleto en 8 días (Le Tissier, 1988). Después del asentamiento, el coral juvenil ocupa el sustrato circundante expandiendo su perímetro, lo que conformará la base de una colonia adulta. La extensión lineal durante esta fase (principalmente el crecimiento bidimensional) desempeña un papel importante en la dinámica de la cobertura coralina y la supervivencia (Van Moorsel, 1988). Tan pronto como el coral alcanza la talla crítica, la probabilidad de mortalidad de toda la colonia disminuye.

Las observaciones del predominio de algas en los arrecifes del Parque Nacional del Este sugieren un pobre reclutamiento de los corales constructores de arrecifes. Esto, a la vez, puede reflejar factores como la escasez de larvas, la calidad del hábitat y/o alta mortalidad post-asentamiento, la depredación y otras perturbaciones. Debido a que los arrecifes del parque muestran poco crecimiento activo —como lo indica la baja cobertura de organis-



**Table 6-1. Life history characteristics of Caribbean reef corals. *Tabla 6-1. Características del ciclo de vida de los corales de arrecife del Caribe.***

Species	Growth	Mode	Cycles/year	Spawning	Planula	Development	Recruitment
Branching species							
<i>Acropora cervicornis</i>	High	Hermaphroditic	1	July to Aug	---	External	Low
<i>A. palmata</i>	High	Hermaphroditic	1	?	---	External	Low
<i>Porites porites</i>	High	Gonochoric	>> 1	All year	Nov to Feb	Internal	High
Foliose species							
<i>Agaricia agaricites</i>	Medium	Hermaphroditic	>> 1	All year	All year	Internal	High
<i>A. fragilis</i>	Medium	Hermaphroditic	>> 1	?	March to May	Internal	High
Massive species							
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	Low	Gonochoric	1	?	---	External	Low
<i>Diploria clivosa</i>	Low	Hermaphroditic	1	Aug to Sept	---	External	Low
<i>D. strigosa</i>	Low	Hermaphroditic	1	July to Aug	---	External	Low
<i>Montastraea annularis</i>	Low	Hermaphroditic	1	Aug to Sept	---	External	Low
<i>M. cavernosa</i>	Low	Gonochoric	1	July to Sept	---	External	Low
<i>P. astreoides</i>	Moderate	Hermaphroditic	>> 1	All year	Jan to Sept	Internal	High
<i>Siderastrea siderea</i>	Low	Gonochoric	1	July to Sept	---	External	Low
Encrusting species							
<i>Favia fragum</i>	Medium	Hermaphroditic	>> 1	All year	All year	Internal	High
<i>Mycetophyllia ferox</i>	Low	Hermaphroditic	1	Jan to Apr	Jan to Apr	Internal	Low
<i>S. radians</i>	Moderate	Gonochoric	>> 1	All year?	All year?	Internal	High
Meandroid species							
<i>Manicina areolata</i>	Medium	Hermaphroditic	>> 1?	July to Aug	July to Aug	Internal	High

**Data from Lewis (1974), Bak and Engel (1979), Fadlallah (1983), Rogers et al. (1984), Szmant (1986, 1991), Chornesky and Peters (1987), Soong (1991), Gittings et al. (1992).**

cated by the low coverage by reef-building organisms (see Chapter IV), recovery from natural (e.g. sea urchin mortality, storms, sedimentation) or anthropogenic (e.g. removal of herbivorous fishes) perturbations may be limited by the ability of coral larvae to settle and survive to a large size. This study was designed to quantify coral recruitment, juvenile growth, and mortality in relation to biological and physical factors in hard-bottom and coral reef habitats in PNE. Several studies in the wider Caribbean have quantified spatial and temporal patterns of coral recruitment, growth and post-settlement mortality, as well as biological and physical factors affecting settlement and survivorship (Rogers et al., 1984; Morse et al., 1988; Van Moorsel, 1988; Smith, 1992). The objectives of the study in PNE were to quantify recruitment, juvenile growth and post-settlement mortality processes, and to quantify differences in settlement orientation of coral recruits, perhaps indicative of environmental conditions such as sedimentation and grazing pressure. The field methods involved measurements in permanent plots (natural substrata) and experimental settlement tiles to quantify recruitment patterns. ◆

## MATERIALS AND METHODS

Seven sites within and adjacent to PNE were chosen for study during the period 1996 to 1997 (Figure 6-1). Four of the sites were mid-depth reefs (17 to 22 m) characterized as low-relief spur-and-groove (Dominicus, Arrecife de Rubén), rocky outcrops (Arrecife La Raya), or low-relief

mos constructores del arrecife (ver Capítulo IV)— la recuperación de las perturbaciones naturales (mortalidad de erizos, tormentas, sedimentación) o antropogénicas (remoción de peces herbívoros) puede estar limitada por la capacidad de las larvas del coral de fijarse y sobrevivir hasta tamaños grandes. Este estudio se diseñó para cuantificar el reclutamiento, crecimiento de juveniles y mortalidad con relación a factores físicos y biológicos en los hábitats de fondos duros y arrecifales del PNE. Algunos estudios en el Gran Caribe han permitido determinar los patrones espaciales y temporales del reclutamiento de corales, crecimiento y la mortalidad postasentamiento, así como los factores físicos y biológicos que afectan la supervivencia y el asentamiento (Rogers et al., 1984; Morse et al., 1988; Furgón Moorsel, 1988; Smith, 1992). Los objetivos de este estudio en el PNE fueron: cuantificar los procesos de reclutamiento, el crecimiento de juveniles y la mortalidad postasentamiento, así como cuantificar las diferencias en la orientación del asentamiento de los corales reclutas, que es quizás un indicador de condiciones ambientales como la sedimentación y la presión de pastoreo. Los métodos de campo incluyeron mediciones en parcelas permanentes (sustratos naturales) y placas experimentales para cuantificar los patrones de reclutamiento. ◆

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se eligieron 7 localidades dentro del PNE y en zonas adyacentes para ser estudiadas entre 1996 y 1997 (Figura 6-1). Cuatro de los sitios eran arrecifes de profundidad media (17–22 m), tales como camellones de escaso relieve (Dominicus, Arrecife de Rubén), montículos rocosos (Arrecife La Raya), o fondos duros de escaso relieve (El

hard-bottom (El Toro). The remaining three reefs were shallow (3 to 11 m depth) and characterized by moderate structural complexity (El Peñón) or low-relief hard-bottom (Los Cocos, El Faro). Two additional sites were sampled for juvenile coral density and species composition at Boca Chica: one shallow fore reef site and one deeper, low-relief spur-and-groove site.

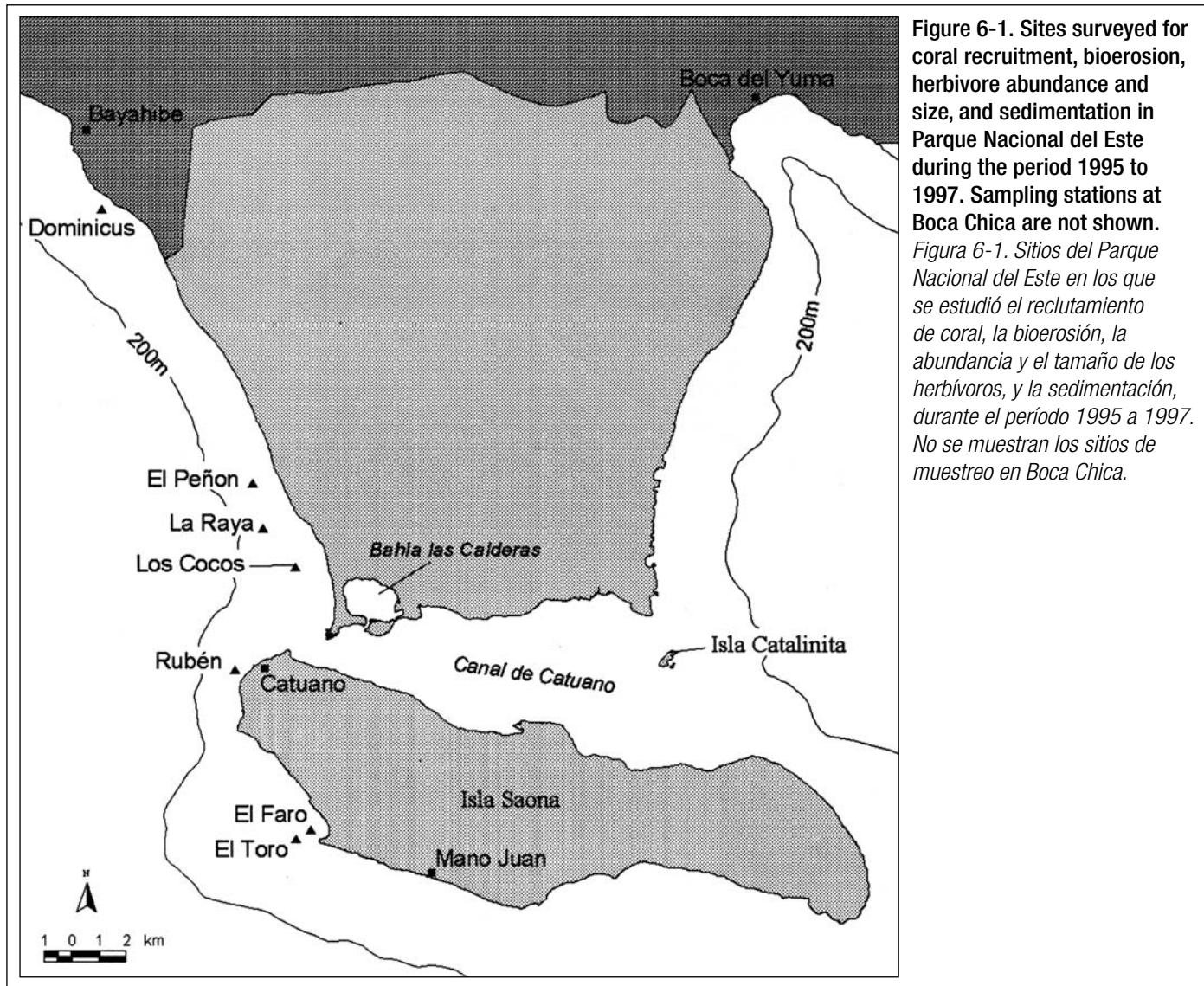
Recruitment may be defined as the time when corals are large enough to be censused, while settlement is defined when larvae actually attach to the bottom (Richmond, 1997). Two types of surveys were used to assess coral recruitment. The first involved surveys of permanently marked quadrats in natural substrata. At four mid-depth reefs in PNE and one site in Boca Chica, surveys of juveniles were conducted every 4 to 5 months between March 1996 and April 1997. Annual surveys were conducted at the remaining three shallow sites in PNE and one site in Boca Chica. Studies of natural substrata are restricted to observations of corals at visible size (generally at least 1 year post-settlement) (Harriot and Fisk, 1987).

At each reef, 20 permanent quadrats (1 m<sup>2</sup>) were sampled for the species, abundance, and size of juvenile corals.

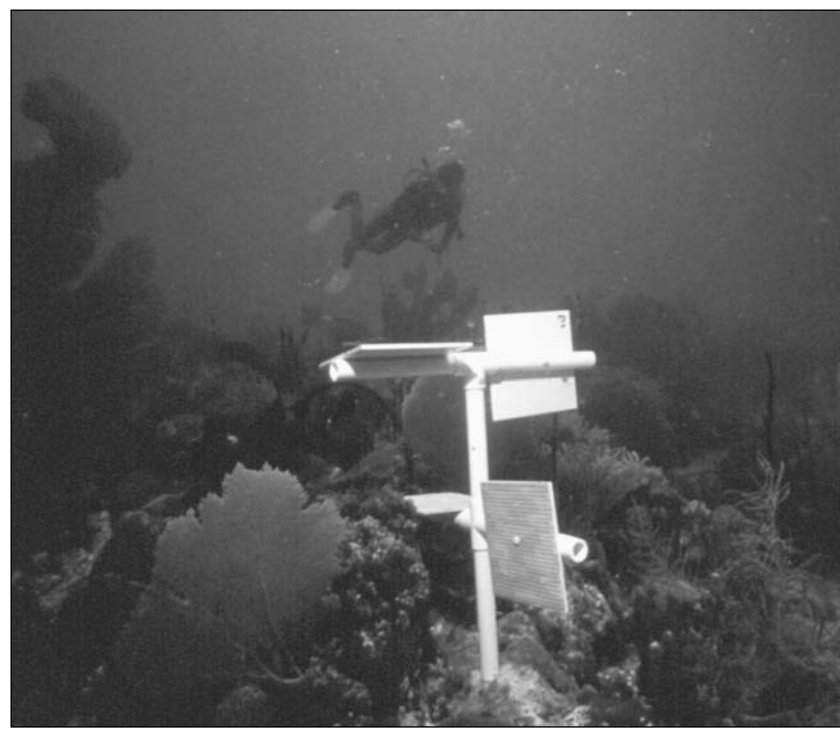
Toro). Los tres arrecifes restantes eran someros (3–11 m de profundidad) y caracterizados por una complejidad estructural moderada (El Peñón) o fondos duros de escaso relieve (Los Cocos, El Faro). Se muestrearon dos localidades adicionales para la densidad de corales juveniles y composición por especies en Boca Chica: un arrecife frontal somero y uno más profundo de camellones con escaso relieve.

El reclutamiento puede definirse como el momento en que los corales son lo suficientemente grandes como para ser censados, mientras que el asentamiento se define como el momento donde las larvas realmente se fijan al fondo (Richmond, 1997). Se utilizaron dos tipos de muestreos para evaluar el reclutamiento de los corales. El primer tipo comprende muestreos de cuadrados permanentes en sustratos naturales. Entre marzo de 1996 y abril de 1997 se llevaron a cabo prospecciones de juveniles cada 4 o 5 meses en cuatro arrecifes de profundidad media en el PNE y uno en Boca Chica. Los muestreos anuales se realizaron en los otros tres sitios someros del PNE y uno en Boca Chica. Los estudios de sustratos naturales estuvieron restringidos a observaciones de corales de tamaño visible (generalmente de un año posterior al asentamiento) (Harriot y Fisk, 1987).

En cada arrecife, se emplearon 20 cuadrados permanentes de 1 m<sup>2</sup> para la identificación de especies, y abundancia y tamaño







**Figure 6-2. A recruitment array used to determine the species composition and abundance of coral recruits in four mid-depth reefs (15 to 20 m) in Parque Nacional del Este and one reef in Boca Chica. Recruitment surfaces were 20 cm x 20 cm ceramic tiles and consisted of control (fastened to the substratum with unglazed surface exposed), horizontal, and vertical treatments. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P.**

**Geisel. Used with permission. Figura 6-2. Placa de reclutamiento utilizada para determinar la composición por especies y abundancia de corales reclutas en cuatro arrecifes de profundidad media (15 a 20 m) en el Parque Nacional del Este y en un arrecife en Boca Chica. Las superficies de reclutamiento fueron losas de cerámica de 20 cm x 20 cm y los tratamientos consistieron en placas de control (aseguradas al sustrato con la superficie sin pulir hacia arriba), verticales y horizontales. Copyright © 1995 del John G. Shedd Aquarium/P. Geisel. Utilizado con autorización.**

Juvenile corals are those less than 4 cm in diameter, representing 1 to 2-year-old specimens (Bak and Engel, 1979). Data on size at first reproduction suggest that colonies less than 4 cm are a conservative estimate of juvenile abundance (Szmant, 1986; Soong, 1991). Most Caribbean species have an early growth rate of 1 to 3 mm/month; thus colonies approaching 40 mm in diameter are approximately 1 to 3-years-old (Bak, 1976; Rogers et al., 1984; Van Moorsel, 1988). Because *Siderastrea radians* and *Favia fragum* reproduce at small sizes (< 2 cm diameter), these species were excluded. Underwater data sheets consisting of maps of each 1 m<sup>2</sup> plot were made to denote the species, location, and size of juvenile corals (Appendix C). It should be noted that surveys of juvenile corals cannot be translated into the number of larvae that settle per area per unit time. This is because neither the early growth rates nor the patterns of settlement and mortality that produced the observed counts of juveniles are known (Porter, 1987; but see Van Moorsel, 1988).

The second method for assessing coral recruitment consisted of experimental settling arrays. Arrays were deployed at four mid-depth reefs in PNE during March 1996 and at one mid-depth reef at Boca Chica during August 1996. Arrays consisted of 30 ceramic tiles measuring 20 cm by 20 cm (Figure 6-2). Previous studies have shown this type of artificial settlement surface to be the most beneficial based on cost, ease of deployment and retrieval, and relatively low environmental impact (Harriot and Fisk, 1987). Tiles are used to quantify coral recruits because newly settled corals are usually not visible underwater (Fitzhardinge, 1988). Differences in recruitment between horizontal and vertical tiles usually result from variations in light, sedimentation, and algal growth (Birkeland, 1977; Rogers et al., 1984). Ten tiles each were deployed in a horizontal and vertical

de corales juveniles. Se consideran corales juveniles aquellos de menos de 4 cm de diámetro, que representan especímenes de uno o dos años de edad (Bak y Engel, 1979). Los datos sobre primera maduración sugieren que esta talla es una estimación conservadora del tamaño de los juveniles (Szmant, 1986; Soong, 1991). La mayoría de las especies del Caribe tienen un crecimiento inicial de 1 a 3 mm/mes, por lo tanto, colonias que alcancen 4cm de diámetro tienen aproximadamente entre 1 y 3 años de edad (Bak, 1976; Rogers et al., 1984; Van Moorsel, 1988). Debido a que *Siderastrea radians* y *Favia fragum* se reproducen a tamaños pequeños (< 2 cm de diámetro), estas especies fueron excluidas. Las planillas para la recolección de datos en el agua consistieron en mapas de parcelas de un 1 m<sup>2</sup> para anotar las especies, ubicación y talla de los corales juveniles (Apéndice C). Debe señalarse que los muestreos no pueden interpretarse como número de larvas fijadas por unidad de área y tiempo, ya que no se conoce la tasa inicial de crecimiento ni los patrones de asentamiento y mortalidad que originaron las cantidades de juveniles encontradas (Porter, 1987; ver Van Moorsel, 1988).

El segundo método para evaluar el reclutamiento de los corales consistió en conjuntos de placas experimentales. Los conjuntos se ubicaron en cuatro arrecifes en marzo de 1996, y en el arrecife de Boca Chica en agosto de 1996, todos a profundidad media. Los conjuntos consistieron en 30 losas de cerámica de 20 x 20 cm (Figura 6-2). Estudios previos han demostrado que este tipo de superficie artificial es el más adecuado debido al bajo costo, facilidad de despliegue y recuperación, y el impacto ambiental relativamente bajo (Harriot y Fisk, 1987). Las placas o losas se usan para cuantificar los reclutas de coral dado que los corales recién fijados casi siempre no se ven bien debajo del agua (Fitzhardinge, 1988). Las diferencias del reclutamiento entre las placas verticales y horizontales son generalmente debidas a la luz, la sedimentación y el crecimiento de algas (Birkeland, 1977; Rogers et al., 1984). Se ubicaron 10 placas de forma vertical y 10 de forma horizontal. Otras

fashion. An additional 10 tiles were deployed as controls; the control tiles were fastened to the substratum with the unglazed surface exposed. ◆

10 se usaron como controles (estas últimas fueron aseguradas al sustrato por la superficie opaca expuesta). ◆

## RESULTS

### *Natural substrata*

Table 6-2 summarizes the mean number of species observed as juveniles and the mean number of juveniles per quadrat from the seven study sites in PNE and two study sites in Boca Chica from March 1996 to April 1997. In the PNE sites during March 1996, 5 to 12 species were observed as juveniles among the seven sites. The mean number of species observed as recruits ranged from 0.40 to 2.40 per m<sup>2</sup>. The greatest number of species was recorded from areas with the poorest reef development (low topography) such as El Faro and El Toro. The mean density of juveniles ranged from 0.40 to 4.35 and was generally greatest in areas with the lowest structural complexity and coral cover. Juvenile coral density was significantly correlated with octocoral density ( $r_s = 0.99$ ,  $p < 0.01$ ). The greatest density of

## RESULTADOS

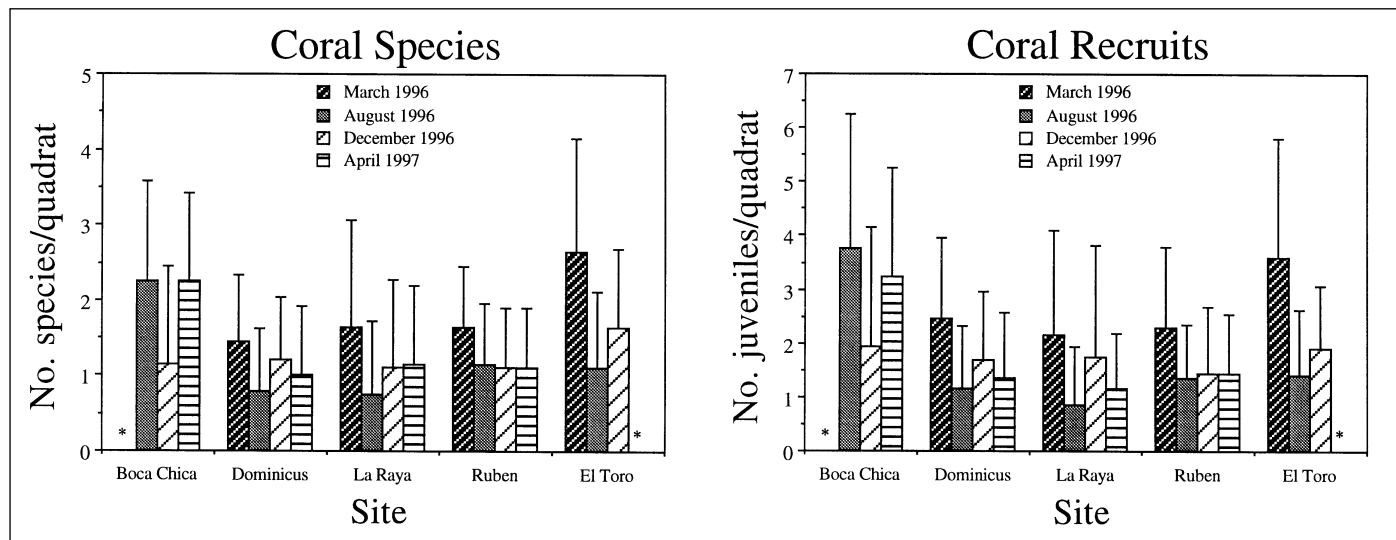
### *Sustratos naturales*

La tabla 6-2 contiene el número medio de especies observadas como juveniles y el número medio de juveniles por cuadrado en los 7 sitios de estudio en el PNE y los dos de Boca Chica. En marzo se observaron de 5 a 12 especies de juveniles en los 7 sitios estudiados. El promedio de especies reclutas fluctuó entre 0.40 y 2.40 colonias/m<sup>2</sup>. El mayor número se registró en áreas con el más pobre desarrollo arrecifal (topografía baja) como en El Faro y El Toro. La densidad media de los juveniles fluctuó entre 0.40 y 4.35/m<sup>2</sup> y fue en general mayor en áreas de baja complejidad estructural y baja cobertura coralina. Las densidades de corales juveniles y octocorales se correlacionaron significativamente ( $r_s = 0.99$ ;  $p < 0.01$ ). La mayor densidad de corales juveniles del estudio se registró en la parte frontal somera del arrecife de Boca Chica (alrededor de 7 juveniles por cuadrado). Durante el estudio, la mayoría de los sitios estudiados mostraron una disminución,

**Table 6-2. Mean (1 standard deviation) number of species per m<sup>2</sup> and coral recruits per m<sup>2</sup> in Parque Nacional del Este and Boca Chica during 1996 and 1997. Data based upon surveys of 20 quadrats (1 m<sup>2</sup>) per reef. *Tabla 6-2. Número promedio (1 desviación estándar) de especies por m<sup>2</sup> y de corales reclutas por m<sup>2</sup> en el Parque Nacional del Este y en Boca Chica durante 1996 y 1997. Datos basados en los estudios de 20 cuadrantes (1 m<sup>2</sup>) por arrecife.***

Location (depth)	Survey date	No. species/taxa	No. species/m <sup>2</sup>	No. recruits/m <sup>2</sup>
Dominicus (15 to 17 m)	24 March 1996	6	1.45 (0.89)	2.45 (1.50)
	27 August 1996	6	0.80 (0.83)	1.15 (1.18)
	18 December 1996	8	1.20 (0.83)	1.70 (1.26)
	11 April 1997	8	1.00 (0.92)	1.35 (1.23)
El Peñón (10 to 12 m)	15 March 1996	8	1.40 (1.19)	2.25 (2.43)
	10 April 1997	6	0.95 (0.89)	1.20 (1.20)
La Raya (15 to 18 m)	21 March 1996	11	1.65 (1.42)	2.15 (1.95)
	27 August 1996	12	0.75 (0.97)	0.85 (1.09)
	19 December 1996	12	1.10 (1.17)	1.75 (2.07)
	13 April 1997	8	1.15 (1.04)	1.15 (1.04)
Los Cocos (2 to 3 m)	12 March 1996	5	0.40 (0.60)	0.40 (0.60)
	12 April 1997	2	0.10 (0.31)	0.10 (0.31)
Rubén (18 to 21 m)	20 March 1996	9	1.65 (0.81)	2.30 (1.49)
	26 August 1996	7	1.15 (0.81)	1.35 (0.99)
	20 December 1996	7	1.10 (0.79)	1.45 (1.23)
	12 April 1997	6	1.10 (0.79)	1.45 (1.10)
El Faro (6 to 7 m)	15 March 1996	12	2.40 (1.39)	4.35 (3.22)
	16 April 1997	6	1.05 (1.00)	1.30 (1.45)
El Toro (15 to 18 m)	29 March 1996	12	2.65 (1.50)	3.60 (2.21)
	25 August 1996	6	1.10 (1.02)	1.40 (1.23)
	21 December 1996	11	1.65 (1.04)	1.90 (1.17)
Boca Chica-deep (15 to 18 m)	22 August 1996	9	2.25 (1.33)	3.75 (2.51)
	15 December 1996	8	1.15 (1.31)	1.95 (2.21)
	6 April 1997	9	2.25 (1.16)	3.25 (2.00)
Boca Chica-shallow (2 to 6 m)	6 April 1997	2	0.85 (0.49)	8.00 (9.41)





**Figure 6-3.** Mean number of coral species observed as juveniles (left) and mean number of coral recruits per 1 m<sup>2</sup> quadrat in Boca Chica and PNE during 1996 to 1997. An asterisk (\*) indicates data were not collected. Error bars represent one standard deviation. *Figura 6-3.* Número promedio de especies de coral observadas como juveniles (izquierda) y número promedio de reclutas de corales por cuadrantes de 1 m<sup>2</sup>, en Boca Chica y PNE durante 1996 a 1997. El asterisco (\*) indica que no se recolectaron datos. Las barras de error representan una desviación estándar.

juvenile corals during the study was recorded in the shallow fore reef area of Boca Chica (over seven juveniles per quadrat). During the study, most sites in PNE exhibited declines in both the mean number of species observed as juveniles and the mean number of juveniles per m<sup>2</sup> (Figure 6-3). All of the PNE sites surveyed every 4 to 5 months showed declines in the density of juvenile corals (Table 6-2 and Figure 6-4).

Nineteen coral species were observed as juveniles from surveys in PNE (seven sites, 140 quadrats). *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Siderastraea siderea*, and *Stephanocoenia michelinii* constituted the majority of coral juveniles observed in PNE (Table 6-3 and Figure 6-5). The dominant recruiting species in Boca Chica were *S. siderea*, *Montastraea cavernosa*, *Dichocoenia stokesi*, *Diploria clivosa*, and *S. michelinii*.

Relationships between the dominant juvenile corals and the established coral assemblage (using % cover data) are illustrated in Table 6-3. The major pattern observed was that the dominant recruiting species were usually from among the more abundant established corals. It should be noted, however, that corals were not very abundant (< 15% coverage) in any of the sites surveyed. Moreover, the most abundant corals in the established assemblages, specifically *Montastraea annularis* and *M. cavernosa*, had few, if any, recruits recorded.

### Artificial substrata

Recruitment arrays deployed in March 1996 showed no signs of larval settlement after five months underwater. This result may reflect the timing of spawning and larval release (Table 6-1), low larval supply to the park, or the depth range and types of reefs studied. Recruitment arrays

tanto en el número de especies de juveniles observadas, como en el número promedio de juveniles por m<sup>2</sup> (Figura 6-3). Todos los sitios del PNE que fueron muestreados cada 4 o 5 meses mostraron una disminución en la densidad de corales juveniles (Tabla 6-2 y Figura 6-4).

Se observaron 19 especies de corales juveniles (7 sitios, 140 cuadrados), la mayor parte perteneciente a *Agaricia agaricites*, *Porites astreoides*, *Siderastraea siderea*, y *Stephanocoenia michelinii* (Tabla 6-3 y Figura 6-5). Las especies dominantes en el reclutamiento de Boca Chica fueron: *S. siderea*, *M. cavernosa*, *Dichocoenia stokesi*, *Diploria clivosa* y *S. michelinii*.

Las relaciones entre los corales juveniles dominantes y las asociaciones de corales establecidos (usando % de cobertura) se ilustran en la Tabla 6-3. El patrón más importante observado fue que las especies dominantes en el reclutamiento fueron comúnmente las más abundantes de los corales establecidos. Debe señalarse, sin embargo, que los corales no fueron abundantes (< 15% de cobertura) en ninguna de las localidades inspeccionadas. Además, se registraron pocos reclutas de los corales más abundantes en las asociaciones establecidas, específicamente *Montastraea annularis* y *M. cavernosa*.

### Sustratos artificiales

Las placas experimentales de marzo de 1996 no mostraron ninguna señal de asentamiento de larvas después de 5 meses de exposición en el agua. Este resultado puede ser consecuencia del período de desove y eclosión de las larvas (Tabla 6-1), del bajo suministro de larvas en el parque o de las profundidades y los tipos de arrecifes estudiados. Las placas de agosto de 1996 no mostraron ninguna señal de fijación en diciembre de 1996. Estas se inspeccionaron visualmente de nuevo en abril de 1997, pero no se observó ningún reclutamiento de corales. Después de permanecer por dos años bajo del agua, las placas verticales mostraron un crecimiento

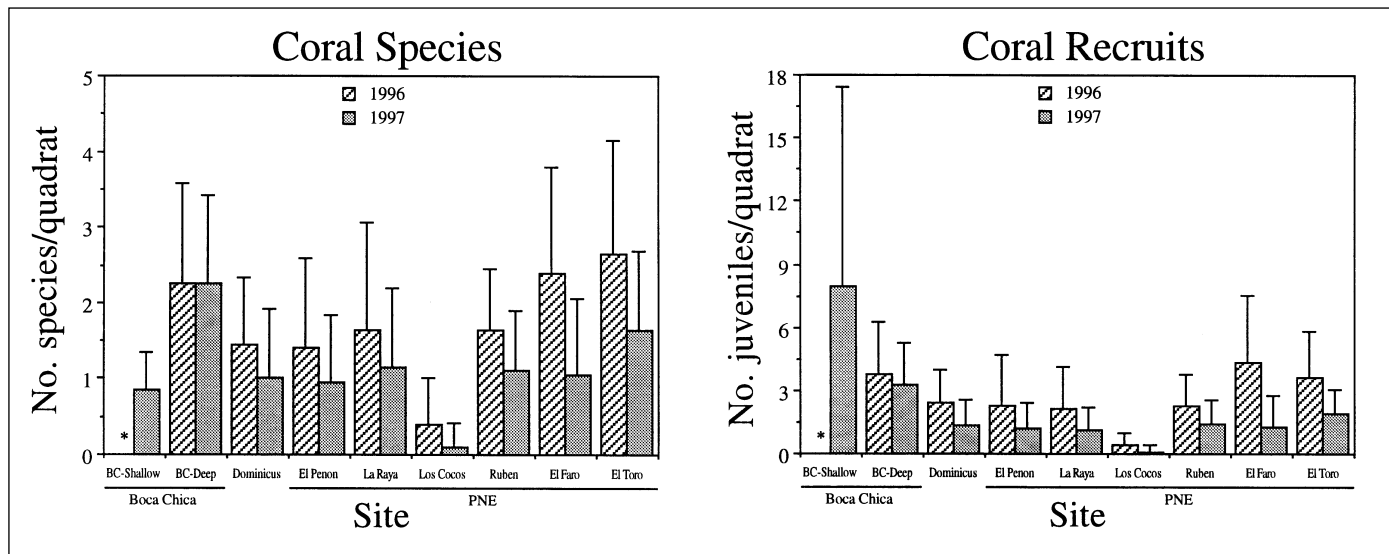


Figure 6-4. Changes in the mean number of coral species observed as juveniles (left) and mean number of coral recruits per 1 m<sup>2</sup> quadrat in mid-depth (15-20 m) reefs in Boca Chica and Parque Nacional del Este during the period from March 1996 to April 1997. An asterisk (\*) indicates data were not collected. Error bars represent one standard deviation. *Figura 6-4. Cambios en el número promedio de especies de corales observadas como juveniles (izquierda) y número promedio de reclutas de corales por cuadrantes de*

deployed in August 1996 showed no signs of larval settlement as of December 1996. Plates were visually inspected during April 1997 and still showed no signs of coral recruitment. These were visually inspected underwater and will be evaluated in the laboratory in April 1999. After two years underwater, vertical tiles appear to have significantly greater growth by algae and other fouling organisms (e.g. ascidians) than horizontal tiles. ◆

## DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Species comprising the majority of juvenile corals in PNE reefs are similar to studies in Curaçao (Bak and Engel, 1979), US Virgin Islands (Fitz et al., 1983; Rogers et al., 1984), Barbados (Wittenberg and Hunte, 1992), and the Florida Keys (Chiappone and Sullivan, 1996). The dominant recruiting corals in the Park (*Agaricia agaricites* and *Porites astreoides*) brood larvae, show high recruitment, and exhibit high rates of post-settlement mortality (Szmant, 1986; Richmond and Hunter, 1990). Patterns of juvenile coral abundance did not follow the pattern of established corals (in terms of percent coverage). *Montastraea annularis* and *M. cavernosa* dominated the coverage by corals in most sites surveyed, yet few juveniles of these species were found. This is a common pattern in studies of wider Caribbean reefs (Bak and Engel, 1979; Rogers et al., 1984; Chiappone and Sullivan, 1996). For example, although *Acropora palmata* and *A. cervicornis* are primary reef-builders in the Caribbean, few studies have found high sexual recruitment by these species (Bak and Engel, 1979; Rogers et al., 1984).

Comparisons of the number of species and range in juvenile coral density (from natural substrata) from several

significativamente mayor de algas y otros organismos (ascidians) que las horizontales. ◆

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las especies que comprenden a la mayoría de los corales juveniles en los arrecifes del PNE son muy similares a las encontradas en Curaçao (Bak y Engel, 1979), Islas Vírgenes estadounidenses (Fitz et al., 1983; Rogers et al., 1984), Barbados (Wittenberg y Hunte, 1992) y los Cayos de la Florida (Chiappone y Sullivan, 1996). Las larvas de los corales reclutas dominantes del parque (*Agaricia agaricites* y *Porites astreoides*) muestran altas tasas de reclutamiento y postasentamiento (Szmant, 1986; Richmond y Hunter, 1990). Los patrones de abundancia de los corales juveniles no fueron similares a los de los corales establecidos (en términos de porcentaje de cobertura). Las especies *Montastraea annularis* y *M. cavernosa* dominaron la cobertura en la mayoría de los lugares muestreados, aunque se encontraron pocos juveniles de estas especies. Este es el patrón general en los arrecifes estudiados del Gran Caribe (Bak y Engel, 1979; Rogers et al., 1984; Chiappone y Sullivan, 1996). Por ejemplo, aunque *Acropora palmata* y *A. cervicornis* son los constructores primarios de arrecifes en el Caribe, pocos estudios han reportado un reclutamiento sexual alto para estas especies (Bak y Engel, 1979; Rogers et al., 1984).

En la Tabla 6-4 se muestran las comparaciones entre el número de especies y la densidad de corales juveniles (en susstratos naturales) para varias localidades en el Gran Caribe. Debe tenerse en cuenta la existencia de errores, dado que estas áreas inspeccionadas tenían diferente profundidad y tipo de arrecifes y fueron estudiadas en años diferentes. El número de especies de juveniles que se observaron en el PNE (19 especies en 7 sitios) fue uno de los valores más altos reportados para este estudio com-

**Table 6-3. Comparisons of dominant juvenile corals relative to the established coral assemblage in reefs of Parque Nacional del Este. Data based upon surveys of 20 quadrats (each 1 m<sup>2</sup>) in each site during March 1996. Tabla 6-3. Comparación de corales juveniles dominantes relativo a las asociaciones de corales establecidos en los arrecifes del Parque Nacional del Este. Datos basados en los estudios de 20 cuadrantes (1 m<sup>2</sup> cada uno) en cada sitio durante marzo de 1996.**

Site	Juvenile corals			Established corals		
	Species	Total	% Total	Species	% Cover	% Total
Dominicus	<i>Agaricia agaricites</i>	32	65.3	<i>Montastraea annularis</i>	13.4	66.3
	<i>Porites astreoides</i>	9	18.4	<i>M. cavernosa</i>	2.0	9.9
				<i>P. astreoides</i>	1.4	6.9
El Peñón	<i>A. agaricites</i>	23	51.1	<i>M. annularis</i>	3.8	33.3
	<i>P. astreoides</i>	10	22.2	<i>M. cavernosa</i>	1.6	14.0
				<i>A. agaricites</i>	1.4	12.3
				<i>P. porites</i>	1.4	12.3
La Raya	<i>A. agaricites</i>	12	27.9	<i>M. annularis</i>	3.2	41.0
	<i>Siderastrea siderea</i>	8	18.6	<i>M. cavernosa</i>	3.0	38.5
	<i>Stephanocoenia michelinii</i>	5	11.6	<i>S. siderea</i>	0.6	7.7
	<i>P. astreoides</i>	4	9.3			
Rubén	<i>A. agaricites</i>	22	47.8	<i>M. annularis</i>	6.0	52.6
	<i>S. siderea</i>	8	17.4	<i>A. agaricites</i>	2.0	17.5
	<i>S. michelinii</i>	5	10.9	<i>M. cavernosa</i>	1.4	12.3
El Faro	<i>P. astreoides</i>	27	31.0	<i>M. annularis</i>	2.8	40.0
	<i>A. agaricites</i>	26	29.9	<i>A. agaricites</i>	1.2	17.1
	<i>S. radians</i>	11	12.6	<i>S. siderea</i>	1.0	14.3
El Toro	<i>S. siderea</i>	16	22.2	<i>M. annularis</i>	1.2	23.1
	<i>Dichocoenia stokesi</i>	12	16.7	<i>M. cavernosa</i>	0.8	15.4
	<i>P. astreoides</i>	10	13.9	<i>A. agaricites</i>	0.6	11.5
	<i>A. agaricites</i>	7	9.7	<i>Mycetophyllia danaana</i>	0.6	11.5

**Table 6-4. Comparison of numbers of species and range in density of recruits on natural substrata in the wider Caribbean. Tabla 6-4. Comparación del número de especies de corales y los límites de densidad de reclutas en los sustratos naturales en el Gran Caribe.**

Location	Depth surveyed (m)	No. of 1 m <sup>2</sup> quadrats	No. of species	No. recruits/m <sup>2</sup>
Bermuda	5-7	20	4	1.4-3.6
Florida Keys	3-19	400	16	1.2-3.7
Cuba	3-14	400	17	0.9-4.8
Dominican Republic				
PNE (1996, 7 sites)	3-20	140	19	0.4-4.4
PNE (1997, 7 sites)	3-20	140	19	0.1-1.9
Boca Chica (1996, 1 site)	15-18	20	9	3.75
Boca Chica (1997, 2 sites)	2-18	40	9	3.3-8.0
St. Croix, US Virgin Islands	9-37	236	30	3.1-41.7
Curaçao, Netherlands Antilles	3-37	60	22	12.5-17.9
Bonaire	3-37	15	13	13.2-20.0
Barbados	1-6	160	15	6.3-37.7

*Data from Bak and Engel (1979), Chiappone and Sullivan (1996 and unpublished data), Rogers et al. (1984), Smith (1992), Wittenburg and Hunte (1992)*

wider Caribbean sites are summarized in Table 6-4. The reader should note that biases are likely since these comparison areas were surveyed at different depth ranges, in different reef types, and during different years. The number of species that were observed as juveniles in PNE (19 species in seven sites) was one of the highest values reported from

parativo. Sin embargo, la densidad arrojó los valores más bajos, especialmente en 1997. Los dos sitios de Boca Chica, en contraste, arrojaron menos especies, pero densidades intermedias de juveniles de corales.

Varios son los factores que pueden afectar el reclutamiento de los corales, a saber: las actividades de pastoreo de herbívoros

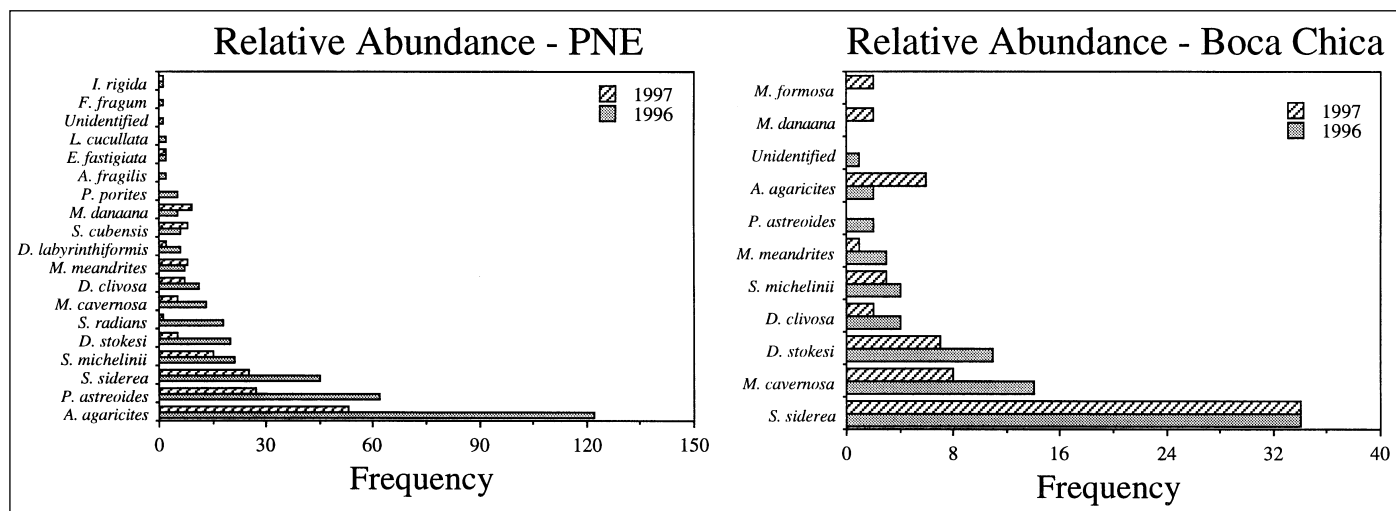


Figure 6-5. Relative abundance of coral species observed as juveniles in Parque Nacional del Este (N=140 quadrats among seven reefs) and in Boca Chica (N=20 quadrats in one site) during 1996 to 1997. *Figura 6-5. Abundancia relativa de especies de corales observadas como juveniles en el Parque Nacional del Este (N=140 cuadrantes en siete arrecifes) y en Boca Chica (N=20 cuadrantes en un sitio) durante los años 1996 a 1997.*

the studies compared. However, the Park was among one of the lowest in terms of juvenile density, particularly when data from 1997 are considered. Data from two sites at Boca Chica, in contrast, yielded fewer species, but intermediate densities of coral juveniles.

Various factors can affect coral recruitment, among them grazing activities by herbivores (Birkeland, 1977; Fitz et al., 1983), substrate complexity (Carleton and Sammarco, 1987), larval supply (Banks and Harriot, 1996), and benthic coverage (Birkeland, 1977). The degree to which these and other potential factors affect settlement and post-settlement mortality in PNE is not well known. Low juvenile coral densities from the study sites in PNE suggest that low rates of recruitment and/or high rates of post-settlement mortality may be a limiting factor to the recovery of coral reef habitats.

In summary:

- Sites considered marginal for coral reef growth may have the greatest recruitment by corals, while areas with the greatest physical complexity and/or coral cover had the lowest recruitment. This finding parallels that of similar types of studies.
- Results from this study and results presented in Chapter IV suggest that the majority of coral reefs in the Park are relict features. These reefs are dominated by algae and appear to have low rates of recruitment or post-settlement survivorship.
- Low recruitment by reef-building corals suggests that coral reefs in PNE are presenting at this moment of study a low recovery potential from natural or anthropogenic disturbances. Whether the low recruitment reflects low larval supply from up-current locations or inadequate settlement areas or post-settlement mortality from disturbances remains to be studied. ♦

(Birkeland, 1977; Fitz et al., 1983), la complejidad del sustrato (Carleton y Sammarco, 1987), el suministro de larvas (Banks y Harriot, 1996) y la cobertura del bentos (Birkeland, 1977). El grado en que estos y otros factores potenciales afectan la fijación y la mortalidad postasentamiento en el PNE no se conoce con exactitud. Las bajas densidades de corales juveniles sugieren que la baja tasa de reclutamiento y/o la alta tasa de mortalidad pueden ser factores limitativos para la recuperación de los arrecifes coralinos en el parque.

En síntesis,

- Los sitios considerados como marginales para el crecimiento de los arrecifes coralinos pueden ser los de mayor reclutamiento, mientras que las áreas con la mayor complejidad física y/o cobertura de coral mostraron el reclutamiento más bajo. Estos resultados son similares a otros estudios.
- Los resultados de este estudio y los presentados en el Capítulo IV sugieren que la mayoría de los arrecifes coralinos son relictos, dominados por algas y, al parecer, con baja tasa de reclutamiento o de supervivencia postasentamiento.
- El bajo reclutamiento de los corales constructores de arrecifes en el momento del estudio muestran una baja potencialidad de recuperación de las perturbaciones naturales y antropogénicas. Todavía no se puede asegurar que el bajo reclutamiento es un reflejo de la escasez de larvas en lugares corriente arriba o de la existencia en el Parque de áreas inadecuadas para el asentamiento, o de eventos de mortandad postasentamiento como consecuencia de perturbaciones. ♦



## Chapter VII. Reef Bioerosion

### BACKGROUND AND PURPOSE OF STUDY

The structure and form of coral reefs is the result of the interaction between reef growth and reef destruction (reviewed in Hutchings, 1986; Glynn, 1997). Processes related to carbonate build-up, such as chemical precipitation and coral growth, as well as destructive processes, such as mechanical and biological erosion, control the flow of calcium carbonate through a reef. Much is known concerning the physical characteristics, growth rates of corals, and reef zonation patterns in the Caribbean (Stearn et al., 1977; see Chapters II and VIII), however, aspects of biological erosion of reefs are poorly studied (Hutchings, 1986). An evaluation of bioerosion and factors affecting this process are important for evaluating the community structure of reefs. This evaluation is also important to understand to what degree human activities, such as fishing of grazers like parrotfishes (Scaridae), contribute to reef growth and erosion processes in PNE. The consequences of bioerosion are complex; it creates microhabitats and creates newly available substrates. It also is important in sediment production and weakening of the reef framework.

Bioerosion occurs on the surface and internal structure of the coral reef. Destructive processes are continually operative and can substantially affect reef growth (Hutchings, 1986). Agents of erosion are biological, physical, and chemical and these are often interrelated; for example, biological erosion of reef substrates can occur by chemical dissolution of the substrate (e.g. sponge boring) or mechanical abrasion of the substrate (e.g. parrotfish grazing). Bioerosion can have important implications for

## Capítulo VII. Bioerosión del arrecife

### ANTECEDENTES Y PROPÓSITO DEL ESTUDIO

La estructura y forma del arrecife coralino es el resultado de la interacción entre su crecimiento y su destrucción (Hutchings, 1986; Glynn, 1997). Los procesos relacionados con la formación de estructuras carbonatadas, como son la precipitación química y el crecimiento del coral, así como los destructivos como la erosión biológica y mecánica, controlan el flujo del carbonato de calcio en el arrecife. Se conocen bastante bien las características físicas y la tasa de crecimiento de los corales y sus patrones de zonación en el Caribe (Stearn et al., 1977; ver Capítulos II y VIII). Sin embargo, los aspectos de erosión biológica en arrecifes están poco estudiados (Hutchings, 1986). Una evaluación de la bioerosión y los factores que afectan este proceso es sumamente importante para el estudio de la estructura comunitaria del arrecife, así como para comprender en qué grado las actividades humanas —como la pesca de peces herbívoros tales como los loros o jabones (Scaridae)— contribuyen a los procesos de erosión y crecimiento del arrecife en el PNE. Las consecuencias de la bioerosión son complejas; ésta crea microhábitats y nuevos sustratos disponibles, pero también es importante en la producción de sedimento y el debilitamiento de la estructura del arrecife.

La bioerosión ocurre tanto en la superficie como en la estructura interna del arrecife de coral. Los procesos destructivos actúan continuamente y pueden afectar considerablemente su crecimiento (Hutchings, 1986). Los agentes de la erosión son biológicos, físicos y químicos, y frecuentemente están muy relacionados. Por ejemplo, la erosión biológica del sustrato del arrecife puede ocurrir por su disolución química (esponjas perforadoras) o por desgaste mecánico (pastoreo de loros y erizos negros). La bioerosión puede tener grandes implicaciones para el ecosistema arrecifal. En los Cayos de la Florida, por ejemplo, se estimó que una porción del coral *Montastraea annu-*

coral reef ecosystems. In the Florida Keys, for example, it was estimated that a 1 m high coral head of *Montastraea annularis* could be completely converted to sediment in 150 years (a loss of approximately 13 kg calcium carbonate per m<sup>2</sup> per year) (Hudson, 1977).

Major agents of bioerosion are grazers, etchers, and borers (Table 7-1; reviewed in Hutchings, 1986 and Glynn, 1997). Grazers can graze upon live or dead coral substrates and algae and include organisms such as parrotfishes, surgeonfishes, and urchins. Parrotfishes rarely feed upon living coral tissue, but instead target endolithic and epilithic algae. Both parrotfishes and surgeonfishes are well adapted for carbonate ingestion. Parrotfishes have parrot-like beaks and sets of pharyngeal bones that act as mills for grinding sediment and algae. Although they have no stomachs, these fishes are able to dissolve calcium carbonate in their gut. Surgeonfishes have less massive dentition than parrotfishes and lack pharyngeal gills, but they do have well-developed stomachs (thick-walled gizzard). The greatest rates of bioerosion (in terms of kg/m<sup>2</sup> per year of material removed) are seen in the grazers. Bioerosion rates by Caribbean parrotfishes, for example, may be as high as 40 to 490 g/m<sup>2</sup> per year (Stearn and Scoffin, 1977). Echinoids may erode as much as 9 kg/m<sup>2</sup> per year and in some systems, urchins may account for 80% of all bioerosion and consume 47 to 96% of gross production (see Tables 1 and 3 in Bak, 1994).

Etchers (also known as microborers) include bacteria, fungi, algae, while infaunal borers are represented by sponges, mollusks, and polychaete worms. Boring is of sedimentological and structural importance because the fine sediment produced contributes to the silt fraction of reef sediments, but also weakens the reef framework, thus making it more prone to storm damage or other physical impacts (MacGeachy, 1977; Highsmith, 1980). Bivalve mollusks have burrows characteristic of particular species; major families are Pholadidae, Mytilidae, and Gastrochaenidae. At least six families of polychaete worms include boring species; they bore into coral substrates by chemical dissolution.

Boring sponges of the Family Clionidae are important bioeroders (Rützler, 1975) and can account for more than 90% of the total boring in coral heads (MacGeachy, 1977). These organisms are prevalent in the cryptic surfaces of the reef structure (MacGeachy, 1977). The boring sponge fauna consists of at least 14 clionid species, three species of *Siphonodictyon*, two species of *Alectona*, and several unidentified sponges. Some species (*Siphonodictyon* spp.) have the unique ability to burrow into living coral, leaving only the oscular chimney exposed (Sullivan and Faulkner, 1990). The oscular chimneys are ringed by a dead zone devoid of living coral polyps. The oscular chimneys thus protect the sponges from coral overgrowth. Secondary metabolites are produced to kill the coral polyps that threaten to overgrow the oscular tube of the sponge.

Sponges form large chambers that usually penetrate no deeper than 20 mm into the reef substrate. Clionid sponges are usually located in the marginal regions of the dead base of coral colonies. Some species, however, such as *Cliona delitrix*, spread onto and bore into the live surface of corals

*laris* de un metro de alto podría convertirse completamente en sedimento al cabo de 150 años (con una pérdida aproximada de 13 kg de carbonato de calcio/m<sup>2</sup>/año) (Hudson, 1977).

Los agentes más importantes de la bioerosión son herbívoros (o forrajeros), incrustantes y perforadores (Tabla 7-1; revisada en Hutchings, 1986 y Glynn, 1997). Los forrajeros puede pastar sobre sustratos de corales muertos o vivos, y de algas, y comprenden organismos tales como peces loros y doctores, y los erizos. Los loros rara vez se alimentan de tejido vivo de coral, pero sí hacen blanco a las algas endolíticas y epilíticas. Tanto los loros como los sargentos presentan estructuras bien adaptadas para la ingestión de carbonatos. Los loros tienen la boca de pico similar a la de una cotorra y presentan una serie de huesos faríngeos que actúan como molinos para triturar el sedimento y las algas. Aunque estos peces no tienen estómago, son capaces de disolver el carbonato de calcio en su intestino. Los doctores presentan menos dentición que los loros y carecen de branquias faríngeas pero tienen el estómago muy bien desarrollado (molleja gruesa en forma de bolsa). Las mayores tasas de bioerosión (en kg/m<sup>2</sup>/año de material removido) se atribuyen a los forrajeros. La tasa de bioerosión de los loros en el Caribe, por ejemplo, puede llegar de 40 a 490 g/m<sup>2</sup>/año (Stearn y Scoffin, 1977). Los equinodermos pueden destruir tanto como 9 kg/m<sup>2</sup>/año, y en algunos sistemas, los erizos pueden ser responsables del 80% del total de la bioerosión y consumir entre el 47 y el 96% de la producción bruta (ver Tablas 1 y 3 ofrecidas por Bak, 1994).

Los incrustantes (también conocidos como microperforadores) comprenden bacterias, hongos y algas, mientras que la fauna de perforadores está representada por esponjas, moluscos y poliquetos. La perforación tiene importancia sedimentológica y estructural porque el sedimento fino producido contribuye a las fracciones que se depositan en los sedimentos arrecifales a la vez que debilita la estructura del arrecife, haciéndolos más vulnerables a los daños de las tormentas y otros impactos físicos (MacGeachy, 1977; Highsmith, 1980). Algunas especies de moluscos bivalvos se caracterizan por excavar, en particular los miembros de las familias Pholadidae, Mytilidae y Gastrochaenidae. Al menos 6 familias de gusanos poliquetos incluyen especies perforadoras; perforan los sustratos de coral por disolución química.

Las esponjas perforadoras de la Familia Clionidae son importantes (Rützler, 1975), siendo responsables de más del 90% del total de las actividades de perforación en los cabezos coralinos (MacGeachy, 1977). Estos organismos son frecuentes en las superficies no visibles de la estructura del arrecife (MacGeachy, 1977); la fauna de esponjas perforadoras del Gran Caribe consiste en por lo menos 14 especies de clionidos, tres especies de *Siphonodictyon*, dos especies de *Alectona* y varias esponjas no identificadas. Algunas especies (*Siphonodictyon* spp.) tienen la capacidad de excavar sólo en el coral vivo, dejando únicamente expuesto el ósculo (Sullivan y Faulkner, 1990). Los ósculos se rodean de una zona muerta desprovista de pólipos vivos, protegiendo así las esponjas del sobrecrecimiento del coral. Para matar los pólipos de coral que puedan crecer en la luz del canal oscular de las esponjas, éstas producen metabolitos secundarios.

Las esponjas forman cámaras grandes que generalmente no penetran más de 20 mm de profundidad en el sustrato del arrecife. Las esponjas clionidas se ubican comúnmente en las regiones marginales de la base muerta de las colonias coralinas. Algunas especies, sin embargo, como *Cliona delitrix*, se extienden y penetran en la superficie viva de los corales (MacGeachy, 1977). Ellas excavan

(MacGeachy, 1977). They excavate calcium carbonate by cellular etching of the substratum, resulting in the freeing of carbonate chips that are then expelled through the oscula and carried away by currents. The boring activity by these sponges is mainly localized in the dead parts of the reef framework (MacGeachy, 1977). The nature of the etching process is probably carbonic anhydrase. Sponge burrowing plays an important role in weakening the coral reef framework and facilitates erosion by wave action in shallow water; for example, the boring sponge *C. lampa* can erode 6 to 7 kg of calcium carbonate per m<sup>2</sup> in just 100 days, thus producing 6 kg of fine sediment (Rützler, 1975). Burrowing processes may be accelerated by mechanical stimuli, high light intensity, strong currents, the timing of larval settlement, activities of grazers, productivity, and possibly lower temperature (Rützler, 1975; MacGeachy, 1977; Highsmith, 1980).

Geographic patterns in coral reef bioerosion may reflect differences in water column (plankton) productivity. Highsmith (1980) explored this hypothesis by assessing differences in sponge and bivalve abundance (both of which are filter feeders) from museum coral specimens. He found that the percentage of massive corals containing boring bivalves showed a correlation with primary productivity patterns: eastern Pacific > western Atlantic > Indian Ocean > western Pacific. The ratio of basal circumference to live tissue circumference was lowest in the western Atlantic. Highsmith (1980) suggested that high water column productivity may be partly responsible for restricting the development of reefs in higher latitudes. Increased productivity provides an energy source for a variety of new food chains that burrow into and weaken coral skeletons, damage corals in order to prey on infauna, and compete with corals for space and food. ◆

## MATERIALS AND METHODS

In March 1996, arrays were deployed in several mid-depth reefs in PNE that consisted of small blocks cut from massive colonies of the reef-building coral *Montastraea annu-*

en el carbonato de calcio mediante el desprendimiento de pequeñas partículas por la actividad celular, que se expulsan a través del ósculo y son llevadas lejos por las corrientes. La actividad perforadora de estas esponjas se localiza principalmente en las partes muertas de la estructura del arrecife (MacGeachy, 1975). El proceso de perforación probablemente sea mediante anhidrasas carbónicas. Las esponjas excavadoras juegan un papel importante en el debilitamiento de la estructura del arrecife, facilitando la erosión por acción del oleaje en aguas someras. Por ejemplo, la esponja perforadora *Cliona lampa* puede erosionar 6–7 kg CaCO<sub>3</sub>/m<sup>2</sup> en sólo 100 días, produciendo así 6 kg de sedimento fino (Rützler, 1975). Los procesos de excavación pueden ser acelerados por estímulos mecánicos, gran iluminación, corrientes fuertes, momento de asentamiento de las larvas, actividad de los forrajeros, productividad y, posiblemente, bajas temperaturas (MacGeachy, 1977; Rützler, 1975; Highsmith, 1980).

Los patrones geográficos de bioerosión en el arrecife parecen reflejar diferencias en la productividad de la columna de agua (plancton). Highsmith (1980) exploró esta hipótesis evaluando las diferencias en abundancias de esponjas y bivalvos (filtradores) en especímenes de museo. Él encontró que el porcentaje de corales masivos que contienen bivalvos perforadores estaba correlacionado con los patrones de productividad primaria: Pacífico oriental > Atlántico occidental > Índico > Pacífico occidental. El cociente de tejido vivo–circunferencia basal fue menor en el Atlántico occidental. Highsmith (1980) sugirió que la alta productividad en la columna de agua puede ser parcialmente responsable de las limitaciones del desarrollo de los arrecifes en latitudes más altas. El aumento de la productividad provee una mayor fuente de energía, creando mayor variedad de tramas alimentarias, lo que implica un aumento de los procesos de excavación y consecuentemente mayor debilitamiento del esqueleto del coral, mayor perjuicio a los corales por concepto de aumento de depredadores de la infauna, y mayor competencia con los corales por espacio y alimento. ◆

## MATERIALES Y MÉTODOS

En marzo de 1996, se colocaron conjuntos de bloques en varios arrecifes de profundidad media en el PNE. Estos consistieron en

**Table 7-1. Agents and rates of bioerosion in reef environments. Tabla 7-1. Agentes y tasas de bioerosión en los ambientes arrecifales.**

Agent	Organisms	Bioerosion rate (kg/m <sup>2</sup> /yr)	Location
Borers	sponges	0.7-3.0	Curaçao, Netherlands Antilles
		0.2-1.8	Jamaica, western Caribbean
		7.0	Bermuda
	polychaetes	0.33-4.82	Great Barrier Reef
		0.06-1.70	Great Barrier Reef
Microborers	fungi, algae	0.35	Great Barrier Reef
Grazers	parrotfishes	0.04-0.17	Barbados, Lesser Antilles
		2,088	Bermuda
		0.49-2.41	Panama, Central America
	urchins	1.7	Galapagos Islands
		3.9-4.6	Panama, Central America
		5.3	Barbados, Lesser Antilles
surgeonfishes		0.07	Bermuda

*Data from Hutchings (1986)*

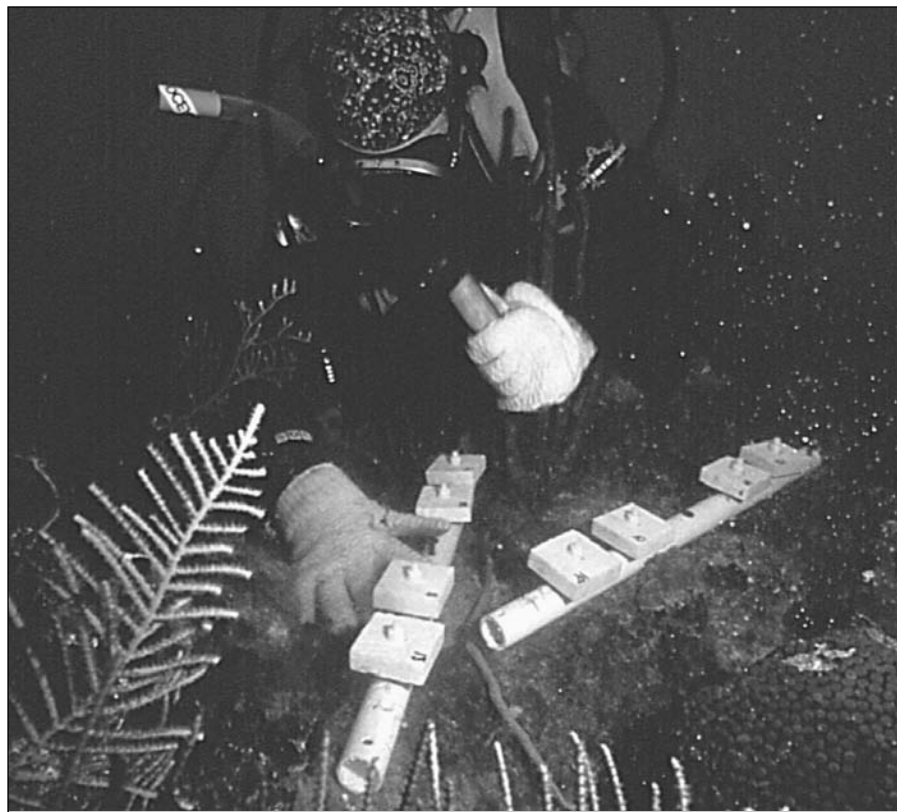


*laris*. Colonies were used from a research collection at Nova Southeastern University in Dania, Florida. Before deployment, blocks were measured, weighed, and any signs of bioerosion were noted. These types of experimental substrates have been used previously to measure rates of bioerosion by borers and grazers (Kiene and Hutchings, 1992). Blocks were fastened to PVC rods using nylon bolts that passed through the center of each block. With this mounting procedure, a small area around the bolt on the upper and lower surfaces was protected from bioerosion. This is important for the analyses after the blocks are collected, because it establishes the original thickness when the block is sectioned to measure the amount of surface grazing and internal boring. Arrays were mounted in pairs in three locations within each of the four reefs sampled within PNE (Figure 7-1).

Bioerosion arrays were deployed during March 1996 at four reefs (15 to 20 m depth) adjacent to and within PNE (Dominicus, La Raya, Rubén, and El Toro) and at one mid-depth (15 to 17 m) at Boca Chica during August 1996. Two of the reefs are low-relief spur-and-groove (Dominicus, Rubén), while the remaining sites consist of low profile, rocky outcrops (La Raya), and low-relief hard-bottom (El Toro). Bioerosion in these reefs will be compared to a reef in the more heavily populated area of Boca Chica. Estimates of bioerosion on the sample arrays will be made in the future. Samples will be cut to assess the amount of bioerosion, by using microscopic measurements to account for eroding agents (Kiene and Hutchings, 1992). Erosion can then be classified according to grazing (surface erosion), worm (polychaete) borings, sponge borings (distinctive galleries), and mollusk borings (large boreholes). ♦

bloques pequeños cortados de colonias masivas del coral constructor de arrecife *Montastraea annularis* pertenecientes a la colección de investigación de la Nova Southeastern University, en Dania, Florida. Antes de poner los bloques, fueron medidos, pesados y revisados, y que anotó cualquier señal de bioerosión. Estos tipos de sustratos experimentales han sido usados anteriormente para estimar la tasa de bioerosión ocasionada por perforadores y forrajeros (Kiene y Hutchings, 1992). Los bloques se aseguraron con varillas de PVC atadas por cuerdas de polietileno pasadas por el centro de cada bloque. Con este procedimiento, un área pequeña quedó protegida de la erosión alrededor de las fibras de polietileno en la superficie inferior y superior de cada bloque. Esto es de suma importancia en los análisis posteriores de los bloques, porque permite establecer el espesor original cuando el bloque se secciona para medir la cantidad de superficie afectada por los forrajeros y perforadores internos. Los conjuntos de bloques se montaron en pares en tres ubicaciones dentro de cada uno de los cuatro arrecifes estudiados del PNE (Figura 7-1).

Los conjuntos de bloques para el estudio de la bioerosión se instalaron en marzo de 1996 en cuatro arrecifes dentro y cerca del Parque (Dominicus, La Raya, Rubén y El Toro, entre 15 y 20 m de profundidad) y uno en Boca Chica a profundidad media (15–17 m) en agosto de 1996. Dos de los arrecifes eran de camellones de escaso relieve (Dominicus, Rubén), mientras que los restantes eran de montículo rocoso (La Raya) y fondos duros de escaso relieve (El Toro). Estos se compararon con el arrecife de Boca Chica, que es un área más densamente poblada. La determinación de la bioerosión sobre los conjuntos de bloques se llevará cabo en el futuro empleando medidas microscópicas para determinar los agentes bioerosionadores (Kiene y Hutchings, 1992). La erosión podrá entonces ser clasificada de acuerdo a la acción de forrajeros (superficie



**Figure 7-1. A diver fastening a bioerosion array to a mid-depth (15 to 20 m) reef in Parque Nacional del Este. Bioerosion arrays consisted of multiple blocks of dead coral (*Montastraea annularis*) substrate deployed at four reefs in the Park and one reef in Boca Chica. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 7-1. Buzo asegurando un bloque para el estudio de la bioerosión a un arrecife de profundidad media (15 a 20 m) en el Parque Nacional del Este. Los bloques para el estudio de la bioerosión consisten en múltiples bloques de sustrato de coral muerto (*Montastraea annularis*) colocados en cuatro arrecifes del Parque y uno en Boca Chica. Copyright © 1995 del John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Utilizado con autorización.***



## ANTICIPATED RESULTS

Previous studies of bioerosion have shown that under normal conditions, boring communities establish over long periods, with somewhat distinct patterns in succession (Kiene, 1988; Kiene and Hutchings, 1994). As the boring community matures, borers with greater rates of excavation are more numerous (Kiene and Hutchings, 1992). Surface erosion by grazing organisms (urchins, fishes) is able to reset this succession by removing the bored substrate and exposing a new surface for recruitment of internal borers (Kiene, 1985). Through this process, the rate of grazing is not only an important control on the character of the internal borer community, but also in keeping the rate of excavation low. At Lizard Island, Great Barrier Reef, for example, Kiene and Hutchings (1992) found that grazing was the dominant form of erosion on experimental substrates. Maximum estimates of grazing in patch reef and lagoonal sites were 2.2 to 2.5 kg/m<sup>2</sup> per year, while minimum erosion rates of 0.4 to 0.5 kg/m<sup>2</sup> per year were found on reef flat and deep leeward slope sites. Erosion by boring organisms exhibited an opposite pattern: boring was greatest (0.14 to 0.24 kg/m<sup>2</sup> per year) on reef flat and deep leeward slope sites, but was lowest (0.06 kg/m<sup>2</sup> per year) on patch reef and lagoonal sites. This study concluded that the dominant bioerosion was by grazers represented by herbivorous parrotfishes. Bioerosion by grazing fishes of experimental substrates was low on reef flat habitats because shallower water limited access to these habitats. Borers apparently took a long time to become established on the experimental substrates. Grazing may influence borer recruitment by removing epilithic organisms, by modifying the substrate available for infauna, or by disrupting the recruitment of borers that recruit through pelagic larvae. Grazing may remove substrate that may have been bored, while borers create a more porous structure that may facilitate erosion by grazers (Kiene and Hutchings, 1992).

Disruptions of the relationship between borers and grazers have the potential to disrupt reef function. This can occur, for example, when there is an increased food supply to borers through elevated nutrients (Hallock, 1988; Kiene, 1997) or by overfishing of herbivores such as parrotfishes (McClanahan and Mutere, 1994; McClanahan et al., 1994). When rates of erosion by grazers are reduced and nutrients are increased, borer populations have the potential to reach maturity rapidly (Sammarco et al., 1987). A large, mature borer population has consequences for the ecological and physical character of the reef, by influencing the recruitment and stability of the epilithic community (Hutchings, 1986). Filter and benthic feeding organisms feed on settling larvae and reduce recruitment of epilithic organisms, such as corals. A large borer population can also weaken the reef structure, increasing its susceptibility to mechanical damage from storms, as well as its recovery after such disturbances (Risk and MacGeachy, 1978).

Bioeroders are elements of a reef. The presence of boring organisms is an integral part of holding normally scarce nutrients in the foundation of reef environments.

de erosión), gusanos (poliquetos) perforadores, esponjas incrustantes (con galerías características) y moluscos excavadores (grandes excavaciones). ◆

## RESULTADOS ESPERADOS

Estudios previos de bioerosión han mostrado que, bajo condiciones normales, se establecen comunidades de perforadores por largos períodos de tiempo con patrones de sucesión característicos (Kiene, 1988; Kiene y Hutchings, 1994). A medida que la comunidad de perforadores madura, los organismos con mayor tasa de perforación son más numerosos (Kiene y Hutchings, 1992). La erosión superficial por la actividad de los forrajeros (erizos, peces) propicia esta sucesión al removerse el sustrato perforado y aparecer una nueva superficie para el reclutamiento de perforadores internos (Kiene, 1985). Mediante este proceso, la tasa de forrajeo no es solamente un control importante de la comunidad de perforadores internos, sino que también mantiene la tasa de excavación baja. En la isla Lizard, de la Gran Barrera Coralina de Belice, por ejemplo, Kiene y Hutchings (1992) encontraron que el forrajeo era la forma dominante de erosión sobre sustratos experimentales. Los estimados máximos de forrajeo para arrecifes de parche y lagunas arrecifales fueron de 2.2 a 2.5 kg/m<sup>2</sup>/año, mientras la tasa mínima fue de de 0.4 a 0.5 kg/m<sup>2</sup>/año en fondos rocosos en pendientes profundas de sotavento. La erosión por organismos perforadores, muestra patrones opuestos: las tasas de perforación fueron mayores (0.14–0.24 kg/m<sup>2</sup>/año) sobre el arrecife plano e inclinaciones profundas de sotavento, pero menores (0.06 kg/m<sup>2</sup>/año) sobre el arrecife de parche y lagunas. Ese estudio llegó a la conclusión de que los organismos forrajeros fueron los máximos responsables de la bioerosión, representados por herbívoros como los loros. La bioerosión causada por peces forrajeros en los sustratos experimentales fue baja en los hábitats de fondos rocosos ya que las aguas someras limitan el acceso a estos hábitats. Aparentemente, los perforadores requieren de un período de tiempo relativamente largo para establecerse sobre sustratos experimentales. El forrajeo parece influir en cierta medida en el reclutamiento de los perforadores por la remoción de organismos epilíticos, modificando el sustrato disponible para la infauna, o interrumpiendo el reclutamiento de los perforadores que depende de larvas pelágicas. El forrajeo puede contribuir a la remoción de sustrato donde previamente se taladró, mientras que los perforadores crean estructuras más porosas que pueden facilitar la erosión producida por los forrajeros (Kiene y Hutchings, 1992).

Las interrupciones de las relaciones entre forrajeros y perforadores tienen la potencialidad de alterar las funciones del arrecife; esto ocurriría por ejemplo, cuando haya un incremento del suministro de alimentos a los perforadores mediante nutrientes poderosos (Hallock, 1988; Kiene, 1997) o por sobrepesca de herbívoros como loros (McClanahan y Mutere, 1994; McClanahan et al., 1994). Cuando la tasa de erosión de los forrajeros se reduce y aumentan los nutrientes, las poblaciones de perforadores tienen la potencialidad de alcanzar la madurez rápidamente (Sammarco et al., 1987). Una población grande y madura de perforadores trae consecuencias para el carácter físico y ecológico del arrecife, e influye en el reclutamiento y estabilidad de las comunidades de epilíticos (Hutchings, 1986). Los filtradores y organismos que se alimentan del

However, grazing activities by urchins and fishes help to keep these endolithic organisms (as well as algae) from out-competing corals and other constructional elements for resources (Carpenter, 1986). A 'healthy' balance of bioerosion processes exists in undisturbed reefs. This means that a diverse assemblage of borers and grazers should exist on an undisturbed reef. Monitoring this diversity may prove to be an important element in environmental assessment of reefs, and more importantly, appropriate management of human activities that affect this diversity.

The procedures being used to assess bioerosion in PNE allow measurements of epilithic encrustations in addition to bioerosion on the experimental coral substrates. Comparing the balance between erosion and reef growth (accretion) allows judgments to be made concerning the long-term fate of reef surfaces (substrates) that are subjected to different natural and human influences. These data are valuable in understanding the role of bioerosion in reef ecology and will potentially help to better understand and segregate natural and human impacts. The study in PNE will allow for comparisons of bioerosion processes in developed (Boca Chica) and undeveloped areas, as well as comparisons among other Caribbean locations where similar studies have been conducted (Kiene et al., 1995). The data obtained from this study will highlight how environmental changes caused by human and natural factors are influencing the processes that build the coral reefs on the southern coast of the Dominican Republic. ◆

bentos se alimentan de larvas recién asentadas, lo que reduce el reclutamiento de organismos epilíticos como los corales. Una población grande de perforadores podría debilitar la estructura del arrecife, aumentando su susceptibilidad a los daños mecánicos producidos por las tormentas, así como también su recuperación después de dichas perturbaciones (Risk y MacGeachy, 1978).

Los bioerosionadores son parte del arrecife; su presencia es parte integral del proceso de retención de nutrientes, escasos en la formación de ambientes arrecifales. Sin embargo, las actividades de forrajeo de erizos y peces ayudan a que estos organismos endolíticos (así como también algas) no desplacen a los corales y otros elementos constructivos en la competencia por recursos (Carpenter, 1986). En arrecifes no perturbados, existe un balance "saludable" de los procesos de bioerosión. Esto significa que en un arrecife no perturbado, debe existir una asociación diversa de forrajeros y perforadores. El monitoreo de esta diversidad podría ser un elemento importante en la evaluación ambiental de los arrecifes, y más aún, en el manejo de las actividades humanas que afectan esta diversidad.

Los procedimientos utilizado para evaluar la bioerosión en el Parque Nacional del Este permiten medir la incrustación epilítica, además de la bioerosión, sobre los sustratos experimentales. La comparación del balance entre el crecimiento del arrecife (acrecimiento o "acreción") y la erosión permite hacer juicios sobre el destino a largo plazo de la superficie del arrecife (sustrato) sometida a las diferentes influencias naturales y humanas. Esta información es muy valiosa para entender el papel de la bioerosión en la ecología del arrecife y ayuda potencialmente a comprender mejor y distinguir los impactos humanos de los naturales. Este estudio permitirá hacer comparaciones de los procesos de bioerosión en áreas desarrolladas (Boca Chica) y áreas no desarrolladas, así como comparar con otras localidades del Caribe donde se han realizado estudios similares (Kiene et al., 1995). Los datos de este estudio indicarán cómo los cambios ambientales ocasionados por factores naturales y humanos influyen en los procesos de formación de los arrecifes coralinos de la costa sur de la República Dominicana. ◆

## Chapter VIII. Coral Growth and Stable Isotopic Composition

### BACKGROUND AND PURPOSE OF STUDY

#### *How do corals grow and what factors can affect growth?*

Reef-building scleractinian corals (Phylum Cnidaria) are the principal agents of massive reef construction in shallow tropical seas and can be both autotrophic and heterotrophic. Reef-building species (hermatypic) are distinguished from ahermatypic species in their association with zooxanthellae – endosymbiotic algae that enhance the process of calcification and aid the coral animal in metabolism (Muller-Parker and D’Elia, 1997). Thus, the growth forms of these animals exhibit a strong relationship with available light, as well as temperature (Bak, 1974; Grigg, 1981). After settlement of planula larvae (or asexual fragmentation), growth of the coral involves asexual division of the tissues. The manner in which this division occurs and the degree to which the products of division separate affect the form of the colony (Dustan, 1975; Foster, 1980). Examples of growth forms are phaceloid, plocoid, meandroid, cerioid, and linear-meandroid (Barnes, 1973).

Many scleractinian corals can be long-lived, producing massive skeletons that represent hundreds to thousands of years of calcium carbonate accretion. Massive coral skeletons are composed of alternating cycles of high and low density calcium carbonate. A coral ‘year’ consists of a complete cycle of high and low density material (Knutson et al., 1972;

## Capítulo VIII. Crecimiento y composición de isótopos estables de los corales

### ANTECEDENTES Y PROPÓSITO DEL ESTUDIO

#### *¿Cómo crecen los corales y qué factores pueden afectar su crecimiento?*

Los corales escleractinios (Phylum Cnidaria) son los agentes principales de la construcción masiva del arrecife en los mares tropicales someros y pueden ser tanto autótrofos como heterótrofos. Las especies constructoras de arrecifes (hermatípicos) se distinguen de las ahermatípicas por su asociación con las algas endosimbióticas zooxantelas, que contribuyen al proceso de calcificación y asisten al pólipo del coral en el metabolismo (Muller-Parker y D’Elia, 1997). Por eso, las formas de crecimiento de estos animales muestran una fuerte relación con la disponibilidad de luz, así como también con la temperatura (Bak, 1974; Grigg, 1981). Después del asentamiento de la larva plánula (fragmentación asexual), el crecimiento del coral emprende la división asexual de los tejidos. La manera en que esta división ocurre y el grado en que los productos de la división se separan afectará la forma de la colonia (Dustan, 1975; Foster, 1980). Ejemplos de formas de crecimiento son la faveloide, la plocoid, la meandroide, la cerioide y las meandroides lineales (Barnes, 1973).

Muchos corales escleractinios pueden ser muy longevos, con esqueletos masivos que representan centenares a miles de años de deposición de carbonato de calcio. Los esqueletos masivos de los corales se componen de ciclos alternos de alta y baja densidad de carbonato de calcio. Un “año” de vida de un coral consiste de un ciclo completo de alta y baja densidad de deposición de material (Knutson et al., 1972; Dodge y Thompson, 1974; Hudson et al., 1976;

Dodge and Thompson, 1974; Hudson et al., 1976; Wellington and Glynn, 1983). The alternating density bands are visible through X-radiography sections taken at right angles to the axis of growth (Dodge and Vaisnys, 1975; Barnes and Lough, 1989). These corals grow much like trees in that each year they grow a distinct band of material that may be distinguished from previous years of growth (Emiliani et al., 1978). A cross-section of a coral, like a tree, can reveal an accurate age chronology if only one set of bands can be given an accurate 'real-time' age. Within these growth increments, the coral skeleton contains a chronology of variations in annual growth during the life span of the colony.

The growth rate of corals has been cited as one of the best quantitative measures of evaluating stress as a result of disturbance, because this parameter integrates a variety of physiological processes (Brown and Howard, 1985). It is also widely accepted, however, that coral growth rates may be inherently variable for a single species within a particular environment and even within individual colonies (Dustan, 1975; Gladfelter et al., 1978). Changing growth patterns can reflect changes in the marine environment (Hudson, 1981a; Lough and Barnes, 1990). Several natural and anthropogenic activities are known or suspected to cause changes in growth patterns of certain scleractinian corals: variations in depth (Dustan, 1975), sedimentation (Loya, 1976a; Dodge and Vaisnys, 1977; Hudson, 1981b; Dodge and Brass, 1984; Cortés and Risk, 1985; Tomascik and Sander, 1985), sewage or nutrient input (Dodge and Brass, 1984; Tomascik and Sander, 1985; Hudson et al., 1994; Logan et al., 1994), temperature (Bak, 1974; Dodge et al., 1974; Hudson, 1981b; Hudson et al., 1989), salinity (Dodge et al., 1974), light levels (Bak, 1974; Dodge et al., 1974; Tomascik and Sander, 1985), bioerosion (Hudson, 1977), and hurricane incidence (Hudson et al., 1989). Extreme environmental conditions are known to cause stress banding (Hudson, 1977, 1981b).

#### *What are stable isotopes and how are they used to interpret environmental changes using corals?*

The presence of a density-banding chronology facilitates measurements of inclusive records in coral skeletons – trace chemical additions to the skeletal calcium carbonate and variations in isotopic composition (Lough and Barnes, 1990). Corals incorporate tracers of seawater chemistry and environmental conditions into their skeletons that are characteristic of the time of skeletal growth (Swart, 1983; Halley et al., 1994). A variety of measurements can be used to determine age and many of these do not require sophisticated or expensive sampling techniques: radioactive decay, skeletal staining, dated marks on the coral skeleton, sequential collection, and incorporation of tracers. The most important chemical analysis performed on coral skeletal matter takes the form of stable isotopic analysis. The stable carbon isotopic composition, represented by the symbol  $\delta^{13}\text{C}$ , and stable oxygen isotopic composition, represented by the symbol  $\delta^{18}\text{O}$ , refer to the ratios of heavy to light carbon ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) and heavy to light oxygen ( $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ), respectively. These isotopic ratios

Wellington y Glynn, 1983). Se pueden observar las bandas alternas de densidad con radiografías de rayos-X a secciones transversales de coral a lo largo del eje de crecimiento (Dodge y Vaisnys, 1975; Barnes y Lough, 1989). Los corales crecen de forma similar a los árboles, con una banda de crecimiento anual que puede distinguirse de la del año anterior (Emiliani et al., 1978). Un corte transversal de un coral, como el de un árbol, puede revelar la cronología exacta de la edad si es posible asignarle a un conjunto de bandas una edad específica. Dentro de estos incrementos, el esqueleto coralino contiene una cronología de variaciones del crecimiento anual durante el tiempo de vida de la colonia.

La tasa de crecimiento de los corales se ha citado como una de las medidas cuantitativas más efectivas para evaluar la tensión sufrida por una perturbación, dado que este parámetro implica una gran variedad de procesos fisiológicos (Brown y Howard, 1985). Sin embargo, se reconoce ampliamente que la tasa de crecimiento del coral puede variar para cada especie, incluso dentro de un mismo ambiente, y dentro de una misma colonia (Dustan, 1975; Gladfelter et al., 1978). El cambio del patrón de crecimiento puede reflejar cambios del ambiente marino (Hudson, 1981a; Lough y Barnes, 1990). Se conoce, o se sospecha, que algunos cambios ambientales naturales o producidos por actividades antropogénicas pueden ocasionar transformaciones en los patrones de crecimiento de ciertos corales escleractinios: variaciones de profundidad (Dustan, 1975), sedimentación (Loya, 1976a; Dodge y Vaisnys, 1977; Hudson, 1981b; Dodge y Brass, 1984; Cortés y Risk, 1985; Tomascik y Sander, 1985), por aportes de albañales o nutrientes (Dodge y Brass, 1984; Tomascik y Sander, 1985; Hudson et al., 1994; Logan et al., 1994), temperatura (Bak, 1974; Dodge et al., 1974; Hudson, 1981b; Hudson et al., 1989), salinidad (Dodge et al., 1974), nivel de iluminación (Bak, 1974; Dodge et al., 1974; Tomascik y Sander, 1985), bioerosión (Hudson, 1977), e incidencia de huracanes (Hudson et al., 1989). Se sabe qué condiciones ambientales extremas generan anillos de perturbación (Hudson, 1977, 1981b).

#### *¿Qué son los isótopos estables y cómo se usan para interpretar cambios ambientales utilizando corales?*

La presencia de una cronología de bandas de densidad facilita las mediciones de registros incluidos en los esqueletos de los corales, como son las adiciones de sustancias químicas trazadoras del carbonato del esqueleto y las variaciones en la composición isotópica (Lough y Barnes, 1990). Los corales incorporan al esqueleto trazadores de la composición química del agua de mar bajo las condiciones ambientales existentes al momento del crecimiento esquelético (Swart, 1983; Halley et al., 1994). Puede usarse una variedad de mediciones para determinar la edad y muchas de ellas no requieren técnicas de muestreo caras o sofisticadas: la descomposición radioactiva, el teñido del esqueleto, la utilización de marcas fechadas sobre el esqueleto del coral y la colecta secuencial e incorporación de elementos trazadores. El análisis químico más significativo que se puede llevar a cabo sobre el material esquelético del coral es el de los isótopos estables. La composición de los isótopos estables de carbono, representada por el símbolo  $\delta^{13}\text{C}$  y la composición de los isótopos estables de oxígeno, representada por el símbolo  $\delta^{18}\text{O}$ , se refiere a las relaciones de peso del carbono ligero