
ANNUAL REPORT
of the
Inter-American Tropical Tuna Commission

1990

INFORME ANUAL
de la
Comisión Interamericana del Atún Tropical

La Jolla, California
1992

CONTENTS – INDICE

ENGLISH VERSION – VERSION EN INGLES

	Page
INTRODUCTION.....	7
COMMISSION MEETINGS.....	8
ADMINISTRATION	10
Budget	10
Financial statement	10
INTER-AGENCY COOPERATION	10
VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS.....	11
FIELD STATIONS.....	12
PUBLICATIONS	12
THE FISHERY.....	12
Statistics of catches and landings.....	12
The eastern Pacific Ocean tuna fleet	14
REGULATION OF THE FISHERY	16
RESEARCH	16
Tuna and billfish biology	16
Tuna-dolphin investigations	43
STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991	50
Yellowfin.....	50
Skipjack	63
Northern bluefin.....	67
Bigeye.....	71
Black skipjack.....	74
FIGURES AND TABLES – FIGURAS Y TABLAS	77

VERSION EN ESPAÑOL – SPANISH VERSION

	Página
INTRODUCCION	177
REUNIONES DE LA COMISION.....	178
ADMINISTRACION	180
Presupuesto.....	180
Informe financiero	180
COLABORACION ENTRE ENTIDADES AFINES.....	180
CIENTIFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA.....	181
OFICINAS REGIONALES.....	182
PUBLICACIONES.....	182
LA PESQUERIA	182
Estadísticas de capturas y desembarcos.....	182
La flota atunera del Océano Pacífico oriental.....	184
REGLAMENTACION DEL LA PESQUERIA	186
LA INVESTIGACION	186
Biología de los túnidos y picudos	186
Investigaciones atún-delfín	215
CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991	222
Aleta amarilla	222
Barrilete.....	236
Aleta azul del norte	241
Patudo.....	245
Barrilete negro	248
<hr/>	
APPENDIX 1 – ANEXO 1	
STAFF – PERSONAL	251
APPENDIX 2 – ANEXO 2	
FINANCIAL STATEMENT – DECLARACION FINANCIERA	256
APPENDIX 3 – ANEXO 3	
PUBLICATIONS – PUBLICACIONES	260

**COMMISSIONERS OF THE INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA
COMMISSION AND THEIR PERIODS OF SERVICE FROM ITS
INCEPTION IN 1950 UNTIL DECEMBER 31, 1990**

**LOS COMISIONADOS DE LA COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN
TROPICAL Y SUS PERIODOS DE SERVICIO DESDE LA FUNDACION
EN 1950 HASTA EL 31 DE DICIEMBRE DE 1990**

COSTA RICA

Virgilio Aguiluz	1950-1965
José L. Cardona-Cooper	1950-1979
Victor Nigro	1950-1969
Fernando Flores B.	1958-1977
Milton H. López G.	1965-1977
Eduardo Beeche T.	1969-1971
Francisco Terán Valls	1971-1977
Manuel Freer	1977-1979
Gabriela Myers	1977-1979
Rodolfo Sáenz O.	1977-1979
Manuel Freer Jimenez	1989-1990
Carlos P. Vargas	1989-1990
Stewart Heigold Stuart	1990
Herbert Nanni Echandi	1990-

UNITED STATES OF AMERICA

Lee F. Payne	1950-1961
Milton C. James	1950-1951
Gordon W. Sloan	1951-1957
John L. Kask	1952
John L. Farley	1953-1956
Arnie J. Suomela	1957-1959
Robert L. Jones	1958-1965
Eugene D. Bennett	1960-1968
J. Laurence McHugh	1960-1970
John G. Driscoll, Jr.	1962-1974
William H. Holmstrom	1966-1973
Donald P. Loker	1969-1976
William M. Terry	1970-1973
Steven E. Schanes	1973-1974
Robert C. Macdonald	1973-
Wilyan G. Van Campen	1974-1976
Jack Gorby	1975-
Glen H. Copeland	1976-1977
Wymberley Coerr	1977-1988
Henry R. Beasley	1986-
Mary L. Walker	1988-

PANAMA

Miguel A. Corro	1953-1957
Domingo A. Díaz	1953-1957
Walter Myers, Jr.	1953-1957
Juan L. de Obario	1958-1980
Richard Eisenmann	1958-1960
Gabriel Galindo	1958-1960
Harmodio Arias, Jr.	1961-1962
Roberto Novey	1961-1962
Carlos A. López Guevara	1962-1974
Dora de Lanzer	1963-1972
Camilo Quintero	1963-1972
Arquimedes Franqueza	1972-1974
Federico Humbert, Jr.	1972-1974
Carolina T. de Mouritzen	1974-1985
Jaimé Valdez	1974-1985
Carlos Arellano L.	1980-1983
Luis E. Rodríguez	1980-1984
Armando Martínez	1984-1988
Carlos E. Icaza E.	1985-1988
Dalva H. Arosemena M.	1988-1990
Jesús A. Correa G.	1989-
Jorge Llambieropoulos	1989
Carlos E. Icaza E.	1990-
José Antonio Icaza	1990-
Roy E. Cardoze	1990-

ECUADOR

Casar Raza	1961-1962
Enrique Ponce y Cabro	1961-1963
Pedro José Areta	1961-1962
Eduardo Burneo	1961-1965
Háctor A. Chiriboga	1963-1966
Francisco Baquerizo	1963
Vicente Tamariz A.	1964-1965
Wilson Vela H.	1966-1968
Luis Pareja P.	1966-1968
Vinicio Reyes E.	1966-1968

MEXICO

Rodolfo Ramírez G.	1964-1966
Mauro Cárdenas F.	1964-1968
Hector Chapa Saldana	1964-1968
Maria Emilia Tílez B.	1964-1971
Juan Luis Cifuentes L.	1967-1970
Alejandro Cervantes D.	1960-1978
Armin Zarur M.	1968-1970
Arturo Díaz R.	1970-1978
Joaquín Mercado F.	1970-1977
Pedro Mercado S.	1970-1975
Fernando Castro y Castro	1975-1977

CANADA

Emerson Dennis	1968-1969
Alfred W. H. Needler	1968-1972
E. Blyth Young	1968-1980
Leo E. Labrosse	1970-1972
Robert L. Payne	1970-1974
G. Ernest Waring	1970-1976
S. Noel Tibbo	1970-1977
James S. Beckett	1977-1984
Michael Hunter	1981-1984

JAPAN

Tomonari Matsushita	1971-1973
Shoichi Masuda	1971-1985
Fumihiko Suzuki	1971-1972
Seiya Nishida	1972-1974
Kuni Yonezawa	1973-1979
Harunori Kaya	1974-1976
Michio Mizoguchi	1976-1977
Michihiko Junihiro	1979-1980
Tatsuo Saito	1979-1983
Toshio Isogai	1980-1983
Susumu Akiyama	1984-1986
Ryuichi Tanabe	1984-1985
Satoshi Moriya	1985-1987
Yamato Ueda	1985-
Takehisa Nogami	1986-1989
Kazuo Shima	1987-1989
Shigenobu Kato	1989-
Kouji Imamura	1989-

FRANCE

Serge Garache	1973-1983
Robert Letaconnoux	1973-1983
Rene Thibaudau	1976-1977
Maurice Fourneyron	1980-1987
Dominique Piney	1984-
Daniel Silvestre	1990-

NICARAGUA

Gilberto Bergman Padilla	1973-1980
Antonio Flores Arana	1973-1978
José B. Godoy	1976-1980
Octavio Gutiérrez D.	1977-1980
Jamil Urroz E.	1977-1985
Abelino Aróstegui Valladares	1985-1988
Sergio Martínez Casco	1988-

¹ Deceased in service April 10, 1961

¹ Murió en servicio activo el 10 de abril de 1961

² Deceased in service April 26, 1965

² Murió en servicio activo el 26 de abril de 1965

³ Deceased in service December 18, 1968

³ Murió en servicio activo el 18 de diciembre de 1968

⁴ Deceased in service May 5, 1973

⁴ Murió en servicio activo el 5 de mayo de 1973

⁵ Deceased in service October 16, 1975

⁵ Murió en servicio activo el 16 de octubre de 1975

**ANNUAL REPORT OF THE
INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION, 1990**

INTRODUCTION

The Inter-American Tropical Tuna Commission operates under the authority and direction of a convention originally entered into by Costa Rica and the United States. The convention, which came into force in 1950, is open to adherence by other governments whose nationals fish for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean. Under this provision Panama adhered in 1953, Ecuador in 1961, Mexico in 1964, Canada in 1968, Japan in 1970, and France and Nicaragua in 1973. Ecuador withdrew from the Commission in 1968, Mexico in 1978, Costa Rica in 1979, and Canada in 1984. Costa Rica re-adhered to the convention in 1989, and Vanuatu joined the Commission in 1990.

The principal duties of the Commission under the convention are (1) to study the biology of the tunas and related species of the eastern Pacific Ocean with a view to determining the effects that fishing and natural factors have on their abundance and (2) to recommend appropriate conservation measures so that the stocks of fish can be maintained at levels which will afford maximum sustainable catches.

In 1976 the Commission's duties were broadened to address problems arising from the tuna-dolphin relationship in the eastern Pacific Ocean. As its objectives it was agreed that, "the Commission should strive [1] to maintain a high level of tuna production and also [2] to maintain porpoise stocks at or above levels that assure their survival in perpetuity, [3] with every reasonable effort being made to avoid needless or careless killing of porpoise." The specific areas of involvement were to be (1) monitoring population sizes and mortality incidental to fishing through the collection of data aboard tuna purse seiners, (2) aerial surveys and dolphin tagging, (3) analyses of indices of abundance of dolphins and computer simulation studies, and (4) gear and behavioral research and education.

To carry out these missions, the Commission is required to conduct a wide variety of investigations at sea, in ports where tunas are landed, and in the laboratory. The research is carried out by a permanent, internationally-recruited research and support staff selected and employed by the Director (Appendix 1), who is directly responsible to the Commission.

The scientific program is now in its 40th year. The results of its research are published by the Commission in its Bulletin series in English and Spanish, its two official languages. Reviews of each year's operations and activities are reported upon in its Annual Report, also in the two languages. Other studies are published in the Commission's Special Report series and in books, outside scientific journals, and trade journals.

COMMISSION MEETINGS

The Commission held its 47th meeting in Washington, D.C., on June 26-28, 1990. Mr. Henry R. Beasley of the United States served as Chairman. Representatives of all six member governments attended the meeting, as did observers from Colombia, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Mexico, Spain, the Union of Soviet Socialist Republics, Vanuatu, Venezuela, the European Economic Community, the Forum Fisheries Agency, and the Organización Latinamericana del Desarrollo Pesquero. Representatives of nine non-governmental organizations, the Association Robin des Bois, the Center for Marine Conservation, Defenders of Wildlife, the Dolphin Coalition, the Earth Island Institute, the Environmental Investigation Agency, Greenpeace, the Marine Mammal Fund, and Monitor, also attended.

The following agenda was adopted:

1. Opening of meeting
2. Adoption of agenda
3. Review of current tuna research
4. The 1989 fishing year
5. Status of tuna stocks
6. Review of tuna-dolphin program
7. Recommendations for 1990
8. Recommended research program and budget for 1991-1992
9. An update of activities concerning arrangements for tuna management in the eastern Pacific
10. Consideration of a Protocol to the Convention establishing the Inter-American Tropical Tuna Commission
 - a. Requirements for membership
 - b. Adherence by international organizations of regional economic integration
 - c. Other items
11. Place and date of next meeting
12. Election of officers
13. Other business
14. Adjournment

The following actions were taken by the Commission:

(1) The Commission staff recommended a yellowfin catch quota of 200,000 short tons in the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA) during the 1990 fishing year, with the option to increase this limit by up to five increments of 20,000 tons each due to uncertainty regarding the size composition of the fish in the catch during the remainder of the year. The rationale for this recommendation is given in Background Paper 2 prepared for the meeting, which is available from the Commission on request. The Commission adopted the following resolution regarding a yellowfin conservation program for 1990:

The Inter-American Tropical Tuna Commission, having the responsibility for the management of tunas and tuna-like fishes of the eastern Pacific Ocean, and having maintained since 1950 a continuing scientific program directed toward the study of those resources,

Notes that the yellowfin tuna resource of the eastern Pacific supports one of the most important surface fisheries for tunas in the world, and

Recognizes, based on past experience in the fishery, that the potential production from the resource can be reduced by excessive fishing effort, and

Recalls that from 1966 through 1979 the implementation of a successful conservation program maintained the yellowfin stock at high levels of abundance, and

Notes that from 1980 through 1986, and in 1988 and 1989, although no conservation programs were implemented, conservation measures were nevertheless recommended to the Commissioners by

the scientific staff, and in turn such measures were approved by the Commissioners for recommendation to their respective governments, and

Observes that, at current levels of abundance and at current fleet capacity, the stock of yellowfin can be over-exploited, but

Recognizes that for 1990 there is a degree of uncertainty respecting a change in the size distribution of the fish to be taken in the catch. In one case, if during 1990 fishing for tunas in association with dolphins continues as it has during the previous few years, the stock will be able to sustain a catch of approximately 260 to 280 thousand short tons from the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA), as defined in the resolution adopted by the Commission on May 17, 1962. In another case, if there is no fishing on dolphin-associated fish during the remainder of 1990, the potential production from the stock will decrease to approximately 200 to 220 thousand short tons. If there is some fishing on dolphin-associated tunas during the remainder of 1990, but less than during the year to date, the potential production from the stock will probably fall somewhere between these two estimates, and

Concludes that a limitation on the catch of yellowfin tuna should be implemented during 1990.

The Inter-American Tropical Tuna Commission therefore recommends to the High Contracting Parties that an annual quota of 200,000 short tons should be established for the 1990 calendar year on the total catch of yellowfin tuna from the CYRA, and that the Director should be authorized to increase this limit by no more than five successive increments of 20,000 short tons each if he concludes from examination of available data that such increases will offer no substantial danger to the stock, and

Finally recommends that all member states and other interested states work diligently to achieve the implementation of such a yellowfin conservation program for 1990.

(2) The Commission agreed to a proposed budget of \$3,993,400 for the 1991-1992 fiscal year.

(3) The Commission agreed to hold a special meeting on the tuna-dolphin program in Costa Rica, probably in about September of 1990. It further agreed to hold its next regular meeting in Tokyo, Japan, on dates to be decided later.

(4) The Commission elected the head of the Costa Rican delegation as Chairman of the meeting to be held in Costa Rica and the head of the Japanese delegation as Chairman of the meeting to be held in Tokyo. Mr. Icabalceta of Nicaragua was elected as Secretary for both meetings.

The Commission held its 48th meeting in San José, Costa Rica, on September 17-20, 1990. Mr. Herbert Nanne Echandi of Costa Rica served as Chairman. Representatives of all seven member governments attended, as did observers from Colombia, Chile, Ecuador, El Salvador, Honduras, Mexico, Spain, Venezuela, the Food and Agriculture Organization of the United Nations, and the Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero. Representatives of three non-governmental organizations, the Association Robin des Bois, Greenpeace, and the World Society for the Protection of Animals, also attended.

The following agenda was adopted:

1. Opening of meeting
2. Adoption of agenda
3. Review of the tuna fishery in 1990
4. Review of the current Tuna-Dolphin Program
5. Possible alternatives for expanding the Tuna-Dolphin Program
6. Rules of procedure governing the attendance and/or participation of observers at IATTC meetings
7. A protocol to the IATTC Convention to facilitate the adherence of new members
8. Recommendations
9. A revised budget for 1991-92
10. Other business
11. Adjournment

The IATTC staff presented Background Paper 1, Considerations for an International Dolphin Conservation and/or Management Program for the Eastern Pacific Ocean, which was discussed by the attendees. A recess was then declared, and an intergovernmental meeting, with participants from all nations with significant involvement in the surface fishery for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean, was convened. A resolution calling for an expanded tuna-dolphin program, administered by the IATTC, was passed at that meeting. Then the IATTC meeting was reconvened, and the following resolution was passed:

The Inter-American Tropical Tuna Commission, having responsibility for the scientific study of the tunas and tuna-like species of the eastern Pacific Ocean, and for the formulation of recommendations to the High Contracting Parties with regard to these resources, and having maintained since 1950 a continuing scientific program directed towards these matters, and having also since 1976 responsibility for the scientific study of the populations of dolphins associated with the tuna fishery in the eastern Pacific Ocean,

Recognizes the importance of the international program, as defined in the resolution adopted by the Intergovernmental Meeting held in San José, Costa Rica, on September 18-19, 1990,

Accepts its role, as identified by the Intergovernmental Meeting, as the most appropriate entity for coordinating the technical aspects of such an international program,

Directs the Director of Investigations to cooperate with the Intergovernmental Program, in accordance with paragraph 8 of the aforementioned resolution, and to convene a technical meeting, to elaborate the technical and economic aspects of the international program, such meeting to be convened no later than February 1991.

ADMINISTRATION

BUDGET

At its 45th meeting, held in La Jolla, California, U.S.A., on March 8-10, 1988, the Commission unanimously approved the budget for the 1989-1990 fiscal year, submitted by the Director, in the amount of \$3,525,000. However the final amount received from the member nations during the 1989-1990 fiscal year was \$2,936,380, a shortfall of \$588,620 relative to the amount which was recommended and approved. As a consequence, some planned research had to be limited.

FINANCIAL STATEMENT

The Commission's financial accounts for fiscal year 1989-1990 were audited by Peat, Marwick, Mitchell and Co. Summary tables of its report are shown in Appendix 2 of this report.

INTER-AGENCY COOPERATION

During 1990 the scientific staff continued to maintain close contact with university, governmental, and private research organizations and institutions on the local, national, and international level. This contact enabled the staff to keep abreast of the rapid advances and developments taking place in fisheries research and oceanography throughout the world. Some aspects of these relationships are described below.

The Commission's headquarters are located on the campus of Scripps Institution of Oceanography, University of California, La Jolla, California, one of the major world centers for the study of marine science and the headquarters for state and federal agencies involved in fisheries, oceanography, and ancillary sciences. This situation provides the staff an excellent opportunity to maintain frequent contact with scientists of these organizations.

The cordial and productive relationships which this Commission has enjoyed with the Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), the Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), the Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA), the South Pacific Commission (SPC), and other international bodies have continued for many years. For example, two staff members are members of the FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Ocean Tuna Fisheries, one of them serving as Chairman of the working groups on eastern Pacific yellowfin and eastern Pacific skipjack and the other as Chairman of the working group on northern bluefin.

Also during 1990 the Commission maintained close working relationships with fishery agencies of its member countries, as well as similar institutions in many non-member countries in various parts of the world. For example, a workshop on bluefin tunas, sponsored jointly by the IATTC and the Australian Fisheries Service, was held in La Jolla on May 25-31, 1990. Its purpose was to discuss and report on the strengths and weaknesses of stock assessment techniques used on bluefin stocks in the Pacific, Indian, and Atlantic Oceans and the Mediterranean Sea. A total of 28 scientists from eight nations and three international organizations attended the meeting. Since 1977 the IATTC staff has been training observers for placement aboard tuna vessels to collect data on abundance, mortality, and other aspects of the biology of dolphins. Government organizations, educational institutions, and industry representatives from the various countries involved have cooperated fully in the training and placement of these observers. Over the years scientists and students from many countries have spent several weeks or months at the Commission's headquarters in La Jolla, learning new research methods and conducting research utilizing IATTC data files. The visitors whose stays amounted to 2 weeks or more are listed in the section entitled **VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS**. Also, IATTC scientists have often rendered assistance with research on fisheries for tunas or other species to scientists of other countries while on duty travel to those countries, and occasionally have travelled to other countries for the specific purpose of assisting with their research programs.

The establishment by the Commission of a research facility in Panama, described in the section entitled **FIELD STATIONS**, is giving the staff the opportunity to work more closely with Panamanian fisheries personnel. The presence of Commission scientists at this laboratory has made it possible to provide assistance to local scientists in the implementation of research projects on species other than tunas, *e.g.* snappers. Considerable progress has been made in the snapper program; this subject is discussed in the section entitled ***Snapper resource studies***.

VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS

Dr. Hideki Nakano, an employee of the National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan, began a temporary assignment in La Jolla on March 8, 1990. He is spending a year working with IATTC staff members on the longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean and on various aspects of the biology of Pacific billfishes.

Mr. Michel Goujon, a former student at the École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, France, began a 16-month stay at the IATTC headquarters in La Jolla, on April 16, 1990. He is conducting studies of the tuna fisheries of Clipperton Island and French Polynesia and working with IATTC staff members on a simulation model to explore the effects, on the catches of yellowfin and skipjack, of changing the purse-seine fishery from one directed at fish associated with dolphins, fish associated only with other fish ("schoolfish"), and fish associated with floating objects to one directed only at schoolfish and fish associated with floating objects.

Dr. Alain Fonteneau, an employee of the Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM), Dakar, Senegal, spent the period of September 4-October 5, 1990, at the IATTC headquarters in La Jolla, where he worked with IATTC staff members on comparisons of various aspects of the biology of yellowfin tuna in the Atlantic and Pacific Oceans.

Mr. Daniel Gaertner, an employee of ORSTOM, Cumaná, Venezuela, spent the period of September 10-28, 1990, at IATTC headquarters, where he worked on an analysis of the growth of yellowfin tuna in the Atlantic Ocean, as determined from tagging data.

Mr. Arvid K. Beltestad, an employee of the Institute of Fishery Technology Research, Bergen, Norway, commenced a temporary assignment at IATTC headquarters in La Jolla on September 10, 1990. Mr. Beltestad, an expert on fishing gear, is spending 9 months conducting his own research on tuna purse-seining gear and methods.

FIELD STATIONS

The Commission maintains field offices in Manta, Ecuador; Ensenada, Baja California, and Mazatlan, Sinaloa, Mexico; Panama, Republic of Panama; Trujillo, Peru; Terminal Island, California, and Mayaguez, Puerto Rico, U.S.A.; and Cumaná, Venezuela. The scientists and technicians stationed at these offices collect landings statistics, abstract the logbooks of tuna vessels to obtain catch and effort data, measure fish and collect other biological data, and assist with the training and placement of observers aboard vessels participating in the Commission's tuna-dolphin program. This work is carried out not only in the above-named ports, but also in other ports in Colombia, Costa Rica, Ecuador, Mexico, Panama, Peru, Puerto Rico, and Venezuela, which are visited periodically by these employees.

In addition, the Commission maintains a laboratory at Achotines Bay, just west of Punta Mala on the Azuero Peninsula of Panama. The Achotines Laboratory is used principally for studies of the early life history of tunas. Such studies are of great importance, as acquisition of knowledge of the life history of tunas prior to recruitment into the fishery would eliminate much of the uncertainty which currently exists in the staff's assessments of the condition of the various stocks of tunas. The Commission plans to enlarge the laboratory facilities so that there will be adequate space for investigators from other agencies, such as Panama's Dirección General de Recursos Marinos, the University of Panama, etc.

PUBLICATIONS

The prompt and complete publication of research results is one of the most important elements of the Commission's program of scientific investigations. By this means the member governments, the scientific community, and the public at large are currently informed of the research findings of the IATTC staff. The publication of basic data, methods of analysis, and conclusions afford the opportunity for critical review by other scientists, ensuring the soundness of the conclusions reached by the IATTC staff, as well as enlisting the interest of other scientists in the Commission's research. By the end of 1990 the IATTC staff had published 128 Bulletins, 38 Annual Reports, 6 Special Reports, 5 books, and 364 chapters and articles in books and outside journals. The contributions by staff members published during 1990 are listed in Appendix 3 of this report.

THE FISHERY

STATISTICS OF CATCHES AND LANDINGS

The IATTC staff is concerned principally with the eastern Pacific Ocean (EPO), defined as the area between the mainland of North, Central, and South America and 150°W.

Statistical data from the Commission's field stations are continuously being collected and processed. As a result, estimates of fisheries statistics with varying degrees of accuracy and precision are available. Because it may require a year or more to obtain some final information, and because the staff has been updating the data for earlier years, the annual statistics reported here are the most current, and supersede earlier reported statistics. The weights are reported in short tons.

Annual estimates of the catches of the various species of tunas and other fishes landed by vessels of the eastern Pacific tuna fleet (see next section) are shown in Table 1. This table includes only the catches by surface gear, except that Japanese longline catches of yellowfin, *Thunnus albacares*, in the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA, Figure 1) are included. The catch data for yellowfin in the CYRA and skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and bluefin, *Thunnus thynnus*, in the EPO are essentially complete except for insignificant catches of all three species made by the sport and artisanal fisheries, and insignificant catches of skipjack and bluefin by the longline fishery. The western Pacific and Atlantic Ocean catch data in Table 1 are not total catch estimates for those waters because data for vessels which had not fished in the EPO during the year in question are not included. Also, substantial amounts of yellowfin taken by longlines in the EPO outside the CYRA and large amounts of bigeye, *Thunnus obesus*, taken by longlines in the EPO are not included in Table 1; those catches are included in Tables 25 and 31, however.

There were no restrictions on fishing for tunas in the EPO during the 1979-1989 period, so the statistics for 1990 are compared to those of 1979-1989. During this period there was a major El Niño that began in late 1982 and persisted until late 1983. The catch rates in the EPO were low during the El Niño, which caused a shift of fishing effort from the eastern to the western Pacific, and fishing effort remained relatively low during 1984-1986.

The average yellowfin catch in the CYRA during the 1979-1989 period was 197.6 thousand tons (range: 91.4 to 294.7). The preliminary estimate of the 1990 yellowfin catch in the CYRA is 251.6 thousand tons. During the 1979-1989 period the yellowfin catch from the area between the CYRA boundary and 150°W has averaged 26.4 thousand tons (range: 13.5 to 51.3). The preliminary estimate of the yellowfin catch from this area for 1990 is 50.0 thousand tons. The estimated 1990 yellowfin catch from the EPO, 301.6 thousand tons, is the third greatest on record, exceeded only by the 1988 and 1989 catches of 317.7 and 317.8 thousand tons, respectively.

The average annual distribution of logged catches of yellowfin by purse seiners in the EPO during the 1979-1989 period is shown in Figure 2, and a preliminary estimate for 1990 is shown in Figure 3. As fishing conditions change throughout the year, the areas of greatest catches vary. The catch of yellowfin during the first quarter of 1990 was generally restricted to regions inside the CYRA, primarily in nearshore areas and along the Inter-Tropical Convergence Zone. During the second quarter the nearshore catches continued, with areas of high catch occurring near the coast between about 10°N and 23°N. The catches during the second quarter increased in offshore areas between about 5°N and 15°N from 120°W to 140°W. The catches during the third quarter were fairly uniformly distributed between about 6°N and 15°N from 84°W to 140°W, with some areas of high catches near the coast. Greater catches were also made off the coast of South America in the area between about 4°S and 1°N as far west as 90°W. During the fourth quarter fishing was again taking place primarily within the CYRA in a distribution much like that observed during the first quarter.

During the 1979-1989 period the skipjack catch in the EPO averaged 95.5 thousand tons (range: 54.5 to 145.5). The preliminary estimate of the skipjack catch in the EPO in 1990 is 78.1 thousand tons.

The average annual distribution of catches of skipjack by purse seiners in the EPO during the 1979-1989 period is shown in Figure 4, and a preliminary estimate for 1990 is shown in Figure 5. The skipjack catches in 1990 were concentrated in two areas: between about 5°S and 10°N from the coast to 90°W; and further south between about 10°S to 15°S from 80°W to 85°W.

While yellowfin and skipjack comprise the most significant portion of the catch made in the EPO, bluefin, bigeye, albacore, *Thunnus alalunga*, black skipjack, *Euthynnus lineatus*, bonito, *Sarda orientalis*, and other species contribute to the overall harvest in this area. The total catch of these other species in the EPO was about 22.9 thousand tons in 1990, as compared to the 1979-1989 average of 17.5 thousand tons (range: 8.2 to 32.7). The estimated catch of all species in the EPO in 1990 was about 402.7 thousand tons.

Tuna vessels fishing in the EPO occasionally fish in other areas in the same year. In 1990 various

vessels which were part of the eastern Pacific tuna fleet also fished in the western Pacific and/or in the Atlantic and Caribbean. The 1979-1989 median catch by these vessels in the western Pacific was about 8.0 thousand tons (range: 0.3 to 83.6), and in the Atlantic and Caribbean about 9.6 thousand tons (range: 0.5 to 17.3). The maximum catches made in other areas by vessels of the eastern Pacific tuna fleet were made in 1983, the year of the lowest total catch in the EPO (180.4 thousand tons) since 1960 (173.6 thousand tons). Preliminary estimates indicate that the 1990 total catches in these areas by vessels of the eastern Pacific tuna fleet were about 12.7 thousand tons in the western Pacific and 4.6 thousand tons in the Atlantic and Caribbean.

The 1989 and preliminary 1990 catches in the EPO by flag, and landings of fish caught in the EPO by country, are given in Tables 2 and 3. The landings are fish unloaded during a calendar year, regardless of the year of catch. The country of landing is that in which the fish were unloaded from the fishing vessel or, in the case of transshipments, the country which received the transshipped fish. In 1990 83 percent of the EPO yellowfin catch of 301.6 thousand tons was made in the CYRA, with Mexican-, U.S.-, Venezuelan-, and Ecuadorian-flag vessels harvesting 37, 19, 17, and 12 percent, respectively, of the EPO catch.

In 1990 Mexico may be the recipient, for the first time, of the greatest amount of tunas harvested in the EPO. Preliminary landings data indicate that of the 416.9 thousand tons landed in 1990, 113.7 thousand tons (27 percent) were landed there. The landings to the United States (77.8 thousand tons; 19 percent) and Ecuador (61.5 thousand tons; 15 percent) were next in terms of magnitude. Other countries with significant landings of tunas caught in the EPO included Italy, Venezuela, Spain, and Costa Rica. It is important to note that when final information is available, the landings currently assigned to various countries may change due to exports from storage facilities to processors in other nations.

Under the terms of the convention which established the Inter-American Tropical Tuna Commission, monitoring the condition of the stocks of tunas and other species taken in the EPO by tuna fisheries is the primary objective of the Commission's research. Taking into consideration the extensive movements of the tunas, the mobility of the vessels of the tuna fleets of various nations, and the international nature of the tuna trade, statistics on the catch and effort from the EPO must be viewed in the light of global statistics. The IATTC staff routinely estimates the global catches of the tunas and related species. The methodology of obtaining the estimates is described in IATTC Internal Report 11. The estimated global catches of tunas and related species for 1989, the most recent year for which data are available, are presented in Figures 6 and 7. An overview of the catches of the principal market species of tunas during 1975-1989 by oceans appears in Figure 8.

THE EASTERN PACIFIC TUNA FLEET

The IATTC staff maintains records of gear, flag, and fish-carrying capacity for most of the vessels which fish for yellowfin, skipjack, or bluefin tuna in the EPO. Records are not maintained for Far East-flag longline vessels, nor for sport-fishing vessels and small craft such as canoes or launches. The eastern Pacific surface fleet described here includes vessels which have fished all or part of the year in the EPO for yellowfin, skipjack, or bluefin.

The owner's or builder's estimates of the vessel carrying capacities are used until landing records indicate that revision of these is appropriate. The vessels are grouped, by carrying capacity, into the following size classes for reporting purposes: class 1, less than 51 tons; class 2, 51-100 tons; class 3, 101-200 tons; class 4, 201-300 tons; class 5, 301-400 tons; and class 6, more than 400 tons. (These are not to be confused with the eight size groups used for calculation of the catch per ton of carrying capacity in the section entitled *Catch per ton of carrying capacity*.) Except for longliners and miscellaneous small vessels mentioned in the previous paragraph, all vessels which fished in the EPO during the year are included in the annual estimates of the size of the surface fleet.

Until 1960 fishing for tunas in the EPO was dominated by baitboats operating in the more coastal regions and in the vicinity of offshore islands. During the late 1950s and early 1960s most of the larger baitboats were converted to purse seiners, and by 1961 the eastern Pacific surface fleet was dominated by these vessels. During the 1961-1990 period the number of baitboats decreased from about 100 to 20, and the capacity decreased from about 10 thousand to 2 thousand tons. During the same period the number of purse seiners increased from about 125 to 170, and the capacity increased from about 30 thousand to 135 thousand tons. The peak in numbers and capacity of purse seiners occurred during the 1978-1981 period, when the number of these vessels ranged from 247 to 268 and the capacity from 181 to 185 thousand tons (Table 4).

The construction of new and larger purse seiners, which began during the mid-1960s, resulted in an increase in the fleet capacity from 46.3 thousand tons in 1966 to 184.6 thousand tons in 1976. During the 1977-1981 period the fleet capacity remained fairly stable, increasing by only about 1.6 thousand tons. During this period the construction of new vessels continued, but the new capacity was offset by losses due to sinkings and vessels leaving the fishery. In 1982 the fleet capacity declined by 16.2 thousand tons as vessels were deactivated or left the EPO to fish in other areas, primarily the western Pacific. This trend continued through 1983 as the catch rates in the EPO declined, due primarily to anomalous ocean conditions in 1982-1983. During 1983 the fleet capacity declined by 28.8 thousand tons, and in 1984 it declined an additional 25.4 thousand tons. The fleet capacity in 1984, about 116.5 thousand tons, was the lowest it had been since 1971. In 1985, however, due primarily to the return of vessels from the western Pacific, the capacity increased to about 129.7 thousand tons. In 1986 the fleet capacity decreased slightly to about 124.5 thousand tons. During 1987 several vessels were activated, and others returned to the EPO fishery from the western Pacific, causing the fleet capacity to increase to 146.0 thousand tons. This trend continued in 1988, resulting in a fleet capacity of 151.4 thousand tons. This was the greatest fleet capacity observed since 1982. In 1989 the fleet capacity dropped to about 136.6 thousand tons. In 1990 fleet capacity remained about the same, 137.4 thousand tons. However, this fleet capacity was not present in the EPO through the entire year. In the spring of 1990 the U.S. tuna canning industry adopted a policy of not purchasing tunas caught in association with dolphins. This caused many of the U.S.-flag vessels fishing in the EPO to leave the fishery and enter the fisheries in the Atlantic and western Pacific. It is not known if the cannery will continue this policy nor if the vessels that left the EPO fishery as a result will re-enter the fishery in coming years. If those vessels, or other vessels, do not participate in the EPO fishery in 1991 the decrease in fleet size will be reflected in the 1991 fleet statistics.

The 1989 and preliminary 1990 data for numbers and carrying capacities of surface-gear vessels of the eastern Pacific tuna fleet are shown in Table 5. The eastern Pacific fleet was dominated by vessels operating under the Mexican, U.S., and Venezuelan flags during both 1989 and 1990, with about 80 percent of the total capacity of the fleet flying the flags of these nations. The Mexican-flag fleet was the largest in both years, with about 35 to 40 percent of the annual total capacity, and was followed by the fleets of the United States, with about 20 to 25 percent, and Venezuela, with about 15 to 20 percent. The majority of the total capacity of the eastern Pacific tuna fleet consists of purse seiners with capacities of over 400 tons. This group of vessels comprised about 93 percent of the total fishing capacity operating in the EPO in both 1989 and 1990.

The average, minimum, and maximum tons of fleet capacity at sea (CAS) by month for the EPO during 1979-1989, and the 1990 values, are shown in Figure 9. These monthly values are the averages of the CAS estimates given in weekly reports. The values for the 1979-1989 period were chosen for comparison with those of 1990 because the earlier years, when regulations were in effect, had somewhat different temporal distributions of effort due to restriction of yellowfin fishing in the CYRA. The 1990 CAS values were not significantly different from the 1979-1989 values. The 1990 CAS was greatest in March, at 92 thousand tons, and least in December, at 66 thousand tons.

REGULATION OF THE FISHERY

During past years catch quotas for yellowfin tuna for the CYRA have been recommended by the IATTC staff and variously adopted in Commission resolutions and implemented by the countries participating in the fishery. Quotas for 1966 through 1979 were adopted and implemented. Agreement on a quota for 1979 was reached so late that it was ineffective, however. At its 37th meeting, held in October 1979, the Commission was unable to arrive at an agreement concerning a yellowfin conservation program for 1980; it subsequently agreed to a quota of 165,000 short tons, with provisions to increase it at the discretion of the Director, but the quota was not implemented. At the 38th through 43rd meetings the IATTC staff recommended quotas of 160,000 tons for 1981 and 1982, 170,000 tons for 1983, 162,000 tons for 1984, 174,000 tons for 1985, and 175 thousand tons for 1986, with provisions for increases by the Director based on findings of the staff regarding the status of the stock. These quotas were adopted, but not implemented. At the 44th meeting, due to special circumstances which resulted in unusually great abundance of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, the IATTC staff did not recommend a quota for 1987, but emphasized that catch quotas would almost certainly be necessary in the future. At its 45th meeting the staff recommended a quota of 190,000 tons, with the option to increase this limit by two increments of 30,000 tons each. This quota was adopted, but not implemented. At its 46th meeting, held in May 1989, the staff recommended a quota of 220,000 tons, with the option to increase the limit by two increments of 30,000 tons each. The quota was again adopted, but not implemented. At its 47th meeting, held in June 1990, the staff recommended a quota of 200,000 tons, with the option to increase the limit by five increments of 20,000 tons each. The quota was again adopted (see resolution on pages 8-9), but not implemented.

It has not been demonstrated to date that there is a need for conservation measures for the other species of tunas harvested in the EPO.

RESEARCH

TUNA AND BILLFISH BIOLOGY

Annual trends in catch per unit of effort (CPUE)

Catch per days fishing (CPDF) and catch per standard days fishing (CPSDF) are used by the IATTC staff as indices of apparent abundance and as general measures of fishing success. The data are obtained from logbook records supplied by most of the vessels which fish for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data which do not meet certain criteria for species composition and accuracy are eliminated from consideration before proceeding with the calculations. During the 1950s, when most of the catch was taken by baitboats, catch and CPDF data for baitboats of different size classes were standardized to calculate the CPSDF for Class-4 baitboats (vessels with capacities of 201-300 short tons of frozen tuna). Later, when most of the baitboats were converted to purse seiners, the catch and CPDF data for purse seiners were standardized to calculate the CPSDF for Class-3 purse seiners (vessels with capacities of 101 to 200 tons). The next steps, as smaller vessels were replaced by larger ones, were calculation of the CPSDF for Class-6 purse seiners (vessels with capacities of more than 400 tons) and finally calculation of the CPDF for Class-6 purse seiners, ignoring the data for the smaller vessels. The CPDF and CPSDF may be influenced by such factors as spatial and temporal changes in fishing strategy, distribution of effort, vulnerability of the fish to capture, and market demand for different species or sizes of fish. Some of these changes have been estimated and adjusted for, and others, such as those due to environmental conditions, are assumed to average out over the long term.

CPUE data for 1959-1990 for yellowfin and skipjack combined are shown in the top panel of Figure 10. The data for 1968-1990 are CPDF data for Class-6 purse seiners. Those for 1959-1967 are CPSDF data for Class-4 baitboats, multiplied by 2.82 to adjust for the fact that Class-6 purse seiners are about 2.82 times as efficient as Class-4 baitboats. The adjustment factor of 2.82 was calculated from

CPDF data for yellowfin and skipjack combined for Class-6 purse seiners and Class-4 baitboats fishing in the same area-time strata during the 1965-1974 period, when there were sufficient numbers of both types of vessels in the fishery. Because the 1968-1990 data are CPDF data for Class-6 vessels and those for 1959-1967 are adjusted to the equivalent of CPDF for Class-6 vessels, they will henceforth be referred to as CPDF data.

The total catches of yellowfin and skipjack east of 150°W combined for each year were divided by the CPDF for both species for unregulated trips to estimate the total effort in Class-6 purse-seine days. These estimates of total effort were divided into the total catches of yellowfin and of skipjack to obtain the CPDFs for each species separately. These are shown in the middle and bottom panels of Figure 10.

Yellowfin

The preliminary CPDF value of 13.5 tons per day for 1990 is the fifth greatest on record, exceeded only by those for 1960, 1968, 1969, and 1986 (14.2, 14.3, 13.6, and 16.3 tons per day, respectively). During the 1959-1972 period the CPDF ranged from about 9 to 14 tons per day, with lows in 1959, 1962, and 1971 and highs in 1960, 1968, and 1969. Beginning in 1973, the CPDF began to decline, reaching a low of 4.9 tons in 1982. Since then there has been a remarkable recovery. The fishery has changed considerably since the 1960s, however, so caution should be used in comparing the data for the earlier years with those for the more recent ones. The principal problem is caused by the fact that the baitboat fishery operates relatively near shore and almost entirely north of 15°N, whereas the purse-seine fishery operates also far offshore and as far south as about 20°S. The values in Figure 10 differ somewhat from those in Table 25 because the values in the figure were obtained from data on the total catches of yellowfin and skipjack, whereas those in the table were obtained from data for yellowfin catches only.

Skipjack

During the 1959-1968 period the CPDF for skipjack averaged about 10 tons per day, with a high of 16.0 tons in 1967 and a low of 5.5 tons in 1960 (Figure 10). During the late 1960s many small purse seiners were replaced by larger ones which found it more profitable to fish in areas where yellowfin were more abundant and skipjack less so, which resulted in lower CPDF values for skipjack. During the 1969-1990 period the average CPDF was about 4 tons per day, with a high of 7.5 tons in 1971 and lows of 2.4 tons in 1972 and 1973. As is the case for yellowfin, caution should be used in comparing the data for earlier and later years. In addition to the probable bias caused by the fact that the effort was directed more toward yellowfin and less toward skipjack during the more recent years, there is the problem caused by the restricted range of the baitboat fishery mentioned in the yellowfin section above.

Catch per ton of carrying capacity

The eastern Pacific tuna fleet's total catch per ton of carrying capacity (CPTCC) provides an index of trends in annual relative gross income for vessel size groups. To provide more detail in this index than would be available if the Commission's historical six classes of vessel capacity classification were used, the following size groups have been identified: 1, < 301 tons; 2, 301-400 tons; 3, 401-600 tons; 4, 601-800 tons; 5, 801-1000 tons; 6, 1001-1200 tons; 7, 1201-1400 tons; and 8, > 1400 tons.

CPTCC estimates for 1980-1990 period are presented in Table 6 for the EPO and for all ocean fishing areas from which vessels of the eastern Pacific tuna fleet harvested fish, by size group, area, and species. For the larger vessels yellowfin and skipjack contribute the most to the CPTCC, while other species, which include other tunas as well as miscellaneous fishes, make up an important part of the CPTCC of the smaller vessels in many years. In earlier years, and in years when the majority of the EPO fleet exerts most of its fishing effort in the EPO, the CPTCCs for the EPO and all ocean fishing

areas are nearly the same. During the 1980-1989 period the pooled CPTCC in the EPO for all vessels and all species averaged 2.3 tons of fish per ton of carrying capacity, with a range of 1.2 to 3.2; for yellowfin it averaged 1.6 tons, with a range of 0.7 to 2.4; and for skipjack it averaged 0.6 tons, with a range of 0.4 to 0.7. The preliminary estimates for 1990 are 2.9, 2.2, and 0.6 tons for all species, yellowfin, and skipjack, respectively.

Standardization of yellowfin catch rates

An alternative to catch per day's fishing (CPDF) as an index of relative annual yellowfin abundance is described in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 3. With the alternative index, each observation of catch rate is defined as the tons of yellowfin caught in a set divided by the hours of searching since the last set. In order to estimate the average abundance over each entire year and the entire eastern Pacific Ocean the data are weighted such that each 5-degree quadrangle-month receives a weight proportional to the surface area of ocean in it and each hour of searching receives approximately equal weight within a 5-degree quadrangle-month. Then a generalized linear model is used to estimate the annual variation in the catch rates independent of trends in vessel efficiency, environmental conditions, and modes of fishing.

Data exist for many factors which could conceivably influence the yellowfin catch rates. The following factors were investigated, using data from 1970-1985: vessel speed and capacity, whether the vessel had a helicopter, whether it had sonar, net length and depth, skipper, sea-surface temperature, wind speed and direction, location and time of fishing, set type (school, dolphin, or floating object), and whether skipjack were also caught. After the factors which did not have important effects were eliminated the model included the effects of year, vessel speed, search classification, season-area, and the interaction between search classification and season-area. Search classification (Table 7) is based on set type and whether skipjack were caught. Season-area is described in Figure 11. The year effects are the annual differences in catch rates not attributable to the other variables in the model. They serve as indices of abundance standardized by the other variables.

As shown in Figure 12, the trend of the indices has both differences from and similarities to CPDF. The indices from the linear model do not have the large fluctuations during 1970-1974 that CPDF has; however, they both show a sharp decline in 1975 and a sharp recovery in 1976. Both the decline in 1976-1982 and the increase during 1983-1986 are more gradual for the indices from the linear model. It appears that when the fishery switches from fishing for dolphin-associated fish to fishing for fish associated with floating objects, as it did during 1974-1982, CPDF underestimates yellowfin abundance, and that when the fishery switches back to fishing for dolphin-associated fish, as it did during 1985-1990, CPDF overestimates the abundance.

Size composition of the catch

Length-frequency samples are the basic source of data used in estimating the size and age compositions of the various species of fish in the landings. This information is necessary to obtain age-structured estimates of the populations for various purposes, including age-structured population modelling. The results of age-structured population modelling can be used to estimate recruitment, which can be compared to spawning biomass and oceanographic conditions. Also, the estimates of mortality obtained from age-structured population modelling can be used, in conjunction with growth estimates, for yield-per-recruit modelling. The results of such studies have been reported on in several IATTC Bulletins and in all of its Annual Reports since 1954.

Routine data collection

Length-frequency samples of yellowfin, skipjack, northern bluefin, bigeye, and black skipjack from purse-seine and baitboat catches made in the eastern Pacific Ocean (EPO) are collected by IATTC

personnel at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, Peru, the United States (California and Puerto Rico), and Venezuela. The catches of yellowfin and skipjack were first sampled by the IATTC staff in 1954, and sampling has continued to the present.

The staff collected and processed 797 yellowfin, 276 skipjack, 14 bluefin, 23 bigeye, and 4 black skipjack samples from the 1990 catch. Most of these were 50-fish samples. For both yellowfin and skipjack, the length-frequency samples are stratified by market measurement area, month, and gear. The market measurement areas were originally "determined on the basis of the distribution of total catch, which is characteristically concentrated in certain areas of the fishing grounds in a rather consistent manner" (IATTC Bulletin, Vol. 2, No. 5). Since then they have been modified from time to time, in response to changes in the fishery. The market measurement areas presently used are shown in Figure 13. Sampling within each stratum is done in two stages, with a boat "unit" (usually a well or pair of wells) as the first stage and individual fish as the second stage. The units within strata are sampled randomly, and fish selected randomly from each sampled unit are individually measured. The total number of fish in each length group in a sampled unit is estimated by dividing the total catch, in weight, in the unit by the average weight of the sampled fish in the unit and then multiplying this quotient by the fraction of the sampled fish in that length group. The stratum totals, in numbers of fish, for each length group are obtained by summing the totals for each sampling unit and multiplying this total by the ratio of the weight of the logged catch of the stratum to the sum of the weights of the sampled units. The quarterly and annual totals are obtained by summing the data for all sampled strata for the quarter or year in question. The quarterly and annual average weights are obtained by summing over all the length groups in the quarterly or annual estimates and dividing this sum into the sum of the weights of the catches for all the sampled strata.

Histograms showing the estimated short tons of yellowfin caught in the market measurement areas of the CYRA (all areas except 10 and 11 in Figure 13) during 1990 are shown in Figure 14. The areas are arranged approximately from north (top) to south (bottom) in the figure. The catches were much greater in Areas 4, 5, and 6 (about 80 percent of the total) than in the other areas. In Area 4 the largest modal group is at about 80-100 cm. In Area 5 the largest modal group is between about 72 and 90 cm. Area 6 has three distinct modal groups. The largest is centered at about 60-66 cm, and there are lesser modal groups at about 110-130 cm and 42-50 cm.

Histograms showing the estimated tons of yellowfin caught in the entire CYRA during each year of the 1985-1990 period are shown in Figure 15. In 1990 the average weight of yellowfin in the CYRA was 23.7 lbs (10.8 kg). This is 1.7 lb (0.8 kg) less than the average of the 1985-1989 weights.

Histograms showing the estimated tons of yellowfin caught in the area between the CYRA boundary and 150°W (Areas 10 and 11 of Figure 13) during each year of the 1985-1990 period are shown in Figure 16. The 1990 distribution has two prominent modal groups. The larger is centered at about 130-140 cm and the smaller at about 94-102 cm. The average weight for 1990, 59.6 lbs (27.0 kg) was 9.3 lbs (4.2 kg) less than the average of the 1985-1989 weights. In 1990, as in previous years, the catch from the area west of the CYRA had a greater proportion of large fish than did the catch of the CYRA. In the CYRA 48 percent of the catch, by weight, was 100 cm or greater in length, while in the area west of the CYRA 80 percent of the catch was 100 cm or greater.

Histograms showing the estimated tons of skipjack caught in the market measurement areas of the EPO in 1990 are shown in Figure 17. The four northernmost areas (1, 2, 4, and 8) have been combined due to low catches in all of them. Less than 5 percent of the 1990 catch occurred in these four areas. In contrast, Area 5 had 20 percent, Area 6 had 54 percent, and Area 7 had 11 percent of the total catch. In these three areas most of the fish caught were between about 40 and 75 cm. In Area 5 the largest modal group is at about 61-63 cm. In Area 6 the largest modal group is at about 61-67 cm, and a lesser modal group occurs at about 51-58 cm. In Area 7 the largest modal group is centered at about 65-70 cm, and there is a much smaller group at about 45-50 cm.

Histograms showing the estimated tons of skipjack caught in the entire EPO for each year of

the 1985-1990 period are shown in Figure 18. In 1990 the average weight of skipjack in the EPO was 8.5 lbs (3.9 kg). This is 0.8 lb (0.4 kg) more than the average of the 1985-1989 values and is the greatest annual average weight since 1985.

Northern bluefin are caught off California and Baja California from about 23°N to 35°N, with most of the catch being taken during May through October. In 1990 bluefin were caught between 29°N and 34°N. About 87 percent of the catch was made during July through September. A few tons were caught during January, February, October, and November. Histograms showing the estimated tons of bluefin caught during each year of the 1985-1990 period are shown in Figure 19. The major modal group of the 1990 distribution is at about 90-94 cm, and a smaller modal group is at about 116 cm. In 1990 there were very few fish in the 50- to 70-cm range, and none larger than 124 cm were measured. A few tons of very large bluefin were caught in January and February, however.

The surface catch of bigeye is incidental to those of yellowfin and skipjack (Table 1), and consequently the number of length-frequency samples was much less than those for yellowfin and skipjack. Accurate estimates of the weight of bigeye in sampling units is often lacking, so the individual samples have not been weighted by the estimated numbers of fish in the units sampled. Histograms showing the estimated catch of bigeye in the EPO for each year of the 1985-1990 period are shown in Figure 20.

Annual length-frequency distributions of black skipjack measured during 1985-1990 are shown in Figure 21. The catch of black skipjack is incidental to those of yellowfin and skipjack, and most of it is discarded or not sold through the usual marketing channels, so no attempt has been made to estimate the catch by size intervals.

Evaluation of length-frequency sampling methods

The methods used to collect length-frequency samples are being studied to determine if it is feasible to improve the accuracy and precision of the estimates of the numbers of fish of the different cohorts or age groups landed. Three key points have emerged from earlier simulation studies. First, increasing the number of vessels sampled (n) would be more effective in reducing the variances than increasing the sample size (m). This is because the variability in cohort composition is greater among vessels than within vessels. Second, the coefficients of variation (CVs) of the estimates of the numbers of fish in relatively rare cohorts, such as those represented by the smallest and largest fish, are appreciably greater than the CVs of those which are well represented in the catch. Third, the bias associated with the mean estimates of cohort size increases with the increasing degree of departure of the sampling method from the basic assumption of random sampling.

To determine to what extent these results would apply to real data, the yellowfin samples collected from purse seiners in 1988 were first analyzed to determine the average sums of squares for the proportions of each cohort among and within sampled vessels. These averages were then substituted into the two-stage sampling model used by the IATTC staff to estimate the variance, and hence the CV, of each estimate of cohort size. In this procedure the averages were treated as fixed quantities, and the unknowns, m and n , were then varied individually to determine the effects on the variances. A preliminary examination of the actual data for 1988 demonstrated that an increase in sample size from 25 to 100 fish would lead to a reduction of only about 1 percent in the CVs for the cohorts which appeared frequently in the landings. For scarcer cohorts, such as those with the smallest and largest fish, the reduction would be ≤ 3 percent. Consequently, sample size has even less potential for reducing the CVs in the 1988 data than indicated by the simulation studies. For this reason the data in Table 8 were prepared, using a value of 50, the sample size that the IATTC staff has used for most of its sampling, for m . The table demonstrates the effect of changes in n alone on the CVs. The underlined values corresponding to $n = 175$ are representative of the average quarterly sampling rate in 1988, which was 171 vessels.

The age groups that appeared least frequently in the sampled wells, in this case the youngest (X-0) and oldest (X-V) fish, have substantially greater CVs than the intermediate age groups. (X refers

to the cohort, and 0 and V refer to the ages of the fish. The X and Y cohorts are defined in the section entitled **STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991.**) These results agree with those of the simulation study. For example, at the average quarterly sampling rate the 0- and 5-year-olds of the X cohort appear in only 1-2 percent of the wells, and their CVs are 114 and 65 percent, respectively, compared to the CV range of 9 to 41 percent for the other age groups. Another reason that the CVs for the X-0 and Y-0 cohorts differ so much is that the X cohort was exposed to the fishery for only 3 months, compared to 9 months for the Y cohort. Another point which is apparent in the table is that, while increasing the number of vessels sampled causes a proportional reduction in the CVs of all age groups, the amount of reduction diminishes even though the changes in n (25 boats) are equal. Accordingly, it is questionable whether sampling more vessels would be the most cost-effective way to reduce the CVs of the scarce age groups. Instead, two other approaches may be more useful.

The first approach involves a re-evaluation of the staff's sampling methods. Currently, length measurements are usually taken over a relatively short period of time and from a sequence of fish that may be loosely related to the order in which they were removed from the well. Variations on this general scheme include: (1) protracted sampling, in which fish are collected at irregular intervals from the sequence, and the process is distributed over a greater portion of the well, and (2) grab sampling, in which measurements are taken from essentially consecutive fish in the sequence. Simulations of these sampling methods indicate that the biases and CVs resulting from grab sampling are greater than those from protracted sampling. Moreover, the biases and CVs introduced by protracted sampling tended to be closer to those introduced by random sampling, which is the underlying method assumed by the two-stage model. Field trials are necessary to quantify the differences in cost and statistical properties of samples collected by the protracted- and grab-sampling methods.

The second approach to reducing the magnitude of the CVs involves the additional stratification of the length-frequency samples into set types, such as schoolfish, dolphin, and floating-object sets. There is evidence to suggest that the proportions of the cohorts represented within each of the set types tend to be more homogeneous than those among set types, so stratification by set types would reduce the CVs. The merits of this approach were examined, utilizing a portion of the 1988 samples. In order to facilitate the comparison between the variances calculated by the current and additionally-stratified methods, only the data for the areas and months which included samples from two or more set types were used. Cohort analysis was then applied to the numbers of fish of each cohort caught in successive months to estimate the total number entering the fishery at the beginning of 1988. The CVs of these cohort estimates were also calculated. The resulting estimates (Table 9) are known to be in error because only a portion of the total samples was used, but they are nevertheless indicative of the relative magnitudes of the true values.

Stratification of the samples by set type reduced the CVs for the X-0 and X-III cohorts by 68 and 32 percent, respectively. The CVs of the other cohorts declined by 1 to 8 percent, except for that of the X-V cohort, which increased by 7 percent. Overall, the results indicate that if the length distributions tend to be similar within set types, as in the present case, then the potential exists to reduce the estimates of the variances. The estimated recruitments for the X-0 and Y-0 cohorts declined by 48 and 66 percent, respectively, while the estimates of the numbers of intermediate (II) and large (V) fish entering the fishery in January increased by 19 to 32 and 32 percent, respectively. Such changes, if realistic, would increase the average weight of the fish caught. It should be mentioned, however, that the differences in fish numbers and CVs may be a product of the small number of samples included in some set types. A broader investigation, which includes the three set types, and also samples from wells with fish from more than one type of set, would be required to determine the benefits for the data collected in 1988 and other years. It is also important to determine the minimum number of samples of each set type which are needed to achieve a particular CV when either the current or additionally-stratified method of analysis is used.

Computer simulation studies***Diffusion of yellowfin***

The dynamics of commercially-important stocks of fish are studied by examining changes in the catch rates. If the catch rate has declined consistently over several years, the abundance of fish has probably declined. Biomass production models such as those of Schaefer (IATTC Bulletin, Vol. 1, No. 2, and Vol. 2, No. 6) and Pella and Tomlinson (IATTC Bulletin, Vol. 13, No. 3) make use of information on catches and catch rates to deduce the productivity of the stock, the maximum stock size that the environment can sustain, and the stock size which will produce the maximum yield on a sustained basis.

The simplest model includes the assumption that all the fish in the stock are equally liable to capture. This model would be tenable if either the boats or the fish were randomly distributed, but such is not the case. Within small areas, however, the distribution of the boats can be considered random, and thus the single model can be replaced with many sub-models. Each could be identical, with both the form and the parameters constant. If that were the case, then different rates of exploitation would still cause the abundance and yield to vary.

In fact, each sub-model of the current implementation of the model falls into one of two classes. The classes are distinguished by the carrying capacities of the sub-models they contain. The smaller class represents areas of high production, where the carrying capacity might be greater. Instead of finding a single carrying capacity, as in traditional biomass models, two carrying capacities must be found, one for each class. In principle, the number of classes could be increased, but this would decrease the degrees of freedom of the model, rendering the estimated parameters less reliable.

Different hypotheses concerning movement of fish are to be evaluated with this model. Constant diffusion has been used in one run of the model. The results will be compared to those from a model in which diffusion is a function of the abundance of fish and the carrying capacity of the area in which they occur.

Effects of cessation of sets on dolphin-associated tunas on the fishery

A simulation model of the fishery for tunas in the eastern Pacific Ocean is being developed to explore the possible effects of cessation of sets on dolphin-associated fish on the fishery. For the initial conditions the model uses estimates of abundance of yellowfin by age, 2.5-degree quadrangle, and month (Figure 22), obtained from IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 2. A recently-published (Fish. Res., 11 (3-4): 375-395) movement model (Figure 23), developed by IATTC staff members, was used with estimates of natural mortality and catchability to change the age-specific abundances of yellowfin at each time step in the simulation. The catch rates of skipjack are set at the historical averages of their respective quadrangle-months. The mortalities of dolphins are obtained from the most recent mortality-per-set estimates. Finally, the distribution of fishing effort, both geographically and by set types (schoolfish, dolphin, or floating object) is entered as a function of the local catch rates and the distribution of effort in the previous time step.

Movement parameters have been fitted to the model, using *ad hoc* methods. Then various initial conditions and fishing effort allocation methods have been tried. Also, the effect of economic zones has been added to the model. The simulation has been run with different quotas for dolphin mortalities; however, more work is needed before it can be determined if the resulting catches are credible. One of the major shortcomings of the simulation model is that the catch rates are assumed to be proportional to abundance of fish, regardless of the environmental conditions; therefore, the abundance and catchability are confounded and the results are dubious.

Morphometric and meristic characteristics of yellowfin

Stock identification is a prerequisite to realistic application of population dynamics models to any species of fish. Morphometric and meristic characters provide information useful for description of

and differentiation among fish stocks. Multivariate statistical analysis of morphometric and meristic characters for investigating geographic and annual variation can provide data complementary to those obtained from life history, physiological, and biochemical studies.

During 1990 analyses were carried out on the morphometric and gill raker count data taken on samples of yellowfin tuna from five widely-scattered locations in the Pacific Ocean during January to May of 1988 and 1990. The objectives of this research are to evaluate the geographic and annual variation in morphometric characters and gill raker counts from these locations. The samples were collected at the Revillagigedo Islands, Mexico; Manta, Ecuador; New South Wales, Australia; Ishigaki, Okinawa, Japan; and Oahu, Hawaii, USA. The number of individuals per sample ranged from 66 to 105 per location, and included fish from at least four schools from each area. Thirteen linear measurements (shown in the IATTC Annual Report for 1988: Figure 23) were made with calipers on each fresh specimen within 24 hours of capture, and recorded to the nearest millimeter. The number of gill rakers on the first left gill arch was also recorded for each fish.

The means and standard deviations for the total gill raker counts for each area and year are presented in Table 10. A two-factor analysis of variance (ANOVA) of the gill raker counts, with area and year treated as the grouping factors, indicated a significant difference ($P < 0.01$) in the means for the total gill raker counts with respect to area. There was no significant difference with respect to years, but the interaction between areas and years was significant. The means and 95-percent confidence intervals for the means, based on the pooled standard deviations for these gill raker counts, are shown in Figure 24 for each area and year. These data give an indication as to how the population means differ. For the total gill raker counts, the overall conclusions from the Newman-Keuls multiple range tests for unequal sample sizes indicate, for 1988 and 1990, no significant differences between the mean counts for Australia and Japan and those for Mexico and Hawaii, but these pairs are significantly different from each other and from those of Ecuador. Although there were significant differences between the total gill raker counts of Mexico and Ecuador for the 1988 and the 1990 data independently, there was no significant difference between the 1990 counts for Mexico and the 1988 counts for Ecuador. This is apparently the basis of the significant interaction between year and area, in the two-factor ANOVA.

The measurements of the morphometric characters were statistically adjusted, using allometric formulae incorporating the common within-group slopes, to remove size effects. Size was considered to be significantly partitioned from the adjusted morphometric characters for the samples from the five areas, since none of the regressions for the canonical variables against total lengths was significant ($P > 0.05$).

Canonical-variate analysis was used to examine the size-adjusted morphometric data for yellowfin from the five locations. Canonical variates are the scores from the individual discriminant functions, that is, they are linear combinations of the original variables. The graphical display of the group centroid canonical scores is useful for demonstrating the differences among groups. The plot of the first three canonical variates from the analysis of the 1988 and 1990 combined adjusted morphometric data (Figure 25) show complete separation of the centroid values for each group. Clustering, with minimum distance as the linkage criteria, computed on the Mahalanobis distances between group centroids superimposed on the three-dimensional plots, show the phenetic relationships among groups. The first three canonical variates account for 65, 23, and 7 percent, respectively, of the total variation. The samples from the eastern Pacific (Mexico and Ecuador) and the samples from Hawaii and Japan first form clusters and then merge together. The Australian sample then merges with all the rest of the samples. The position of the Australia sample in the clustering possibly reflects its isolation from the other groups.

Discriminant analysis applied to the 1988 plus 1990 data indicates a significant difference among the five groups ($F = 51.01$, $df = 44, 3322.7$, $P < 0.01$), based upon the approximate F statistic computed from Mahalanobis D^2 . The correct classification rates estimated from Lachenbruch's holdout proce-

dure for the discriminant function ranged from 56.8 to 83.6 percent, with an overall rate of 66.3 percent (Table 11), which is 57.8 percent (Cohen's kappa (κ) statistic) better than would have occurred by chance (95-percent confidence intervals: 53.8 percent $\leq \kappa \leq$ 61.8 percent).

The correct classification rates for the five groups, obtained from discriminant function analyses based on adjusted morphometric characters, were 77.6 percent for the samples from 1988 and 74.4 percent for those from 1990. These were 72.0 and 68.0 percent (Cohen's kappa statistic), respectively, better than would have occurred by chance. The pattern of geographic variability, however, is unstable for these two years, so separate discriminant functions are required for each year. Although there is annual variability in the morphometric characters, the stocks examined are morphometrically distinguishable, and their phenetic relationships reflect their geographic origin.

Sex ratios of yellowfin

Data on the sex ratios of yellowfin in the eastern Pacific Ocean were collected for the surface fishery in 1953-1962 and 1970-1973 and for the longline fishery in 1958-1962. Chi-square tests have traditionally been used to test whether the sex ratios deviate from 1:1 for a given length interval. On one hand, pooling heterogeneous samples invalidates chi-square tests, while, on the other hand, pooling of homogeneous data may result in a more powerful analyses. It is necessary, therefore, to determine whether gears (surface and longline), areas, years, and seasons are homogeneous with respect to the sex ratios in order to know which categories should be pooled and which should be kept separate before chi-square testing is performed.

This is a multivariate problem in which many of the factors are confounded. For example, the percentage of males for fish caught by the longline fishery is greater than that for fish caught by the surface fishery. Is this only because longlines catch larger yellowfin, which are predominantly males, or is there a gear effect in addition to the size effect? Similarly, gears, areas, years, and sizes are all confounded. Therefore, a stepwise procedure was used to build a generalized linear model (GLM) which tests the significance of each factor on the arcsin[square root(sex ratio)] above and beyond the other significant factors.

To determine which areas have the greatest effects on the sex ratios, a model was constructed with all the factors except area, and then the mean residuals for the 5-degree quadrangles were calculated and plotted on a map. The quadrangles were then visually inspected, and the adjacent ones which were most similar were combined. The resulting areas are shown in Figure 26.

The results from the GLM indicate that gears, areas, and years should not be pooled, and that quarters should be pooled within years. However, an average sex ratio for the fish which are caught can be estimated by the weighted average, where the weighting factor is the estimated catch in the length interval:

$$S_{ijk} = \frac{\sum_{ij} C_{ijk} S_{ijk}}{\sum_{ij} C_{ijk}}$$

where C_{ijk} is the catch of fish of length interval i in area j during year k and S is the sex ratio. A problem arises, however, because there are many area-year combinations without sex-ratio data, which produces bias toward the sex ratios in area-year combinations for which data were collected. Furthermore, an average sex ratio would have little relevance to current sex ratios because the data were collected about 20 to 30 years ago, and the sex ratios vary annually. The predicted sex ratios for 1961, Area 3, shown in Figure 27, are representative of 1961, Area 3; on the other hand, it is not clear whether the estimated average sex ratios, shown in Figure 28, are representative of any particular area-year combination, especially for those areas and years not included in the averaging.

Reproductive biology of yellowfin

Knowledge of the reproductive biology of yellowfin tuna is important for understanding of the population dynamics of this species. Various aspects of the reproductive biology of yellowfin, including locations and times of spawning, size and age at maturity, and spawning frequency, are still not well known. There is also a need to determine whether there is diversity with respect to reproductive characteristics of fish in different parts of the eastern Pacific Ocean (EPO). Research on yellowfin reproductive biology should contribute to an understanding of the link between spawning and recruitment and make it possible to evaluate the effect of fishing on the reproductive potential of the population.

From September 1987 through October 1989 a large-scale sampling program was conducted to obtain information on size-specific reproductive characteristics of yellowfin throughout the EPO. The objectives are to: (1) classify by reproductive status the yellowfin of both sexes, by size, season, and area, in order to define, by size, the duration, peak intensity, and locations of spawning; (2) determine the lengths and ages of yellowfin at sexual maturity, and establish predictive regression equations for proportions mature within areas; (3) determine the spawning frequencies of yellowfin of both sexes; (4) determine the batch fecundity of yellowfin at various lengths within areas and estimate the annual fecundity within areas; (5) establish the relationships between the timing of yellowfin spawning and climatic and oceanic phenomena, by area.

Three types of samples have been taken for the studies of the reproductive biology of yellowfin. The at-sea samples were collected in nearly all areas of the EPO in which tuna vessels carrying observers have caught yellowfin. The primary cannery samples, taken at Ensenada, Baja California, and Terminal Island, California, include only fish caught north of 17°N. The supplementary cannery samples, collected at Ensenada and at Mayaguez and Ponce, Puerto Rico, include fish caught in two area-time strata in which spawning peaks of yellowfin are believed to occur. In addition to obtaining the gonads and measuring the fish of the supplementary cannery samples, otoliths were taken from these fish for age determination.

Processing of yellowfin gonads (ovaries and testes) continued during 1990. All of the 15,336 tissue samples collected at sea and preserved in 10-percent neutral buffered formalin have been processed for histological slides. Each of these slides will be examined microscopically to identify the stages of oogenesis in females or spermatogenesis in males. This will provide an accurate assessment of the reproductive status of each fish. In addition, all ovaries from the fish sampled at sea were saved, and these are being processed to obtain the gonosomatic indices (ratios of gonad weight to estimated fish weight) and oocyte diameter measurements and to identify the residual hyaline oocytes. Ovaries are being selected during this processing for fecundity determinations.

The processing of approximately 5,600 gonad samples collected at canneries from fish captured north of 17°N was also completed during 1990. The reproductive status of these fish will be assessed from gonosomatic indices for both the males and females, and oocyte diameter measurements and identification of residual hyaline oocytes for the females.

A preliminary assessment of the length at sexual maturity for female yellowfin tuna in the EPO was conducted during 1990, based primarily on samples from the supplementary cannery sampling. A detailed analysis of the ovaries of each of the fish was conducted, including information on the weight of the ovaries, the mean diameter of the oocytes in the most advanced mode, and the presence of residual hyaline oocytes, determined from gross microscopic examination. The percentages of the females classified as sexually mature in the 10-cm length intervals for the combined data from area-time strata, and conversions to age and weight, are given in Table 12. The smallest female found with mature ovaries was 84 cm long (tip of snout to fork of tail). For these data the estimate of the length at 50-percent maturity is 949.5 mm, and its variance is 4.6 mm. This estimate is based on a minimum-variance, unbiased, non-parametric estimator given in IATTC Bulletin, Vol. 5, No. 6.

The smallest mature female found thus far, among those in the at-sea samples whose ovaries were examined histologically, was 671 mm long. This is the only mature female in the 60- to 70-cm range found thus far. Furthermore, there appear to be very few fish in the 70- to 80-cm range that are mature.

The smallest mature female found thus far, from those caught north of 17°N and sampled at canneries in Ensenada and Terminal Island, was 80 cm long.

After the analyses of all the material and data are complete, information comparable to that shown in Table 12 will be available for both males and females for all area-time strata of the EPO.

Bioenergetics of yellowfin

A bioenergetics model for yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) was described in the IATTC Annual Report for 1989. The purpose of the study is to examine the intra- and inter-annual predator-prey dynamics involving yellowfin in the EPO. Understanding the effects of predators on prey populations is important because predation by piscivorous fishes can exert a dominant regulatory effect on the biomass of lower trophic levels, depending on the structure of the food web and the productivity of the system. Yellowfin are abundant, ubiquitous, apex predators, and as such may exert a regulatory influence on the trophic structure in the EPO.

The yellowfin bioenergetics model was used to (1) estimate the energy cost of spawning for male yellowfin, (2) simulate the energetics and consumption dynamics of the average male and female post-recruits (fish greater than 30 cm in length) in the EPO under the hypothesis of 2-month peak spawning periods (IATTC Bulletin, Vol. 5, No. 6), and (3) simulate the predation dynamics of the EPO yellowfin stock, based on diet data collected for another study from fish caught by purse-seine vessels during 1970-1972. The diet data for that period provide a natural experiment because an El Niño southern oscillation (ENSO) warming event occurred during 1972-1973 (IATTC Bulletin, Vol. 16, No. 5).

A generalized bioenergetics model for fishes which uses observed growth rates to reconstruct consumption rates was adapted to yellowfin and modified to simulate serial spawning over a protracted season. The model utilizes estimates of physiological parameters obtained from previous studies. Fish can grow only when the energy consumption exceeds the sum of maintenance costs and waste losses. Growth thus represents surplus energy, and is the most sensitive variable in the energy budget to changes in abiotic conditions and availability of food. The energy balance,

$$C = R + SDA + F + U + \Delta B ,$$

assumes that energy intake via the animal's food (C , consumption) must be used (R , metabolism; SDA , specific dynamic action), lost (F , egestion; U , excretion), or accumulated (ΔB , growth). The model uses observed growth rates over the period of interest to reconstruct consumption. Gonadal growth is included in ΔB . Gametes lost during spawning are included in the weight gained previously through additional consumption.

Male yellowfin are larger than female yellowfin in the EPO at ages greater than about 2.1 years. The bioenergetics model was used to evaluate the hypothesis that sexually-dimorphic growth is a result of greater spawning costs in females than in males and to estimate the difference between the costs of spawning for females and males. Studies of other species of fish have shown a trade-off between reproductive effort (energy invested in reproduction) and growth and maintenance of the somatic tissues of the adults. The size and energy content of the gonads and the food rations are greater for mature females than males in most, but not all, species of fish studied. Assuming that the average individual yellowfin, upon reaching sexual maturity, spawns over a 2-month period each year, the female-male differentials were subtracted from independent spawning cost estimates for females to provide estimates of the average daily spawning costs for males. The average daily spawning costs for females were estimated for four spawning seasons, using data for the relative batch fecundity (IATTC Bulletin, Vol. 7, No. 4), the mean wet weight of the ova (assumed equal to that for Pacific mackerel, *Scomber japonicus*, ova), and the spawning frequency (1.27 days, IATTC Annual Report for

1987).

The bioenergetics model was configured to simulate the condition that the accrual of energy for reproduction takes place by increased food consumption during spawning periods, rather than by gradual increases in gonad weight or body reserves under a regime of constant consumption rates. To examine the bioenergetics of the average individual yellowfin as it develops, model simulations of a cohort of 1 million unexploited males and 1 million unexploited females were made, starting at the age at which the fish begin to be recruited to the surface fishery and lasting through 5 years. The daily consumption rates predicted by the model increased from the range of 3.4 to 4.6 percent of the body weight during non-spawning periods to 5.4 to 6.4 percent for females and 3.7 to 6.3 percent for males during the hypothesized spawning seasons (Figure 29). Estimates of the daily rations in nature, obtained from data on stomach contents and gastric evacuation rates and data on cesium concentrations (arrows and brackets in Figure 29), supported these increases for the age-1 fish (fish which have reached their first birthday, but not their second birthday) and age-3+ fish (fish which have reached their third birthday), but not for age-0 and age-2 fish (Figure 29). A multivariate analysis of yellowfin diet data did not show increased rations or shifts in diet composition during the apparent peak spawning seasons, the first and third quarters of the year, although inconsistent seasonal differences were apparent. It thus appears that increases in the energy density of the soma and/or in the "condition factor" (weight-length) when spawning activity is reduced are important in the accumulation of energy for spawning.

The peak predation pressure by a cohort of yellowfin takes place at about 2.9 years for males and 2.6 years for females, and at about 2.6 years overall. The last value was estimated from a growth relationship for both sexes combined.

To evaluate the dynamics of yellowfin predation related to environmental factors which are expected to affect food availability, diet data from fish caught by the purse-seine fishery were used in the bioenergetics model. The study revealed information of potential value on food selectivity and resource limitation for yellowfin in the EPO. The diet data were stratified by quarter and yellowfin length and combined with the bioenergetics model. Separate simulations were carried out for males and females of the X and Y cohorts for 1970, 1971, and 1972. (The X and Y cohorts are defined in the section entitled **STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991**.) The model predictions of daily predation rates on 13 prey categories by the EPO stock in 1970 are shown in Figure 30. An index of diet breadth (diversity of the diet) (Figure 31), calculated using the model predation estimates by quarter, was found to be correlated significantly with the depth of the mixed layer, as indicated by quarterly average depths of the 15° and 20°C (59° and 68°F) isotherms at the stomach sampling locations ($0.05 > P > 0.02$). An interpretation based on optimal foraging theory suggests that the preferred prey, *i.e.* the most profitable prey in terms of net energy gain, became limiting in availability when the volume of the epipelagic habitat increased. Frigate and/or bullet tunas (*Auxis* spp.), the dominant prey when the diet breadth was low, appeared to be preferred. Smaller prey were added to the diet during the quarters in which the diet breadth was greater, and prey that appear to be the least profitable, portunid crustaceans, small mesopelagic gonostomatid fish, and balistids, were added when the diet breadth was greatest. Thus, yellowfin appear to forage optimally and select prey by particle size. This notion is contrary to the popular belief (*e.g.* FAO Fish. Rep., 6 (2): 548) that yellowfin feed opportunistically. Increased pursuit costs for feeding on large active prey, *e.g.* *Auxis* spp., rather than small inactive prey, *e.g.* portunids, are apparently less important in determining net energy gain than the greater energy return from the larger prey.

The 1972-1973 ENSO warming event clouded the picture that emerged from the diet breadth analysis. The index of diet breadth was lower than expected during the fourth quarter of 1972 (Figure 31), when ENSO warming was most pronounced and widespread in the major fishing areas. The total number of prey categories in the diet in that quarter declined to the lowest level of all quarters of the three years (Figure 31). This observation was contrary to what would be predicted by optimal foraging

theory if the food supply was diminished during ENSO warming, as hypothesized. Reduced food supply, however, was indicated by a high percentage of empty stomachs in the samples taken during the fourth quarter of 1972 (Figure 31).

Association of tunas with floating objects

A program initiated in 1987 to study the association of tunas with floating objects was continued during 1990. Detailed information on the characteristics of floating objects with and without associated tunas (material, shape, size, epibionts, etc.) is being collected to gain a better understanding of the association of tunas with floating objects. A summary of the preliminary results is given in the IATTC Annual Report for 1989. The data base now comprises more than 2,500 individual observations on floating objects. Research during 1990 was focused on: (1) determining the feasibility of applying the information on floating objects in the data base in the design and development of fish-aggregating devices (FADs); (2) determining the nature of the community associated with floating objects, especially sea turtles, (3) simulating the drift trajectories of floating objects.

Fish-aggregating devices (FADs) project

As part of an effort to develop alternative methods of catching large yellowfin tuna, and thus reducing fishing effort on dolphin-associated tunas, the IATTC staff began a study during the latter part of 1990 on the feasibility of using drifting FADs in the eastern Pacific Ocean (EPO). Some work on anchored FADs had been done by the IATTC staff during 1980 (IATTC Internal Report 14), with limited success. The principal objective of the current research is to develop a FAD that will attract larger tunas. This project is being coordinated with similar work being carried out by the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS).

Length data collected by the IATTC staff indicate that yellowfin of the sizes that occur with dolphins are occasionally caught in association with floating objects in the EPO (IATTC Annual Report for 1989: Figure 25). Much of the flotsam in the EPO does not extend more than 2 m below the surface. As larger tunas are known to occur, in most cases, at greater depths than smaller ones, it is possible that a drifting FAD with a deep subsurface component would be more likely to attract large tunas. Research has shown that a floating object is more likely to attract tunas if it has been in the water for a relatively long period, due probably to more algal growth, greater concentrations of associated fauna, etc. Thus it is likely that the duration of deployment will also be an important factor in attracting fish to a FAD.

In a joint IATTC-NMFS project, 50 Sea Kites, manufactured by McIntosh Marine, Inc., of Fort Lauderdale, Florida, were obtained and made available to vessels of the international fleet for testing. Sea Kites have recently proven successful at attracting fish in coastal shallow-water moored arrays. The Sea Kites are lightweight, portable units, made of fiberglass rods and nylon, which can be quickly attached to a main line for deployment at various depths beneath a surface buoy.

Four vessels were loaned Sea Kites during 1990, for one fishing trip each, but only two of the vessels deployed the kites. Both vessels used standard VHF radio buoys or "beepers" with the kites.

One vessel deployed two FADs, one with three kites at 4, 18, and 37 m (2, 10, and 19 fathoms) below the surface and the other with two kites at 2 and 37 m (1 and 19 fathoms) below the surface. Each FAD was deployed for less than two days, and neither attracted any fish or other fauna. The other vessel deployed five FADs. Two of these could not be found after their deployment, and one was deployed for only a few hours, with negative results. A fourth FAD, with five kites attached at depths of 9 to 92 m (5 to 50 fathoms) was deployed for 14 days. Upon recovery some dolphinfish and sharks were observed associated with it, and barnacles were attached to the two shallowest kites. The fifth FAD, with five kites at depths of 9 to 185 m (5 and 101 fathoms) beneath the surface, was deployed for 19 days. Upon recovery, however, it was discovered that the main line had broken just below the first

kite. A moderate concentration of dolphinfish, sharks, forage fish, and several species of birds was associated with the FAD. Also, barnacles and crabs were attached to the surface buoy and the remaining kite. No tunas were seen in the vicinity of either of these FADs when they were recovered.

The results of an earlier study of the drift patterns of floating objects (IATTC Annual Report for 1989) indicate that FADs should drift for months in order to attract the types of fauna and flora that other flotsam attracts after long periods in the sea. Research into FADs will therefore continue, but with longer deployment periods than those described above. To test their feasibility as an alternative method of catching large tunas, the FADs will have to drift in areas where large tunas occur, such as those in which they are caught in association with dolphins, or in areas toward which they might be migrating. Thus information on the occurrence of large yellowfin and on ocean currents will be important in selecting the areas where the use of FADs would be most advantageous.

Sea turtle research

The biology of sea turtles at sea is practically unknown, but they are fairly common in the EPO, occurring in over 15 percent of the "log" sets (sets made on fish associated with floating objects), and occasionally in sets made on fish associated with dolphins and in "schoolfish" sets (sets made on fish not associated with either floating objects or dolphins). The observer program therefore offers an excellent opportunity to gather information on the biology of these animals in the oceanic environment, so in 1989 the IATTC staff began to collect and collate data on the species, numbers, and sizes of sea turtles observed.

Sea turtles were observed most frequently between 11 a.m. and 1 p.m., which may indicate a basking behavior around noon. Aggregations of sea turtles, sometimes numbering more than a hundred animals, were observed as far offshore as 120°W. Turtles were also observed mating in the open ocean, hundreds of kilometers from the coast. Turtles start to aggregate near the nesting beaches of Central America around November, about 2 months before the beginning of the nesting season, although the date varies with the location.

The species composition of flotsam-associated sea turtles and the nature of the floating objects during the 1987-1989 period were analyzed. The species of sea turtle most often observed was the olive ridley, *Lepidochelys olivacea*, which was present in 74 percent of the observations in which sea turtles were seen. Green and/or black turtles, *Chelonia mydas* and/or *C. agassizi*, and loggerhead turtles, *Caretta caretta*, which were present in 5 percent of observations, are important in some areas. Hawksbill, *Eretmochelys imbricata*, and leatherback, *Dermochelys coriacea*, turtles were present in less than 1 percent of the observations. About 14 percent of the sea turtles observed were not identified.

The data were divided into two sets, one with sea turtles present (STP, $n = 381$), and the other with sea turtles absent (STA, $n = 2,379$). Relatively fewer sea turtle observations (29.5 percent for STP versus 46.5 percent for STA, $\alpha = 0.01$) were made in waters with sea-surface temperatures greater than 28°C (83°F). No other significant relationships between the association of sea turtles with floating objects and environmental conditions were found. The percentage of man-made objects was greater for the STP data set (46.7 percent) than for the STA data set (39.3 percent) ($\alpha = 0.01$). The percentages of fishing gear, FADs, and aggregated objects were also significantly greater for the STP set (2.9, 4.7, and 14.9 percent, respectively) than for the STA set (1.3, 2.7, and 9.5 percent, respectively) ($\alpha = 0.05$), although they accounted for less than 5 percent of the total number of observations. Yellow objects seem to have attracted sea turtles (55.8 percent for the STP set, but only 15.9 percent for the STA set, $\alpha = 0.05$), as did objects which were nearly submerged and/or vertical ($\alpha = 0.05$). Some of the factors which apparently did not play an important role in the attraction of sea turtles include the size of the object, the amount of epibiotia, and the depth to which the object extended beneath the surface.

The percentages of the various types of organisms found associated with floating objects in the two data sets are listed in Table 13. The percentages of tunas were about the same in both sets, but the percentages of marlins and other billfishes tended to be greater in the STP set. The percentages of

triggerfish — an important component of the fauna associated with floating objects — and boobies were less, but the percentage of frigate birds was much greater. Some of these associations may have arisen from the similar habitat requirements of species with similar geographic distributions, while others were probably the products of trophic interactions.

These results show that floating objects may play an important role in the pelagic ecology of sea turtles. Research to establish the relationships and interactions of sea turtles of various sizes with floating objects and with other fauna in the EPO will continue. Further analyses of the data, especially those pertaining to seasonal variation in flotsam production and turtle abundance, may contribute to a better understanding of the patterns of distribution.

Studies of the drift of floating objects

Studies of the drift of floating objects, begun in 1989, continued in 1990, with emphasis on the transport of sea turtle post-hatchlings. As many of the nesting beaches are located close to the main rivers of the western coast of the continent, the source of a large portion of the floating objects, the study of the transport of juvenile sea turtles is readily applicable to the principal objective, the determination of the drift of floating objects in the EPO. The basic assumption is that, for at least some time after the initial swimming frenzy period, newly-hatched sea turtles behave essentially as drifting objects, and thus are transported by surface currents. The seasonal and annual variations of the drift of floating objects were investigated during 1990. The main objectives were to identify the areas where concentrations of post-hatchlings and juveniles occur, and to test the hypothesis that the selection of nesting beaches is based on maximizing the survival of the offspring.

A wind-driven physical model of the equatorial Pacific was used to generate monthly vectors of circulation for the 1980-1986 period. Geographically, the model is limited to the area between 20°N and 20°S. Then the transport of floating objects (*i.e.* young turtles) away from the beaches was modelled in a Lagrangean manner, using weighted averages of these circulation vectors. To add a stochastic element to the trajectories, a dispersion parameter periodically generates some random variability into the location of the drifting body. This parameter has been kept at a low level, due to the lack of information on the degree of dispersion of the hatchlings in the ocean. Although only the data for the 1980-1986 period were examined initially, this gave measures of the inter-annual variability and the impact of the very strong El Niño of 1982-1983.

The overall results confirm previous preliminary findings that floating objects entering the Pacific Ocean off Colombia and Panama drift on large gyres in the Panama Bight for a considerable time, and eventually end up in productive areas along 10°N, off the coast of Central America. A schematic view of the main circulation patterns, as suggested by the simulation model, is shown in Figure 32.

The drift patterns of flotsam entering the ocean at any given beach are usually quite similar in different years. In typical years, drifting objects from continental sources are retained in the rich coastal environment and transported north- or southward along the coast, sometimes reversing direction in different periods; in other cases they are retained in eddies or in areas with little circulation. If the source of drifting objects is an island, the most common patterns show reversals of direction that eventually bring the drifting objects back to the starting point. A comparison of these trajectories with the areas of primary productivity in the region shows that the areas of retention and transport coincide closely with the most productive areas. However, dramatic changes occurred during the 1982-1983 El Niño. The drift patterns changed significantly, in such a way that many of the trajectories would have carried the hatchlings offshore (Figure 33).

Intra-annual variation is also large. In cases where the direction of currents differs with the season, hatching is limited to a period in which a current flows in a certain direction. With this approach, the possibility of spurious correlations cannot be eliminated. For example, turtles emerging early in the hatching season may be transported to different areas than those hatching during the peak

or late in the season.

These results are part of the general simulation of drift of floating objects in the EPO, and the emphasis on sea turtles should be considered as preliminary. However, the findings support the hypothesis that habitat selection for the early life of sea turtles may play an important role in the selection of breeding areas. The study will also permit the study of reproductive strategies and sex-related differences in survival rates for all sea turtle species. The results will also help in the management of sea turtles, indicating some requirements that must be satisfied if new nesting areas are to be developed.

Studies of the longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean

Dr. Hideki Nakano, an employee of the National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan, spent most of 1990 at the IATTC headquarters in La Jolla, where he worked with IATTC staff members on a study of the Japanese longline fishery of the eastern Pacific Ocean during the 1981-1987 period. The study includes analyses of trends in catch, effort, and abundance, distribution of the fishing grounds by area and quarter, maturity and size composition of the fish, the deep longline fishery, which is directed chiefly at bigeye tuna, and interaction between the surface and longline fisheries for yellowfin. (Similar studies for the 1956-1980 period have been carried out previously by Japanese and IATTC scientists and published in the IATTC's Bulletin series.) In addition, Dr. Nakano worked with an IATTC staff member on a study of the relationships of tunas and billfishes with their environment, using, among other things, data for the longline fishery. Data for the entire Pacific Ocean were included in this study, as necessary.

Early life history studies

For many years fisheries scientists have believed that the abundance of fish of any year class is determined principally during the early life history (egg, larval, and/or early-juvenile) stages. Although decades of research have provided considerable information on the populations of adult tunas, relatively little is known about the early life history stages and the factors which affect their recruitment to the stocks of exploitable-sized fish. In the eastern Pacific Ocean fishermen seldom catch juveniles of less than about 30 cm in length, and schools of early-juvenile tunas are virtually never seen at the ocean surface. These considerations motivated the IATTC to establish a research center at Achotines Bay in the Republic of Panama dedicated to the study of the early life histories of tunas.

The Achotines Laboratory is located at Achotines Bay on the southern coast of the Azuero Peninsula in the Los Santos province of Panama (Figure 34). The continental shelf is quite narrow at this location, with the 200-m (109-fathom) depth contour occurring only 6 to 10 km (3 to 5 nm) from shore. This provides the scientists working there with ready access to oceanic waters where some species of tunas spawn during every month of the year. The annual range of sea-surface temperature in these waters is approximately 21° to 29°C (70° to 84°F). Achotines Bay provides seawater suitable for holding live tunas in the laboratory. The proximity of the research station to the study area provides a low-cost alternative to a large research vessel, and improves sampling flexibility and spontaneity.

Ten hectares (24.7 acres) of land were purchased in 1983, and the research, housing, and support facilities were gradually developed over the subsequent years. In 1990 the installation of a new seawater system, consisting of a 50,000-L (13,200-gal) seawater reservoir and larger-capacity sand and cartridge filters, was completed.

The IATTC's early life history research program involves laboratory and field studies aimed at gaining insight into the recruitment process and the factors that affect it. Previous research on recruitment of fishes suggests that both abiotic factors, such as temperature, salinity, and local circulation, and biological factors, such as feeding and predation, can affect recruitment. As pre-recruit survival is probably controlled by a combination of these factors, a recruitment research program must address

the interaction between the biological system and the ocean and atmospheric environment. This section describes the studies conducted at the Achotines Laboratory and the La Jolla laboratory to elucidate information on mortality, growth, and the influence of the environment on the biology of larval and early-juvenile tunas.

Much of the early work at the Achotines Laboratory was concentrated on developing methods of capturing, transferring, and maintaining live scombrids in captivity. Late-larval and early-juvenile scombrids (8 to 35 mm standard length, SL) are captured for laboratory studies and other research projects by nightlighting from a skiff. The specimens are attracted to a bright underwater light at night, collected by dipnet, and transported to the laboratory. To date, yellowfin and/or bigeye tuna (*Thunnus* spp.), black skipjack tuna (*Euthynnus lineatus*), frigate and/or bullet tuna (*Auxis thazard* and/or *A. rochei*), sierra (*Scomberomorus sierra*), chub mackerel (*Scomber japonicus*), and striped bonito (*Sarda orientalis*) have been captured and held in the laboratory. (Early juvenile yellowfin and bigeye cannot be distinguished on the basis on morphological, meristic, osteological, or pigmentation characters; a recent paper (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 86 (4): 835-838) describes identification by electrophoretic means. Larval and early-juvenile *Auxis thazard* and *A. rochei* have been distinguished by minor differences in pigmentation, body depth, and gill raker counts, but the identifications are ambiguous.) Research at the laboratory has focused on black skipjack, *Auxis* spp., and sierra, the most abundant scombrids in nearshore waters.

Nutritional condition of larvae and/or early juveniles

The early life history of tropical scombrids is characterized by rapid growth and development. The larvae and early juveniles develop at high temperatures in oceanic waters where the potential for food limitation exists. A study of the nutritional condition of young tunas in nearshore waters off the Azuero Peninsula, initiated in 1988, was continued. An analysis of the nutritional condition of first-feeding larvae collected during 1988 was summarized in the IATTC Annual Report for 1989; the analyses completed during 1990 centered on the nutritional condition of older larvae and early juveniles.

Studies were performed on late-larval and early-juvenile black skipjack, *Auxis* spp., and sierra of 10 to 20 mm SL to evaluate their nutritional condition. These fish were collected by nightlighting from May through August 1988. This period corresponds to the first half of the rainy season, when upwelling is reduced in the Panama Bight. Some individuals of all three taxa were sacrificed immediately after capture for histological analyses of their *in situ* nutritional condition and organ development. The sea-surface temperatures at the time of the collections ranged from 26° to 28°C (79° to 82°F).

Other black skipjack specimens were transported live to the laboratory for use in nutritional calibration experiments, which were performed to develop criteria for judging the nutritional condition of field-caught fish. The nutritional responses of the black skipjack in the laboratory experiments were considered to be representative of the responses of all three scombrid taxa used in the analysis. The tissues were examined to determine the nutritional responses relative to: (1) high versus low zooplankton food levels; (2) delayed high-food levels; and (3) the nutritional "point of no return" (the point at which death of the fish due to starvation is inevitable). Individuals were sacrificed at various time intervals for histological analysis of nutritional condition. The laboratory trials were run in water of 26° to 27°C (79° to 81°F).

Tissues from field-caught and laboratory fish were fixed in Bouin's fixative, dehydrated, cleared, embedded in paraplast, sectioned, and stained with haematoxylin and eosin. Several types of tissue were examined for cellular condition under light microscopy. A grading system for each type of tissue was developed, based on the laboratory calibrations, to characterize the overall nutritional condition of each fish. The tissues in the late larvae that showed the most response to food availability included the epithelium of the anterior intestine, the stomach (including associated gastric glands), the pancreas, and the liver hepatocytes. These four tissues were graded to develop a composite score for each fish.

The cellular condition of each tissue was assigned a score from 1 to 5 (1 = severely degraded, 5 = excellent condition). The total composite nutritional score for each fish could thus vary from 4 to 20.

In the laboratory trials, late-larval black skipjack began to show cellular responses to food deprivation in 9 to 12 hours. The liver hepatocytes showed the earliest deterioration, exhibiting darkening of the cytoplasm and loss of intracellular vacuoles (presumably due to loss of glycogen and lipid stores). Overall, the nutritional scores were significantly reduced after 12 to 15 hours of malnourishment. Nutritional recoveries, however, were exhibited by some survivors after 24 or 48 hours of malnourishment. The nutritional point of no return for late larvae occurred after 72 to 96 hours at low food levels.

A partial analysis completed during 1990 showed that less than 4 percent of the total number of black skipjack caught by nightlighting were malnourished. Analysis of additional samples of *Auxis* spp. and sierra caught by nightlighting showed similar results. Overall, 60 fish of the three species were examined, with less than 2 percent showing even moderate nutritional stress. These results indicate three possibilities: (1) nutritional stress is uncommon in late larvae and transforming juveniles; (2) there may be selective predation pressure and rapid removal of nutritionally-stressed individuals; and/or (3) there may be a selective bias for more nutritionally-competent individuals in the process of attracting older larvae to underwater lights. The question of selective bias by nightlighting will be addressed with future sampling of postlarvae and juveniles, using other types of sampling gear (e.g. lift nets or small purse seines constructed for catching late larvae and juveniles).

Disregarding the potential biases, the nutritional estimates made for late larvae and transforming juveniles show a pattern that is opposite to that of first-feeding larvae. Estimates of nutritional condition of first-feeding larvae collected during the same time period in 1988 indicated a high incidence of malnourishment (IATTC Annual Report for 1989). Older larvae and juveniles, although moderately vulnerable to malnourishment in laboratory trials, may experience a much lower incidence of starvation under natural conditions.

Age and growth studies

Nightlighting activities conducted between June and August off the Azuero Peninsula resulted in the capture of large numbers of late-larval and early-juvenile *Thunnus* spp., *Auxis* spp., and black skipjack. Most of these fish were used in experiments at the Achotines Laboratory designed to investigate the periodicity of growth increment formation in their otoliths (see IATTC Annual Report for 1989).

Two experiments were conducted with late-larval and early-juvenile black skipjack to evaluate the effectiveness of two fluorochromes, tetracycline hydrochloride and calcine, as temporal markers in the otoliths and to test the hypothesis that otolith increments are deposited daily. Various fluorochrome concentrations and immersion times were used to examine: (1) the effect of the fluorochrome treatment on survival, (2) the quality of the fluorochrome mark in the otolith, and (3) the periodicity of increment formation. All fish were fed at moderately high food levels, 50 to 100 zooplankters/L, held for 7 days beyond each immersion period, and then sacrificed. At the end of each experiment the sagittae (the largest of the three pairs of otoliths) were extracted from the fish, and the number of increments deposited after marking by the fluorochromes was counted three times in each sagitta. The mean of the three counts was used to determine the rate of increment formation.

In one experiment, 44 black skipjack, measuring 8.7 to 14.8 mm SL, were distributed randomly into four tanks. The fish in two replicate tanks were immersed in a seawater solution of 50 mg/L calcine for 24 hours, and the fish in the other two tanks were used as controls (no calcine added). In general, the results from this experiment were variable, since the treatment techniques had not yet been refined. A longer acclimation period before treatment and adequate mixing and dilution of the fluorochrome would have increased the survival and the quality of the fluorescent marks. Although some marks were faint, all were detectable. The mean number of increments deposited beyond the

mark was 6.80, which is not significantly different from the expected value of 7 increments ($t = 1.45$, $0.20 < P < 0.50$). Although the sample size was small, these results support the hypothesis that increments are deposited daily in the sagittae of black skipjack in the indicated size range.

In the other experiment, 54 black skipjack, measuring 12.6 to 16.9 mm SL, were distributed randomly into six tanks. The fish in two sets of two replicate tanks were held in a seawater solution of 200 mg/L tetracycline hydrochloride for 6 and 12 hours, respectively. The fish in the other two tanks were used as controls. The survival rates were high for all three groups, and not significantly different.

The intensity of the tetracycline mark in each otolith was subjectively ranked as either good or excellent. The intensity of the marks exhibited a strong association with the length of time the fish were immersed in tetracycline ($\chi^2 = 15.0$, $P < 0.001$). Although both treatments resulted in good marks, the 12-hour immersion produced brighter marks.

The results of the tetracycline experiment support the hypothesis of daily increment deposition. The mean increment counts from the 6- and 12-hour treatments (Table 14) were not significantly different ($t = 0.39$, $P = 0.70$), so the data from the two treatments were pooled. The mean number of increments deposited was not significantly different from the expected value of seven increments ($t = 0.298$, $P > 0.50$).

In summary, neither the survival nor the rate of increment deposition was affected by the duration of immersion in a 200 mg/L tetracycline solution. The quality of the mark, however, was enhanced by increasing the time of exposure to 12 hours. The results from the calcein experiment were more variable. The results from both experiments, however, suggest that increments are formed at a rate of one per day in the otoliths of black skipjack within the size range of 8.7 to 16.9 mm SL.

Young *Auxis* spp. were used in another experiment designed to examine the same issues as the previous two experiments. The somatic growth and the incorporation time of tetracycline hydrochloride in the sagittae were also examined. During an 8.5-day experimental period, the fish in two replicate tanks were fed wild plankton (50 to 100 zooplankters/L), immersed on two different occasions in seawater solutions of 100 mg/L and 200 mg/L tetracycline hydrochloride (treatment tank only), and subsampled for growth and otolith examination. The survival rates were high for both the control and treatment groups. The somatic growth and otolith data for these fish will soon be analyzed.

In June and July large numbers of *Thunnus* spp. larvae were captured by nightlighting and held in the laboratory. The mortality was high after transport, with most of the fish dying within 1 day of capture. A total of 46 specimens, measuring 6.7 to 19.0 mm SL, were frozen for age and growth analysis and identification to species by electrophoretic means. Two unsuccessful attempts to verify the daily periodicity of increment formation in the sagittae of the surviving *Thunnus* spp. larvae were made, using a 100 mg/L tetracycline hydrochloride solution on one occasion and a 100 mg/L calcein solution on the other. Only one fish from both experiments survived the full 12-hour immersion period, but it died shortly thereafter.

Ichthyoplankton and oceanographic studies

The first phase of a program to study the ichthyoplankton and oceanography off the southern coast of the Azuero Peninsula was completed during 1990. The objectives of the first phase were: (1) to define the seasonality of spawning by scombrids in the region; (2) to describe the cross-and long-shelf abundance of scombrid larvae; and (3) to examine the relationships between the occurrence and abundance of scombrid larvae, local physical processes, and secondary production. This study was a prerequisite for developing more specific field studies of natural mortality, growth, feeding, and vertical position of scombrid larvae in relation to their prey, their predators, and the time of day. Sampling was conducted at least monthly at 14 stations along three transects extending seaward from Punta Mala, Achotines Bay, and Morro Puercos (Figure 34). A CTDO (conductivity-temperature-depth-oxygen) cast

to 100 m, a standardized oblique bongo-net tow to 50 m, and weather and sea-state observations were made at each station.

The oceanic and neritic characteristics of the Panama Bight are heavily influenced by the seasonal position of the intertropical convergence zone (ITCZ). Typically, during the dry season, December through April, the ITCZ is displaced to the south and the northeast trade winds blow across the Isthmus of Panama, producing coastal upwelling. The physical data (Figure 35) collected on board the IATTC's research vessel *Achotines III* demonstrate that wind-driven coastal upwelling occurred in the study area during the dry season. The wind blew from the north, averaging 4 to 5 m/s (9 to 11 mph) when conditions permitted sampling. The range of the monthly mean water temperatures at a depth of 10 m (5.5 fathoms) (about the middle of the mixed layer) decreased from 27.5° to 28.4°C (81.5° to 83.1°F) during the rainy season (May through November) to 22.9° to 27.3°C (73.2° to 81.1°F) during the dry season. The range of the monthly mean salinities at 10 m increased from 29.52 to 33.60 ‰ during the rainy season to 28.65 to 34.22 ‰ during the dry season. The monthly mean oxygen concentrations at 10 m remained relatively constant at 4.09 to 4.67 mL/L throughout the year. The mean depth of the mixed layer shoaled from a maximum of 50 m (27 fathoms) during the rainy season to a minimum of less than 5 m (2.7 fathoms) during the dry season. Typical vertical profiles of the temperature and salinity from the surface to 100 m (55 fathoms) during each month of sampling revealed a shoaling of the thermocline and a weakening of the halocline during the dry season (Figure 36). These data indicate that the surface waters were being blown offshore and replaced by cooler and more saline water from below. This was accompanied by greater wind-induced mixing near the surface.

The plankton in the study area was sampled, using a 71-cm (28-inch) diameter bongo net with 333- μ m mesh. Replicate tows were made at most of the sampling stations (Figure 34). The fish larvae were sorted from the samples at the Achotines Laboratory, and the scombrids were identified. At the time of writing 78 percent of the bongo-net samples had been sorted. The abundance of the scombrid larvae and the displacement volume of the plankton were calculated under 10 m² (108 feet²) of sea surface (Figure 37). The monthly mean displacement volumes of the plankton ranged from 103 to 693 mL under 10 m². The plankton volumes during the dry season were 2 to 3 times those during the rainy season. This increased secondary production during the dry season was most likely the result of nutrient enrichment caused by coastal upwelling.

Forty-eight percent of the bongo net samples sorted contained scombrid larvae, including *Auxis* spp., black skipjack, *Thunnus* spp., sierra, and striped bonito. The monthly mean abundances of all scombrid taxa pooled ranged from 1 to 742 larvae under 10 m² (Figure 37). The larvae were more abundant during the dry season than during the rainy season. Single samples contained as many as 4,800 scombrid larvae under 10 m² of sea surface (8.6 per m³ of water filtered). These densities, compared to other values for scombrid larvae found in published literature, are quite high. *Auxis* spp. were the most abundant scombrids in the samples, followed by black skipjack, sierra, striped bonito, and *Thunnus* spp., respectively. *Auxis* spp. larvae were caught in every month during which sampling was conducted, and were most abundant between December and March. At the Punta Mala transect, a mean of 1,621 *Auxis* spp. larvae under 10 m² occurred in March. The abundance of black skipjack peaked in January and February, and they were present during all months except May. Sierra were found in the samples taken from August to February (except October), and were most abundant during December and January. Striped bonito and *Thunnus* spp. were caught in low numbers, and during only a few months. *Thunnus* spp. are thought to spawn further offshore, and the larvae caught in the study area probably drifted there with the currents.

Auxis spp. and black skipjack spawn year-round off the Azuero Peninsula, but appear to increase their reproductive effort during the dry season, perhaps in response to the augmented production due to coastal upwelling. Most of the sierra and striped bonito larvae were also found during the dry season.

The spatial distribution of scombrid larvae is important for examining the relationships

between their abundance and physical factors in the environment. The numbers of scombrid larvae under 10 m² at stations located on the continental shelf and beyond the continental shelf were averaged by season. Greater numbers of *Auxis* spp. larvae occurred beyond the shelf than on the shelf during both seasons. Black skipjack larvae occurred in higher densities on the shelf during the dry season and off the shelf during the rainy season. The distribution of sierra was fairly uniform off and on the shelf. Too few striped bonito and *Thunnus* spp. larvae were caught to describe their cross-shelf distribution.

To characterize the long-shelf distribution of scombrid larvae, the catches were averaged by month and for the entire year. The Punta Mala transect (Figure 34) was the only one of the three in which all five genera of scombrids occurred. The greatest mean monthly abundances of *Auxis* spp. and black skipjack larvae occurred at the Punta Mala transect during 60 percent of the months sampled. The densities of scombrids cited above for the Punta Mala transect were an order of magnitude greater than those at the other transects. Sierra occurred mostly along the Achetines and Morro Puercos transects, and were present at the Punta Mala transect only in March. The available physical and biological data suggest that many of the *Auxis* spp. and black skipjack larvae may have originated inside the Gulf of Panama and drifted to the region of the southern Azuero Peninsula. This region has strong currents and environmental boundaries where larvae and prey organisms may aggregate.

Greater knowledge of the local circulation patterns and short-term variability of the habitat off the Azuero Peninsula is fundamental to a better understanding of the spatial distribution patterns of scombrid larvae at a fixed location. Four CTDO casts were taken during a 12-hour period on November 30, 1990, at the MSB station to measure the short-term variability of some physical parameters. The mixed layer depth varied by 5 m, the temperature by 0.5°C, the salinity by 0.3 ‰, and the dissolved oxygen by 0.2 mL/L over the time period. It should be noted that the parameters measured at a fixed point in space may not be characteristic of the environment at the location where a cohort of larvae originated or was successful previously because the currents likely transport the larvae with the water corpus. An in-depth analysis of the CTDO data and tracking studies of drifters are planned to investigate the variability of the circulation patterns.

After analyzing the bongo-net data, it was evident that more information is needed on the vertical distribution of scombrid larvae in relation to temperature, salinity, oxygen, and light intensity in the water column. Therefore, preparations were made during 1990 to examine the day-night patterns in the vertical distribution of the larvae in relation to the physical parameters. Two Tucker trawls, opening-closing sampling devices capable of sampling at discrete depths, were tested in local waters from the *Achetines III*. The larger of the two trawls, with a mouth area of 1.0 m², was too heavy to deploy safely under normal conditions. A smaller trawl, with a mouth area of about 0.2 m², was manageable and effective in capturing larvae. Paired comparisons of the efficacy of the 0.2 m² Tucker trawl relative to a 71-cm bongo net in catching plankton were made. No statistical differences were found in the volume of plankton caught under 10 m² by the two gear types ($P > 0.05$). Since the field trials indicated that the vessel and crew could manage a Tucker trawl somewhat larger than the smaller one, a trawl with a mouth area of about 0.6 m² and netting of 333 µm mesh dyed blue-green was fabricated. A 0.014 m² net with 73 µm mesh will be nested inside the trawl to collect microzooplankton simultaneously. The microzooplankton samples will be studied to determine what organisms are available to larval scombrids as forage. Plans were also made to add a recording device to the trawl to monitor the temperature and depth during the tows.

The larval scombrids from the vertically-stratified Tucker trawl samples will be preserved in two different ways for studies of age and growth, nutritional condition, and feeding ecology. Therefore, a device which allows simultaneous sampling of the catch for each purpose was developed. The codend of the net is replaced by a codend splitter and two codends, so as to divide the sample into two approximately-equal parts during the tow. Upon retrieval of the net, quick-release clamps allow rapid removal of one codend for fixation in Bouin's fixative for analysis of the nutritional condition and the other codend for fixation in ethanol for age determination and stomach-content analysis.

Organ and sensory development

Work was continued during 1990 to describe the development of organs and visual systems during the early life histories of several species of tropical scombrids. The histological analysis of the larvae and early juveniles included descriptions of the development of the retina, swimbladder, and visual center of the brain. These descriptions were developed from histological sections from several series of developmental stages of black skipjack (2.7 to 19.0 mm SL), *Auxis* spp. (2.6 to 14.5 mm SL), sierra (2.5 to 37.0 mm SL), and *Thunnus* spp. (8.0 to 15.0 mm SL). The histological analysis will ultimately include comparative descriptions of retinal morphology, visual acuity, dark-light adaptive abilities, and timing of swimbladder inflation in these early life stages. This information will provide insight into the feeding and behavioral capabilities of young scombrids.

Feeding behavior and physiological responses

Several laboratory experiments to examine the feeding behavior and salinity tolerance of young tunas were completed at the Achotines Laboratory during 1990. During August, the diel feeding patterns of young juvenile black skipjack were examined. Black skipjack (12 to 18 mm SL) were held in 4-ft (1.2-m) diameter circular tanks containing approximately 300 L (80 gal) of filtered seawater. The fish were fed size-sorted, wild zooplankton (mostly copepods) at densities of 40 to 60/L. For 24 hours, beginning at midnight, sub-samples of fish were removed at 2- to 3-hour intervals and fixed in formalin. The ambient light levels at the surface of the water ranged from less than 0.1 lux (total darkness) to 1400 lux (mid-afternoon). Analysis of the preserved samples to determine their gut contents and incidence of feeding under variable light conditions was begun in 1990.

In another experiment, the salinity tolerance of young juvenile *Auxis* spp. (30 to 50 mm SL) was examined. The fish were initially exposed to ambient salinity levels (31‰). Over the next 8 days, the salinity for one group was gradually reduced, while that for a control group was maintained at ambient levels. In general, the juveniles were tolerant of reduced salinities. The survival of the fish in reduced salinities did not decrease significantly below those of the control fish until the treatment salinity reached 10‰ or lower (after 5 days). Short-term (4-day) exposure to salinities as low as 14‰ did not significantly reduce the growth, but after 8 days of exposure to continuously-decreasing salinities, to 3‰, the growth was significantly reduced. These results indicate that the moderate salinity reductions (to a minimum of 27‰ to 28‰ encountered in waters off the Azuero Peninsula) are not physiologically limiting to the short-term growth or survival of young juvenile *Auxis* spp.

Development of endothermy

The tunas are unique among bony fishes in possessing countercurrent heat exchangers (*retia mirabilia*) in the circulatory system which conserve metabolic heat and enable the fish to maintain body temperatures higher than those of the surrounding water (endothermy). Dr. Kathryn Dickson, a member of the faculty of California State University at Fullerton (CSUF) and a specialist in fish physiology, spent approximately 4 weeks at the Achotines Laboratory collecting additional data and specimens for her current research to determine the minimum size at which endothermy develops. Using specimens captured and raised by the staff of the Achotines Laboratory, she collected muscle temperature data for 20 black skipjack measuring 63 to 244 mm in length, 3 *Auxis thazard* measuring 110 to 119 mm, and 1 *A. rochei* measuring 173 mm. It appears, from these data and those she collected during 1988, that black skipjack smaller than 121 mm cannot elevate their muscle temperatures (T_m) significantly, and that individuals greater than 207 mm can elevate their T_m at least 3°C above the ambient temperature (T_a). The elevated temperatures (T_x), where $T_x = T_m - T_a$, were 1.0, 0.9, and 1.7 for *A. thazard* measuring 110, 112, and 119 mm, respectively, and 2.1 for the *A. rochei* specimen. These data are similar to those for black skipjack, but more data on *Auxis* spp. must be collected before firm conclusions can be reached.

In addition, whole fish, either fixed in formalin or frozen, were transported to Dr. Dickson's laboratory at CSUF to analyze some factors which may influence the ability to elevate muscle temperature. Data on the amount of red muscle they contain, the characteristics of the heat exchangers, and the body dimensions were obtained from serial cross-sections of fish that were fixed and embedded in paraffin. The capacity for metabolic heat production will be studied, using indices of muscle enzyme activity.

As adults, both black skipjack and *Auxis* spp. have three counter-current heat exchangers, one central heat exchanger located within the haemal arch of the backbone and two lateral heat exchangers located just beneath the skin above the red muscle. The blood vessels branching from the dorsal aorta and post-cardinal veins to the central heat exchanger were distinct in the black skipjack greater than 108 mm in length and in all the *Auxis* spp. analyzed by Dr. Dickson, which measured 119 to 210 mm in length. The number and size of these vessels increased with fish size. The blood vessels which branch from the lateral cutaneous arteries and veins to form lateral retia were present only in black skipjack greater than 109 mm. Lateral retial vessels were present in all the *Auxis* spp. examined. Therefore, based on the analyses completed thus far, it appears that heat exchanger size and degree of differentiation may limit the development of endothermy in juvenile tunas.

The cross-sectional surface area of red muscle relative to that of all muscle at the midpoint along the body does not vary significantly with body size in black skipjack. The body dimensions of black skipjack between 55 and 91 mm change dramatically as the girth increases more rapidly than the length. This means that, within this size range, larger fish have a lesser surface area to volume ratio than smaller fish, which is less favorable for heat loss. The shape of the body of black skipjack larger than these do not appear to change significantly with length. This work will be continued during 1991.

Caloric analysis of zooplankton

During their larval and early juvenile development, scombrids feed on different types and sizes of zooplankton prey. It is often useful to characterize these potential prey in terms of not only the number of organisms present, but also their absolute caloric value. From June through August 1990, zooplankton samples were collected to determine the length-weight relationships and caloric values of the predominant zooplankters found in nearshore waters off the Azuero Peninsula. These zooplankters (mostly copepods) are routinely used as food for young scombrids in laboratory experiments, and are believed to comprise some portion of the natural diet of late-larval scombrids. The lengths and wet and dry weights of three cyclopoid and two calanoid copepod species were obtained for various size categories of fresh and preserved zooplankton. When the analyses are completed the zooplankton measured *in situ* or used in laboratory experiments can be quantified in terms of caloric value, as well as density.

Mullet brood stock

Since most young scombrids become partially or entirely piscivorous during their pre-juvenile development, a program was begun during 1990 to induce spawning in a captive brood stock of fish to produce larvae to feed to young tunas in the laboratory. The species being used for brood stock is the white mullet, *Mugil curema*, which is common in the inshore waters off the Azuero Peninsula. During early 1990, two of the four earthen saltwater ponds at the Achotines Laboratory were stocked with adult mullet collected in nearby waters, one as a grow-out pond for the females, and the other as a holding pond for the males. By the end of September, the male pond contained approximately 200 fish and the grow-out pond about 150 fish.

During August, laboratory trials were undertaken to accelerate the reproductive development of the male mullet. Male hormones were added to the commercial pellet feed normally fed to the fish in the male pond. At the end of three weeks of hormone additions, 28 percent of the fish were producing milt, as opposed to 1 percent before the hormone additions. These results indicate that this method may be a reliable way of producing ripe male mullet on a regular basis.

During July and August, 20 large females were held in tanks in the laboratory, and in late August these fish were given a series of injections of female hormones in a preliminary trial to induce oogenesis. Although none of the fish developed fully-ripened ova, several showed signs of maturing ova. These were examined for reproductive condition, using a cannula inserted into the oviduct, without having to sacrifice the fish. These large females were isolated in a holding pen in the grow-out pond, and were being monitored at monthly intervals to determine their reproductive condition. The reproductive biology of female mullet will take longer to analyze than that of males, and monthly monitoring of the gonadal development in brood stock females will be required.

Toxic dinoflagellates off the Azuero Peninsula

During November and December of 1989, late-larval black skipjack held in aquaria at the Achotines Laboratory for an age validation experiment experienced unusually high mortality rates. It was suspected that the mortality was associated with the feeding of wild zooplankton to the captive fish. Samples of the zooplankton were preserved and analyzed for possible biotoxin contamination by Dr. Daniel Baden, a toxicologist at the University of Miami. A series of bioassays and a liquid chromatography analysis indicated the presence of saxitoxin, a toxin associated with paralytic shellfish poisoning and fish mortality. Saxitoxin is produced by a red-tide dinoflagellate species which can accumulate in a number of zooplankton organisms. Apparently a toxic dinoflagellate bloom occurred during this time in the coastal waters near Achotines Bay. The dinoflagellate associated with this toxic bloom has been identified as *Pyrodinium bahamense* var. *compressa* by Dr. Carmelo Tomas (phytoplankton taxonomist, Florida Marine Research Institute), Dr. Freda Reid (phytoplankton taxonomist, Scripps Institution of Oceanography), and Dr. Sherwood Hall (toxicologist, U.S. Food and Drug Administration). Toxic blooms of this species can reoccur from the encysted stages in the ocean sediment when oceanographic and climatic conditions are favorable. There was no indication of a toxic bloom in 1990, however. Zooplankton and phytoplankton samples are being collected routinely in areas where sampling of late-larval scombrids takes place. To determine the seasonality of toxic dinoflagellate occurrence, the samples will be analyzed for saxitoxin and the dinoflagellates will be identified by Dr. Hall.

Electrophoretic studies

Dr. Julio Pérez, of the Instituto Oceanográfico, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, visited the Achotines Laboratory to obtain samples of scombrid eggs, larvae, and juveniles. These samples will be analyzed, using electrophoretic techniques, in an attempt to construct a biochemical key for the identification of scombrid eggs and larvae.

Snapper resource studies

The IATTIC staff is conducting a cooperative project with scientists from Panama's Dirección General de Recursos Marinos (DGRM) to study some commercially-important coastal fishes in the Los Santos province of Panama. The purpose of the project is to provide some fundamental information on the biology and potential catches of these species. Recent industrialization, principally through improved arrangements for processing and export of the catches, and the possible entry of larger vessels into the fishery make acquisition of estimates of the potential yields desirable. A sampling program was implemented in 1986 to survey and assess the resources of snappers, family Lutjanidae, and other coastal fishes. Catch, effort, length, and weight data are being collected daily by DGRM biologists. These basic data will provide information on species composition, size compositions, condition factors, catches per unit of effort using alternative gear configurations, and seasonal variability of the above. The fishery lands primarily *Lutjanus peru*. Other species caught in smaller quantities include *L. jordani*, *L. guttatus*, *L. argentiventris*, *L. novemfasciatus*, *L. aratus*, *L. viridis*, *L. inermis*, and *Hoplopagrus guntheri*. An in-depth analysis of the data is being conducted by a DGRM biologist.

In 1990, preparations were made to initiate a tagging program for the most common snappers caught in the fishery. Four 3.7-m (12-ft) diameter tanks, each containing 10,000 L (2,640 gal) of seawater, with a closed-circulation water system, were installed at the Achotines Laboratory to provide holding facilities for preliminary tagging experiments. The experiments will assess the feasibility of using a newly-developed visible implant tag in future full-scale tagging experiments in the field. In addition, the rates of growth and tag shedding will be measured. The capture of live fish will begin in 1991, followed by the initiation of the experiments when enough fish have become acclimated to captivity.

Sea turtles

In November 1989, 14 olive ridley sea turtles, *Lepidochelys olivacea*, hatchlings were brought to the Achotines Laboratory by officials of the Instituto de Recursos Naturales Renovables (INRENARE) of Panama and members of a local conservation group. The turtles were raised in a tank at the laboratory, and then released into the wild in April 1990. This trial rearing and release may lead to future collaborative work on these animals, with Panamanian scientists using the support facilities at the Achotines Laboratory.

Oceanography and tuna ecology

El Niño, a frequent visitor to the eastern tropical Pacific Ocean

During the 20th century there have been 20 moderate to strong El Niño events, plus 2 very strong events which took place during 1925-1926 and 1982-1983. The 1982-1983 El Niño was the strongest and most extensive so far this century. Very strong El Niño events usually have a duration of 18 to 24 months, and during that period the sea-surface temperatures (SSTs) in the eastern tropical Pacific (ETP) are more than 4°C (7.2°F) above normal. These exert immediate effects, usually adverse, on some forms of sea life and some fisheries, which may persist for more than 24 months over most of the ETP. The moderate to strong events usually have a duration of about 12 months, with the SSTs 2° to 4°C (3.6° to 7.2°F) above normal. These events affect the sea life and fisheries over most of the ETP for about 12 to 18 months. Weak El Niño events have durations of less than 12 months, and are confined primarily to the equatorial region. During these the SSTs are less than 3°C (5.4°F) above normal. Weak El Niño events usually have minimal effects on sea life and fisheries. In addition, there may be longer-term effects of El Niño events. For example, it is pointed out in the section of this report entitled **STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991** that El Niño events tend to be followed by increased recruitment of yellowfin in the eastern Pacific. The average time interval between strong and very strong El Niño events, during the 20th century, has been about 8 years, and that between moderate to strong events has been about 5 years. The greatest interval between El Niño events was 10 years, from 1943 to 1953. The shortest interval was 1 year, when an El Niño formed early in 1939, weakened during mid-year and, then redeveloped more strongly than before during the austral summer of 1940-1941. According to data for the period from the early 16th century to the present, very strong El Niño episodes have occurred at irregular intervals of 14 to 63 years.

In 1983 the United Nations Scientific Committee on Oceanic Research (SCOR), Working Group 55, issued the following definition: "El Niño is the appearance of anomalously warm water along the coast of Ecuador and Peru as far south as Lima (12°S) during which a normalized sea surface temperature (SST) anomaly exceeding one standard deviation occurs for at least four consecutive months at three or more of five coastal stations (Talara, Puerto Chicama, Chimbote, Isla Don Martin and Callao)." Today the El Niño phenomenon is more completely characterized as just one manifestation of abnormal changes in the patterns of the global oceanic and atmospheric circulations, during which the ETP experiences deeper-than-normal thermoclines and higher-than-normal SSTs and sea levels. In addi-

tion, there are significant modifications in the ocean currents which result from a marked weakening of the surface winds of the tropical Pacific. The deeper thermoclines and higher SSTs provide an expanded habitat for tunas in tropical and subtropical waters, but there is also a marked decrease in the nutrients in the upper mixed layer of those waters. Subsequently, this leads to depletion, and probably redistribution, of the forage. The sea level and depth of the thermocline in the ETP are inversely correlated with the strength of the easterly winds over the tropical Pacific. The Southern Oscillation Index (SOI), which is the difference between the standardized sea-surface pressure (SSP) anomalies at Darwin, Australia (12°S) and Tahiti (17°S), is an important measure of the strength of the wind circulation in the tropics. The SOI is constantly monitored, as it provides one of the first signals that an El Niño is about to occur.

Possible effects of El Niño events on the tuna fishery

For the past half century there has been a steady increase in fishing effort and catches of yellowfin and skipjack in the eastern Pacific Ocean (EPO). By 1960 purse seining had become the predominant method of tuna fishing in the EPO. Periodically, tunas seemed to become less abundant, particularly off northern South America, and the overall catch rates decreased significantly. Annual catch and effort data compiled by the IATTC staff have shown that in years when moderate to strong El Niño events, with a duration of 12 months or more, occurred the combined catches of yellowfin and skipjack were below the averages for that decade. For example, a strong El Niño developed at the end of 1940, and it remained strong during January 1941. It apparently disappeared by 1942, and then returned in 1943. The combined catch of yellowfin and skipjack during 1941 was 42 percent below the average for the 1940s, and that of 1943 was 50 percent below the 10-year average. These were only two El Niño events of the 1940s. A weak to moderate El Niño appeared in early 1953 and persisted throughout the year. In that year the combined catch of yellowfin and skipjack was about 17 percent below the average for the 1950s. A strong El Niño developed in 1957 over the entire tropics, and the warm water extended into the subtropics of both hemispheres. The effects of this El Niño persisted until mid-1959. A cursory review of the catch records for 1957 to 1960 indicates that the combined catches of yellowfin and skipjack for all of those years were close to the 10-year average for the 1950s. A more detailed review of data, however, shows that in 1957 and 1958 the catches by purse-seine vessels were 40 to 50 percent below the averages for purse seiners for the 1950s. In contrast, the baitboat catches were about 20 percent above the baitboat averages for the decade. The records also reveal that during 1957 and 1958 the most successful fishing took place in more northerly and more southerly latitudes than usual (IATTC Bulletins: Vol. 4, No. 6; Vol. 6, No. 3; Vol. 6, No. 5). Tuna fishing was generally poor in the traditional fishing areas of the coastal waters from Cabo San Lucas to northern Peru from 1957 to mid-1959. During the 1960s purse seiners were the predominant fishing gear in the EPO and, fortunately, there was only one El Niño event of significance, which developed in early 1965 and ended in January 1966. The combined catch of yellowfin and skipjack for 1965 was 15 percent below the average for the decade (Table 1). The rapid expansion of the purse-seine fishery during the 1960s may have been due, in part, to the lack of prolonged El Niño episodes during this period. The decade of the 1970s was a relatively warm-water period, compared to the 1960s. The first strong El Niño since that of 1957-1959 developed at the end of 1971 and disrupted tuna fishing throughout 1972. In 1972 the combined catch of yellowfin and skipjack was 25 percent below the annual average for the 1970s, and would probably have been even lower if the purse seiners had not begun, in 1968, to fish west of 120°W during the northern summer. During 1976 a weak El Niño developed, but its effect was apparently minimal, as the combined catch of yellowfin and skipjack was 28 percent greater than the average for the decade. During the remainder of the 1970s and during 1980 and 1981 the SSTs remained slightly above normal (less than $+1^{\circ}\text{C}$) over most of the ETP. In mid-1982 the SSTs and sea level began increasing rapidly, and by the end of the austral summer of 1982-1983 the SSTs were 4° to 8°C (7.2° to 14.4°F) above normal over a large part of the ETP. The 1982-1983 El Niño was the

strongest and most extensive of this century. As a result, the catch rates of yellowfin and skipjack decreased, and by mid-1983 a large portion of the tuna fleet had transferred its operations to the western Pacific. During the last half of 1982 and all of 1983 the combined catches of yellowfin and skipjack were 34 and 37 percent, respectively, below the annual average for the 1980s. The adverse effects of this El Niño continued into 1984, and resulted in the combined catches of yellowfin and skipjack for 1984 being 28 percent below the average for the decade. A second El Niño developed in 1987, but it was weak and had little effect on the tuna fishery north of 5°N. The combined catch of yellowfin and skipjack during 1987 was 17 percent greater than the average for the 1980s. This increase was due to several factors, which are discussed in the section of this report entitled **STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991**.

No El Niño in 1990, but gradual warming in the ETP

During 1988 and 1989 strong anti-El Niño conditions prevailed in the ETP. By the end of the first quarter of 1990 the SST anomaly patterns in the ETP indicated that the anti-El Niño had come to an end. The SSTs were near normal over most of the ETP, with the exception of the coastal waters of Peru and Ecuador, which remained slightly below normal. The annual variations in SST anomalies in 1990 for Talara, Chimbote, and Callao, Peru, and Baltra in the Galapagos Islands are shown in Figure 38. All of the stations had negative SST anomalies, which were becoming smaller as the anti-El Niño came to an end during the first quarter. Five hundred miles offshore from Peru a large pool of cold water developed temporarily as a result of heavy wind mixing between the southern SSP system west of Peru and frequent storm centers moving across northern Chile. In February 1990 the U.S. National Weather Service (NWS) issued an El Niño watch. This advisory was based on abnormal ocean warming and weaker-than-normal winds which had prevailed in the central and western equatorial Pacific for several months. The NWS considered this to be a good indicator at that time of possible development of an El Niño in the ETP sometime during 1990. Also, slightly negative SOIs from November 1989 to March 1990 (Figure 39) supported the potential for the pattern of positive SST anomalies in the central Pacific to extend eastward into the ETP as long as the tropical easterly winds remained weak.

During the second quarter the warming trend in the SSTs of the first quarter began to slow down. In the offshore region south of the equator and west of 110°W the SSTs showed a cooling trend because of an increase in the easterly winds causing more wind mixing than during previous months. Along the equator between 90°W and 110°W above-normal SSTs indicated that the upwelling had weakened, but along other parts of the equator the SSTs were near normal. The stations at Chimbote, Talara, and Baltra had SSTs near or slightly above normal, where they remained until the third quarter of 1990 (Figure 38). West of Baja California and south of mainland Mexico a large area with SSTs 1° to 2°C above normal developed early in the second quarter, primarily because of locally weak winds and stratification in the surface layer. This was believed by fishermen to be part of an El Niño. By the end of the second quarter, however, there was no large-scale warming anywhere in the ETP, and an El Niño had not developed.

During the third quarter the warming trend resumed in offshore areas of the ETP, especially south of the equator. Along the equator and off the coast of Ecuador and Peru there were no significant negative SST anomalies, as there had been during the first quarter of 1990. The SSTs at the coastal stations (Figure 38), except that at Chimbote, were slightly below normal. The SSTs at Chimbote showed a trend of increasing positive SST anomalies until the end of the quarter. The unusually warm water, which had adversely affected tuna fishing off southern Mexico during the second quarter, was returning to normal. This change was due to frequent tropical storms and considerable wind mixing of the ocean surface.

During the fourth quarter the SSTs were above normal in the offshore areas of the ETP, but there were no large areas with positive SST anomalies greater than 1°C. However, such anomalies developed in several small areas along the equator east of 150°W, an indication of weaker-than-normal

upwelling. In the equatorial area west of 170°W a large region with SSTs more than 1°C above normal was moving slowly eastward toward the ETP. The SST anomaly patterns for December 1990 are shown in Figure 40. (Charts for other months were published in the IATTC Quarterly Reports for 1990.) This chart reveals the gradual shift from the anti-El Niño conditions that prevailed during the fourth quarter of 1989 to a pre-El Niño warming trend, especially off Ecuador and Peru.

The IATTC staff monitors several oceanographic and meteorological parameters as part of its assessment of atmospheric and oceanic conditions on the tuna fishery. In addition to SSTs, variations in the mixed layer depth or depth to the top of the thermocline (MLD), the sea level, and the strength of the surface atmospheric circulation provide useful indicators of possible warming or cooling events in the ocean surface layer of the ETP. The SOI (defined earlier) is a measure of the strength of the SSP system and the east-west wind circulation, principally over the south Pacific. The annual variations in the MLD, sea-level anomalies, and SOIs for 1989 and 1990 are shown in Figure 39. The data for this figure were obtained from "Climate Diagnostics Bulletin," published by the U.S. National Weather Service. During the first quarter of 1989, as the anti-El Niño slowly came to an end, the MLD remained shallow, the sea level along the coasts of Ecuador and Peru was well below normal, and the SOI (+1.5 to +2.0) reflected a strong tropical circulation. During most of the remainder of 1989 the MLD, sea level, and SOI remained near the long-term mean (LTM). During 1990 the trends were the opposite. The MLD was deeper than normal from January through June, the sea level was above normal from January through March, and the SOI, reflecting a weak SSP system and easterly wind circulation, was below normal from January through March (Figure 39). These changes relative to 1989, along with the high SSTs in the central Pacific, seemed to signal the initial stage of an El Niño. By the second quarter of 1990, however, all signs of a developing El Niño had disappeared. At this time the MLD moved upward closer to the LTM, the sea level dropped to several centimeters below its LTM, and the SOI indicated that a stronger SSP system and wind circulation had become established. During the third quarter and fourth quarters of 1990 the MLD remained slightly below the LTM, except in September, the sea level remained a little below the LTM value, and the SOI remained slightly negative, except in July and October. This indicated a somewhat weaker-than-normal SSP system and tropical wind circulation. By the end of 1990 the sea levels along the coast were slightly below the LTM. To the west of 120°W, however, it rose slowly during the final quarter of 1990. Most coastal stations from Ecuador to central Peru, except that at Callao, were recording SSTs which were returning to normal by the end of the fourth quarter (Figure 38). The offshore areas showed an overall trend of increasing SSTs throughout the year, interrupted by short cooling periods in some areas. Considering all of the indices mentioned above, it appears likely that El Niño conditions may develop slowly during the first quarter of 1991.

TUNA-DOLPHIN INVESTIGATIONS

The Commission's responsibilities include investigation of the problems arising from the tuna-dolphin relationship in the eastern Pacific Ocean (EPO), as described on page 7.

Data collection

In 1990, observers from the IATTC Tuna-Dolphin Program accompanied 223 fishing trips by purse seiners in the EPO. Twenty-three carryovers (trips which started in late 1989 and were completed in early 1990) brought the total number of such trips for 1990 to 246, all of them aboard class-6 vessels (capacity > 400 short tons) flying the flags of Costa Rica, Ecuador, Honduras, Mexico, Panama, Spain, the United States, Vanuatu, and Venezuela.

U.S. vessels also carried observers from the dolphin program conducted by the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS). These observers accompanied another 45 trips made by U.S.-flag vessels, and the two programs thus covered a combined total of 291 trips. This is the greatest number of trips and the highest percent coverage for the 12 years of the IATTC program.

While at sea, the observers collect data on the incidental mortality of marine mammals during fishing operations, marine mammal abundance, fishing effort, and alternative fishing methods. In recent years the IATTC observers have been collecting other types of data in an attempt to increase the staff's understanding of the ecosystem of the EPO. In 1990 both the IATTC and NMFS observers began collecting data on the involvement of sea turtles in the tuna purse-seine fishery. Two new data forms, the *Sea Turtle Sighting Record* and the *Sea Turtle Life History Record* were created for this purpose, and it is expected that these data will lead to a greater knowledge of the distribution of sea turtles in the EPO.

The sampling coverage of Class-6 seiners of the international fleet is summarized in Table 15. In previous years the IATTC has placed observers on every third trip of each vessel, thus achieving 33-percent coverage; at this level of sampling the mortality of dolphins can be estimated with acceptable levels of error, assuming that the presence or absence of an observer during a trip does not affect the mortality rate. However, as a result of newly-introduced U.S. yellowfin tuna import regulations, several different sampling schemes were implemented during the year. The 100-percent coverage of the U.S. fleet, mandated by the NMFS, continued during 1990, but the actual coverage was only 89.5 percent because one seiner did not have a U.S. government permit to fish on dolphin-associated tunas, and thus did not carry an observer on any of its trips.

The overall sampling rate for the non-U.S. fleet increased to 40.1 percent. The coverage of the small fleets (Colombia, Costa Rica, Ecuador, Honduras, Panama, Peru, Spain, and Vanuatu) increased to about 50 percent, and by the end of the year several of these fleets had voluntarily increased their coverage rate to 100 percent. The larger fleets (Mexico and Venezuela) were sampled at about the 40-percent level during the year.

All but two of the fleets participated at above the 33-percent level in 1990. A Colombian vessel made its maiden voyage late in the year without an observer, and a Peruvian vessel made two trips without observers.

"Dolphin-safe" certificates

In April 1990, several major U.S. tuna processors announced that they would no longer buy tunas caught in the EPO by purse-seine vessels with capacities greater than 400 tons during trips during which dolphins had been chased or encircled. A vessel wishing to sell its catch from a fishing trip to one of these companies must have had an IATTC or NMFS observer on board during the trip who can certify that the above requirements had been met. The IATTC has agreed to provide certificates to this effect, signed by the observer and an IATTC representative. Between May 1990 and the end of the year, 24 of these certificates were issued to vessels flying the flags of Costa Rica, Ecuador, Panama, Spain, Vanuatu, and Venezuela. The NMFS issued similar certificates to U.S. vessels which had met the requirements.

Training

Nine courses for training observers in the collection of data aboard tuna vessels were held during 1990 (Table 16). The attendees were instructed in the identification of marine mammals, tunas, turtles, and seabirds, requirements and procedures for data collection, methods for estimating the sizes of herds of marine mammals, fishing gear and operations, and shipboard protocol and safety.

In response to a request from the government of Colombia, the IATTC staff conducted a similar course in Buenaventura, Colombia, for 25 observers, from May 21 to June 5, 1991. These observers were trained to accompany trips to be made by Colombian vessels and vessels of other countries which would unload their catches in Colombian ports or initiate fishing trips from Colombian ports. The course was conducted under the auspices of the government of Colombia and the Asociación Nacional de Industriales de Colombia and coordinated by Dr. Martha Bernal de Mosquera, Subdirectora de Producción Pesquera, Ministerio de Agricultura.

Gear program

Services

During 1990 the gear program staff conducted dolphin safety panel (DSP) alignments and inspections of dolphin rescue gear aboard 23 vessels registered in Colombia, Mexico, the United States, and Vanuatu. The standard DSP consists of two strips of 1 1/4-inch (3.2-cm) mesh, made of 24-thread nylon twine, which replace part of the 4 1/4-inch (2.8-cm) mesh adjacent to the corkline; dolphins are less likely to get their snouts entangled with the finer mesh when attempting to escape from the net. In order to check the alignment of the DSP, a trial set is made, during which an IATTC employee observes the performance of the net from an inflatable raft during backdown. He transmits his observations, comments, and suggestions to the vessel's captain, and attempts are made to resolve any problems which may arise. Afterward, a report is prepared for the vessel owner or manager. This report contains a summary of the IATTC employee's observations and, if necessary, suggestions for improving the vessel's dolphin safety gear and/or procedures.

The IATTC also offers other services to help individual vessels and fleets reduce dolphin mortality. Publications and video tapes on the subject are available at IATTC field offices. *Trip analyses*, detailed reports of observed fishing trips, are prepared upon request and, after the requisite authorizations are obtained, sent to the vessel owners to allow them to assess the performance of the vessels and captains. Also, experimental equipment which may contribute to the reduction of the mortality of dolphins in the net has been tested.

Dolphin rescue vessel

On the basis of recommendations made for the modification of the Kawasaki "Jet Mate" (IATTC Annual Report for 1989) and their own ideas, engineers from the Mexican companies Maratún S.A., Botes Baja S.A., and Honor Marine Communications de México designed a jet-propelled dolphin rescue vessel (DRV), equipped with a 35-horsepower outboard engine and a directional sonar with a main frequency of 250 kHz. The DRV is designed to (1) cross the corkline with ease and maneuver inside the net, (2) herd dolphins toward the apex of the backdown channel, using the sonar and the noise and bubbles from the engine, and (3) help in the hand rescue of dolphins trapped in the webbing or left in the net after backdown. In early 1990 an IATTC scientist observed five sets made by the Mexican purse-seiner *Maria Verónica*, during which the DRV was used; the experiment was interrupted after the DRV was damaged during the sixth set.

After these preliminary trials, the DRV was repaired and modified; it was then used during a trip made by the Mexican purse-seiner *Maria Fernanda* between July 5 and September 5, 1990, during which an IATTC representative observed 42 sets on tunas associated with dolphins. The DRV proved to be agile and easy to maneuver in the net; it could describe a circle with a diameter of 5 to 10 m (15 to 30 feet), and keep the dolphins near the apex of the backdown channel.

No apparent differences were observed between sets in which the sonar was used and those in which it was not.

Net modification

Two U.S. vessels made trips with a net modified in accordance with recommendations made by a panel of vessel captains brought together by the Porpoise Rescue Foundation. These captains thought that part of the mortality occurs when the dolphins accumulate in the bottom of the backdown channel, below the DSP, or when they exhibit a behavior known as "sleeping," during which they appear to rest at the bottom of the net during backdown. The following modifications were made to the standard DSP, described above: (1) a third strip, of 2-inch (5.1-cm) mesh, was added below the DSP; (2) a selvage strip, 40 1/4-inch meshes wide and made of 36-thread nylon twine, was added between the corkline and the upper edge of the DSP; and (3) the corks were threaded onto a separate line running

parallel to the corkline, and attached to it between each cork, thus keeping the DSP independent of the corks. This system has several advantages: it eliminates the spaces which form between the fine mesh and the corks in which dolphins can entangle themselves; it reduces the tension in this critical part of the DSP, and therefore also the possibility of the mesh ripping; it makes for easy adjustment of the flotation of the net, since corks can be added and removed with ease; it allows the corks to spin on their axes, thus making it easier for dolphins to slide over the corkline and escape; and it may also contribute to a faster sinking of the corks during backdown, thus speeding up the release of captured dolphins.

One of the vessels fitted with the modified net went to the western Pacific to fish, while the other made three trips in the EPO. The number of sets on dolphin-associated tunas was too low to allow any statistically-valid comparisons to be made; however, both captains were pleased with the performance of the net.

Workshops

Six workshops on reducing dolphin mortality were held during 1990 (Table 17). These workshops are intended not only for vessel captains, who are directly in charge of fishing operations, but also for other crew members and for administrative personnel responsible for vessel equipment and maintenance. Fishermen who attend the workshops are presented with certificates of attendance. Since early 1989, when this program was begun, 259 people, including 103 vessel captains, have attended the workshops.

Estimates of incidental dolphin mortality for 1990

In 1990, the incidental dolphin mortality declined significantly from the 1989 levels. The total mortality caused by the international fleet, which includes vessels from Colombia, Costa Rica, Ecuador, Honduras, Mexico, Panama, Peru, Spain, the United States, Vanuatu, and Venezuela, is estimated to have been 52,531 dolphins (using the mortality-per-set ratio estimate) or 55,892 dolphins (using the mortality-per-ton ratio estimate), decreases of 46 and 45 percent, respectively, relative to 1989 (Table 18).

The mortality estimates are the product of two components: the number of sets made on dolphin-associated fish (or the tonnage of yellowfin tuna caught in such sets) and the average mortality of dolphins per set made on dolphin-associated fish (or per ton of yellowfin caught in such sets).

Effort directed toward dolphin-associated fish

The effort directed toward dolphin-associated fish is affected by the total level of effort of the fleet (*i.e.* the number of sets on dolphin-associated fish fluctuates with the size of the fleet operating in the area) and by market preferences (the demand for large fish, usually associated with dolphins, will increase the effort on these, whereas the demand for "dolphin-safe" fish will reduce it). The estimated number of sets on dolphin-associated fish during 1990 (10,570) was less than that during 1989 (12,580) and about the same as that during 1988 (10,500). Most of the decline from 1989 to 1990 is due to U.S. vessels leaving the area; the number of sets on dolphin-associated fish by U.S. vessels decreased by 48 percent with respect to 1989, while the tonnage of yellowfin caught in such sets decreased by 46 percent. The effort of the non-U.S. fleet on dolphin-associated fish, measured in number of sets, declined by only 4 percent, while the catch of yellowfin in such sets increased by 4 percent.

Data collected by observers indicate that the proportion of total sets made on dolphin-associated fish changed very little for the international fleet between 1989 and 1990 (62 percent versus 61 percent); for the U.S. fleet it decreased from 77 to 59 percent, and for the non-U.S. fleet it increased from 58 to 62 percent. The proportion of the total tonnage caught in sets on dolphin-associated fish declined slightly for the international fleet (76 percent in 1989, 71 percent in 1990); for the U.S. fleet, it decreased significantly, from 85 to 67 percent, whereas for the non-U.S. fleet it remained stable at 72 percent.

Average mortality per set (per ton)

This variable is affected mainly by the performance of the fishermen in the rescue of dolphins, by the condition of the gear and equipment used for this purpose, and by natural causes (proportion of sets encountering strong currents, average sizes of the dolphin herds, etc.). The overall ratios, obtained by dividing the total mortality estimate by the estimated number of sets on dolphin-associated fish (or tons of yellowfin caught in such sets), show that, for the international fleet, the mortality-per-set ratio declined by 36 percent in 1990, while the mortality per ton declined by 38 percent. The U.S. fleet's mortality-per-set ratio declined by 25 percent, and the mortality-per-ton ratio by 28 percent; for the non-U.S. fleet, the declines were 42 and 45 percent, respectively.

In summary, comparing these declines with the overall changes in the mortality (46 or 45 percent, depending on the ratio used) shows that the major reason for the decline in mortality has been the improvement in fleet performance. The "dolphin-safe" policy initiated by some canning companies has resulted in the departure of most of the U.S. fleet from the EPO, with the consequent reduction in sets made on fish associated with dolphins by that fleet, but the impact of that policy on the other fleets has been minor. For every year the IATTC data base contains some trips with no sets on dolphin-associated fish, mostly in the southern reaches of the fishery. Many of the "dolphin-safe" trips by non-U.S. vessels were made in this region, and the proportion of such trips is not much greater than normal for that area.

Other changes in 1990 which may have influenced the mortality rates for the international fleet are:

- The percentage of sets made on fish associated with dolphins with zero mortality increased from 44.9 percent in 1989 to 53.9 percent in 1990.
- The average catch of yellowfin tuna in sets on dolphin-associated fish increased from 16.7 tons in 1989 to 17.4 tons in 1990.
- The proportion of sets on fish associated with common dolphins decreased from 7 percent in 1989 to 3 percent in 1990.
- The average size of the dolphin herds captured increased from 579 dolphins in 1989 to 622 dolphins in 1990.
- The proportion of night sets declined from 9.0 percent in 1989 to 6.7 percent in 1990.

Estimation of relative abundance

To monitor the possible effects of incidental mortality on the size of dolphin stocks, several attempts to estimate their abundance have been made, usually applying line transect methodology to data collected from tuna vessels, research vessels, or both. In recent years, the NMFS has carried out a series of research cruises with the purpose of estimating trends in abundance of the major dolphin stocks. IATTC staff members have analyzed data gathered by observers placed on board tuna purse seiners. The tuna vessel data provide a large data base at no additional cost, with regular coverage of a substantial portion of the area occupied by the dolphin stocks. However, due to the nature of the fishery operations, the assumptions necessary for line transect sampling to yield unbiased estimates of absolute abundance are often violated. Therefore procedures were developed to obtain estimates as insensitive as possible to those violations (see IATTC Annual Report for 1987). However, since these procedures are unlikely to remove all biases, the estimates should be treated as indices of relative abundance, rather than estimates of absolute abundance of the stocks.

The relative abundance estimate for any given stock is obtained from a herd encounter rate estimate, an average herd size estimate, an estimate of the area of distribution of the stock in question, and an adjustment factor (derived from a model fitted to the sightings data) that accounts for herds that were not detected. Separate geographical stratification schemes are applied in the estimation of each of the components of the estimator, to reduce biases. A non-parametric procedure (bootstrap) is applied to estimate the variances, using data for individual cruises as resampling units.

An improved procedure has been developed to assess the significance of trends in the abundance indices. In the past, a test for linear trend was carried out over a moving period of 5 years, weighting each estimate in the period by the inverse of its variance. This procedure can be inadequate, since it does not take into account the consequences of changes in abundance which are non-linear, and it is prone to generate spurious results because of the short span of the period considered. In the new procedure attempts to estimate the underlying trends in abundance by smoothing the series of estimates. The smoothing of the series reduces the effect of extreme estimates (outliers) on the estimation of the trends, and improves the overall precision by incorporating more information in the estimation of each year's index. Since the numbers of dolphins are unlikely to vary greatly in successive years, smoothed estimates which combine information from neighboring years are a better indicator of change, and the resulting confidence intervals are more precise.

Smoothed confidence intervals are computed by combining the smoothing and bootstrap procedures. After obtaining a bootstrap estimate for a given stock for each year, the estimates are smoothed across years. This procedure is repeated 79 times, and for each year the 8th smallest and 8th largest smoothed estimate provide approximate 80-percent confidence limits. The sequence of medians of the smoothed bootstrap estimates is used as the "best" estimate of the trend. The smoothing procedure does not perform well on the first and last point of the series. Therefore smoothed estimates are not given for the first and last years in the series for each stock. Assessments of the performances of other smoothing methods are still in progress.

In Table 19 are shown the numbers of nautical miles of searching effort by tuna vessels with observers on board and the numbers of sightings made during these searching periods during 1990. The relative abundance estimates for 1990 are shown in Table 20. In Figures 42-43 and 45-49 are shown the estimates of the underlying trends for each of the main stocks associated with tunas in the EPO. Since the stock boundaries and stock identities are uncertain, estimates after pooling data from stocks that are not differentiable in the field are also shown (Table 21 and Figures 44 and 50). These are the northern and southern offshore stocks of spotted dolphin and the northern, central, and southern stocks of common dolphin. The broken horizontal lines in these plots correspond to the upper and lower 80-percent confidence limits for the 1989 relative abundance estimate. The years for which the entire confidence interval lies outside the region between the broken horizontal lines show relative abundances which are significantly different from those for 1989.

Spotted dolphins

The northern offshore stock of spotted dolphin has been more or less stable since the late 1970s (Figure 42). The unsmoothed estimates of relative abundance for the last five years were roughly 3.2, 3.0, 2.7, 2.9, and 2.6 million animals, suggesting that the population levels are stable.

The 1990 relative abundance estimate for the southern offshore stock of spotted dolphins was comparable to the 1989 unsmoothed estimate (Figure 43). The estimates for the years immediately preceding 1989 were substantially lower.

It is suspected that large movements across the boundary between northern and southern offshore stocks are common, so it is preferable to assess them as if they were a single stock. The data in Figure 44 suggest that the two stocks together are stable or increasing, and the 5-year test for trend on unsmoothed estimates provides no evidence of a change between 1986 and 1990.

Spinner dolphins

The smoothed 1989 relative abundance estimate for the eastern stock of spinner dolphin does not differ significantly from those for any of the earlier years (Figure 45), although the unsmoothed estimates for 1989 and 1990 are on the low side.

Northern and southern whitebelly stocks were discussed in previous Annual Reports, but genetic studies now indicate that it is more appropriate to treat these as a single stock. Recent esti-

mates for this stock suggest that the abundance has been fairly stable in recent years, after a decline in the late 1970s and early 1980s, followed by a recovery in the mid-1980s (Figure 46).

Common dolphins

Small sample sizes for the mid-1980s make assessment of current trends in the size of the northern stock of common dolphins problematic. In Figure 47 there appears to be some evidence of a decline in numbers since 1980, although the trend seems to have leveled off during the last four years. The relative abundance estimates for 1986-1990 are 0.48, 0.30, 0.32, 0.24, and 0.28 million animals, compared with an average of 0.44 million during 1975-1983.

The relative abundance estimates for the central stock of common dolphins have been low since 1980. The data in Figure 48 suggest that the stock may be more or less stable, but at a reduced level relative to that of the 1970s.

Data for the southern stock of common dolphins are sparse, making trends in abundance difficult to assess (Figure 49).

If the data for northern, central, and southern stocks of common dolphin are pooled (Figure 50), there is little evidence of any recent trend in abundance. There is evidence of a decline between 1979 and 1982, but this might be related to the El Niño of 1982-1983.

Life history of Costa Rican spinner dolphins

Scientists of the IATTC and the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS) have been carrying out a study of the Costa Rican stock of spinner dolphins. Little is known about the life history of Costa Rican spinner dolphins, as they are rarely caught in tuna purse seines, and few biological specimens have been collected by observers for laboratory study. The morphology of this dolphin is similar to that of the eastern spinner dolphin, but Costa Rican spinners are more slender and have a proportionately longer rostrum. The colorations of eastern and Costa Rican spinners are similar, although the white genital patch typical of eastern spinners is apparently often reduced or absent in Costa Rican spinners.

An analysis of the growth rates of male and female Costa Rican spinner dolphins was carried out during 1990, using length and age data collected from 50 individuals. The lengths were measured in the field, and the ages were estimated in the laboratory from growth layer groups (GLGs) apparent in sectioned teeth. The average length of five neonates (newly-born animals) having zero GLGs was 87.2 cm. The growth rates of males and females, calculated from a Gompertz-Laird equation, are shown in Figure 51. The male growth equation is:

$$L = 87 e^{.800(1 - e^{-.942t})} \text{ for } t \leq 7 \text{ years,}$$

and

$$L = 193 e^{.093(1 - e^{-.631(t - 7)})} \text{ for } t > 7 \text{ years.}$$

The data for females did not conform to the two-cycle growth model, probably due to inadequate representation of older animals in the sample. The single-cycle equation is:

$$L = 87 e^{.791(1 - e^{-.709t})}$$

The asymptotic length of males is 211 cm, 17 percent greater than that for eastern spinners, and 192 cm for females, 10 percent greater than that for eastern spinners. It is probable that Costa Rican spinner dolphins grow larger and live longer than this sample indicates. An aerial photogrammetric study conducted by the IATTC has suggested that these dolphins may reach lengths of at least 240 cm. Ages estimated by the NMFS, using a method now known to underestimate the longevity, suggested that maximum longevity of eastern spinners is at least 20 years.

STATUS OF THE TUNA STOCKS IN 1990 AND OUTLOOK FOR 1991

The convention establishing the Inter-American Tropical Tuna Commission states that its principal duties are to study the biology of the tunas and related species of the eastern Pacific Ocean (EPO) to determine the effects that fishing and natural factors have on their abundance and, based on these studies, to recommend appropriate conservation measures so that the stocks of fish can be maintained at levels which will allow maximum catches on a sustained basis. To fulfill this responsibility, a broad program of research involving biological and oceanographic studies and the acquisition and interpretation of detailed statistics of catch and effort of vessels fishing in the EPO is carried out by the Commission's staff. In keeping with these responsibilities, background papers are prepared to inform the Commissioners of the staff's current assessment of the status of the tuna resources of the EPO. The information in these background papers is reprinted in this Annual Report, with minor changes, to make it available to the general public.

YELLOWFIN

Yellowfin is the most important species taken by the surface fishery for tunas in the EPO. A variety of age-structured and production models has been used by the IATTC staff to assess the effect that fishing has had on the abundance of yellowfin in the EPO and to determine the present condition of the resource.

Age-structured models

Age-structured models make use of data on recruitment and on the growth and mortality of individual fish. Estimates of these parameters are obtained from analyses of length-frequency and otolith data from the fish in the catches, supplemented by tag return data and other data of various types. The IATTC staff has collected data on the size composition of the fish in the catches of yellowfin in the EPO since 1954, and in addition has had access to the corresponding data collected during 1951-1954 by the California Department of Fish and Game. The hard parts were collected during 1977-1979, and the analyses were carried out during the early 1980s. Tagging was conducted principally from 1955 to 1981, and analyses of these data are still in progress.

Biomass analyses

Age-structured biomass analyses performed by the IATTC staff have produced information concerning the abundance and mortality of fish of individual cohorts which has been highly useful for stock assessment. (A cohort consists of all the fish recruited to the fishery at the same time, such as the X73 cohort, which reached a length of 30 cm in about November of that year, first entered the fishery in small numbers during the first half of 1974, and contributed to it significantly for the first time during the second half of that year, and the Y73 cohort, which reached a length of 30 cm in about May of 1973, first entered the fishery in small numbers during the second half of that year, and contributed to it significantly for the first time during the first half of 1974.) As a first step, the fish in the catch must be assigned to cohorts. Then estimates are made of the numbers of fish of each cohort at the time of recruitment and at various intervals thereafter and of the numbers which are caught and which die during each interval. The information needed for these calculations includes the numbers and average weights of fish of each cohort in the catch, an estimate of the natural mortality rate (or estimates of a series of rates if the natural mortality is not constant for the fish of different ages), and an estimate of the fishing mortality rate for at least one catch interval for each cohort. These are called the "initiating" rates of fishing mortality. All of these estimates are obtained from analyses of catch statistics and length-frequency, length-weight, and sex ratio data. The results of these analyses are not as accurate as desired because, although fish of different cohorts can be easily distinguished from one another when they are young, this becomes increasingly difficult as they grow older, so older fish are probably

often assigned to the wrong cohorts. Thus not only are the estimates of the catches of fish of each cohort less accurate than desired, but the estimates of the mortality rates are somewhat crude. Specifically, an estimate of 0.8 for the instantaneous annual rate of natural mortality (M) is used for all ages of males. For females, M is assumed to be 0.8 for the first 30 months in the fishery and then to increase linearly to about 6.5 at 80 months. (In practice, it varies somewhat among cohorts.) Also, the catchability of the fish varies according to age, area, season, weather, and other circumstances, the growth rates vary, and the times of recruitment vary. All of these introduce "noise," and possibly bias as well, into the calculations.

The estimated average populations of fish of the various cohorts, in numbers of fish, are shown in Table 22. For the X68 cohort, for example, there was an average of 23,667,000 0-year-olds during the last quarter of 1968, and the population of that cohort during the first, second, third, and fourth quarters of 1969 averaged 19.38, 15.76, 12.53, and 9.40 million fish, respectively (1969 rows, I column). In 1970 the average populations of 2-year-olds of that cohort during the first through fourth quarters were 6.30, 3.76, 2.84, and 2.15 million fish, respectively (1970 rows, II column), and so on. The average numbers of 0-, 1-, 2-, 3-, 4-, 5-, and 6-year-olds of the seven X cohorts (1968, 1967, 1966, 1965, 1964, 1963, and 1962) during the last quarter of 1968 were 23.67, 9.18, 2.26, 0.61, 0.13, 0.06, and 0.02 million, respectively (1968, last row). The table is read the same way for the Y cohorts as for the X cohorts, except that the Y cohort first appears during the second quarter of the year.

Estimates of the numbers of recruits for each cohort for 1967-1989 are listed in Table 23. The estimates for 1990 are preliminary and subject to change, however. This is because the recruits have been exposed to the fishery for less than one year, and if their vulnerability to capture was above or below average the recruitment would have been over- or underestimated. The same is true, to a lesser extent, for the estimates for 1989. The averages of the initial recruitments (Columns 2-4) are 36 million for the X cohort and 44 million for the Y cohort; the averages of the average populations during the month of recruitment (Columns 5-7) are 35 million for the X cohort and 43 million for the Y cohort. The variability (ratio of the largest to the smallest estimate) among years is roughly the same for the X cohort (3.12) and the Y cohort (2.88), and that for the combined data (2.52) indicates an inverse relationship (not necessarily significant) for the two cohorts. The recruitment has been variable, but the average for 1978-1990 has exceeded that for 1967-1977. There appears to have been an upward trend in recruitment over the last 20 years or so, the initial recruitment averaging about 64, 73, and 95 million fish during the 1967-1975, 1976-1982, and 1983-1990 periods, respectively (Figure 52). It could be argued, however, that this is due to chance variation, especially for the 1973-1990 period, when the initial recruitment has averaged about 84 million fish.

The numbers of fish in Table 22 were converted to weights, using data on the average weights of fish of different sizes (Table 24) to calculate the estimated average annual biomass (total weight averaged over four quarters) for each cohort. Different initiating rates of fishing mortality were estimated for the months during which different cohorts were last exploited, depending on fluctuations in effort from season to season. In addition, for purposes of comparison, calculations were made for all cohorts with initiating rates greater and less than those considered to be the best estimates. Some tuning of these initiating rates was done to obtain a better comparison of the cohort biomass estimates (Figure 62, bottom panel) to the other estimated trends in abundance (Figure 62, top and middle panels). The estimates of biomass shown in Figure 53 were calculated using monthly values. It is easy to see the relative strengths of the various cohorts from this figure. For example, the recruitment of X84 and Y84 cohorts combined was about average (Table 23) and their biomass (Figure 53, cross-hatched) was greatest at age 2. These cohorts were not fished heavily until 1987, when they were 2 years old (Figure 54). The initial recruitment of the X72 and Y72 cohorts combined (Figure 53, diagonal lines), on the other hand, was below average (Table 23), and after the Y-cohort fish were fished heavily as age-1 fish in 1973 (Figure 54) their biomass was relatively low (Figure 53) in the succeeding years.

In Figure 55 are shown the average annual biomass estimates for 1967 through 1990 for all fish regardless of age and for "large fish" (all X- and Y-cohort fish which had been in the fishery more than 17 months). During 1967-1971 the total biomass averaged about 359 thousand short tons. This was comprised of a large proportion of older fish resulting from recruitment during 1965-1967 which were exploited lightly as young fish. Below-average recruitment, coupled with increasing exploitation rates during 1969-1972, resulted in a decline in the biomass of the older fish from 1969 to 1973. The lesser biomass of older fish persisted through 1974, whereas the abundance of smaller fish increased in 1974 as a result of an extremely large 1973 year class. That year class accounted for most of the increase in biomass of large fish in 1975 and 1976. The sixth-greatest catch of yellowfin in the history of the fishery was made during 1976. Below-average recruitment during 1975 and 1976, coupled with heavy exploitation of young fish from 1973 to 1982, resulted in the biomass of both young and old fish decreasing until 1982, when it reached the lowest level observed in the recent history. Although the 1977 and 1978 recruitments were above average, the former exceeded only by those of 1973 and 1987, so many of the fish were captured as 1- and 2-year-olds that they did not contribute heavily to the fishery in 1981 or 1982. The recruitment was below average from 1979 through 1982, about average from 1983 through 1985, and above average from 1986 through 1990. The biomass increased in 1983, due primarily to lesser fishing effort, and increased greatly in 1984 and 1985, due to increased recruitment and reduced fishing on young fish. Since then it has remained nearly stable.

The annual catches of fish of the X and Y cohorts, and of both cohorts combined, during 1967-1990, are shown in Figures 54 and 56. In Figure 54 each panel contains the catches of fish of the same cohort in different years, whereas in Figure 56 each panel contains the catches of fish of different cohorts in the same year.

Comparison of Figures 53 (annual estimates of the biomass of the X and Y cohorts), 55 (annual estimates of the total biomass and the biomass of large fish), and 56 (catches during each year by age) reveals the changes which have taken place in the age composition of the population and the catch. During the 1970s, when the fishing effort was high, fewer and fewer individuals survived to reach the larger sizes. The fishing effort was reduced in 1982, 1983, and 1984, which permitted many fish which would have been caught while young to grow larger. The total contributions of the combined X and Y cohorts from 1967 through 1985 (Figure 54) ranged from 148 thousand tons for the 1976 cohort to 374 thousand tons for that of 1973, with an average for the 19 groups of 215 thousand tons. If the Y73 cohort had not been fished so heavily during its first year the catches for that cohort would have been even greater. Division of these combined cohort catches by the corresponding initial estimates of recruitment (Table 23) gives yield-per-recruit estimates for each combined cohort (Figure 57) which varied from 4.8 to 7.5 pounds, (2.2 to 3.4 kg). The initial recruitment varied from 49 million to 120 million fish, averaging 70 million fish, producing an average yield per recruit of 6.1 pounds (2.8 kg).

Yield-per-recruit analyses

In addition to age-structured biomass analyses, yield-per-recruit analyses have been used by the IATTC staff. When the fish of a cohort are young the total weight increases because the growth in weight of the individual fish is rapid, while the losses to the cohort due to natural mortality are moderate. Later, as the fish grow older, their growth rate becomes slower, while the natural mortality continues to be about the same. Thus the losses to the total weight due to natural mortality at that time are greater than the gains due to growth, and there is a net loss to the total weight. Eventually the cohort disappears. The ideal way to obtain the maximum yield in weight from a cohort of fish (assuming, for this discussion, that this is the object of management) would be to harvest each fish just before it died a natural death. This is not possible, of course. The next best alternative would be to harvest all the survivors at the age or size at which the loss to the total weight by natural mortality exactly balances the gain to it by growth (the "critical age" or "critical size"). This is possible for some animals, such as oysters or clams which are exposed at low tide and can be easily harvested at that

time. When the manager of a bed of oysters or clams surveys it at frequent intervals and removes the individuals which have reached the critical size he is exerting an infinite amount of fishing effort on the animals which have reached that size. It is obvious that this alternative is not practical for most species of fish.

Intuitively, it seems that if the second alternative is not possible harvesting should begin on fish which have not yet reached the critical size. This is the third alternative, and the only practical one for most species of fish. It is assumed, for the moment, that the size at entry (*i.e.* the size of the smallest fish caught) can be efficiently controlled. If the fishing effort is high a size at entry only slightly less than the critical size would be selected, most of the fish caught would be close to the critical size and age, and the yield would be almost as great as under the second alternative. If the fishing effort is lower a size at entry considerably below the critical size would be selected, the fish caught would exhibit a wider range of sizes and ages, and the yield would be considerably less than it would under the second alternative (but still the maximum possible without increasing the effort).

It may not be possible, however, to control efficiently the size at entry. If so, the only way to manage the fishery is to control the effort. If the size at entry is greater than the critical size unlimited effort can be permitted, but if the size at entry is less than the critical size restriction of the effort may increase the yield.

So far it has not been mentioned that at least some of the individuals of a cohort must be allowed to spawn at least once before they are harvested. If spawning occurs well before the fish reach the critical size there is probably no danger from this standpoint, but if spawning does not occur until after the fish have reached the critical size, and the fishing effort is high, there is a possibility that the number of spawners would be so reduced that the recruitment in subsequent years would be reduced. Therefore a fishing strategy designed to produce the maximum yield per recruit will not necessarily produce the maximum yield. If the fishing pattern has an impact on the future recruitment, the maximum yield will be obtained by controlling the fishing to optimize the cohort size and yield per recruit simultaneously. This will be discussed in more detail later. (It should not be assumed, however, that a modest reduction in spawners would reduce the recruitment in subsequent years, as this does not appear to be the case for most species of fish.) The yield-per-recruit model, as described here, does not take into account the possibility of changes in recruitment, but this is an integral part of production models, which will be discussed later.

Also, it has not been mentioned that the growth of the individual fish may be slower, or the natural mortality may be greater, when a population of fish is dense than when it is less dense. Accordingly, the loss due to harvesting of some fish at less than the critical size may be at least partially compensated for by faster growth and/or lesser natural mortality of the remaining fish. In addition, if the growth or natural mortality rates are affected by population density the critical size and age will vary according to population density. This is another complication not taken into account in the yield-per-recruit model as described here, but it is automatically compensated for in production models.

Proceeding now to yellowfin in the EPO, the estimates of growth and natural mortality obtained by the IATTC staff are not as reliable as desired, but the critical size is estimated to be roughly 119 cm (75 pounds or 34 kg). Most fish caught by the baitboat fishery are considerably smaller than this. As most of the tuna fleet converted from bait to purse-seine fishing in the late 1950s and early 1960s the average size of the fish in the catch increased, many of them being approximately equal to or greater than the critical size. The average annual catch of yellowfin by surface gear increased considerably during the period after the conversion to purse seining, averaging about 105 thousand tons for 1961-1970, as compared to 84 thousand tons for 1951-1960. The offshore expansion of the fishery during the mid- and late 1960s was an important factor in these greater catches, but the increase in the average size of the fish caught was also partially responsible for the increased catches.

The objective of management specified by the IATTC convention is to obtain the average maximum sustainable yield (AMSY). The maximum yield per recruit is equivalent to the AMSY, provided

recruitment is independent of the number of spawners, as discussed above. The estimated yields per recruit produced by different combinations of size at entry and fishing effort for two different time periods are shown in Figure 58. (Fishing effort will be discussed in more detail in the subsection entitled **Production models**.) Various combinations of fishing effort and size at entry give various yields per recruit, which are indicated by the curved lines. The calculations are based upon the growth-in-weight data shown in Table 24, coefficients of fishing mortality obtained from estimating the biomass as described in the previous subsection, and estimates of the coefficients of natural mortality. The estimate of the coefficient of natural mortality for males is 0.8 (about 55 percent per year if there were no fishing mortality). For females 0.8 is employed for the first 30 months in the fishery, and after that values which increase linearly to about 6.5 at 80 months are used. During the 1978-1982 period the fishing effort was directed more or less equally at small, medium, and large fish, whereas during the 1985-1989 period the effort was directed most at large fish and least at small ones. During 1988 the size distribution was similar to those during 1975-1977, containing a mixture of small and large fish, but in 1989 and 1990 the fishery again concentrated on larger fish. The effects of this shift can be seen in the age-frequency histograms in Figure 56. The values on the horizontal scales of Figure 58 are multiples of the fishing effort during the years in question, i.e. 0.2, 1.0, and 2.0 represent values about one fifth of, equal to, and twice the average effort values for the respective time periods. With an infinite amount of effort the optimum size at entry would be 75 pounds (34 kg), the critical size, and the yield per recruit would be 10.1 pounds (4.6 kg). The sizes at entry which would produce the maximum yields per recruit for various multiples of fishing effort are shown in Figure 58 as dashed curves. These are called eumetric fishing curves. For the 1978-1982 case, it can be seen in the upper panel of Figure 58 that if the effort were to increase to about 1.5 times the 1978-1982 level and the size at entry to about 35 pounds (15.9 kg) the yield per recruit would increase from about 4.8 pounds (2.2 kg) to about 8.7 pounds (3.9 kg). For the 1985-1989 case (Figure 58, lower panel) the yield per recruit would increase from about 6.7 pounds (3.0 kg) to about 9.0 pounds (4.1 kg).

The above description contains the implicit assumption that alteration of the size at entry does not change the areal distribution of the fishing effort. This assumption would be justified if the fishery operated as follows. At first, when the size at entry was low, the vessels would search for schools of fish, finding some containing small fish and some containing large fish, and setting on both. Later, when the size at entry was increased, the vessels would search in the same manner as before, but would set only on the schools containing large fish. Hence the effort directed toward large fish would be the same in the second period as in the first. However, it is believed that if for any reason the size at entry for yellowfin were increased there would be a tendency for the fishermen to search less in the area-time strata containing mostly small fish and more in those containing mostly large fish, so the fishing effort on the large fish would most likely increase. In general, this would tend to increase the yield per recruit more than indicated in Figure 58. It appears that this has happened in recent years.

The total yield is the product of the estimates of the yield per recruit and recruitment. For example, the yield per recruit (with fishing mortality equivalent to a multiplier of 1), determined from the lower edge of Figure 58 is about 5.0 pounds (2.3 kg) for the 1978-1982 period and about 6.7 pounds (3.0 kg) for the 1985-1989 period. From the biomass analyses (pages 50-52) it was determined that the annual average yield per recruit was 6.2 pounds (2.8 kg) for 1967-1990 (Figure 57, bottom panel). The yields obtainable with these yields per recruit and an initial recruitment of 87 million fish, the average for 1977-1990, are as follows:

Period	Yield per recruit (pounds)	Recruitment (millions of fish)	Yield (thousands of tons)
1978-1982	4.8	87	209
1985-1989	6.7	87	291
1967-1990	6.2	87	270

The yield with the size-specific fishing mortality pattern of 1985-1989 is 39 percent greater than that with the pattern of 1978-1982. It was pointed out in previous Annual Reports of the IATTC that a shift of fishing effort from smaller to larger fish would increase the yields per recruit and catches. Such a shift did occur, and this resulted in increased catches during 1985, 1986, and 1987. The fishery took more smaller fish in 1988, however, and then returned to catching larger fish in 1989 and 1990 (Figure 15). As can be seen in Figure 57, bottom panel, the yield per recruit decreased in 1988 and then increased in 1989 and 1990. The yield per recruit within a year (Figure 57, bottom panel) is highly correlated with the average weight caught (Figure 59) within that year (Figure 60).

Production models

Production models, in contrast to age-structured models, make use of data on the population as a whole, rather than on individual fish. When a population of fish has not been exposed to a fishery it is at the maximum size that the environment permits. Lack of food, lack of suitable living space, presence of predators, etc., prevent the population from growing beyond that maximum. When, over the long run, gains to the population by recruitment and growth are balanced by losses due to natural mortality the population is said to be in equilibrium. There may be years of especially favorable environmental conditions when the population is greater than average and years of especially poor environmental conditions when the population is less than average, but these can often be ignored when looking at long-term trends.

If one or more fishing boats began to fish on the population the catch per unit of effort (catch per day of searching, for example), which is assumed to be proportional to the size of the population, would initially be relatively high, as the population would be at its maximum. The gains to the population would still be due to recruitment and growth, but the losses to the population would be due not only to natural mortality, but also to fishing mortality. Thus the population would be reduced. In response to the reduction in population the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would change, the gains from the first two exceeding the losses from the third. If the boats stopped fishing this net gain would cause the population to increase gradually to its original size. As the population approached that size the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would gradually approach their previous levels until they were the same as before the fishery began. The population would thus be restored to equilibrium at its maximum size. If the boats continued to fish at the same rate, however, the population would eventually come into equilibrium with different rates of recruitment, growth, and/or natural mortality and a population size which was less than the original population size. The catch per unit of effort (CPUE) would still be proportional to the population size. If there were only a few boats the population size would be only slightly reduced and the CPUE would be relatively high, but if there were many boats the population would be considerably reduced and the CPUE would be much lower.

The total catch would be the product of the CPUE and the total effort. If the fishing effort were relatively low, modest increases in effort would more than offset the corresponding decreases in CPUE, resulting in greater catches, but at greater levels of effort such would not be the case. At some intermediate level of effort the product would be at its maximum. If the objective of management is to obtain the average maximum sustainable yield (AMSY) of fish (which is the objective stated in the IATTC's convention) the fishing effort should be maintained at that level. If the object is maximum profit the effort should be somewhat less (assuming that the price remains constant), and if the object is maximum employment of fishermen the effort should be somewhat greater. If the effort is less than whatever optimum is selected, the population is said to be underfished, and if the effort is greater than that optimum, the population is said to be overfished.

It is easiest to consider the interrelationships of effort, catch, and CPUE at equilibrium conditions, but it must be recognized that such conditions are rarely present. For example, if the population is at equilibrium near its maximum and the effort is suddenly increased the CPUE will gradually

decrease for a period before a new equilibrium point with a lesser CPUE is reached. The catches will be greater during the period of transition than at the new point of equilibrium. Likewise, if the population is at equilibrium at a low level and the effort is suddenly decreased the CPUE will gradually increase for a period before a new equilibrium point is reached with a greater CPUE. The catches will be less during the period of transition than at the new point of equilibrium.

It is appropriate at this point to examine the applicability and usefulness of production models for the yellowfin resource of the EPO. The previous discussion has dealt with "a population of fish." Production models are not applicable unless the amount of interchange between the fish in the area of study and adjacent areas is relatively low. The extent of interchange of yellowfin between the CYRA and the area outside the CYRA (Figure 61) has been studied, and the results are discussed in previous Annual Reports of the IATTC. Prior to 1990, production modelling was done only for the CYRA, but, as mentioned on page 48 of the IATTC Annual Report for 1989, the staff has decided to do analyses based on the assumption that the catches made in the EPO (east of 150°W) come from a single stock. Limited data indicate that the mixing of fish between the EPO and the area to the west of 150°W is not extensive.

Assuming that production models are applicable, that fact can be detected only if (1) there are catch, effort, and CPUE data available for a wide range of levels of fishing effort, preferably including periods of both underfishing and overfishing, and (2) the perturbations caused by fluctuations in environmental conditions are not so great as to mask the changes in apparent abundance caused by fluctuations in fishing effort. It will be seen below that data are available for a wide range of levels of fishing effort. The effects of environmental conditions have been studied and reviewed in previous Annual Reports of the IATTC. As far as could be determined, these effects usually balanced out over fairly short periods of time, so it was decided that they could be ignored without invalidating the use of the model.

Effort has been mentioned, but so far no mention has been made of the fact that there are different kinds of effort, *i.e.*, baitboat, purse-seine, and longline effort, and effort by different sizes of vessels. In most cases the different kinds of effort data cannot simply be combined to obtain a value of the total effort. There are two alternatives. First, the data for only one type of gear, ordinarily the most prevalent one, can be considered. This will be called the standard type. The total catch by all types of gear, divided by the CPUE for the standard type, provides an estimate for the total effort in units of the standard type. Second, the efficiency of each type of gear relative to that of the standard type can be estimated, and the standardized effort for each type can then be obtained by adjusting the raw effort data by the proper factors. Then the raw effort data for the standard type of gear and the standardized effort data for the other types can be summed to obtain the total standardized effort. The IATTC staff has used the first alternative and various combinations of the first and second alternatives. Unstandardized and standardized effort have been measured in days of fishing and standardized days of fishing, respectively, and the corresponding CPUEs have been referred to as catch per day's fishing (CPDF) and catch per standardized day's fishing (CPSDF). In this section only effort estimated by dividing the total yellowfin catch by the yellowfin CPDF of unregulated Class-6 purse seiners (greater than 400 tons capacity) is used except in the searching time model (Figure 62, middle panel), which will be discussed in the next paragraph.

The CPDF values for 1967-1990 are shown in the top panel of Figure 62. In the middle panel of that figure is shown an index of abundance for 1970-1990 based on a "searching time" model (IATTC Bull., Vol. 19, No. 3) which is similar to the CPDF model. Biomass indices of the abundance of yellowfin, derived from the cohort analyses described previously, are shown in the bottom panel of the figure. The trends for all three indices are similar, although the cohort index indicates greater abundance relative to 1970 than do the other two. Two of the indices show the population increasing from 1985 to 1986, decreasing from 1986 to 1987, and then remaining at about the same level. The other shows it increasing from 1984 to 1985 and then remaining at about the same level.

The CPDF data shown in Table 25 and Figure 62, top panel, indicate that the abundance of yellowfin in 1986 was the greatest for any year of the 1967-1986 period, and since then has stabilized at slightly less than that of 1986. The increase was expected, due to the low catches in 1982, 1983, and 1984 which permitted the population to increase, and the decline from 1986 to 1987 was also expected, due to the large catches during 1986 and 1987. The CPDFs for 1984-1990 have been even greater than expected, however. This was probably caused by (1) above-average recruitment, (2) the fact that, due to the lower demand for skipjack and small yellowfin, less of the effort was expended in areas where these are most abundant, and (3) the larger average size of yellowfin taken, which resulted in a greater yield per recruit. With reference to point (2), it should be noted that the searching time model (Figure 62, middle panel) includes an adjustment for the effect of fishing in areas where skipjack occur.

The symmetrical production model, described below, was first applied with baitboat catch, effort, and CPUE data for the inshore area (Figure 61) for the period of 1934-1955, which included a wide range of effort on the underfishing side of the curve. Those data indicated that, within the ranges of fishing effort for which information was available, the population conformed to the model. In 1960 and 1961, for the first time, the effort was greater than optimum, and the population responded in the ensuing years with lower CPUEs and catches, which gave further indication that the model was applicable.

Prior to the mid-1960s the fishery was pursued only in the inshore portion of the EPO and in the vicinity of a few offshore islands and banks. During the mid- and late 1960s, however, the fishing fleet began to increase in size and extended its operations much further offshore. The inshore, offshore, and far offshore areas are termed Areas A1, A2, and A3, respectively, in Figure 61. If the interchange of fish among these three areas is instantaneous the AMSY of the three areas combined would be the same as that of Area A1 alone, but if there is no interchange the AMSY of the three areas combined would be the sum of the individual AMSYs of the three areas. Studies have shown that there is relatively slow interchange of fish among the three areas, so the AMSY for A1, A2, and A3 combined is greater than that for Area A1, but less than the sum of the individual AMSYs for A1, A2, and A3. These studies have been described in more detail in previous Annual Reports of the IATTC.

As mentioned previously, data which encompass a wide range of effort are required to establish the AMSY and the corresponding effort and CPUE values. In 1968, after it had become apparent that the estimate of the AMSY calculated for Area A1 was not applicable to the entire CYRA, the Commissioners authorized the staff to undertake an experimental overfishing program so that an estimate of the AMSY for the CYRA could be obtained as quickly as possible. This was necessary because the effort had been relatively constant during the few years since the offshore expansion of the fishery had begun. When levels of effort in excess of optimum were reached the catch would be reduced, or at least would fail to increase. Then the effort could be reduced to increase the catch eventually (assuming that it had previously been reduced), and so on, until a sufficiently good estimate of the AMSY was obtained. This takes quite a bit of time, however, due to the fact that the population does not respond instantly to changes in the fishing effort, and also because perturbations caused by environmental factors tend to make interpretation of the results more difficult. The experimental overfishing program remained in effect through 1979.

Regression techniques are used to obtain estimates of the parameters in the production models, using observed catch and effort data available for a number of years. One of these parameters is an estimate of the population biomass at the beginning of the first year. The population biomass at the beginning of the second year is estimated by using the model, the catch in the first year, and the other parameter estimates. This process is continued sequentially for the remaining years. Estimates of the average population biomass for each year are obtained similarly.

With production models, it is important to remember that the growth (positive or negative) of a population is determined by three factors, growth (due to growth of individual fish and to recruitment), natural loss, and catch. In any given year the catch is fixed, so whether the population increases or

decreases is determined by its size at the beginning of the year. If, for any reason, natural factors cause the population to decrease more than predicted by the model, the predicted value for the beginning of the next year will be greater than the actual value. This overestimation will continue until, for some reason, the population grows more rapidly than predicted by the model. The opposite would be the case if the population at first grows more rapidly than predicted by the model. There is a fundamental difference between underestimation and overestimation, however. When the population growth is less than expected the catches will be reduced and the model will predict changes which are less than the real changes. The catches will continue to be less than expected, but a catastrophic outcome will not be predicted. When the population is greater than expected the catches will be greater than expected, and the model will predict declines in the population which are greater than the actual changes. If large catches occur in several successive years the model may predict a complete collapse of the population even when it is at a safe level. This phenomenon is the result of the sequential process employed by the IATTC staff, and it probably manifested itself during the 1984-1990 period.

In the years previous to 1987 the estimation had been done without adjustments to compensate for the sequential nature of the estimation process, but by then, as explained in the preceding paragraph, it seemed necessary to make some sort of adjustment. The adjustment used to obtain the 1987 estimates was accomplished by interrupting the sequence of population estimates at 1985, and re-estimating the biomass by dividing the observed CPUE for 1985 by the estimate of the coefficient of catchability. This seemed like a reasonable adjustment, given that all three estimators shown in Figure 62 were high for 1985. The new procedure had minimal impact on the estimates of the parameters, but a great impact on the estimate of the 1987 population size.

Two analyses for the CYRA based on production models were discussed in the IATTC Annual Reports for 1986, 1987, and 1988. One of these employed the logistic or symmetrical model, for which it is assumed that the equilibrium relationship between catch and CPUE is linear. The other employed the generalized stock production model, for which the equilibrium relationship between catch and CPUE need not be linear. For both of these only the effort data estimated by dividing the total catch by the CPDF for Class-6 vessels were used. For both of the fits the coefficient of catchability, q , was set equal to 0.000039, the estimate obtained previously with data for 1968-1982, implying that the catchability of the fish of the various ages has not changed with time. The data for these two curves are as follows:

Fit	m	q	Maximum sustainable yield in thousands of tons	Sum of squares (x 10 ⁻⁹)
1	2.0	0.000039	174	2.224
2	0.8	0.000039	178	3.330

m is a parameter which controls the shape of the curve; 2 makes it symmetrical, values less than 2 make it skewed to the right, and values greater than 2 make it skewed to the left. The sum of squares is a measure of the goodness of fit of the points to the curve, lower values of the sum of squares indicating better fits and *vice versa*.

Based on production model analyses employing data for 1968-1985, it was stated in the IATTC Annual Report for 1985 that to bring the CYRA stock to its optimum size the 1986 CYRA catch should not exceed 224 thousand tons. However, because some estimates indicated a lesser amount than this, the 1986 maximum quota for the CYRA was set at 205 thousand tons. The catch in the CYRA in 1986 was 253 thousand tons, and yet the indices of abundance did not show a decline during 1986. It was shown previously that this unexpected increase in production was due to increased recruitment and yield per recruitment. Fluctuations in recruitment and changes in age-specific fishing mortality have always created difficulties in applying the results of production model analysis. As has already been stated, the recruitment was high during 1983-1988, and probably 1989 and 1990 as well, and these high levels of recruitment, coupled with changes in age-specific fishing mortality, make short-term reliance

on production model analyses alone misleading. For example, adding the 1986 and 1987 data to the 1968-1985 data base and re-estimating the production model parameters made little change in the estimates of AMSY and optimum effort, and over the long term both the symmetrical and asymmetrical models, with the adjustment discussed above, described the average potential production from the stock fairly well. When the data for 1988 were added, however, the need for a different explanation was obvious. The catch for 1988 was so great that the model predicted a population crash and extremely low CPUEs in early 1989. This, obviously, did not happen. Redoing these analyses for all catches taken in the EPO and including 1989 and 1990 gave similar results, except that the yields are correspondingly higher.

During the three periods mentioned previously the estimated initial recruitments, average weights, yields per recruit, potential yields, and annual catches were as follows:

Period	Initial recruitment (millions of fish)	Average weight lbs (kg)	Yield per recruit (pounds)	Potential yield (1000 tons)	Observed catch (1000 tons)
1967-1977	67	24.2 (11.1)	6.7	224	196
1978-1982	71	12.3 (6.7)	4.8	170	194
1983-1990	95	23.9 (10.7)	6.5	309	268

Since the observed catches during the first two periods were about the same (although for different reasons), fitting the production models to catch and effort data for 1968-1984 can be accomplished without complications. As both the recruitment and the yield per recruit increased during the last period, however, it has become impossible to explain the relationship between catch and effort by assuming that the population parameters remain constant. Accordingly, the data have been fit with two different sets of parameters, one for the data for 1968-1983 and one for the data for 1984-1990 (Figures 63 and 64, top panels). The results are as follows:

Period	<i>m</i>	<i>q</i>	Maximum sustainable yield	Sum of squares (x 10 ⁻⁹)
			in thousands of tons	
1968-1983	2.0	0.000027	211	1.7680
1968-1983	0.8	0.000027	200	1.9000
1984-1990	2.0	0.000039	322	0.3300
1984-1990	0.8	0.000039	328	0.3255

The predicted yields for the 1984-1990 period seem too high, based on the yield-per-recruit modelling, but only seven years of data are available, and only the last six contribute to the fitting. The symmetrical model (*m* = 2.0) seems to give the better fit (Figure 63), although the yield-per-recruit model indicates that the asymmetrical model (*m* = 0.8) should be more appropriate.

In the lower panels of Figures 63 and 64 the observed CPDFs are compared to the expected CPDFs computed from the model itself, using values for *m* of 2.0 and 0.8 and data for two different time periods. It can be seen that they correspond fairly well, on the average, over the series of years shown. In specific years there are wide divergences, however, particularly for *m* = 0.8. The reason for this is that the production models are essentially regression models which assume average conditions, and cannot reflect the effects of large, short-term changes in recruitment or age-specific mortality.

Status of the stock in 1990 and considerations for 1991

Cohort analysis provides estimates of the number and weight of fish of each age group in the fishery at the beginning of 1991, and also provides the basis for estimating the catch in 1991, provided certain assumptions regarding the numbers of fish recruited, the fishing effort, and the age-specific

fishing mortality during 1991 are fulfilled. The recruitments during 1990 and 1991 have been assumed to be above average and the fishing effort and age-specific fishing mortality during 1991 to be equal to the average for 1989-1990. The results indicate that the catch during 1991 will be about the same as that of 1990. If the fishery reverts to catching primarily smaller fish, however, as was the case during 1978-1982 and as it started to do in 1988, the 1991 catch, with effort at the 1989-1990 level, will decrease. If the recruitment during 1990 and 1991 proves to be average or below average the 1990 catch will be less than predicted, of course. Most of the U.S. vessels have left the EPO, so it is likely that the fishing effort in 1991 will be less than it was in 1990. If so, given the current condition of the stock and the size of the fleet, the catch will be less than it would have been if the U.S. vessels had not left the area.

The yield-per-recruit analyses have demonstrated that the yield per recruit is about 34 percent greater when the vessels concentrate on larger fish, as during 1985-1989, than when they direct their efforts more toward smaller fish, as during 1978-1982. The yields per recruit for two different patterns of age-specific fishing mortality are shown in Figure 65. The dashed line was computed from the age-specific fishing mortality observed during 1985-1989 and the solid line from the age-specific fishing mortality which took place during 1978-1982.

The effects of two different levels of recruitment, those for 1985-1989 ("high") and 1967-1989 ("average"), combined with the age-specific fishing mortality of 1985-1989, are shown in Figure 66. The yield with high recruitment is about 26 to 27 percent greater than with average recruitment.

The combined effects of high recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1985-1989 versus average recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1978-1982 are shown in Figure 67. In this instance the yield in the first case exceeds that for the second case by roughly 60 percent, with multipliers of fishing effort greater than 0.50.

Production models for which the parameters were estimated with the 1968-1983 data indicate that the stock of yellowfin would be reduced to zero by the beginning of 1990, due to the large catches made during 1985-1989. The same models allow for virtually no catch during 1990 or 1991. Obviously, these estimates are not representative of conditions in the fishery. As noted above, age-structured analyses demonstrate that major changes in age-specific fishing mortality and recruitment have occurred during the last seven years, and these have caused the production from the stock to be much greater than predicted by the model parameters for 1968-1983. If it is assumed that the data for the most recent years represent current conditions in the fishery, and the parameters of the production model are re-estimated as described previously, the expected catches correspond much more closely to the observed catches (lower panels of Figures 63 and 64). The re-estimated parameters of the model predict that the equilibrium catch for 1991 should be approximately 318 thousand tons. As the stock size is predicted to be somewhat greater than optimum, the 1991 catch could exceed 318 thousand tons without decreasing the stock size below the optimum. This would result in CPDFs of about 14 tons.

It is estimated that the recruitment has fluctuated by a factor of about 3, and over the observed range of data for the fishery it does not appear to be related to the stock size (Figure 68). This adds to the difficulties in making short-term predictions using production models. If the predictions from this model are to be improved it is necessary to use information about the recruitment. It would be best to be able to predict the recruitment a year or two in advance. One of the reasons that the Commission's laboratory at Achotines, Panama, was established was to obtain information which will make it possible to predict the recruitment of yellowfin, but the necessary information will not be available in the near future. As was reported in the IATTC Annual Report for 1985, fluctuations in recruitment seemed to be related to major changes in the ocean environment. The estimates of recruitment derived from the cohort analyses and presented in Table 23 show positive anomalies in recruitment in 1970, 1973, and 1977. These increases in recruitment were preceded by El Niño conditions in 1969, 1972, and 1976. On the basis of this relationship, it was not unexpected that there would be an increase in recruitment following the strong 1982-1983 El Niño, and indeed there was. Another El Niño,

weaker and less widespread, occurred in 1986-1987. Thus from 1982 through 1987 the waters in the EPO were generally warmer than normal. The recruitment during the 1983-1989 period has been the greatest on record for a 7-year period. The mechanisms underlying the relationship between El Niño episodes and increased recruitment are not understood, but may be related to the factors that affect the survival of young fish in the area of the fishery or to changes in the rate that their eggs, larvae, and postlarvae drift into or out of the EPO with major ocean currents. These currents change speed, and in some cases even direction, during El Niño conditions. Since the effect of an El Niño episode is not seen in the fishery until about 2 years after the event occurs, if the relationship persists it will be a useful indicator of above-average recruitment. Also, changes in the yield per recruit occur when the size of fish entering the catch changes, and these changes are known to have a large influence on the total production.

In summary, evaluating the effect of fishing on the abundance and yield of yellowfin in the EPO is difficult. Using the production models alone provides tenuous results, so the staff has combined the results of three different models, cohort, yield-per-recruit, and production, to arrive at what are believed to be the most reasonable conclusions. However, the predictive capability of such analyses is subject to a high level of error, so the staff is continuing to explore alternative analytical techniques to arrive at the best estimates possible of the productivity of the yellowfin stock.

The abundance of yellowfin is determined by three factors, recruitment, age-specific fishing mortality, and catches.

With regard to the first factor, at this time it appears that recruitment is determined solely by natural factors, though it is conceivable that in the future it may be shown that very high fishing mortality or some other factor, such as severe pollution, could reduce the recruitment.

Proceeding now to the second factor, it is theoretically possible to alter the size composition of the catch. This latter point has been made on numerous occasions, but no recommendations have been made for protecting the smaller fish. However, the catches of small fish were relatively low during 1985-1987 and 1989-1990, as was pointed out previously. This change in size composition of the catch was due, at least in part, to lesser demand for small fish, and there is no assurance that this situation will continue. In fact, restrictions on the catching of tunas in association with dolphins could cause a major increase in the catch of small fish. As mentioned earlier, the catch of smaller fish was greater in 1988 than it had been during 1985-1987 or 1989-1990. There are several methods which could be used to reduce the catches of small fish. First, the fishing effort could be reduced. Second, a minimum size limit could be set. Third, if small fish are predominant in certain areas during certain seasons fishing in those areas at those times could be restricted. Fourth, assuming that a system of annual closures could be reinstated, the opening date of the season could be shifted so as to reduce the amount of fishing during some period when small fish are most abundant in the catch.

With regard to the first approach, it has been pointed out that reduced fishing during the 1982-1984 period increased the average size of the fish in the population, which increased its productivity. Further decreases in effort would probably not increase the catch, however, unless the size composition of the stock became severely altered by heavy fishing on smaller fish.

With regard to the second approach, analyses of size composition data show that in general there is a high incidence of small fish mixed with larger fish and of skipjack mixed with small yellowfin. This would make the problem of protecting small yellowfin difficult because these might be caught in large numbers by vessels attempting to catch skipjack and larger yellowfin. If these small yellowfin could not be landed they would be thrown back into the sea dead, and the yield per recruit would be decreased, rather than increased.

With regard to the third approach, the elimination of all tuna fishing in areas where small yellowfin are most abundant would probably increase the yield per recruit of yellowfin, provided the fleet was able to operate successfully in large-fish areas, but the decrease in catches of skipjack would

probably exceed the increase in catches of yellowfin, since skipjack are most abundant in the areas where small yellowfin are most abundant.

With regard to the fourth approach, it does not appear as though shifting the opening date of the season would be beneficial. During the earlier years of the period during which annual closures were in effect, when most of the fishing effort took place during the first half of the year, only small catches were made of Y-cohort fish entering the fishery for the first time at about 1.5 to 4.5 pounds (0.7 to 2.0 kg) during the second half of the year. It was thought that this was due mostly to the lack of vulnerability of the fish of this group to the fishery. During the later years, however, there was heavy fishing during the second half of the year, and the catches of the entering Y-cohort fish increased substantially. Therefore, the benefits of shifting the season may not be as great in protecting the younger fish as originally hoped.

The staff cannot recommend any of the above measures at this time because the effect of such regulations on the actual catches (not landings) of small fish cannot be predicted.

With regard to the third factor, the IATTC staff has recommended only catch quotas (Table 25) for regulation of the fishery. The quotas have been for the CYRA, or portions of it. When the quota was filled, or it appeared that it would be filled by vessels which were at sea prior to the closure date, vessels which were subject to the quota were permitted to fish for species other than yellowfin, and to land incidentally-caught yellowfin amounting to up to 15 percent of their total catch of tunas. Accordingly, the harvest of skipjack was not curtailed by the quotas for yellowfin.

The foregoing analyses demonstrate that the stock of yellowfin in the EPO is near the optimum level. If the effort is directed mostly toward fish associated with dolphins, as in 1989 and 1990, the CPUE during 1991 should be about 14 tons per day, as was the case in 1989 and 1990. If the fishery is directed entirely toward small fish during the second half of 1991 the average size of the fish in the catch will decrease, resulting in a substantial decrease in the yield per recruit. Dividing an estimated 1991 catch in the EPO of 316 thousand tons by the average recruitment for 1983-1990 of 95 million fish gives a yield per recruitment of 6.6 pounds (3.0 kg). The average size of the fish caught when there was no fishing directed at dolphin-associated fish would be about 10 pounds or 4.5 kg (Figure 69). The yield per recruitment for 10-pound fish can be seen in Figure 60 to be about 4.4 pounds (2.0 kg). With 95 million recruits in the EPO and a yield per recruitment of 4.4 pounds the catch would be about 209 thousand tons. Since the fleet has fished mostly for tunas associated with dolphins during the first half of 1991, the catch for the entire year, with no effort directed toward dolphin-associated fish during July-December, would be about 260 thousand tons. However, if fishing for tunas associated with dolphins is eliminated, there will probably be a substantial reduction in the area in which fishing takes place. During the 1976-1982 period, when there was reduced fishing for dolphin-associated fish, the recruitment averaged 73 million fish, which is 77 percent of the 95 million recruits estimated for 1983-1990. If there were no fishing on fish associated with dolphins the catch would be about 165 thousand tons for the entire EPO. It is possible that the situation will be somewhere between the two extremes, that is fishing for dolphin-associated fish will be reduced, but not eliminated. Therefore, at the current levels of effort, the catch in the EPO during 1991 should be in the 230- to 285-thousand-ton range, depending on the extent to which the fishermen direct their effort toward fish associated with dolphins.

If production models are used to estimate the condition of the stock and predict future catches, it can be surmised from Figures 63 and 64 that the production could stay at about 310 to 320 thousand tons if the current effort levels continue and the vessels continue to direct most of their effort toward dolphin-associated fish. If, however, the fleet directs a greater portion of its effort toward fish not associated with dolphins the catch for the EPO, according to the production model, would decrease to about 200 to 220 thousand tons. This decrease might take about 2 years to manifest itself fully. (It should be noted, however, that production models have not been fitted to a series of data for a fishery which does not include sets on fish associated with dolphins.)

Two important points must be kept in mind regarding a recommendation for a quota on the catch of yellowfin. First, the area to which the quota would apply would be the CYRA. Second, the amount will depend greatly upon the size composition of the fish in the catch.

In regard to the first point, in the far offshore region of the EPO, beyond the CYRA, the average size of the fish in the catch is near the critical size, and therefore optimum in terms of maximizing the yield per recruit. Accordingly, limits on the catch are not necessary for the area to the west of the CYRA and east of 150°W.

In regard to the second point, it is not known to what extent the fishery for dolphin-associated fish will be curtailed. Such being the case, if a quota is set it should be sufficiently low to accommodate the possibility that there is little or no fishing for dolphin-associated fish during the latter half of 1991, with allowance for increments compatible with the possibility that the fishery for dolphin-associated fish will continue as during the second half of 1990. Specific recommendations for regulations were presented at the 49th Meeting of the Commission, held in 1991.

SKIPJACK

The world catches of skipjack have exceeded those of any other species of tuna for many years. The proportions of the catches of the principal market species (skipjack, yellowfin, bigeye, albacore, and northern and southern bluefin) which were skipjack were 50, 42, 45, 44, 49, and 45 percent in 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, and 1989, respectively. In the Pacific Ocean 57, 50, 51, 47, 54, and 48 percent of the catches in 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, and 1989, respectively, were skipjack. The world catches of skipjack by area are shown in Figure 70. It is apparent that the catches in the Pacific are much greater than those in the Atlantic and Indian Oceans and that the catches in the western and central Pacific are much greater than those in the eastern Pacific Ocean (EPO). The catches in the EPO, except for those of the 1975-1981 period, which were greater, have remained at about the same level during the 1961-1990 period, while those of the other areas have greatly increased.

Substantial fisheries for skipjack occur in the northeastern Pacific near Baja California, the Revillagigedo Islands, and Clipperton Island and in the southeastern Pacific near Central America, northern South America, Cocos Island-Brito Bank, and the Galapagos Islands. The area of very warm water off southern Mexico which separates the two areas is usually nearly devoid of skipjack, but in some years, such as 1956, the distribution of skipjack has been continuous from north to south. The fishery for skipjack in the EPO tends to take place closer to shore than that for yellowfin, but in recent years greater portions of the skipjack catches have been made further offshore. In the central Pacific there are lesser fisheries for skipjack near the Hawaiian Islands and French Polynesia (the Marquesas, Tuamotu, and Society Islands). Further to the west, near Fiji, Indonesia, Japan, New Zealand, Papua New Guinea, the Philippines, the Solomon Islands, and many other islands, there are more substantial fisheries for skipjack.

The catch of skipjack in the EPO varies considerably from year to year (Figure 71). During the late 1950s large catches of skipjack were made south of 5°S, and from the late 1950s to the early 1970s large catches of this species were made close to shore off Ecuador and northern Peru. During the early 1970s, however, the center of abundance of the southeastern group seemed to shift to waters off Colombia and Central America, and then during the early 1980s it seemed to shift back to Colombia and Ecuador. In 1990 substantial catches were made off Central America and northern South America (Figure 5).

The size compositions of skipjack samples taken in the EPO during 1985 through 1990 are shown in Figure 18. Differences among years are apparent; the fish were smallest during 1988 and largest during 1985 and 1990.

Population structure

It is of fundamental importance to determine whether the skipjack occurring in the Pacific Ocean belong to one or more than one subpopulation and, if the latter is the case, where the different subpopulations occur and how their distributions vary with time and age. This problem has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, and biochemical genetic data. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined at a workshop of fisheries biologists and population geneticists sponsored by the SPC in 1980, and the conclusions reached at that meeting were discussed in detail in the IATTC Annual Report for 1984. In summary, there are two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate subpopulation hypothesis states that there are two or more genetically distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis states that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded at the workshop that the available data did not favor either the clinal or the separate subpopulation hypothesis.

The IATTC Annual Report for 1984 includes a discussion of the population structure of skipjack in the EPO and their relationship with those in the rest of the Pacific. Tagging has shown that there is little mixing of fish between the northern Mexico and northern South America-Central America areas. The catches of skipjack in the northeastern and southeastern areas are moderately well correlated with one another, however, although in some years, for example 1970, the catch has been above average in one area and below average in the other (Figure 71). Examination of all the available data leads to the conclusion that the skipjack of northern Mexico and northern South America-Central America are parts of a single group inhabiting an arc-shaped area with its tips at those two areas, and that the fish at the ends of the distribution mix at least to some extent on the spawning grounds of the central and/or western Pacific.

During the late 1970s and early 1980s the IATTC staff conducted research on the chemical composition of vertebrae of tunas, using proton-induced x-ray emission spectroscopy (PIXE), to estimate the amount of mixing among fish of different areas. The results of this work have been published in IATTC Annual Reports and in the Collective Volume of Scientific Papers, International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Vol. 24. The rationale behind this technique is that different ocean areas have different chemical, physical, and biological properties which influence the chemical makeup of the hard parts of the fish. Unfortunately, however, stock structure analysis using this technique is expensive and technically difficult. Also, interpretation of the results is difficult because the processes governing the elemental composition of the hard parts are not well understood.

The IATTC, in cooperation with scientists at the University of Washington, is involved in a study of an alternative method of detecting natural markers on the otoliths of tunas. The method currently being tested, which employs an energy-dispersive x-ray detector (EDS) attached to a scanning electron microscope, is non-destructive and hence suited for examination of elemental patterns at different periods of a fish's growth. The technique is inexpensive, and has been applied to species other than tunas with some success. After conducting some preliminary experiments with yellowfin, a study of skipjack microconstituents was carried out, using otoliths from fish of various sizes collected from off Baja California and Hawaii. Three elements, calcium, strontium, and chlorine, appeared in concentrations high enough to be useful for differentiating fish of different areas. Strontium and calcium were found to exhibit the most consistency within fish, provided the readings are made in the same region of the otolith. The concentrations of both strontium and calcium differed greatly among regions of the otolith (focus, mid-region, and outer extremity), but much less between geographic areas. These results may be interpreted in two ways. The fish from Baja California and Hawaii may

have (1) all originated in the same spawning area or (2) originated in different areas, but the method is not powerful enough to detect whatever differences there are. Increasing the sample size would increase the likelihood of detecting differences between areas, if they exist.

To investigate further the possibility that the variation in the observed concentrations of strontium and calcium in different regions of the otoliths is a general trait for the species, samples are being collected in the western Pacific for comparison. Strontium and calcium concentrations measured in other species have been linked to ambient temperatures and growth rates. Neither of these relationships has been directly validated for fish otoliths, however.

In summary, applying x-ray dispersive technology to identify subpopulations of skipjack has not produced useful results, due to either limitations in the method or inadequate sample sizes. The variation in the concentrations of strontium and calcium in different regions of the same otoliths warrants further investigation.

Abundance, availability, and vulnerability to capture

An examination of the effects of environmental conditions on the abundance, availability, and vulnerability to capture of skipjack in the EPO has recently been published in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 6. One study involves analysis of the relationship between the apparent abundance of skipjack in their second year of life in the EPO and (1) the average sea-surface temperature in the area of the Pacific Ocean between 135°W and 180° with sea-surface temperatures exceeding 82°F (27.8°C), and (2) the wind-mixing index (the cube of the average wind speed, which is roughly proportional to the degree of mixing caused by wind in the upper layers of the ocean) in this area.

The first analysis was performed because there is a high positive correlation between the concentration of skipjack larvae in zooplankton net tows and temperature, and it was reasoned that more spawning or better survival of the eggs and/or larvae might occur in warmer years. The second was performed because the survival of skipjack larvae may depend upon the degree of mixing of the upper layers of the ocean. Investigations conducted at the U.S. NMFS Southwest Fisheries Science Center in La Jolla indicate that in the California Current concentrations of food suitable for first-feeding larval anchovies tend to occur in aggregations and well-defined layers. Mixing disrupts the layering and disperses the food organisms, so that many of the larvae are unable to obtain sufficient food for survival. It appears that strong year classes of anchovies are associated with weak winds during the larval stages, and vice versa. It was thought that this effect might also occur in the skipjack spawning areas of the central Pacific. There was a significant relationship between skipjack abundance and sea-surface temperature, and a highly-significant correlation between skipjack and the wind-mixing index, with this index accounting for 46 percent of the variability in the apparent abundance of skipjack in the EPO in their second year of life.

In addition, investigations of the possible relationship between the apparent abundance of skipjack in their second year of life in the EPO and the strength of the eastward-flowing North Equatorial Countercurrent were conducted. If skipjack use this current in their migration it would be expected that young fish would be carried to the EPO in greater than average numbers when the current is stronger and in less than average numbers when it is weaker. No significant correlation was found, however, between skipjack abundance and indices of current speed.

On the whole, the results of the IATTC staff's attempts to relate the apparent abundance of skipjack with environmental conditions suggest that this relationship is complex and not obvious. Some of the problem might be resolved if biological and statistical studies could be made for the entire population unit(s) which contribute(s) to the EPO fishery instead of the portion of it (or them) which inhabit(s) the EPO during part of the life span. Usable catch, effort, and CPUE data are available for some parts of the Pacific population unit(s), but not for others. Also, there is the problem of separating the catches of fish of the population unit(s) which contribute to the EPO fishery from those which do not.

Age-structured models

The yield-per-recruit approach to age-structured modelling has been discussed in earlier in this report for yellowfin. The skipjack and yellowfin populations in the EPO are somewhat different, however. The natural attrition of yellowfin consists only of natural mortality, whereas that for skipjack consists of both natural mortality and emigration to the central and western Pacific. The combined annual rate of natural mortality and emigration for skipjack is estimated from length-frequency and tagging data to be roughly 75 to 90 percent per year, as compared to approximately 55 percent for the natural mortality of yellowfin.

Length-frequency and tag return data have been used to estimate the rate of growth of skipjack. As compared to yellowfin, it is much more difficult to follow the progressions of modal groups because the modal lengths vary so erratically from month to month. Recruitment from the central Pacific and emigration in the opposite direction is obviously largely responsible for this, but it also appears that the vulnerability of groups of fish of different sizes varies considerably from month to month within the EPO. Tagging data are also useful in this respect, although most of the returns are from fish which have been at liberty only short periods of time, and thus are of limited value. Two recently-completed studies (IATTC Bulletin, Vol. 19, Nos. 4 and 6) furnish estimates of the linear growth rates and the parameters of the von Bertalanffy growth equation which are proving useful for studies of age-structured models.

The yields per recruit for skipjack with various combinations of natural attrition (natural mortality plus emigration), fishing effort, and size at entry are shown in Figure 72. The IATTC staff's estimates of age-specific fishing mortality for 1986-1987, growth, and natural attrition have been integrated to obtain the calculations which form the basis for this figure. The sources of the growth-in-weight data were as follows:

Computation	Equation	Source
growth in length	24 cm per year	IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 6
length-weight relationship	$\log w = 3.336 \log l - 8.250$	IATTC Bulletin, Vol. 4, No. 2

Instantaneous annual rates of natural attrition of 1.5 (about 78 percent) and 2.0 (about 86 percent) were used. The values in the horizontal scale are multiples of the fishing effort, *i.e.* 0.5, 1.0, and 2.0 represent effort values half of, equal to, and twice the actual effort values for 1986-1987. Various combinations of fishing effort and size at entry give various yields per recruit, which are indicated by curved lines. For example, if the size at entry is fixed at 40 cm (about 2.7 pounds or 1.2 kg) the yield per recruit with a multiplier of 1 is about 1.58 pounds (0.72 kg) in the upper panel and about 0.85 pounds (0.39 kg) in the lower panel. In the upper panel sizes at entry of about 40 cm with a multiplier of 1 or about 48 cm with a multiplier of 2 to 3 would produce the maximum yield per recruit. In the lower panel the yields per recruit are greatest with sizes at entry of 30 cm or less. In general, fishing effort considerably greater or ages at entry considerably less than has been the case so far in the EPO would be required to reduce the yield per recruitment. This is because the losses to the total weight of a cohort of fish by natural mortality and emigration exceed the gains to it by growth, even when the fish are less than 50 cm long and presumably growing rapidly.

Production models

Production models, based on indices of abundance of the fish, have been described in earlier in this report for yellowfin. It was pointed out that models of this type are not applicable unless the fish in question belong to a discrete population, *i.e.* there is relatively little interchange between the fish in the area under consideration, in this case the EPO, and those in other areas where the species in question is exploited, or the exchange rates among subpopulations are known. Neither of these

requirements is met, as tagging has demonstrated interchange of fish of the eastern, central, and western Pacific Ocean (Figure 73), but the exchange rates are not known. Most of the skipjack caught in the EPO are taken relatively near the coast, and most of these are apparently the result of spawning in the central and/or western Pacific, which may also supply skipjack to the offshore portions of the EPO, the central Pacific, and the western Pacific. Thus the amounts caught in the EPO may be determined by either the abundance of juveniles hatched in the central and/or western Pacific or the portion of juveniles in that or those areas which migrate to the EPO. In the absence of definition of the population being exploited, production modelling is of little or no value for skipjack in the EPO fishery.

Considerations for 1991

The yield-per-recruit model does not indicate any need for the management of skipjack. This model, with a natural attrition value of 2.0, indicates that the maximum yield per recruit from adolescent skipjack in the EPO can be obtained by fishing the individuals over about 30 cm in length as hard as possible. Conceivably this could reduce the recruitment in subsequent years, but this seems unlikely from what is known of the spawning behavior and population structure.

It is reasonably certain that skipjack are underfished in the EPO and that this situation will continue in the foreseeable future. Nevertheless it is important, for at least two reasons, to learn more about this species and its relationships with the environment. First, such knowledge may make it possible to predict the abundance of skipjack in the EPO several months ahead of time, which would be of great value to fishermen who must decide in advance whether to fish in the EPO or elsewhere. Second, knowledge of the environmental conditions favorable to the existence of skipjack, coupled with understanding of the dynamic processes of the ocean, could make it possible to predict where and when skipjack are likely to be caught, which should increase the efficiency of the fishing fleet. A wide variety of information on skipjack and its relationships with the environment has recently been analyzed, and a major report on this subject (IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 6) was published in 1989.

NORTHERN BLUEFIN

Northern bluefin occur in both the Atlantic and Pacific Oceans. The world and Pacific Ocean catches of northern bluefin are much less than those of skipjack, yellowfin, bigeye, or albacore, but the fishery is still of considerable economic value. The annual catches of northern bluefin in the Pacific Ocean for the 1951-1990 period are shown in Figure 74. Surface gear accounts for the majority of the catches in both the eastern and western Pacific. In the western Pacific the catches were well above average during 1978-1983, were relatively poor in 1984, and then improved in 1985 and 1986. In the eastern Pacific Ocean (EPO) the catches were poor during 1980-1984, improved in 1985 and 1986, and were poor again in 1987, 1988, 1989, and 1990.

In the EPO nearly all of the catch is made by purse seiners fishing relatively close to shore off California and Baja California. The fishing season typically extends from late May to mid-October, although sporadic catches are made in other months. The 1990 catch was about 1,600 tons, which was about 400 tons more than the 1989 catch, but considerably below the average for the 1950s, 1960s, and 1970s. In 1990 bluefin were caught only north of 29°N. About 87 percent of the catch was taken during the July-September period.

The staff of the IATTC has been studying bluefin on a modest scale since 1973. Prior to 1979 staff members collected logbook data and measured samples of fish caught by purse seiners in the EPO to determine their length compositions. Since 1979, however, more has been done. In 1979 a review of information pertinent to stock assessment of this species was prepared (IATTC Internal Report 12). Parts of that review are summarized in the IATTC Annual Report for 1979. Also, data on the surface catches of bluefin in the EPO by area, date, vessel size class, size of school, type of school, etc., were assembled, analyzed, and published in 1982 in IATTC Bulletin, Vol. 18, No. 2. A scientist

from the Far Seas Fisheries Research Laboratory (FSFRL) (now the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF)), Shimizu, Japan, spent the period of September 1988-January 1989 at the IATTC headquarters in La Jolla, where he collaborated with an IATTC staff member in studies of bluefin. Some of the results of these studies will be published in an IATTC Bulletin in 1991. A workshop on bluefin tuna, sponsored jointly by the IATTC and the Australian Fisheries Service, was held in La Jolla, California, in May 1990. Its purpose was to discuss and report on the strengths and weaknesses of stock assessment techniques used on bluefin stocks in the Pacific, Indian, and Atlantic Oceans and the Mediterranean Sea. The proceedings of the meeting will be published as a Special Report of the IATTC in 1991.

Histograms of the estimated tons of bluefin caught in the EPO for 1985-1990 are shown in Figure 19. Exceptionally large fish, weighing 230 to 1010 pounds (105 to 460 kg) were caught during October-December of 1986, 1988, and 1989. The total weights of the large fish were small, but these fish were of considerable economic value, as immediately after they were caught most of them were flown to Japan, where high prices are paid for fresh bluefin.

Bluefin were tagged in the EPO in 1958 and 1979-1980 by the IATTC staff and in 1962-1968 by the U.S. Bureau of Commercial Fisheries, the California Department of Fish and Game (CDFG), and the Mission Bay Research Foundation. These data are summarized in Table 26. Analysis of the data for the fish recaptured in the EPO indicates seasonal north-south movement, with the fish being furthest north during July-October and furthest south during May-June. Ten returns from the western Pacific have been obtained, all from fish which were at liberty more than 22 months.

Tagging of bluefin in the western Pacific was carried out by IATTC employees who were stationed in Japan intermittently during 1980-1982 and by employees of the FSFRL during 1980-1988. The returns to date are summarized in Table 27. The results of these experiments are discussed in the Annual Report of the IATTC for 1988, pages 26-27. The migrations from the western to the eastern Pacific are of particular interest. Some year classes, *e.g.* 1983 and 1984, produced large numbers of migrants and others did not. The best catches during the 1980s in the EPO were made in 1985 and 1986, and these consisted mostly of age-2 fish of the 1983 and 1984 year classes. (In this report fish in their first year of life are referred to as 0-year-olds, age-0 fish, or fish 0 years of age, fish in their second year of life are referred to as 1-year-olds, age-1 fish, or fish 1 year of age, and so on.)

Life history and relationships between fish of the western and eastern Pacific

The information in this section is presented as background necessary for understanding the section on stock assessment which follows it.

Spawning of bluefin in the Pacific Ocean is known to occur only in the vicinity of Japan. Some fish apparently remain their entire lives in the western Pacific. Others migrate to the EPO, perhaps mostly or entirely during their first or second years of life. Those which migrate during their first year are exposed to the summer and fall troll fisheries for small bluefin and other species off Japan before beginning their journey to the EPO in the fall or winter. Those which migrate during their second year are also exposed to the winter troll fishery and other fisheries which take place in the vicinity of Japan before beginning their journey to the EPO in the spring, summer, or fall. The migrants, after crossing the ocean, are fished by purse seiners off California and Baja California.

Fish less than about 100 cm in length, which make up the bulk of the EPO catch, may or may not leave the EPO each fall or winter. Bluefin of that size are seldom caught in the EPO during November-April, which might indicate that they have left that region. If so, they probably do not go all the way to the western Pacific, however, as the minimum time at liberty observed for a tagged fish released in the EPO and recaptured in the western Pacific was 674 days; if most of them migrated to the western Pacific each fall or winter and back to the EPO each spring some would probably have been recaptured in the western Pacific in the winter or early spring after less than about 100 to 150 days at liberty. Also,

the energy costs of making such a long migration are so high that it would probably not be feasible for a fish to make two such migrations each year for several years.

After a sojourn in the EPO, which may or may not be interrupted by temporary visits to the central or western Pacific, the survivors return to the western Pacific, where, presumably, they eventually spawn. The length of the sojourn in the EPO is not known, but the results of recent age-composition studies seem to indicate that most of the fish begin their return trip to the western Pacific before reaching 3 years of age. It is virtually certain, however, that some fish stay in the EPO at least 2 years, as fish tagged in the EPO have been recaptured there after as long as 2 years at liberty. Fish of at least 6 or 7 age groups are caught in the EPO, so it is possible that some fish stay in that region for at least 5 or 6 years.

Large fish are occasionally caught in the EPO, especially in the vicinity of Guadalupe Island, Mexico, and the Channel Islands, off Southern California. The largest of these are almost certainly over 10 years old. These have not necessarily resided in the EPO Ocean since they were about 1 1/2 to 2 years old. They may have arrived for the first time shortly before they were caught, or they may have made more than one round trip across the Pacific. It seems unlikely that all the large fish could spawn in the western Pacific each year, however, as some have been caught in the EPO during the spawning season.

Stock assessment

The staff of the IATTC is concerned about the poor catches of bluefin in the eastern and western Pacific in some years, and particular attention is being given to the poor catches in the EPO during 1980-1984 and 1987-1989. This could be due to (1) a decrease in the overall abundance of fish greater than about 60 cm in length caused by heavy exploitation of fish in their first year of life off Japan, (2) reduced fishing effort in the EPO, (3) a decrease in vulnerability to capture of the fish which have migrated to the EPO, and/or (4) a decrease in the availability of bluefin in the EPO (*i.e.* a decrease in the portion of the population which has migrated to the EPO or a shorter average sojourn in the EPO of the fish which have made that migration).

In regard to Point 1 above, unpublished data of the NRIFSF for the age composition of the catch of bluefin during 1966-1986 by Japanese vessels (Table 28) indicate that there has not been a decline in the catches of fish older than age-0 nor an increase in the ratio of age-0 to older fish, which seems to rule out the first possibility.

Proceeding now to Point 2, the numbers of smaller purse seiners, which previous to the late 1970s had been responsible for most of the bluefin catches in the EPO, declined during the late 1970s and the 1980s. The catch and effort data should be examined in such a way that it can be determined to what extent the decline in the catches is due to declines in effort by vessels of various sizes. Accordingly, for the area north of 23°N and the May-October periods for 1975 through 1987, tabulations were made of (a) the tons of bluefin caught, (b) the numbers of purse-seine sets, (c) the portions of those sets which caught bluefin, (d) the tons of bluefin caught per successful bluefin set, and (e) the percentages of bluefin caught off Mexico and the United States. Virtually all of the bluefin catches are made north of 23°N, and the great majority are made during the May-October period. The 1975-1987 period includes years of normal and below-normal catches. Some results obtained from manipulation of these data are shown in Figure 75. The greatest decline has been for catch (except for Class-2 and -3 vessels). The numbers of sets have declined by about 50 percent for Class-3, -4, and -5 vessels, while the average catches per successful bluefin set have remained about the same. The portions of the sets which caught bluefin were greater in 1985 and 1986 than in the other years with average to better-than-average bluefin catches, 1975-1980 and 1982. The portions of the catches taken off Mexico and the United States remained about the same for each vessel size class during the period under consideration. Thus the amounts of bluefin caught per successful bluefin set stayed about the same, but the numbers of sets made on bluefin decreased. From these data it appears that most of the decrease in catches of bluefin

is due to lesser availability or vulnerability to capture of this species and or declining effort. Information on tagging (IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 1) and age composition (summarized below) indicate that lesser availability is an important factor in the reduced catches in the EPO.

In regard to Point 3, there is no obvious reason to suggest that the vulnerability to capture of the fish in the EPO has been declining, so this possibility has been discounted until evidence to the contrary is produced.

Proceeding finally to Point 4, age composition data (Table 28) have been assembled by the staffs of the NRIFSF and the IATTC. Correlation coefficients were calculated for 10 pairs of data (Table 29, upper panel), using the data in Table 28. Three of these were significant at the 5-percent level. The numbers of age-2 fish in the eastern and western Pacific are negatively correlated (Test 6), indicating that poor catches in the EPO could be due at least partly to greater-than-normal portions of the total population failing to migrate from the western to the EPO. The catches of age-1 and -2 fish in the EPO are positively correlated (Test 7), indicating that the catch of age-2 fish in the EPO can be predicted, albeit poorly, from the catch of age-1 fish in the EPO one year previously. The catches of age-0 and 1 fish in the western Pacific are highly correlated (Test 8), indicating that the catch of age-1 fish in the western Pacific can be predicted from the catch of age-0 fish in the western Pacific one year previously.

The coefficient of correlation for the catches of age-0 fish in the western Pacific and the catches of age-2 fish in the EPO two years later is 0.386 (Table 29, Test 2). Although this relationship is not significant at the 5-percent level, it may indicate that the catch of age-2 fish in the EPO is related to recruitment two years previously, assuming that the catch of age-0 fish in the western Pacific is a valid index of recruitment. Since the catch of age-2 fish in the EPO appears to be related to the recruitment two years previously (Test 2) and the catch of age-2 fish in the western Pacific in the same year (Test 6), a multiple correlation coefficient was calculated (Test 11). The resulting coefficient of multiple determination was highly significant, indicating that 55.6 percent (0.7462×100) of the variation of the catches of age-2 fish in the EPO is explained by (1) a positive relationship to recruitment in the western Pacific and (2) a negative relationship to the catch of age-2 fish in the western Pacific. Since the catches of age-2 fish make up the majority of the catch by weight in the EPO in most years, recruitment and emigration from the western Pacific appear to have major influences on the total catches in the EPO.

In general, the results of the analysis of the catch-at-age data tend to support the tentative conclusion from the studies of the tagging data that variations in the portions of western Pacific fish which migrate to the EPO are at least partly responsible for variations in catches in the EPO.

The above information suggests at least three high-priority research items. The first is further studies of population structure. The tentative conclusion that there is a single major population from which different portions migrate to the EPO in different years needs further investigation. If this conclusion is confirmed, attempts should be made to determine what oceanographic conditions influence the migration of fish from the western to the eastern Pacific. Also, it would be of great interest to know if the bluefin hatched in the Sea of Japan are genetically distinct from those which are hatched south of Japan. Further knowledge might be obtained from biochemical genetic studies, but such studies could be time-consuming and expensive to carry out. The second is further study of catch, length-frequency, and age data for the western and eastern Pacific fisheries and analysis of these on a Pacific-wide basis. As mentioned above, scientists of the NRIFSF have recently assembled data on the age composition of bluefin caught in the western Pacific during 1966-1986. The IATTC staff is currently carrying out such studies for the EPO. Later, if time and fiscal resources permit, NRIFSF and IATTC scientists will probably work together on the data for the entire Pacific. The third is performance of a yield-per-recruit analysis. This has been done, using only the data in Table 30. The sources of the growth-in-weight data were as follows:

Computation	Equation	Source
growth in length	$l = 219(1 - e^{-0.211t})$	IATTC Ann. Rep., 1984: 258
length-weight relationship through May of the third year of life	$\log w = 3.40 \log l - 20.1$	IATTC Ann. Rep., 1980: 39
length-weight relationship after May of the third year of life	$\log w = 2.78 \log l - 7.67$	California Department of Fish and Game, unpublished data

The annual coefficient of natural mortality was set at 0.2 and 0.3 and the annual coefficients of fishing mortality were set at 1.0 for periods of substantial catches, 0.0 for periods of zero or very low catches, and 0.5 for periods of transition. It was assumed that the fish either begin a west-east migration during their first year of life and then begin an east-west migration during their third year of life (Option 1) or begin a west-east migration during their second year of life and then begin an east-west migration during their third year of life (Option 2). Graphs showing the yields per recruit possible with different ages of entry into the fishery, and with three multipliers of the vector of fishing effort, are shown in Figure 76. Because the values of the natural and fishing mortality, especially the latter, are little more than guesses, the results of these analyses should not be taken literally. Nevertheless, it appears that increasing the age at entry into the fishery to about 2 1/2 years (90-100 cm) would maximize the overall yields (*i.e.* the catches in both the western and eastern Pacific) of fish which migrate to the EPO.

BIGEYE

Data on the catches of bigeye in the Pacific Ocean are given in Table 31. The combined surface and subsurface catches of this species in the eastern Pacific Ocean (EPO) during recent years have been about the same as those of skipjack, but substantially less than those of yellowfin (Table 1). Bigeye are caught mostly by longlines. During the early 1950s there was little longline fishing in the EPO, and hence the catches of bigeye in that area were low. During the mid-1950s, however, Japanese longline vessels began to fish in the EPO, and the catches of bigeye increased. Accordingly, this species has been given more attention by the IATTC staff. During the 1965-1990 period eight papers dealing with the Japanese longline fishery for bigeye and related species in the EPO have been published.

The estimated catches of bigeye by surface gear in the EPO increased during the late 1960s and the 1970s, and then declined after 1981 (Table 31). The increases were apparently due to two factors. First, the actual catches probably increased because there have been no regulations for this species, which in some instances caused fishermen to seek out bigeye in preference to yellowfin, as the latter were subject to regulation in a considerable portion of the EPO during the latter part of each year of the 1966-1979 period. Concurrently with this, the fishermen's skill in catching bigeye probably increased. Second, the recent statistics are more accurate. Bigeye and yellowfin caught by the surface fishery bring the same price to the fishermen, so bigeye have often been reported as yellowfin. Since the advent of regulations, however, the two species have more often been reported separately, and in locations where they are not there has been better coverage by IATTC employees, who estimate the proportions of the two species in mixed landings.

The IATTC staff's studies of surface-caught bigeye have consisted principally of recording and processing catch and effort data from information on weights of fish unloaded and logbook records, collection of length-frequency data from fish unloaded at canneries, and analysis of these data. In addition, during the 1959-1978 period 611 surface-caught bigeye were tagged, and 15 of these have been recaptured.

The distributions of the surface catches of bigeye in the EPO, averaged over the 1981-1987 period, are shown in Figure 77. This information was obtained from logbook data collected by the

IATTC staff. The greatest catches were made off northern South America and offshore west of South and Central America. Bigeye were caught off Baja California and California during the third quarter.

Length-frequency data for bigeye caught by purse seiners in the EPO during 1985-1990 and measured by IATTC staff members are shown in Figure 20. About half the catch by weight is made up of fish less than 100 cm in length.

An analysis of the surface fishery for bigeye in the EPO has recently been completed by scientists from the NRIFSF and the IATTC. It was shown that there is considerable overlap in the lengths of bigeye taken by the surface and longline fisheries. About 64 percent of the catch of bigeye is taken in unassociated schools, 29 percent in schools associated with floating objects, and the rest in schools associated with whales, sharks, and dolphins. During the 1971-1986 period the average catch per successful set of bigeye was 23 tons (22 and 28 tons for unassociated schools and floating-object schools, respectively). The percentages of bigeye caught which were in pure schools (not mixed with other species of commercially-important fish) were as follows: unassociated schools, 76; floating-object schools, 28.

The distributions of the catches per unit of effort of bigeye by Japanese longliners in the EPO, averaged over the 1981-1987 period, are shown in Figure 78. The hook rates (numbers of fish caught per 100 hooks) of bigeye were high in most of the EPO except the area north of 5°N and east of 125°W. The greatest hook rates were recorded (1) between Ecuador and 120°W and 10°S and 5°N throughout the year, (2) northeast of Hawaii between 20°N and 33°N and 122°W and 140°W during the first and fourth quarters, and (3) off southern Peru and northern Chile between 18°S and 25°S and 80°W and 90°W during the third and fourth quarters.

In the north equatorial region, between the equator and 10°N, where there was heavy fishing effort, the hook rates were relatively low during the second half of the year, especially in the western part of this region. In the south equatorial region, between the equator and 15°S, however, the hook rates were relatively high in the western part of the region throughout the year.

The distribution of effort did not coincide well with the areas of greatest hook rates of bigeye, even though bigeye was the most important species of fish caught by Japanese longliners. For example, heavy concentrations of effort are apparent in equatorial waters (8°N to 15°S and west of 110°W), but the hook rates of bigeye in this area were not particularly high. Furthermore, although the hook rates for bigeye were fairly high northeast of Hawaii and off southern Peru and northern Chile, not much effort was exerted in these areas. This may be because in the equatorial region bigeye could be caught throughout the year and the fish tended to be large, whereas in the higher latitudes the occurrence of bigeye was more seasonal and the fish tended to be smaller.

Length-frequency data for bigeye caught by longlines in the area delineated in Figure 79 during 1981-1987 are shown in Figure 80. Most of the fish in the catch ranged from about 90 to 170 cm in length. The length compositions varied considerably from year to year. The proportions of smaller fish were greatest during 1982 and 1986, and those of larger fish were greatest during 1983 and 1984.

In general, there are two approaches to the analysis of the effects of fishing on a population of fish, age-structured modelling and production modelling. These models are described in detail in the section of this report dealing with yellowfin.

Age-structured models

The yield-per-recruit model, a type of age-structured model, gives information on the yield per recruit to be expected with different combinations of size at entry and fishing effort. The input consists of length-at-age or weight-at-age data and natural mortality data. Both of these, especially natural mortality, are difficult to estimate. Nevertheless, the yields per recruit of bigeye at various combinations of length at entry and fishing effort (F) were calculated. The length-at-age data were obtained from an equation for the growth of bigeye which appears in IATTC Bulletin, Volume 11, Number 2. Because it is impossible, with the data presently available, to estimate the coefficient of natural mortal-

ity (M) of bigeye with any degree of confidence, trial values of 0.4, 0.6, 0.8, and 1.0 on an annual basis were used. The results with lengths at entry of 40 cm (4 pounds or 2 kg), 60 cm (12 pounds or 5 kg), 90 cm (38 pounds or 17 kg), 120 cm (87 pounds or 40 kg), and 150 cm (167 pounds or 76 kg) and annual values of F of 0.0 to 1.6, are shown in Figure 81. In every case the yields per recruit were least with a length at entry of 150 cm, so the discussion will be confined to the other four values, 40, 60, 90, and 120 cm. It appears from Figures 20 and 80 that most of the purse seine- and longline-caught bigeye are recruited at about 60 to 90 and 90 to 120 cm, respectively. In 1980 and 1982-1984, however, substantial amounts of bigeye between 40 and 60 cm were caught in the purse-seine fishery. At an M value of 0.4 the yields per recruit are roughly the same for all lengths at entry at F values up to 0.4. At F values of 0.6 and greater the yields per recruit are less for a length at entry of 40 cm, and at F values of 0.8 and greater they are less for a length at entry of 60 cm. At an M value of 0.6 the yields per recruit are roughly the same at all values of F for lengths at entry of 60, 90, and 120 cm. They are also about the same for a length at entry of 40 cm for F values up to 0.6, but at greater F values the yields per recruit are less. At an M value of 0.8 the yields per recruit are approximately the same at all F values regardless of the length at entry. At an M value of 1.0 the yields per recruit are roughly the same at all F values for lengths at entry of 40, 60, and 90 cm, but less for a length at entry of 120 cm. In general, at high values of M the greatest yields per recruit are realized with low to intermediate lengths at entry (40, 60, and 90 cm) and at low values of M the greatest yields per recruit are realized with intermediate lengths at entry (90 and 120 cm). Although it is presently not known what value of M is most applicable to the bigeye population exploited by the surface and longline fisheries of the EPO, it is most likely between 0.4 and 0.8. At these levels the above analyses suggest that the yield per recruit would be maximized at a length at entry between about 90 and 120 cm. This implies that the average length at entry for the surface fishery is less than that which would maximize the yield per recruit and that for the longline fishery is greater than that length. It is stressed, however, that these estimates are based upon inadequate data, so their reliability is low.

Production models

Production models are applicable only to fish of a discrete population, so such models can be used with bigeye of the EPO only if there is relatively little interchange of these fish with those of the areas to the west. The movements of bigeye tagged by various organizations which were at liberty for long periods of time are shown in Table 32. The distances travelled were less than many which have been recorded for the other principal market species of tuna, but not much importance should be attached to this, in view of the small number of returns.

Data on the effort, catch, and catch per unit of effort (number of fish caught per 100 hooks) for 1954-1987 for the portion of the EPO delineated in Figure 79 are shown in Figure 82. This area was selected because it includes the major bigeye fishing grounds, and it is believed that inclusion of data for areas with large amounts of effort and low catches of bigeye would tend to mask whatever relationship may exist between effort and bigeye catch. During 1954-1960 the effort and catches were low and the catch per unit of effort (CPUE) was high. During 1961 through 1964 the effort and catches were much greater than during 1954-1960. The CPUE was slightly less than 3 fish per 100 hooks in 1961, and declined to less than 1.5 fish per 100 hooks in 1964. During 1964 through 1985 the effort ranged between about 50 and 130 million hooks and the catch between about 0.4 and 1.3 million fish, but the CPUEs remained nearly constant, at about 1 fish per 100 hooks. The effort increased to about 145 million hooks in 1986 and 170 million hooks in 1987, while the CPUEs remained at about 1 fish per hundred hooks. It is normal for the CPUE to decline with increasing effort, and modest decreases do not necessarily indicate overfishing (from the standpoint of reducing the average maximum sustainable yield (AMSY), as discussed in the section of this report dealing with yellowfin). Decline of the CPUE to less than half what it was when the effort was low, however, could be indicative of reduction of the population to a level less than that necessary to produce the AMSY. It may be significant,

however, that the catches more than tripled during the 1965-1987 period, while the CPUEs remained about the same. This could be due to the fact that bigeye, because of its high price, was especially sought by longline fishermen. For example, the adoption of deep longline gear during the late 1970s may have kept the CPUE of bigeye at the same level while its abundance decreased. Uncertainty regarding the interpretation of the data also results from the uncertainty concerning the amount of interchange of fish between the area in question and contiguous areas.

BLACK SKIPJACK

Black skipjack, although they constitute only a minor part of the total landings of tunas caught in the eastern Pacific Ocean, are of considerable commercial importance in a number of Latin American countries. Furthermore, they represent a resource of significant magnitude, which will be more heavily exploited as the demand for tuna increases. Accordingly, it is prudent to learn as much as possible about this species.

The present knowledge of black skipjack comes mainly from vessel logbook data, data on the weights of fish unloaded at canneries, stomachs, gonads, and measurements of fish taken at canneries, physiological data gathered on one tagging cruise, gonads collected for histological studies on tagging cruises, larval surveys directed primarily at other species, recapture data for black skipjack tagged incidentally to yellowfin and skipjack, and current studies at the IATTC's Achotines Laboratory.

Data on the landings of black skipjack by tuna boats during 1961-1990 are listed in Table 1. These data include only the fish which are landed. Additional amounts are known to have been caught but not landed, and these are not included in the statistics. Black skipjack are also caught by small boats based in Latin America, for which data are not obtained. Therefore the actual catches are greater than those recorded in the table. The areas of the 1980-1983 catches by vessels from which logbook data were obtained are shown in Figure 83.

An analysis of the length-weight relationships of black skipjack is given in IATTC Internal Report 17. Some observations on the swimming performance, body temperatures, and gastric evacuation times of black skipjack were made on a tagging cruise conducted in 1981, and an analysis of the results was published in an outside journal in 1984. Information on the areas and duration of spawning, size at sexual maturity, sex ratios, fecundity, and spawning frequency was recently published in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 2. The measurement of reproductive potential is of primary importance with respect to the dynamics of fish populations, since it is a basic determinant of productivity. Furthermore, since the amount of fish of catchable size available to the fishery is largely dependent on the success of spawning and survival during the earliest stages of life, studies of this nature can yield information of potential value for predictive purposes.

Large numbers of larval and juvenile black skipjack, along with those of other species of scombrids (tunas and mackerels) have been collected, particularly off Central America and near the entrance to the Gulf of California. In addition, 1,502 black skipjack have been tagged, and 107 of these have been recaptured. Information on the movements and growth of black skipjack, as determined from these data, are given in the IATTC Annual Report for 1982.

The larvae and juvenile data, tagging data, and logbook data provide indices of abundance of black skipjack relative to the other species of scombrids. It appears, on the basis of this information, that the potential annual production of this species is far greater than the present levels of landings.

A considerable amount of work on black skipjack is currently being conducted at the IATTC laboratory at Achotines, Panama. The growth of the larvae and juveniles is being studied by rearing fish caught in the wild at the laboratory and by examination of the otoliths of wild-caught fish. Laboratory experiments are being conducted to test the hypothesis that otolith increments are formed at the rate of one per day, by immersing the fish in solutions of tetracycline hydrochloride or calcein with seawater for several hours and then examining their otoliths after several subsequent days of growth. Slides made of histological sections of larvae and juveniles are being examined to determine their

nutritional state, to gain some insight into the potential for mortality due to starvation. Experiments have been conducted to develop criteria for judging the nutritional condition of field-caught fish by examining the cellular condition of fish subjected to controlled feeding and starvation regimes in the laboratory. Field studies are being conducted to learn more about how the environment affects the growth and survival of the larvae in the wild. Larval black skipjack have been sampled for these studies, using a bongo net at fixed sampling stations near the Ahotines Laboratory. A study of muscle and heat exchanger development is also being carried out. The results from all of these studies will be applicable, to a considerable extent, to other species of tunas. A paper describing the growth of black skipjack reared in captivity has recently been published.

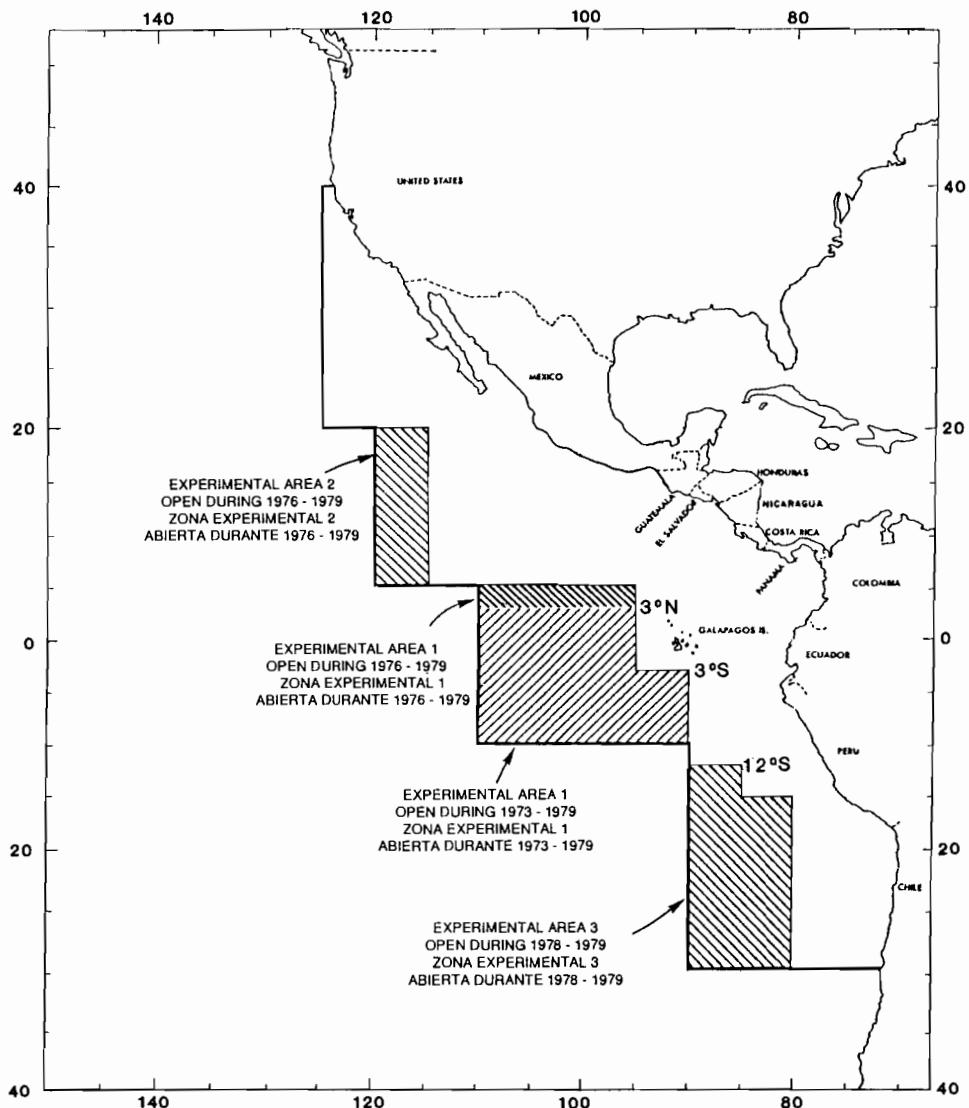


FIGURE 1. The Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA).

FIGURA 1. Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA).

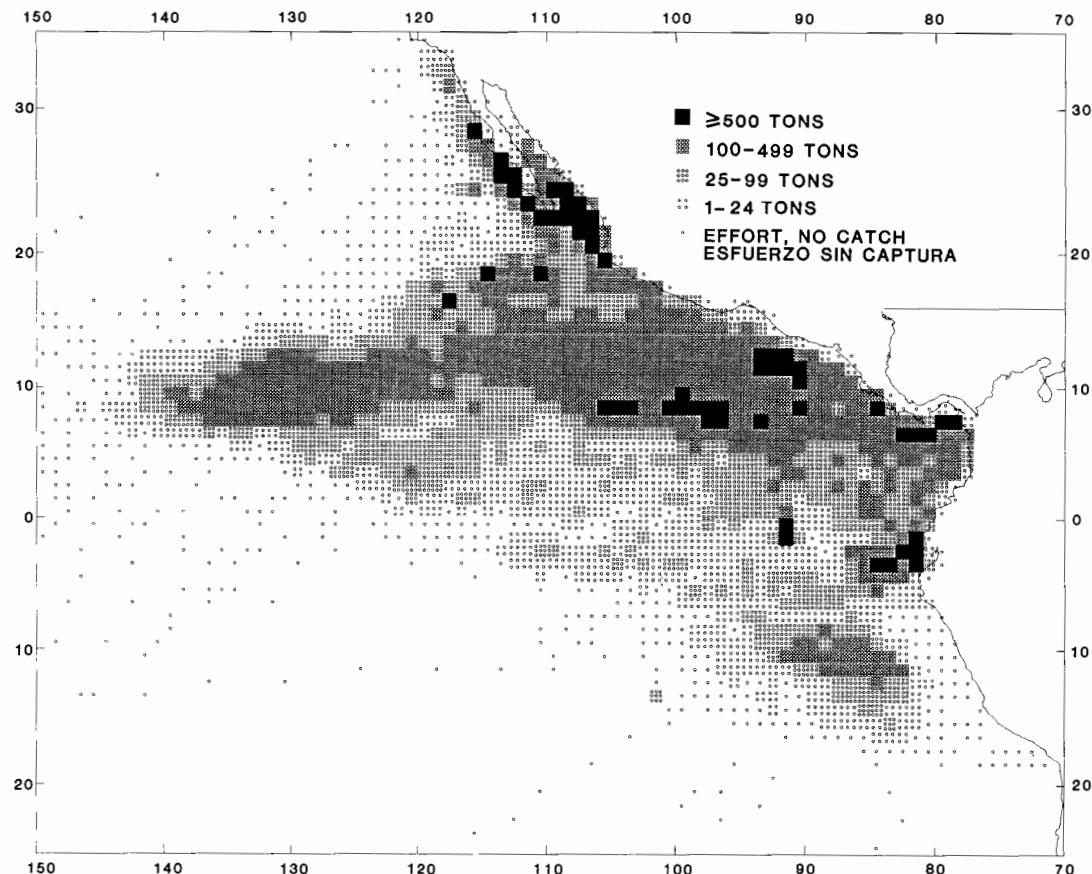


FIGURE 2. Average annual catches of yellowfin in the EPO during 1979-1989 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 2. Capturas medias anuales de atún aleta amarilla en el OPO durante 1979-1989, en todos los viajes cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

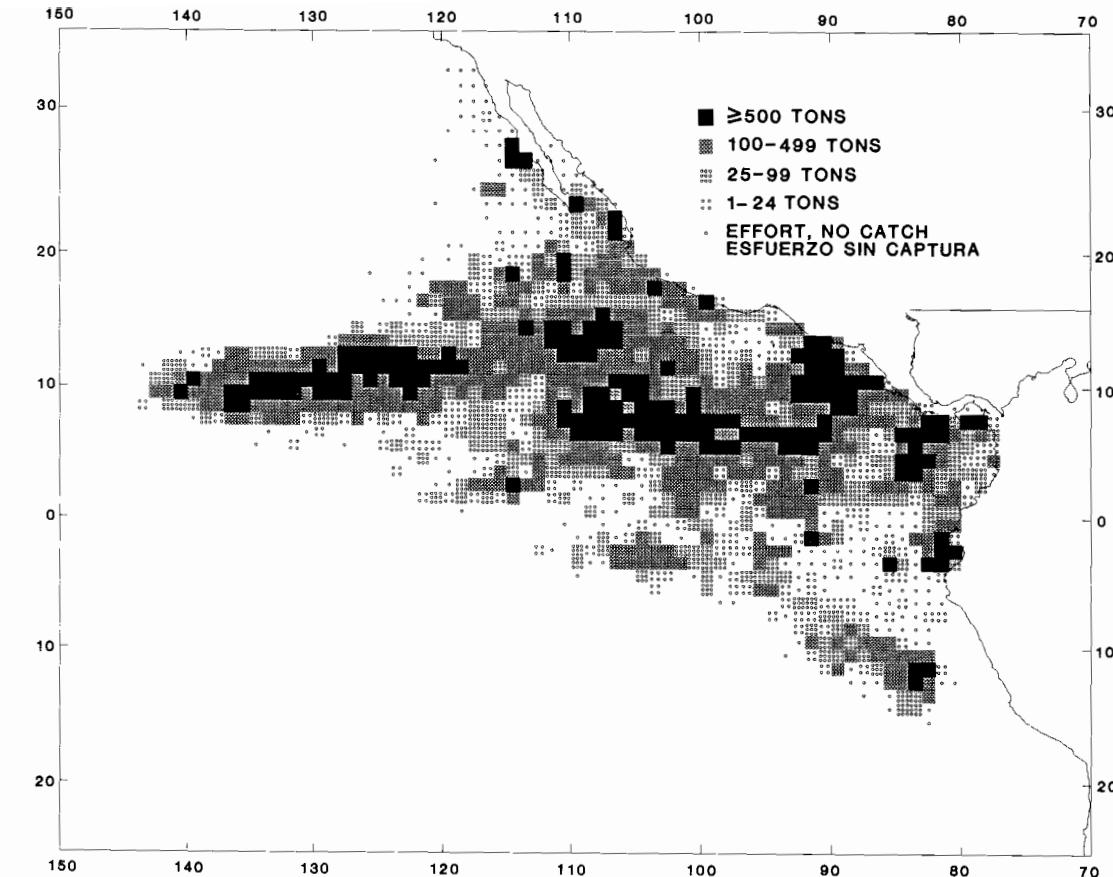


FIGURE 3. Catches of yellowfin in the EPO in 1990 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 3. Capturas de atún aleta amarilla en el OPO en 1990, en todos los viajes cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

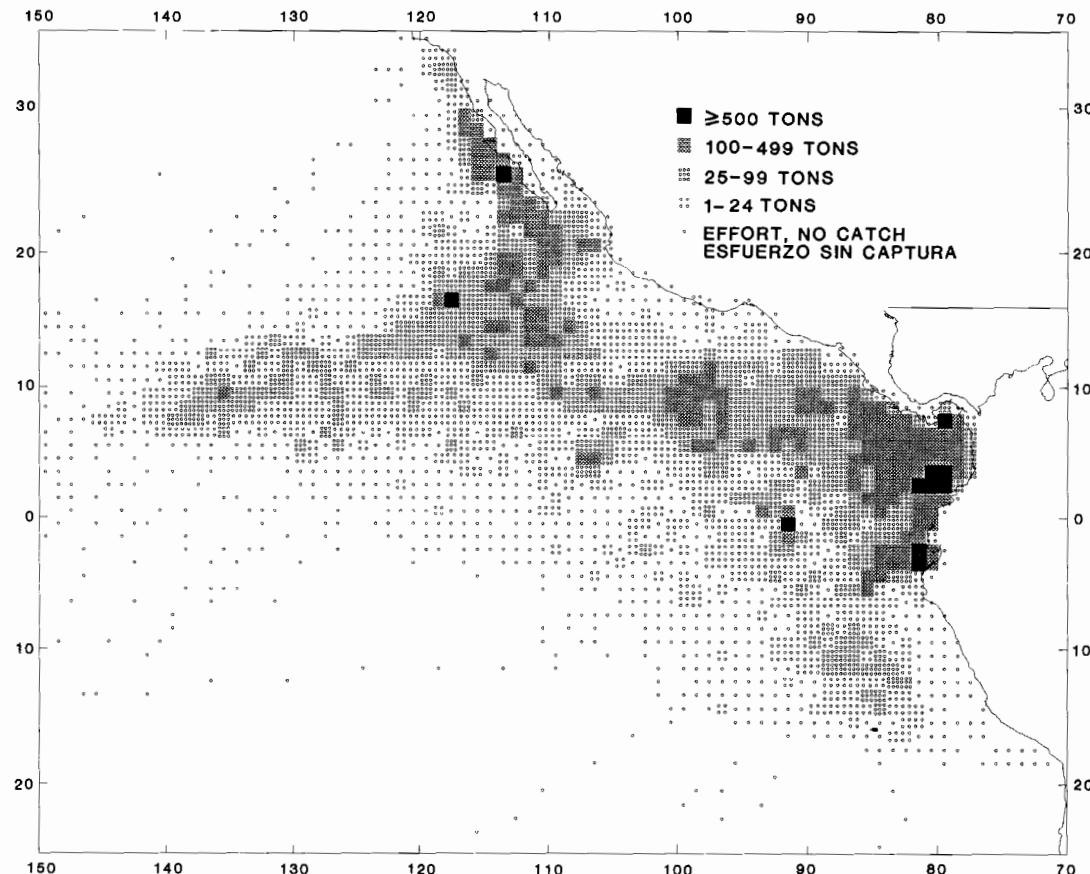


FIGURE 4. Average annual catches of skipjack in the EPO during 1979-1989 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 4. Capturas medias anuales de barrilete en el OPO durante 1979-1989, en todos los viajes cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

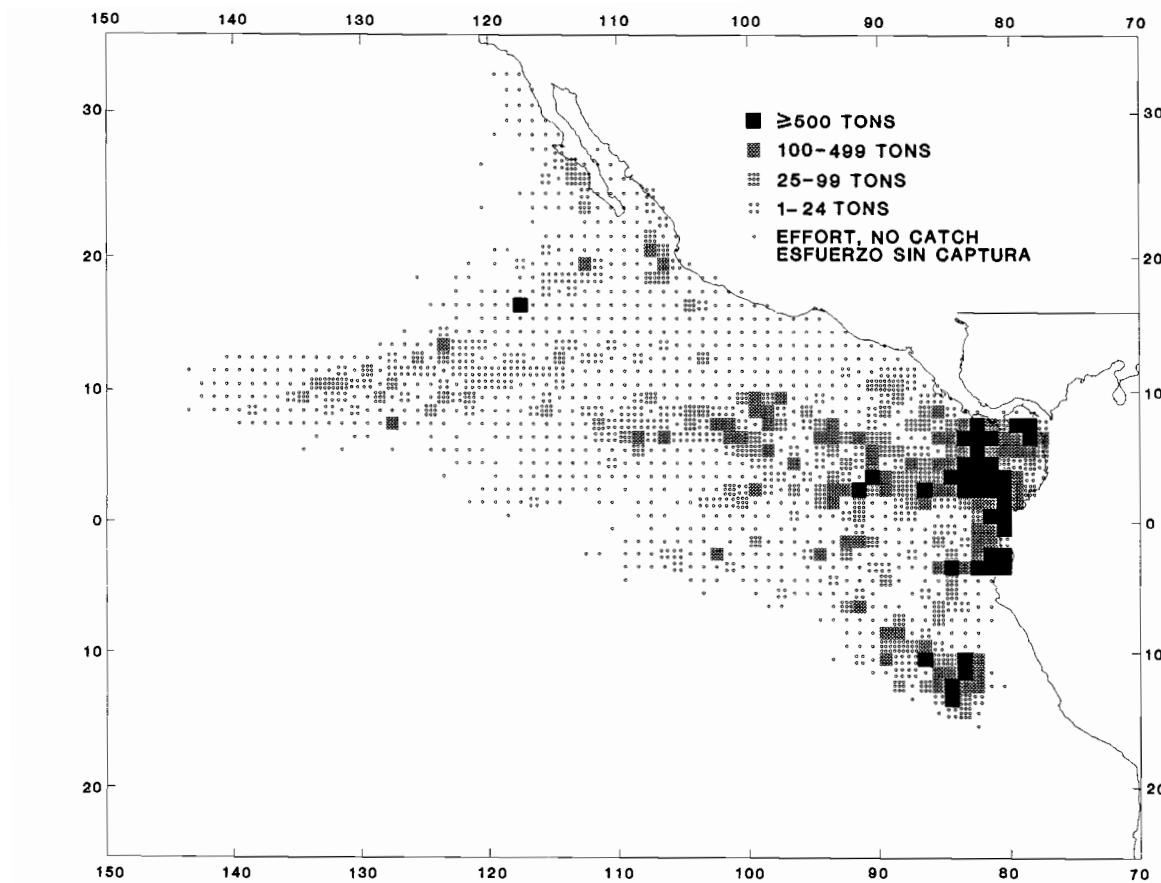


FIGURE 5. Catches of skipjack in the EPO in 1990 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 5. Capturas de barrilete en el OPO en 1990, en todos los viajes cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

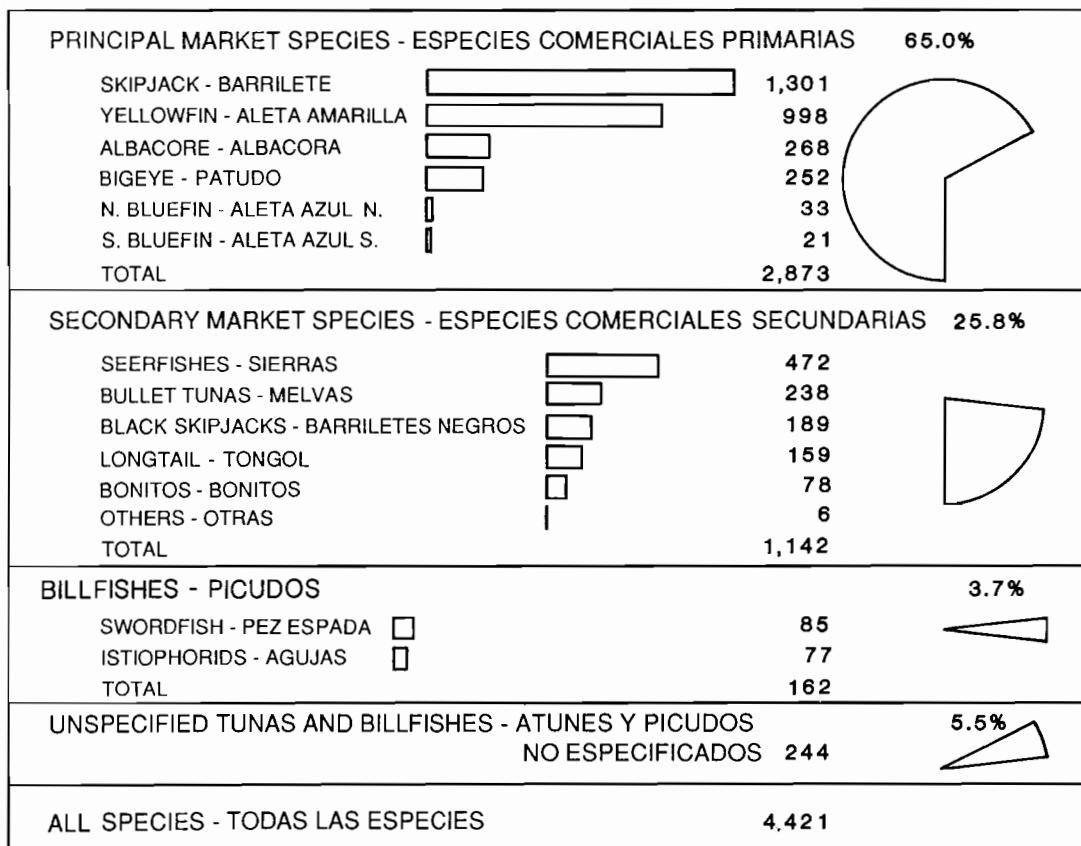


FIGURE 6. World catches of tunas and tuna-like species in 1989, in thousands of short tons.

FIGURA 6. Capturas mundiales de atunes y especies afines en 1989, en millares de toneladas cortas.

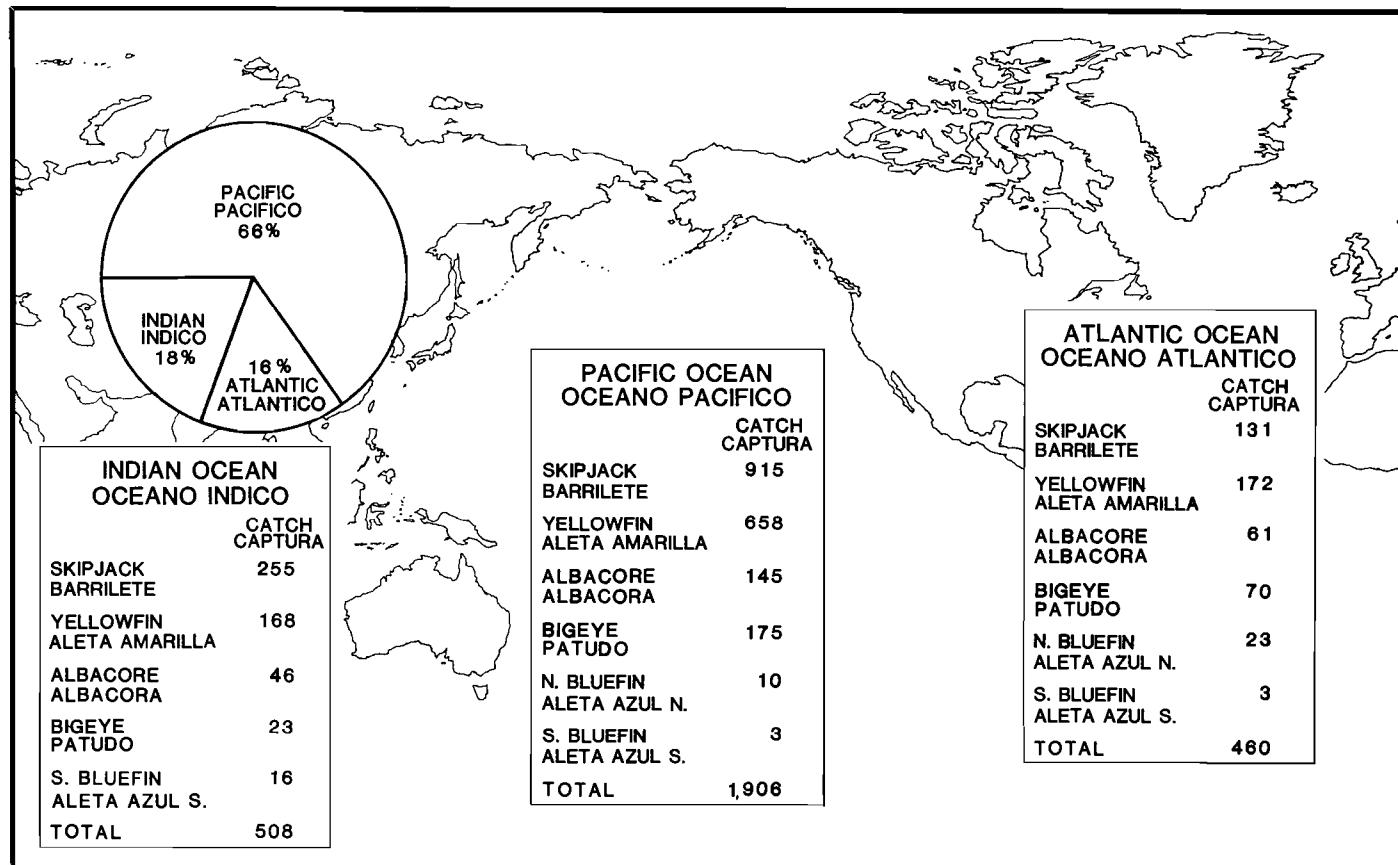


FIGURE 7. Catches of the principal market species of tunas in 1989, in thousands of short tons.

FIGURA 7. Capturas de las principales especies comerciales de atunes en 1989, en millares de toneladas cortas.

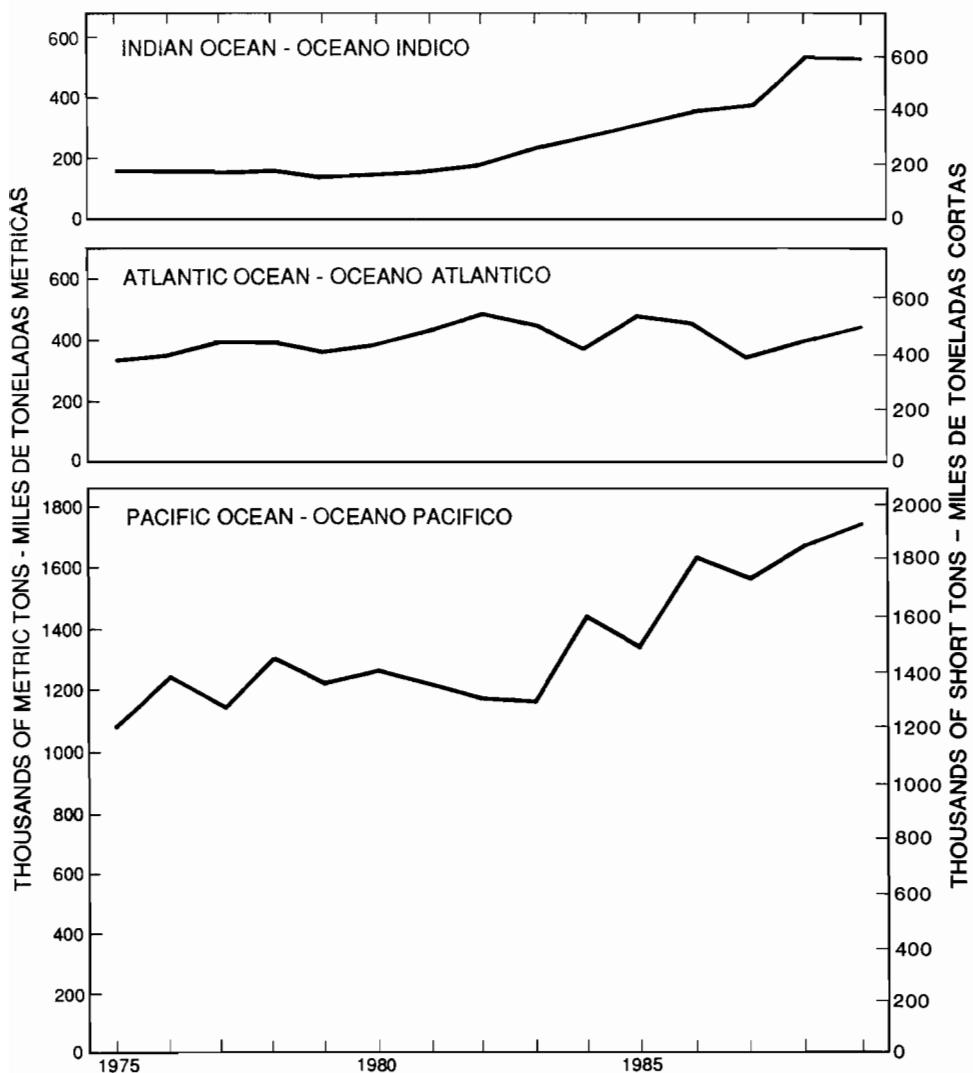


FIGURE 8. Catches of the principal market species of tunas.

FIGURA 8. Capturas de las principales especies comerciales de atunes.

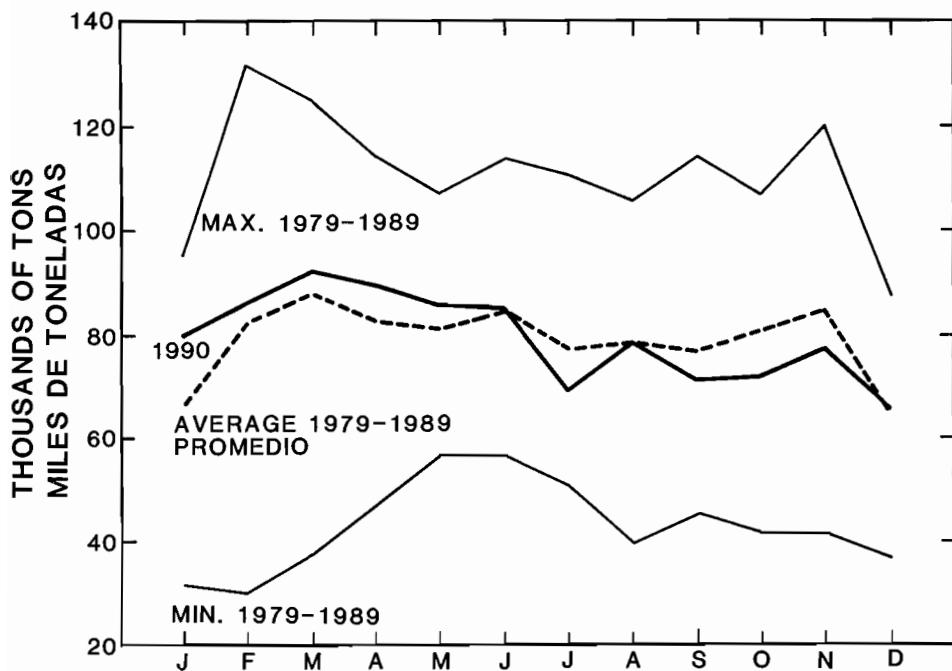


FIGURE 9. Average, minimum, and maximum values for monthly capacity at sea in the EPO during 1979-1989, and the 1990 monthly values.

FIGURA 9. Valores mensuales medios, mínimos, y máximos de la capacidad en el mar en el OPO durante 1979-1989, y los valores mensuales de 1990.

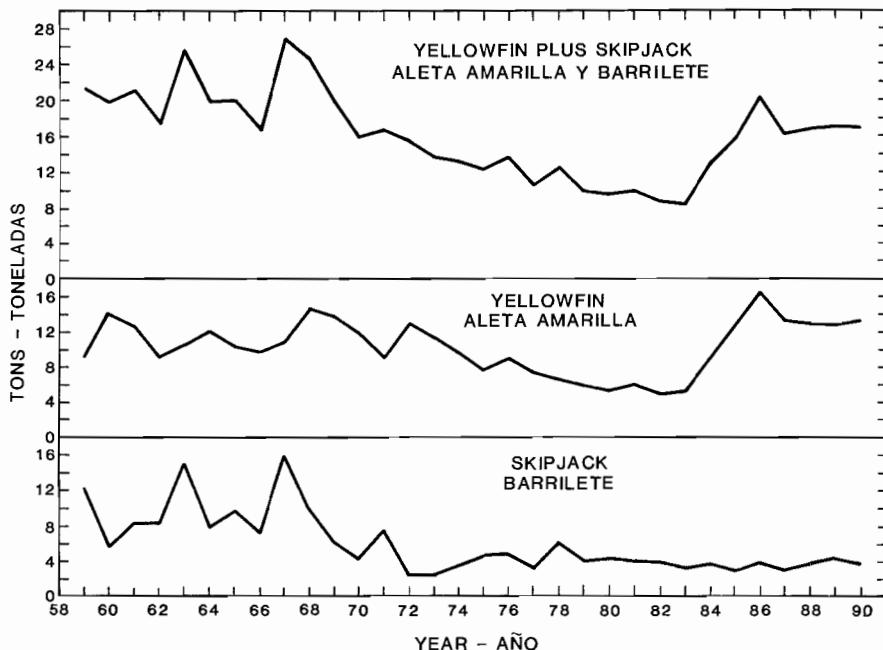


FIGURE 10. Catch per day's fishing for yellowfin and skipjack in the eastern Pacific in Class-6 purse-seine units. The 1990 data are preliminary.

FIGURA 10. Captura por dia de pesca de aleta amarilla y barrilete en el Pacífico oriental en unidades cerqueras de la Clase 6. Los datos de 1990 son preliminares.

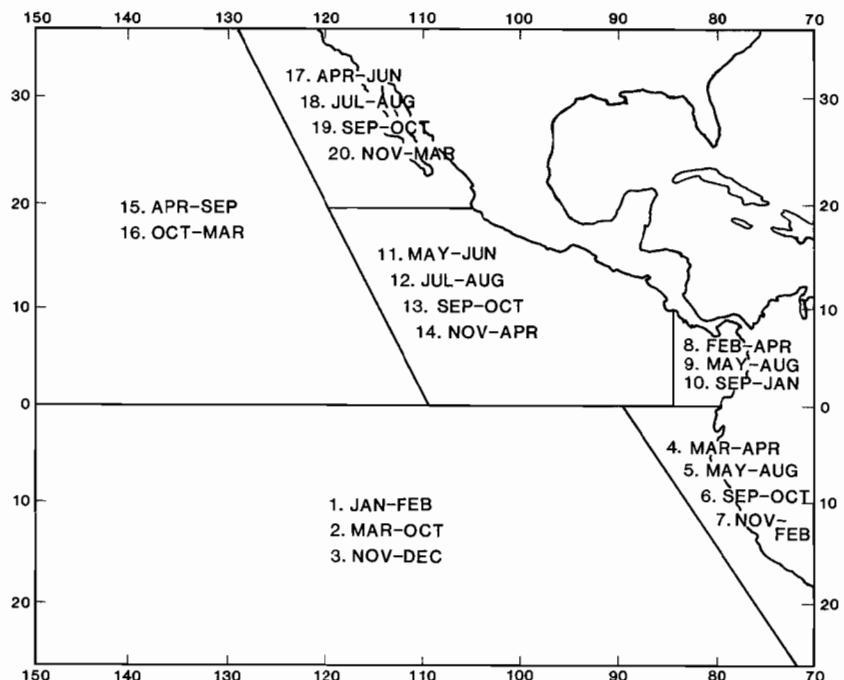


FIGURE 11. Season-area strata used to standardize the catch rates of all sizes of yellowfin combined.

FIGURA 11. Estratos de temporada-área usados para estandarizar las tasas de captura de aleta amarilla de todos tamaños combinado.

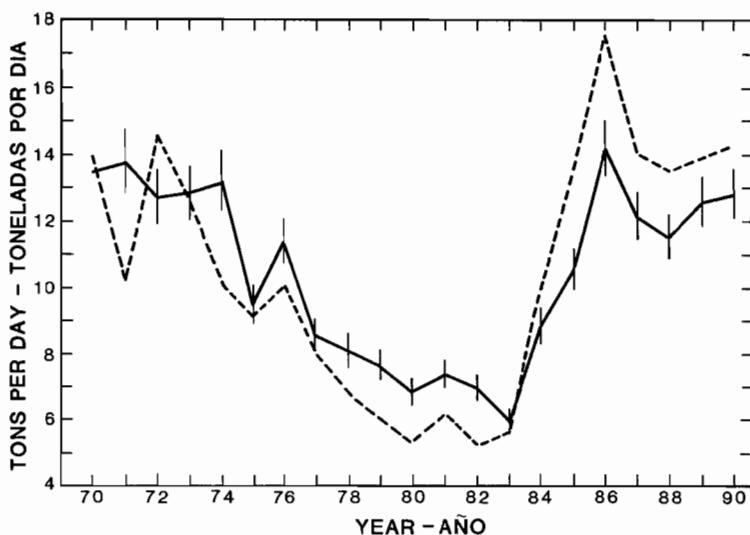


FIGURE 12. Comparison of annual indices of yellowfin abundance. The solid line is the index from the generalized linear model, with the 21-year mean set equal to the 21-year mean CPDF, and the vertical bars are the approximate 95-percent confidence limits. The dashed line is the index most commonly used, CPDF for vessels with greater than 400 tons holding capacity. The data for 1990 are incomplete.

FIGURA 12. Comparación de los índices anuales de abundancia del aleta amarilla. La línea continua representa el índice del modelo lineal generalizado, con el promedio de 21 años fijado igual a la CPDP media de 21 años, y las barras verticales los límites de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos representa el índice de uso más frecuente, CPDP de barcos de más de 400 toneladas de capacidad de acarreo. Los datos de 1990 son incompletos.

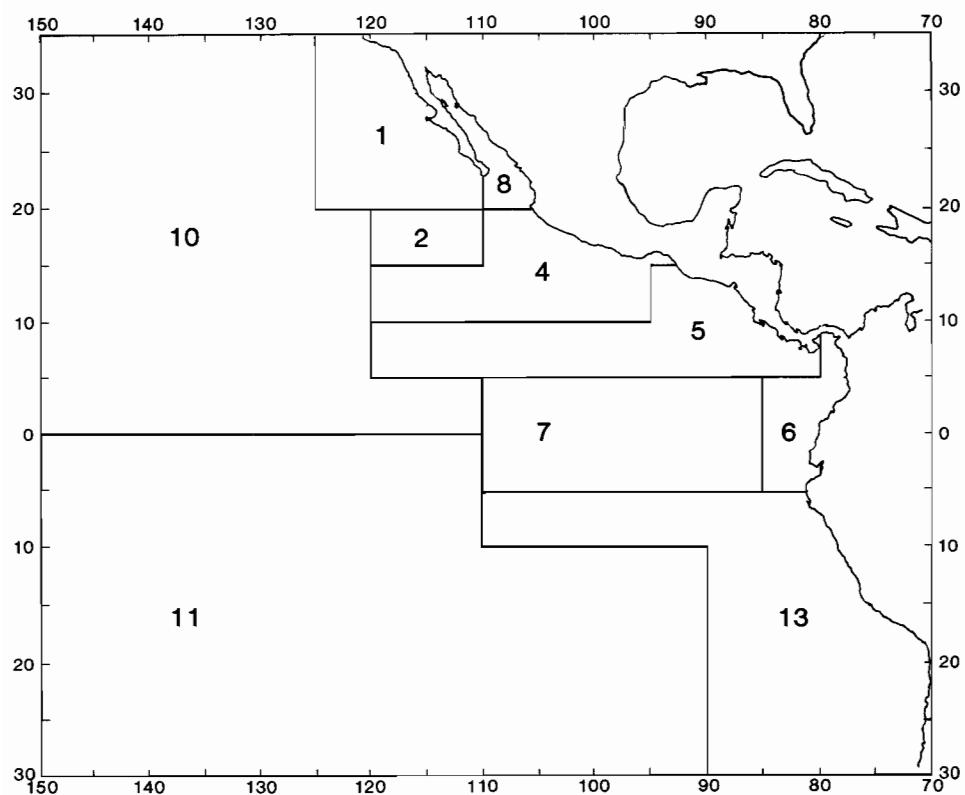


FIGURE 13. Areas used for sampling lengths of tunas in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 13. Áreas usadas para el muestreo de talla de atunes en el Océano Pacífico oriental.

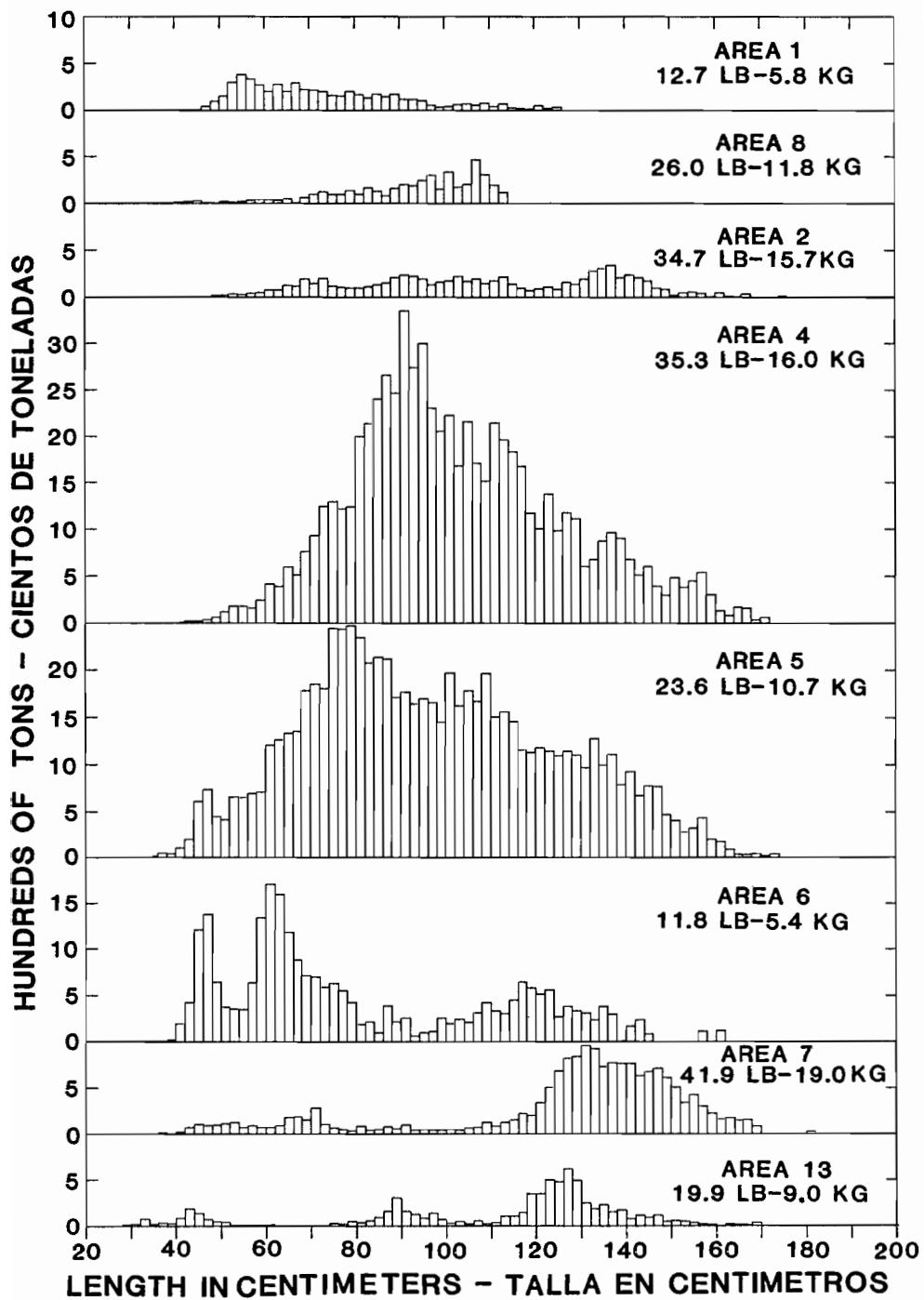


FIGURE 14. Estimated yellowfin catch by 2-cm intervals for the market measurement areas of the CYRA in 1990. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 14. Captura estimada de aleta amarilla en las zonas de medición en el ARCAA en 1990, por intervalos de 2cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

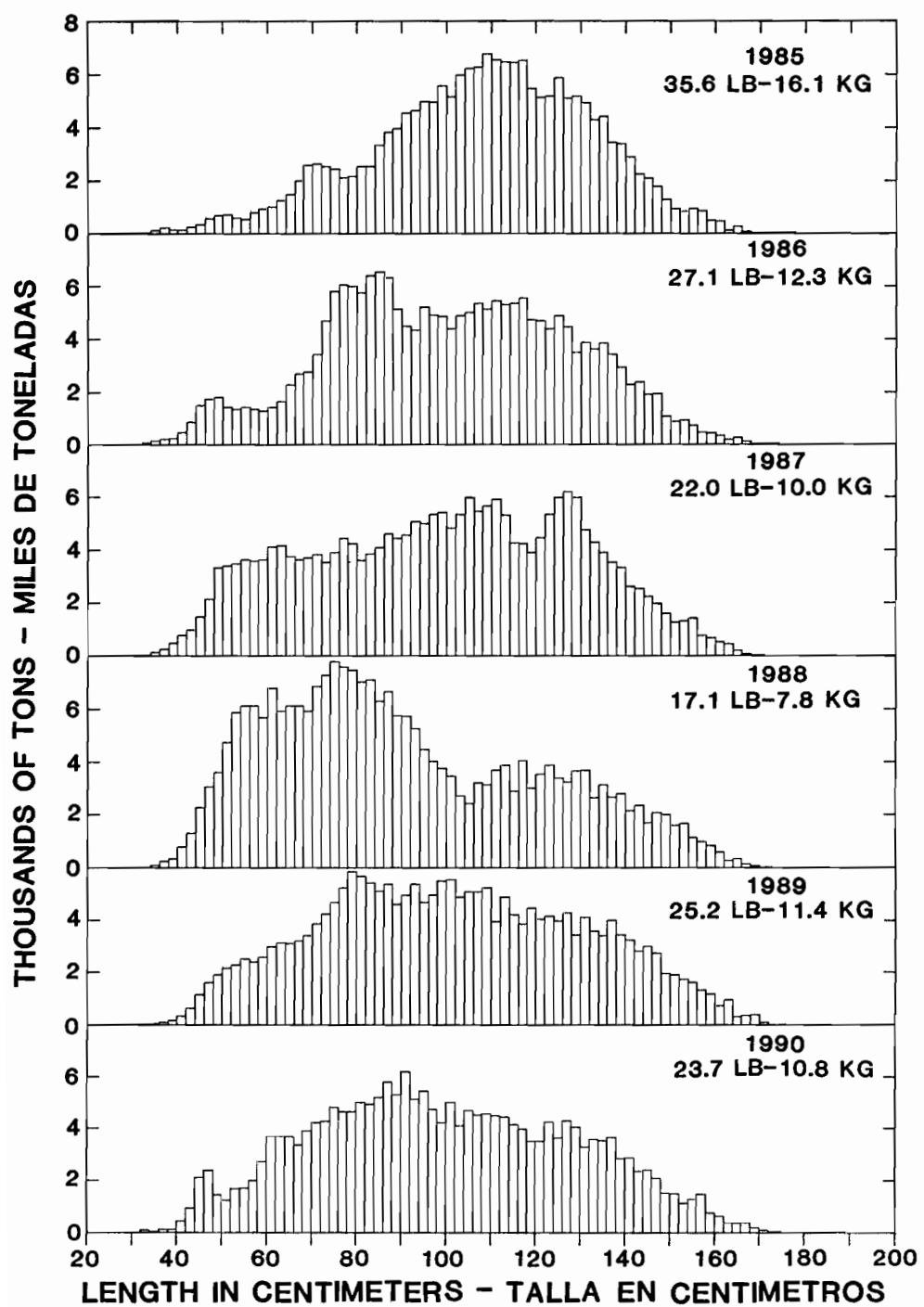


FIGURE 15. Estimated yellowfin catch by 2-cm intervals in the CYRA. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 15. Captura estimada de aleta amarilla en el ARCAA, por intervalos de 2cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

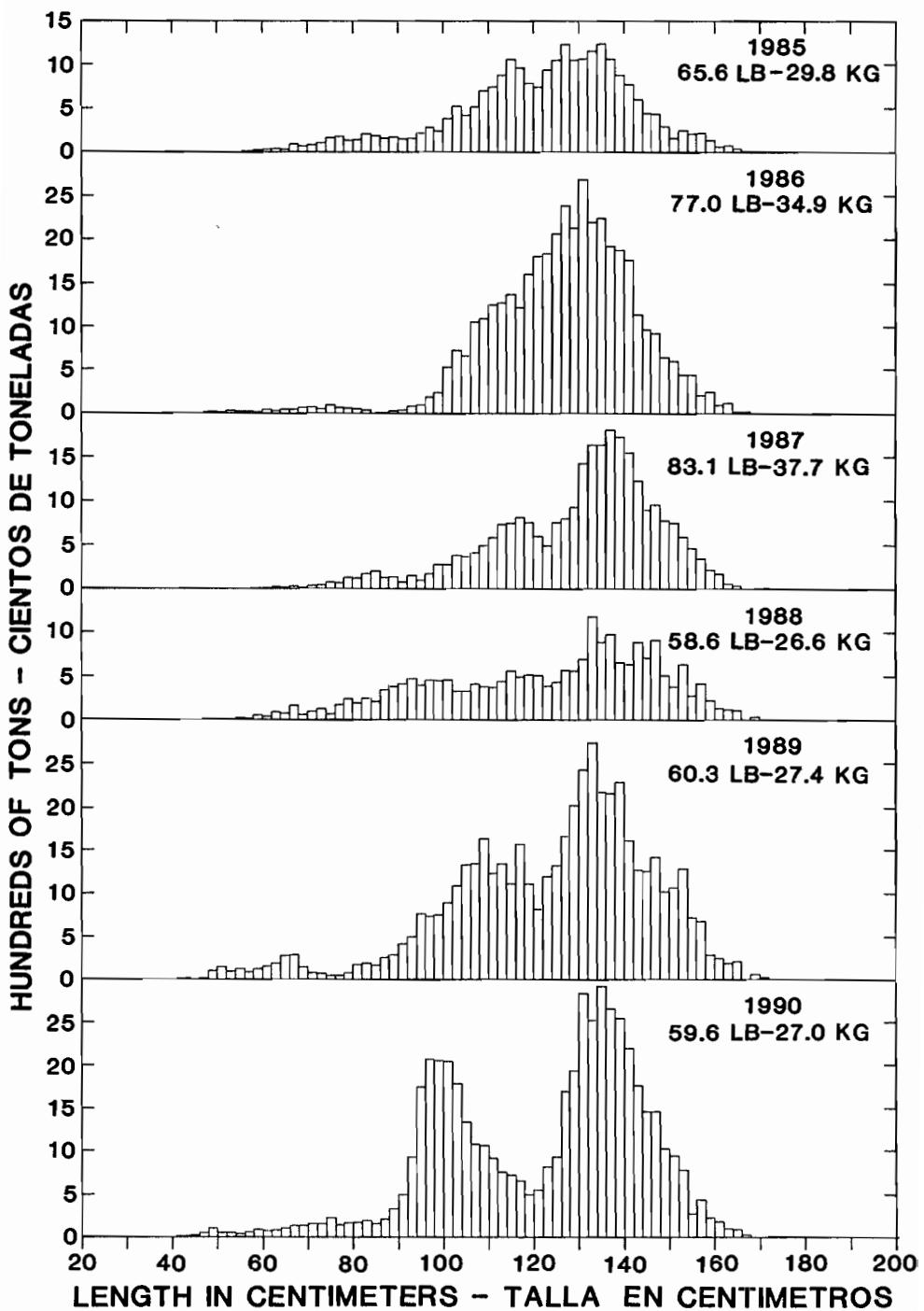


FIGURE 16. Estimated yellowfin catch by 2-cm intervals in the area between the CYRA boundary and 150°W. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 16. Captura estimada de aleta amarilla en la zona entre el límite del ARCAA y 150°W, por intervalos de 2cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

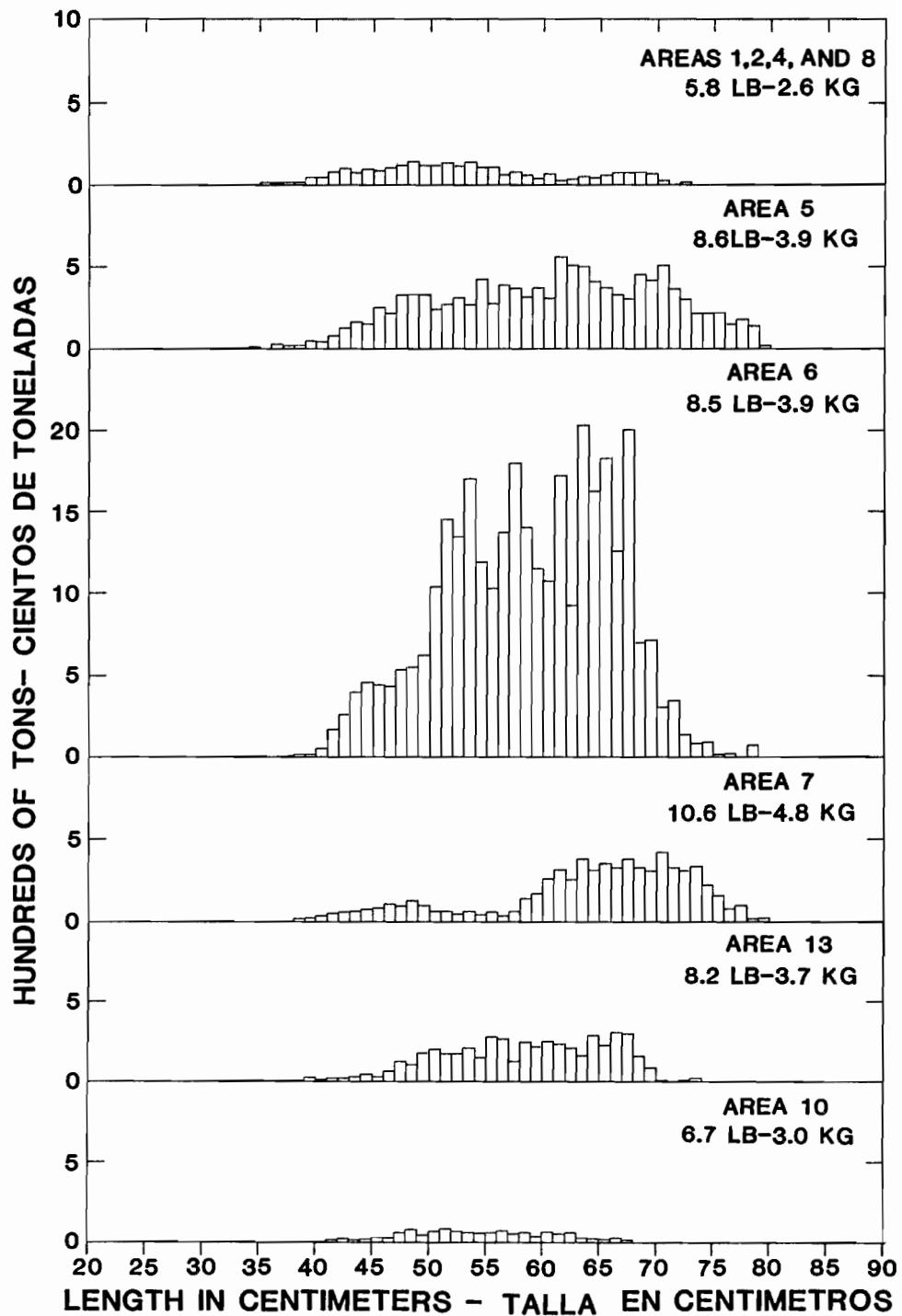


FIGURE 17. Estimated skipjack catch by 1-cm intervals for selected market measurement areas of the eastern Pacific Ocean in 1990. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 17. Captura estimada de barrilete en áreas de medición seleccionadas del Océano Pacífico oriental en 1990, por intervalos de 1cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

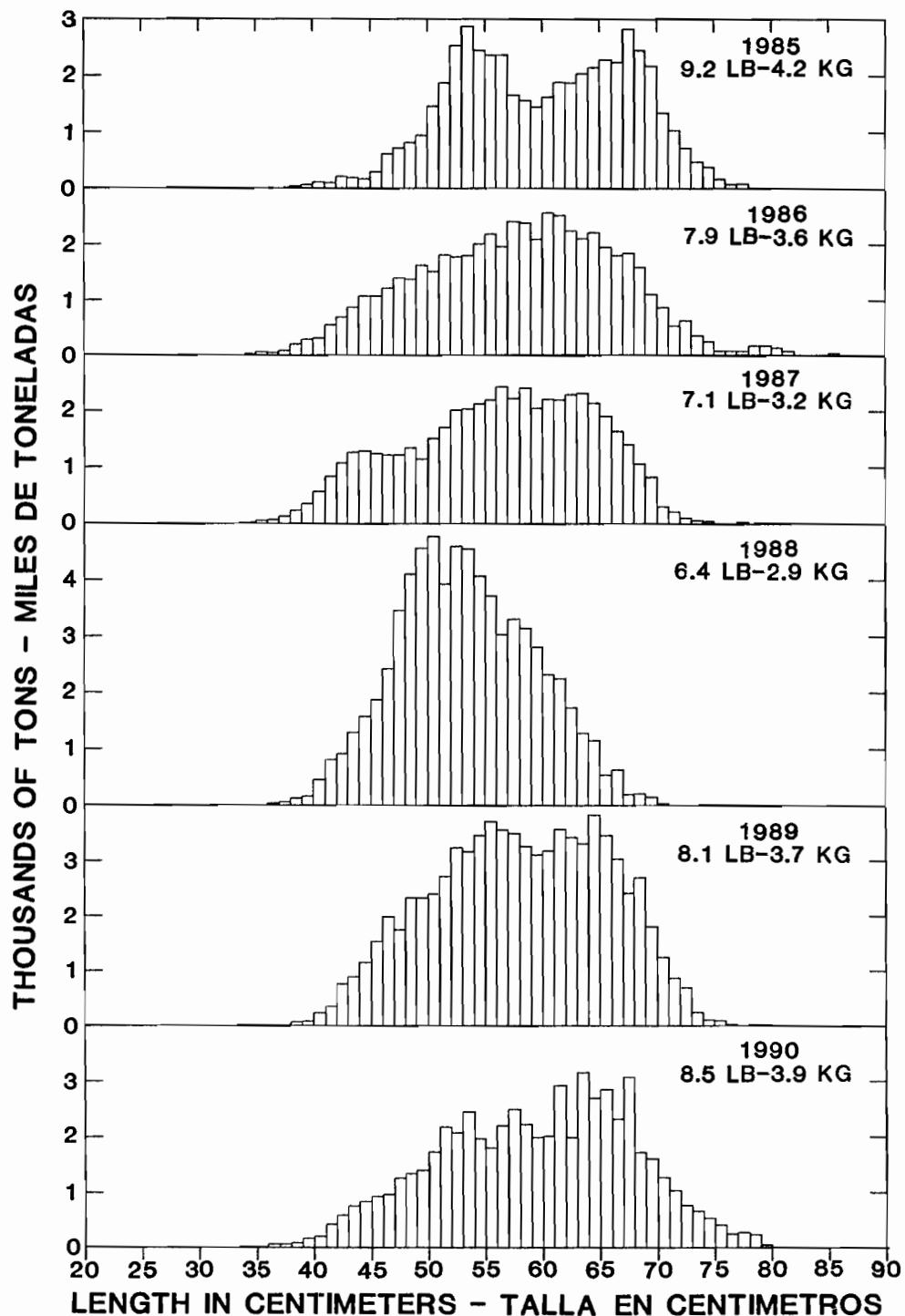


FIGURE 18. Estimated skipjack catch by 1-cm intervals in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 18. Captura estimada de barrilete en el Océano Pacífico oriental, por intervalos de 1cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

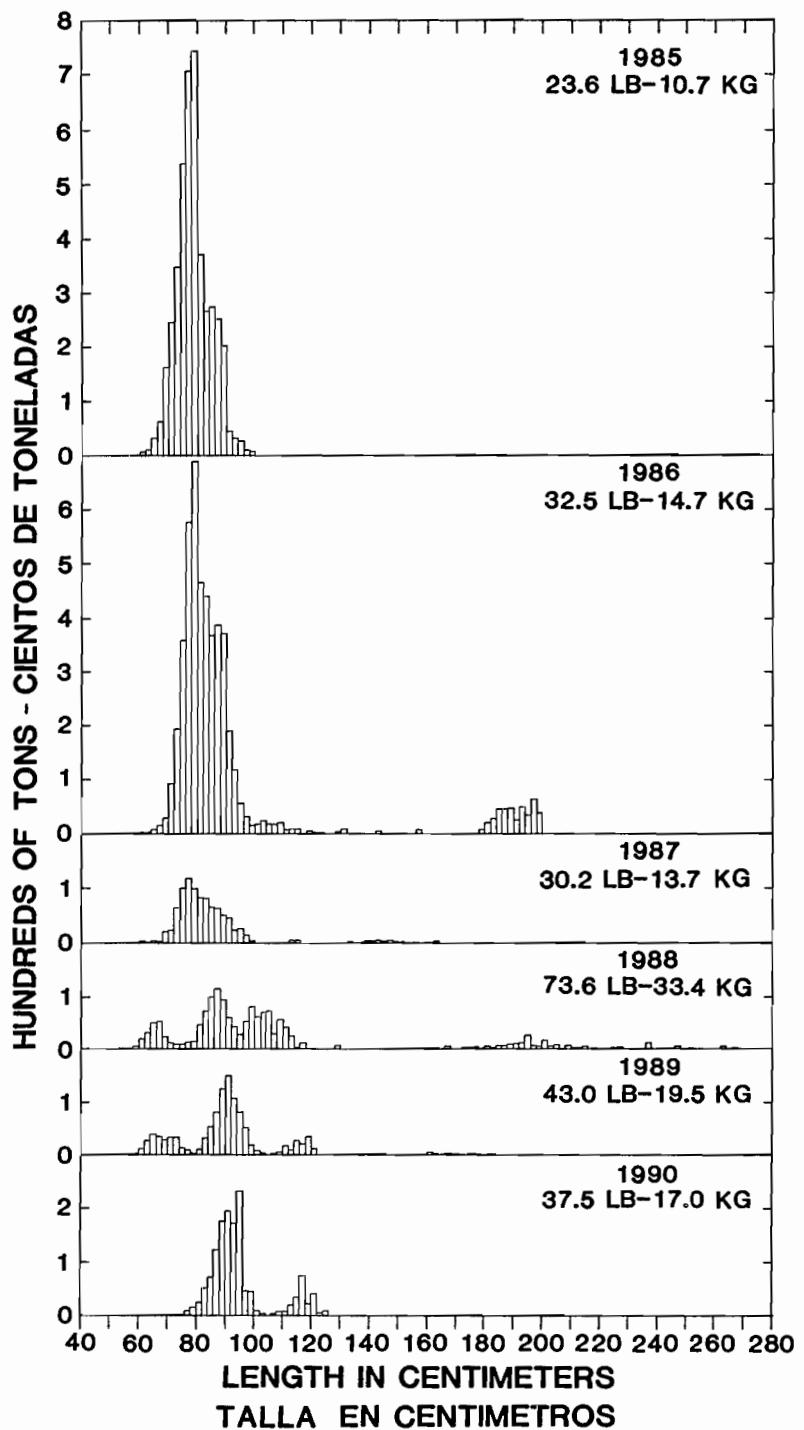


FIGURE 19. Estimated northern bluefin catch by 2-cm intervals in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 19. Captura estimada de atún aleta azul del norte en el Océano Pacífico oriental, por intervalos de 2cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

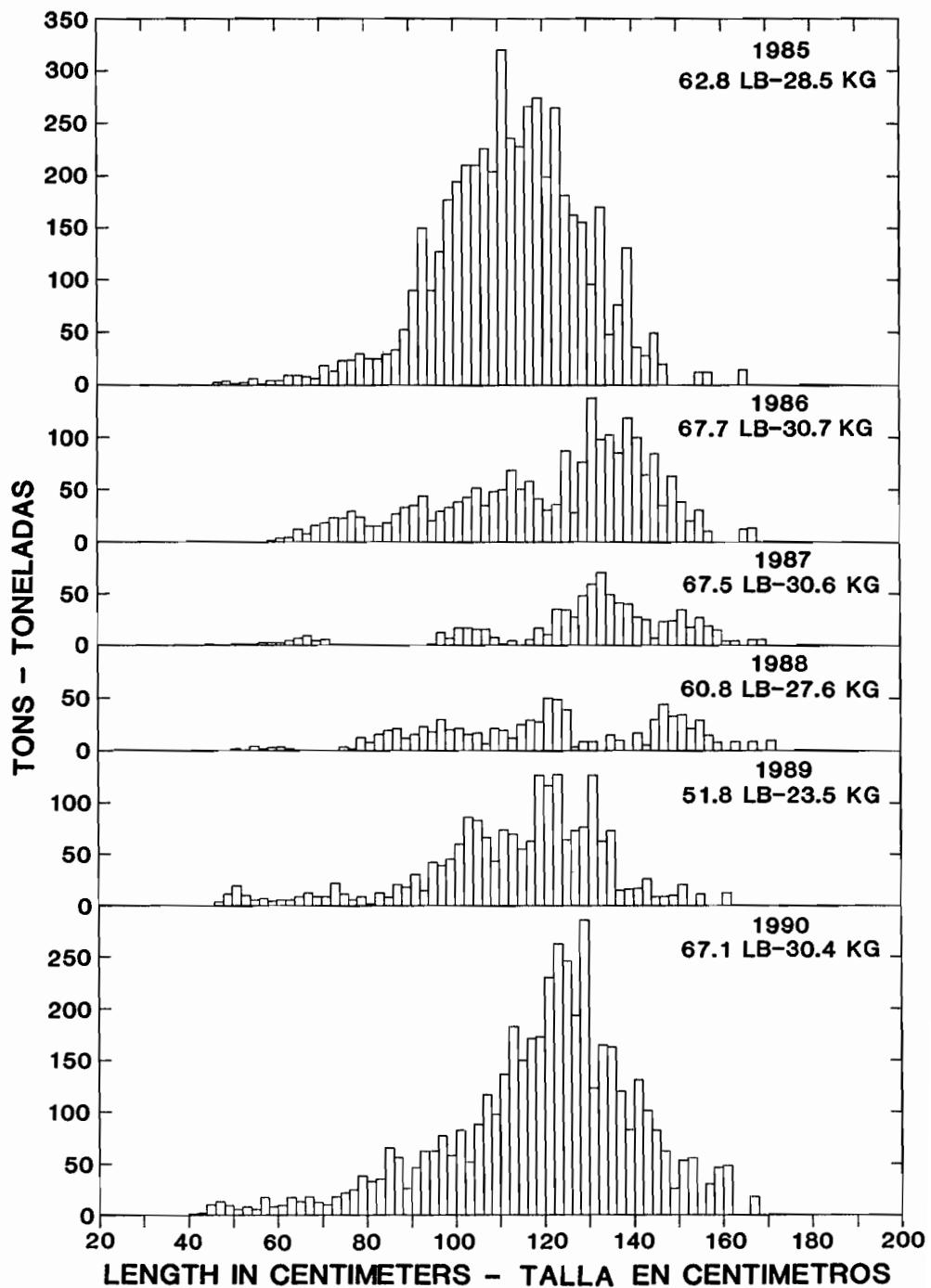


FIGURE 20. Estimated bigeye catch by 2-cm intervals in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 20. Captura estimada de patudo en el Océano Pacífico oriental, por intervalos de 2cm. El peso promedio aparece en el extremo superior derecho de cada recuadro.

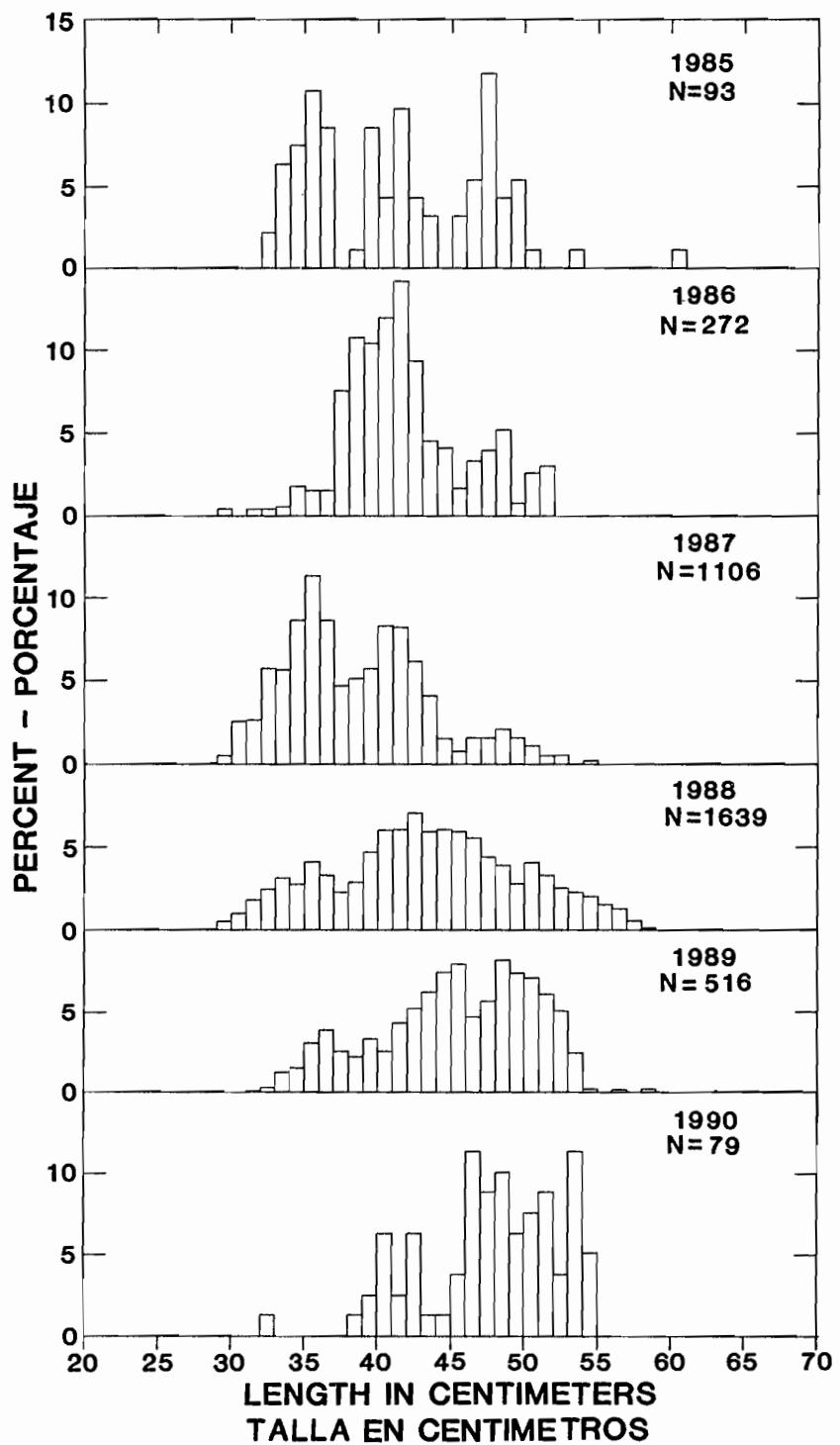


FIGURE 21. Annual length-frequency distributions of black skipjack caught in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 21. Distribución anual de la frecuencia de talla del barrilete negro capturado en el Océano Pacífico oriental.

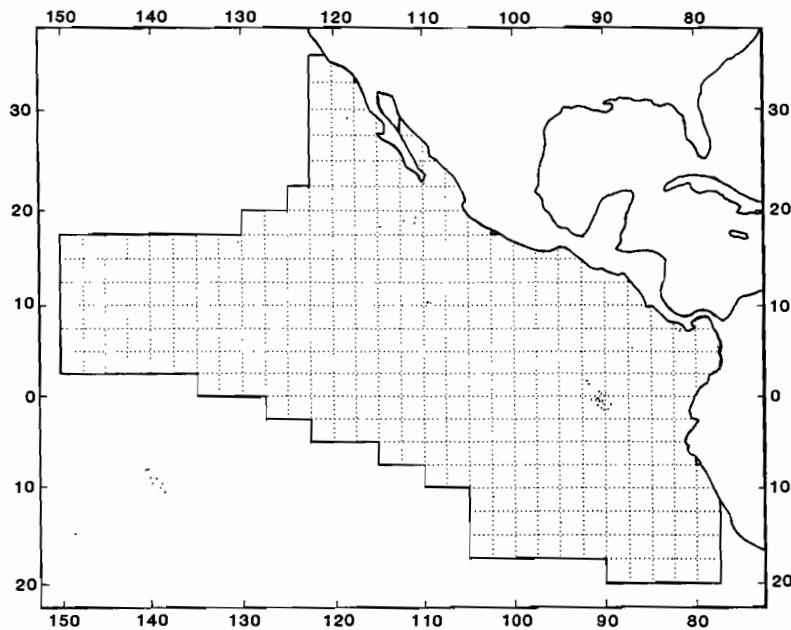


FIGURE 22. Map of the area in which the simulated tuna fishery takes place, with its stratification into 327 2.5-degree areas.

FIGURA 22. Mapa del área de la pesquería de atún simulada, y su estratificación en 327 áreas de 2.5 grados.

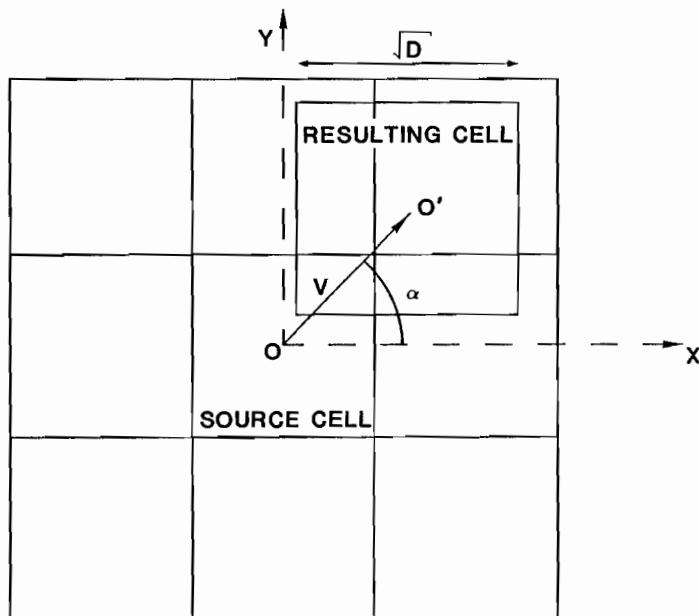


FIGURE 23. Graphic representation of the migration model used in the simulation of yellowfin movements. α represents the angle of migration. V , the distance that the fish moved (O, O') during a time period, measures the velocity of movement. D , the area of the resulting cell, represents the diffusivity.

FIGURA 23. Representación gráfica del modelo de migración usado en la simulación de los desplazamientos del atún amarillo. α representa el ángulo de migración. V , la distancia que se desplazaron los peces (O, O') durante un período de tiempo, mide la velocidad del desplazamiento. D , el área de la celda resultante, representa la difusividad.

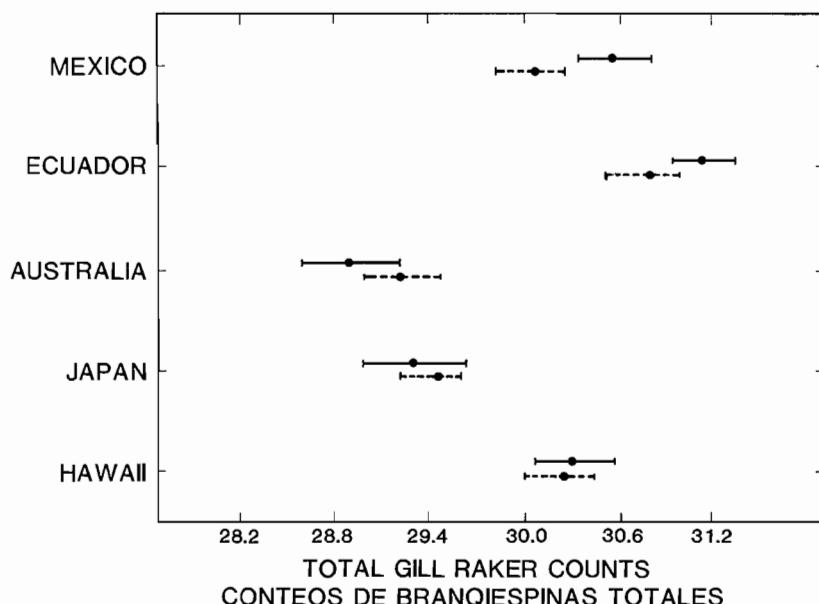


FIGURE 24. Means and individual 95-percent confidence intervals for those means, based on the pooled standard deviations for the gill raker counts. The solid and broken bars are for the 1990 and 1988 samples, respectively.

FIGURA 24. Promedios e intervalos de confianza de 95% individuales de los mismos, basados en las desviaciones estándar agrupadas de los conteos de las branquiespinas. Las barras sólidas y de trazos corresponden a las muestras de 1990 y 1988, respectivamente.

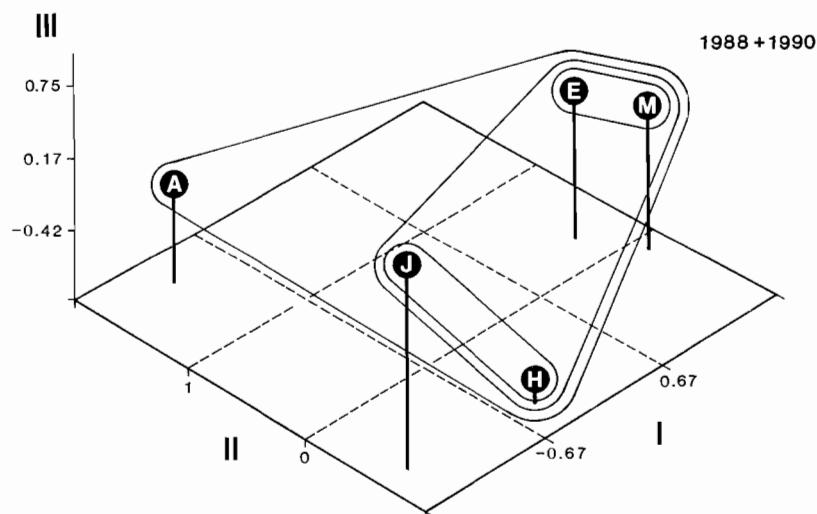


FIGURE 25. Plots of group centroids on canonical variables 1, 2, and 3 for the 5 groups, based on 12 adjusted morphometric characters, for the samples for 1988 and 1990 combined. The progressive contour clustering between group centroids is determined by the minimum distance (single linkage) computed on Mahalanobis distances. The symbols for the group centroids are: A = Australia, E = Ecuador, H = Hawaii, J = Japan, and M = Mexico.

FIGURA 25. Gráficos de los centroides de grupo en las variables canónicas 1, 2, y 3 de los 5 grupos, basados en 12 características morfométricas ajustadas, correspondientes a las muestras de 1988 y 1990 combinadas. El agrupamiento progresivo de los contornos entre los centroides de grupo es determinado por la distancia mínima (vínculo sencillo) calculado a partir de distancias de Mahalanobis. Los símbolos de los centroides de grupo son: A = Australia, E = Ecuador, H = Hawaii, J = Japón, y M = México.

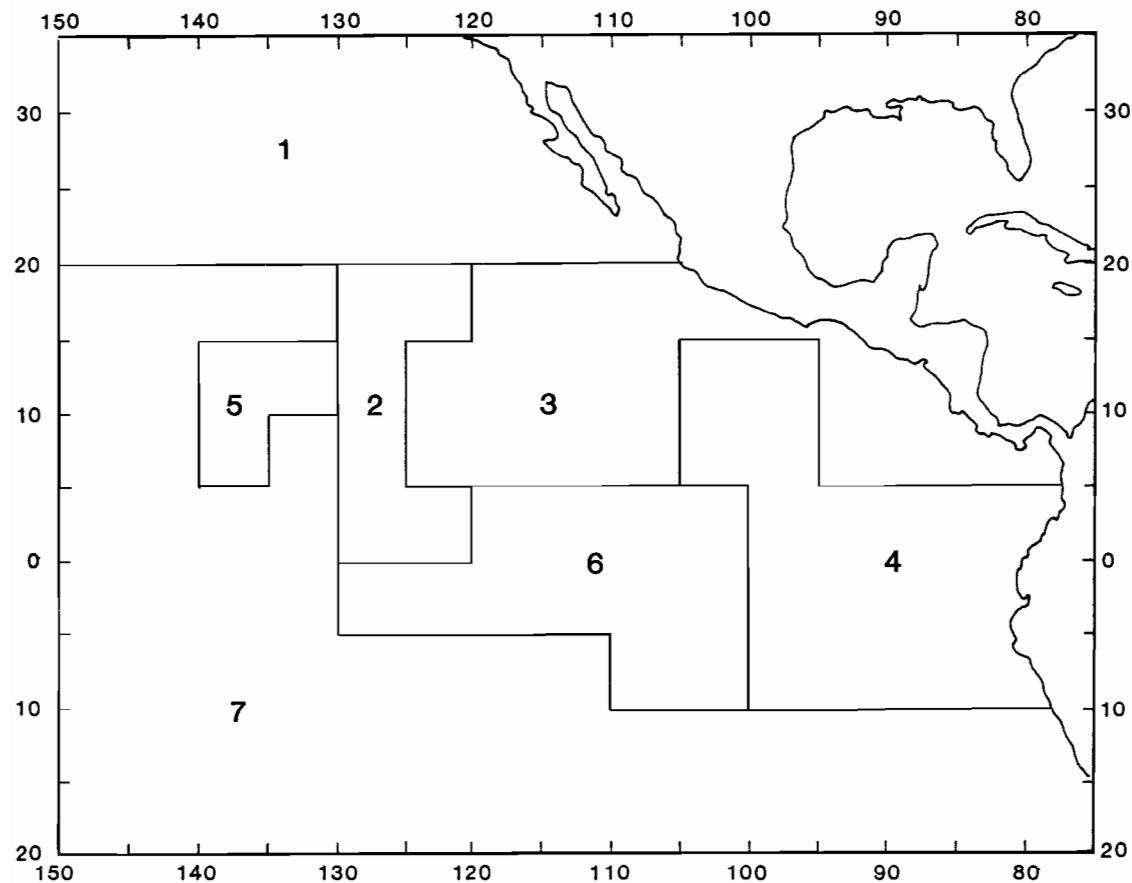


FIGURE 26. Areas used in the sex ratio study.

FIGURA 26. Áreas utilizadas en el estudio de proporción de sexos.

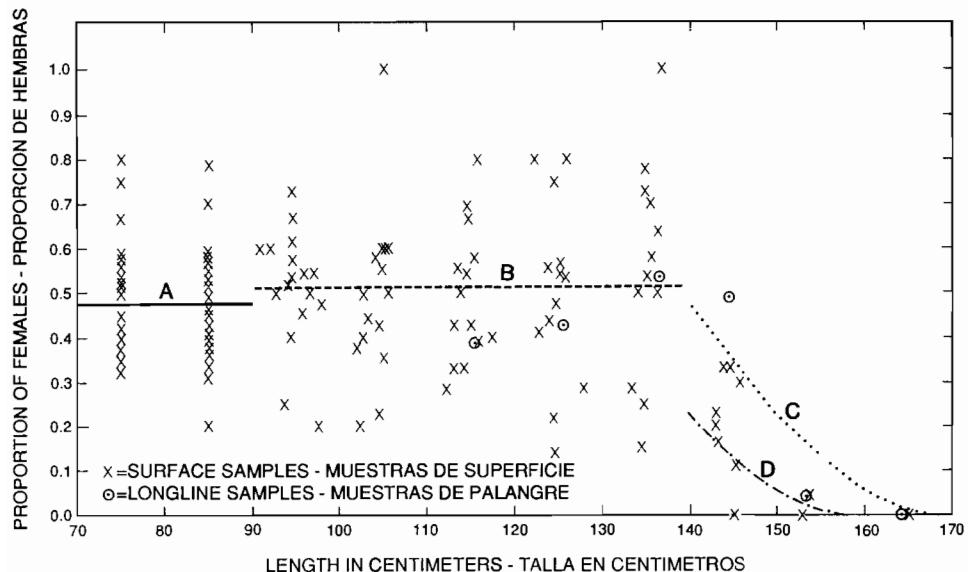


FIGURE 27. Proporción de sexos predicha y real en el Área 3 en 1961. Las líneas y curvas indican lo siguiente: A, valor predicho para peces de 70-90 cm capturados con arte de superficie; B, valor predicho para peces de 90-140 cm capturados con palangre y arte de superficie; C, valor predicho para peces de 140-170 cm capturados con palangre; D, valor predicho para peces de 140-170 cm capturados con arte de superficie.

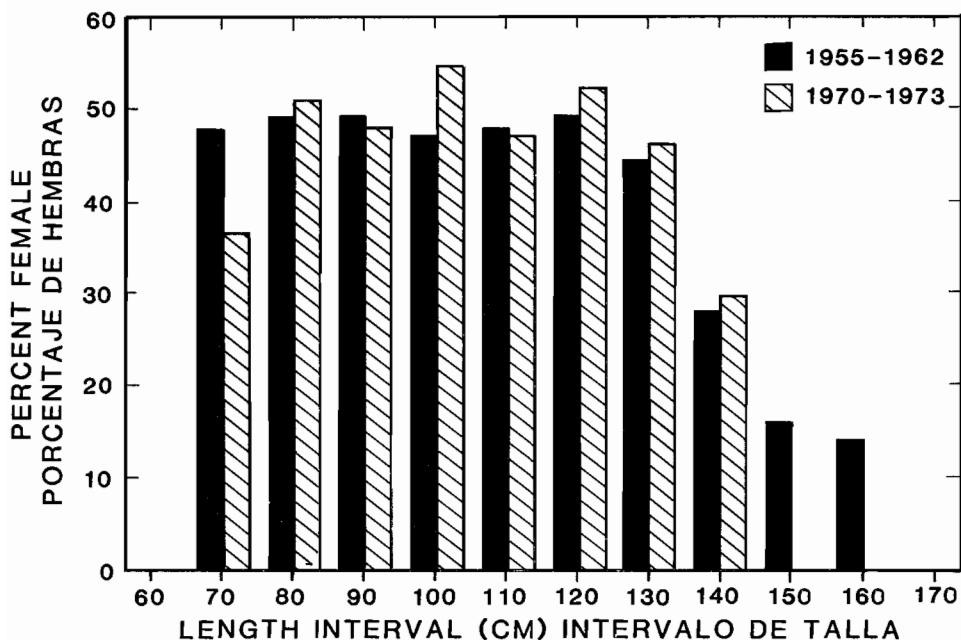


FIGURE 28. Estimated average sex ratios of surface-caught yellowfin.

FIGURA 28. Proporciones de sexos promedio estimados de aletas amarillas capturados con arte de superficie.

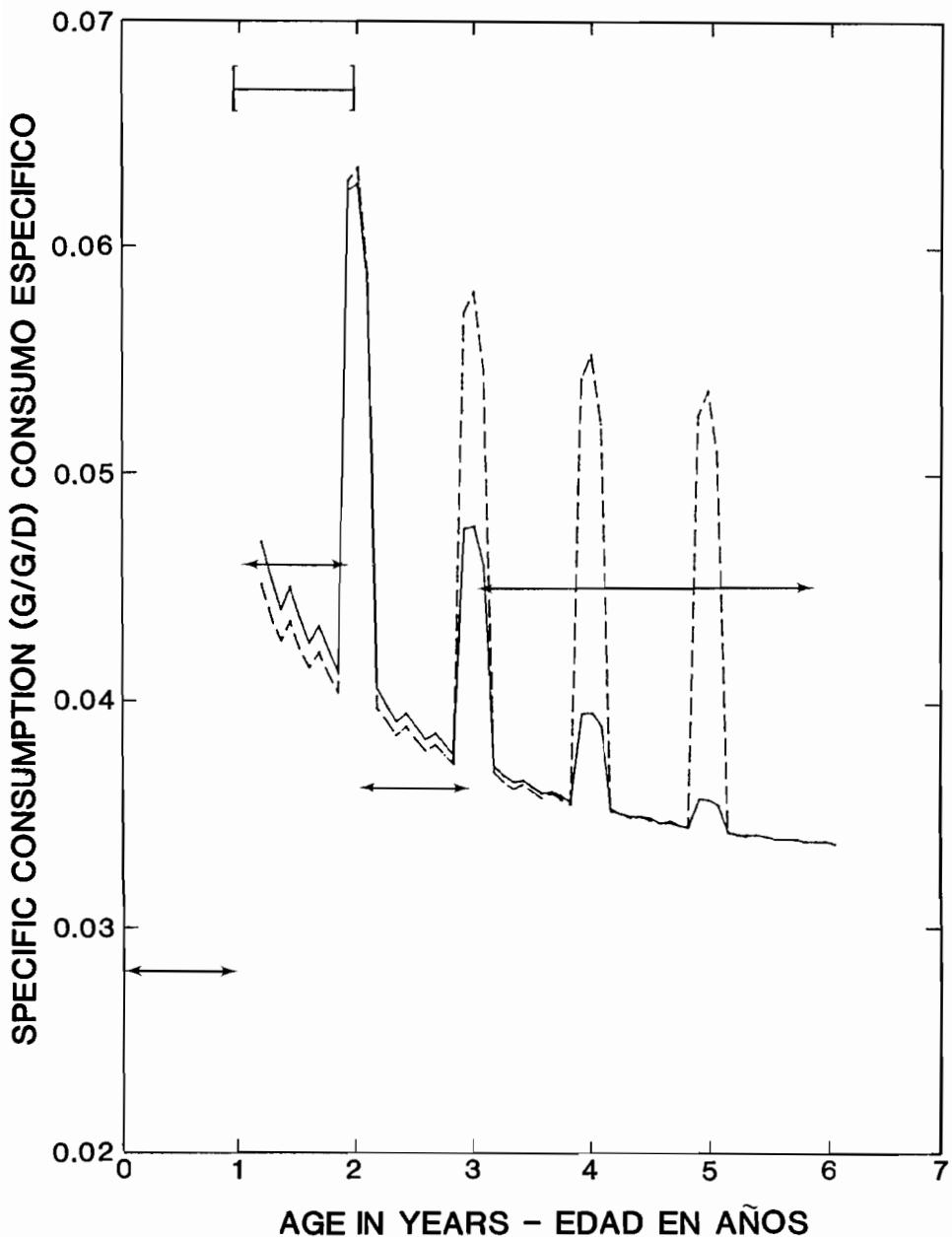


FIGURE 29. Mass-specific consumption rates for average individual male (solid line) and female (broken line) yellowfin in the EPO, as predicted by the bioenergetics model plotted at 30-day intervals. The double-headed arrows indicate estimates of the daily ration obtained from data on the stomach contents of fish of various size classes. The bracketed line indicates a daily ration estimate obtained from data on cesium concentrations.

FIGURA 29. Tasas de consumo específicas por masa de aletas amarillas machos (línea sólida) y hembras (línea de trazos) individuales medios en el OPO, predicho por el modelo bioenergético graficado a intervalos de 30 días. Las flechas de punta doble indican estimaciones de la ración diaria obtenidas de los datos del contenido del estómago de peces de distintas clases de talla. La línea en paréntesis indica una estimación de la ración diaria obtenida de datos de la concentración de cesio.

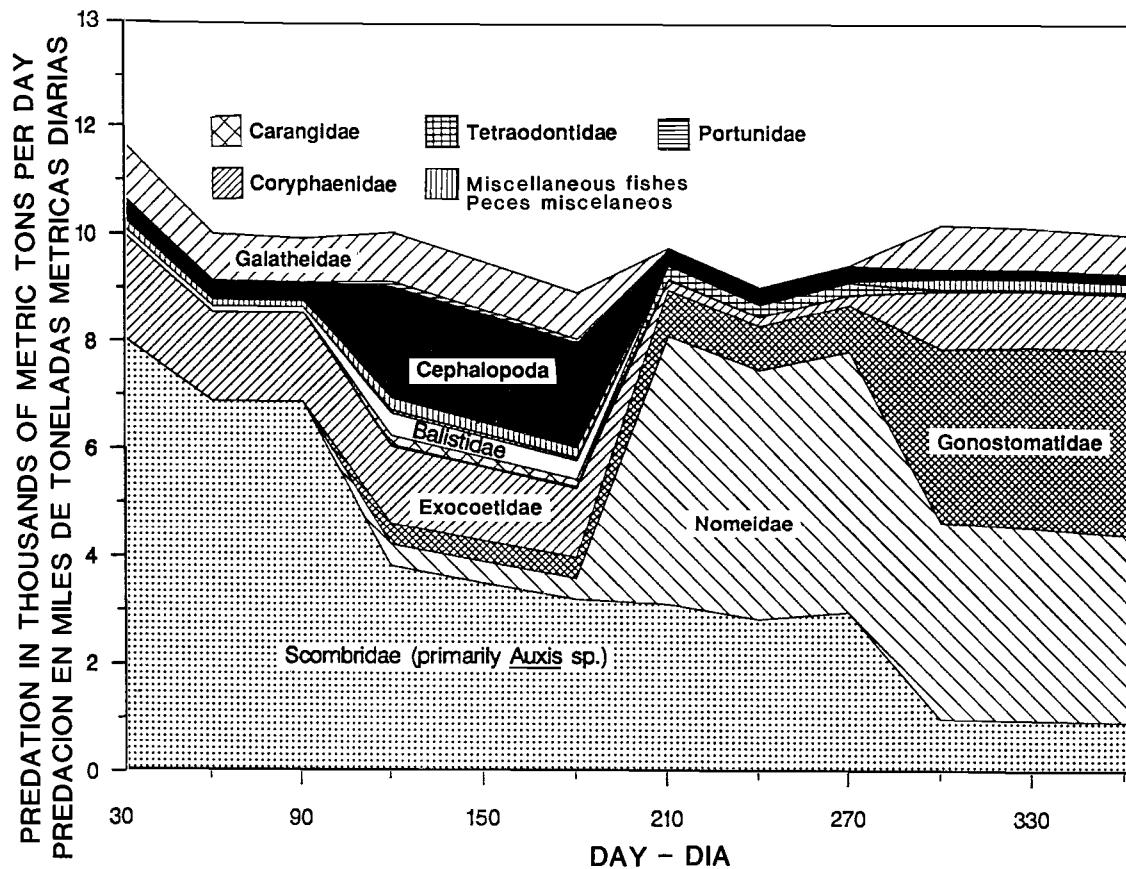


FIGURE 30. Predation rates on 13 prey categories predicted by the bioenergetics model, plotted at 30-day intervals, for yellowfin in the EPO in 1970.

FIGURA 30. Tasas de predación sobre 13 categorías de presa predichas por el modelo bioenergético, graficado a intervalos de 30 días, correspondientes al aleta amarilla en el OPO en 1970.

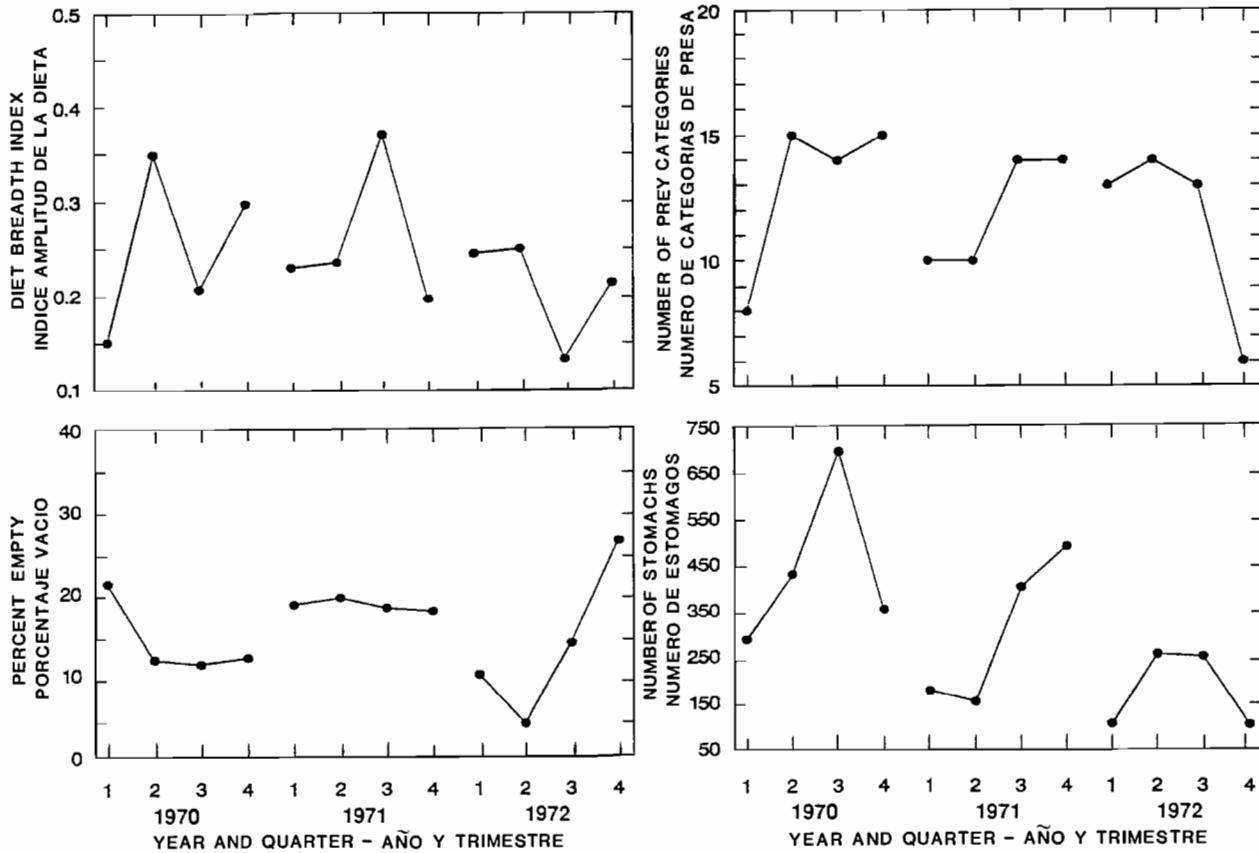


FIGURE 31. Predation and feeding characteristics of yellowfin in the EPO determined from the bioenergetics model (diet breadth index) and stomach samples.

FIGURA 31. Características de predación y alimentación de aletas amarillas en el OPO, determinadas a partir del modelo bioenergético (índice de la amplitud de la dieta) y muestras estomacales.

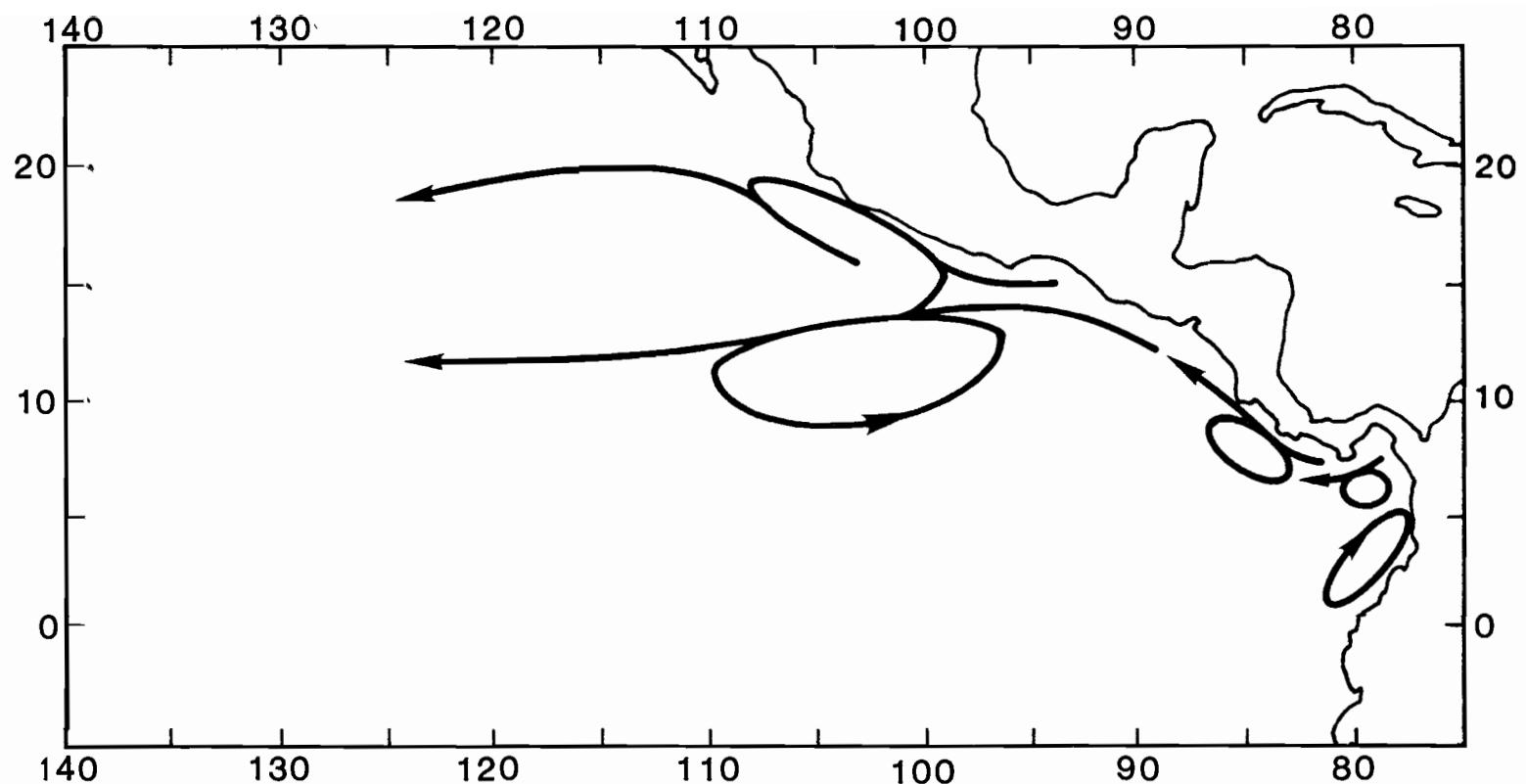


FIGURE 32. Main circulation patterns in the area where floating objects are most abundant, as suggested by the simulation model described in the text.

FIGURA 32. Circulación en el área de mayor abundancia de objetos flotantes, de acuerdo con el modelo de simulación descrito en el texto.

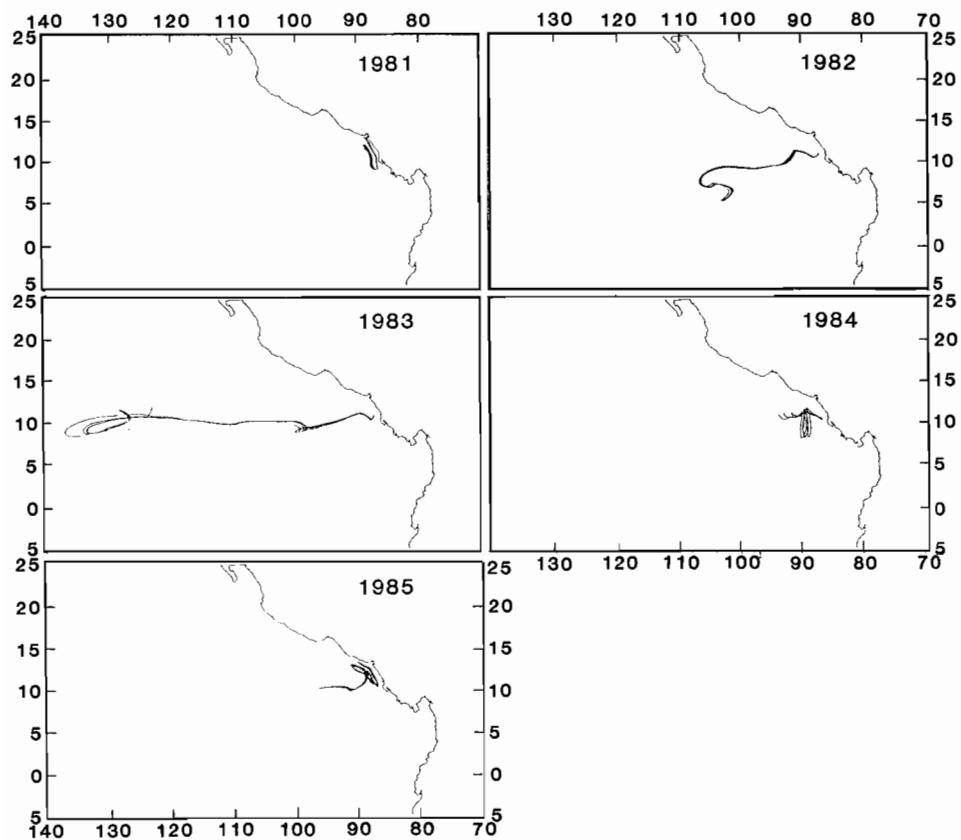


FIGURE 33. Main circulation patterns in the area where floating objects are most abundant, during November of each year of the 1981-1985 period, as suggested by the simulation model described in the text.

FIGURA 33. Circulación en el área de mayor abundancia de objetos flotantes, en noviembre de cada año del período de 1981-1985, de acuerdo con el modelo de simulación descrito en el texto.

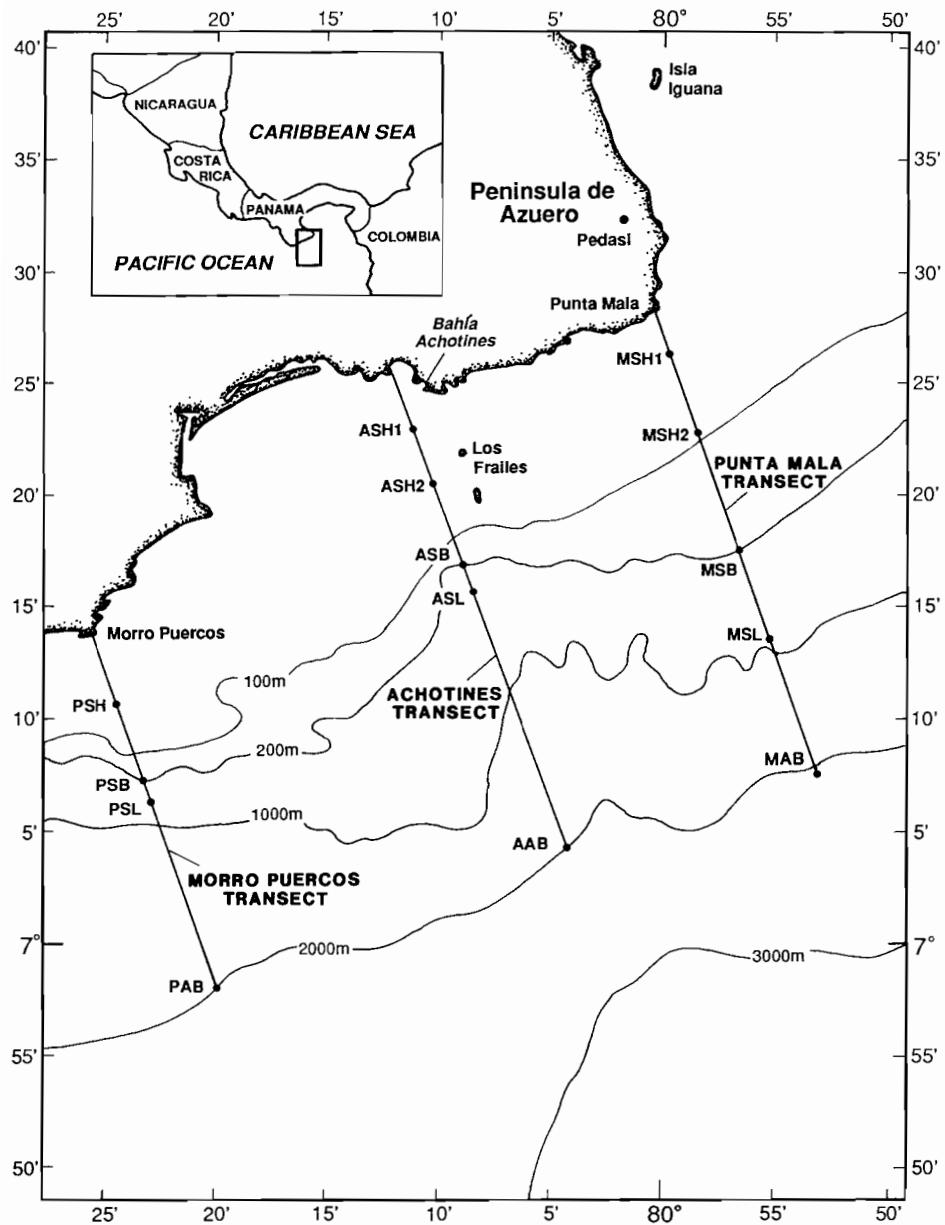


FIGURE 34. Location of Achotines Bay, Panama, and sampling transects and stations (dots).

FIGURA 34. Ubicación de la Bahía de Achotines, Panamá, y transectos y estaciones de muestreo (puntos).

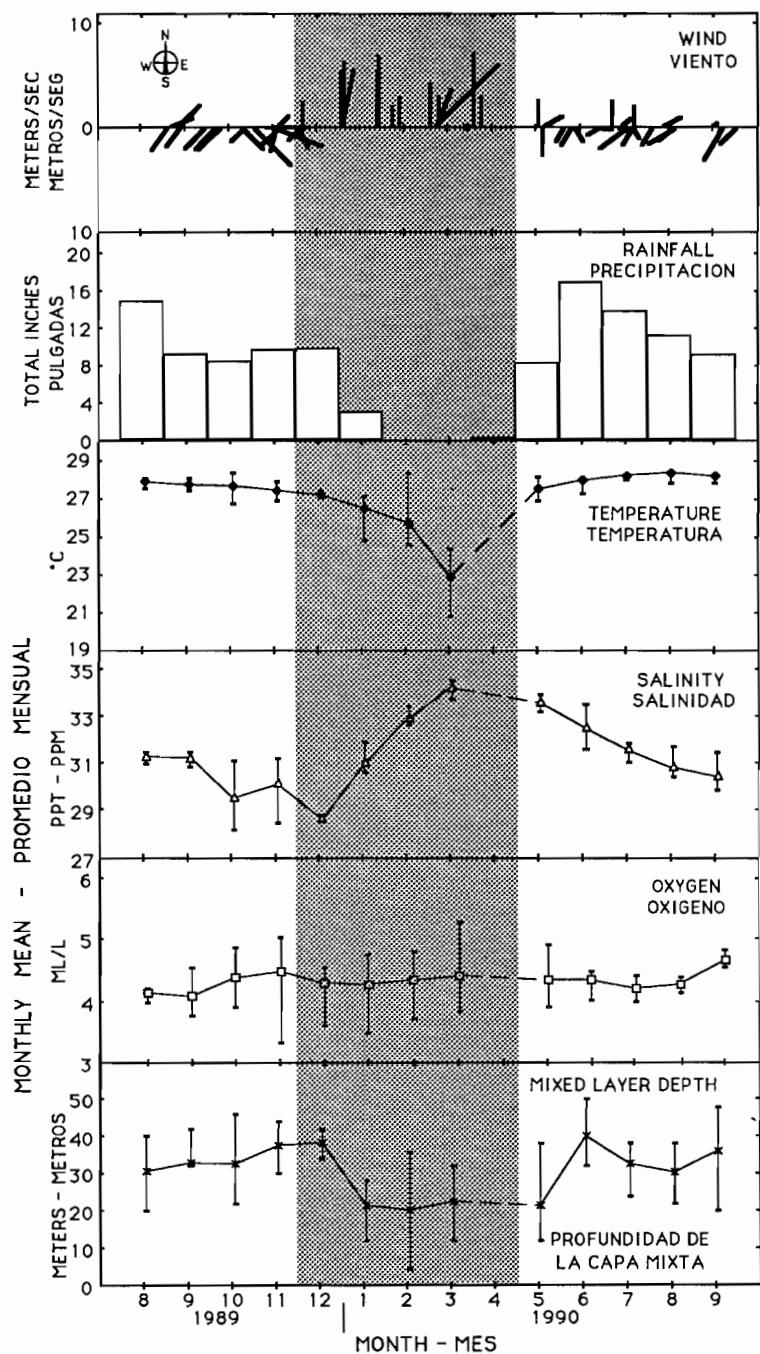


FIGURE 35. Environmental data collected at sampling stations off the southern coast of the Azuero Peninsula, Panama. The shaded section represents the dry season. The salinity, temperature, and oxygen data were taken from samples collected at a depth of 10 m.

FIGURA 35. Datos ambientales tomados en las estaciones de muestreo cerca de la costa sur de la Península de Azuero, Panamá. La sección sombreada representa la temporada de sequía. Los datos de salinidad, temperatura, y oxígeno provienen de muestras tomadas a 10 m de profundidad.

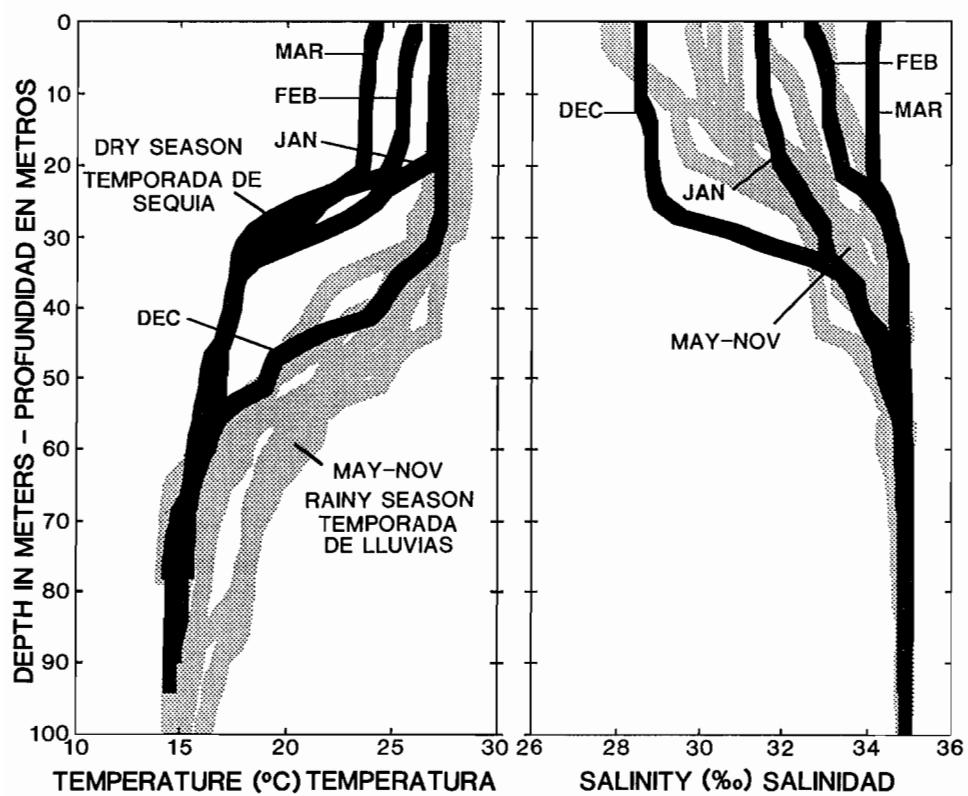


FIGURE 36. Typical vertical profiles of temperature and salinity from the surface to 100 m (55 fathoms) during each month of sampling at stations off the southern coast of the Azuero Peninsula, Panama.

FIGURA 36. Perfiles verticales típicos de temperatura y salinidad de la superficie a 100 m (55 brazas) de profundidad durante cada mes de muestreo en estaciones cerca de la costa sur de la Península de Azuero, Panamá.

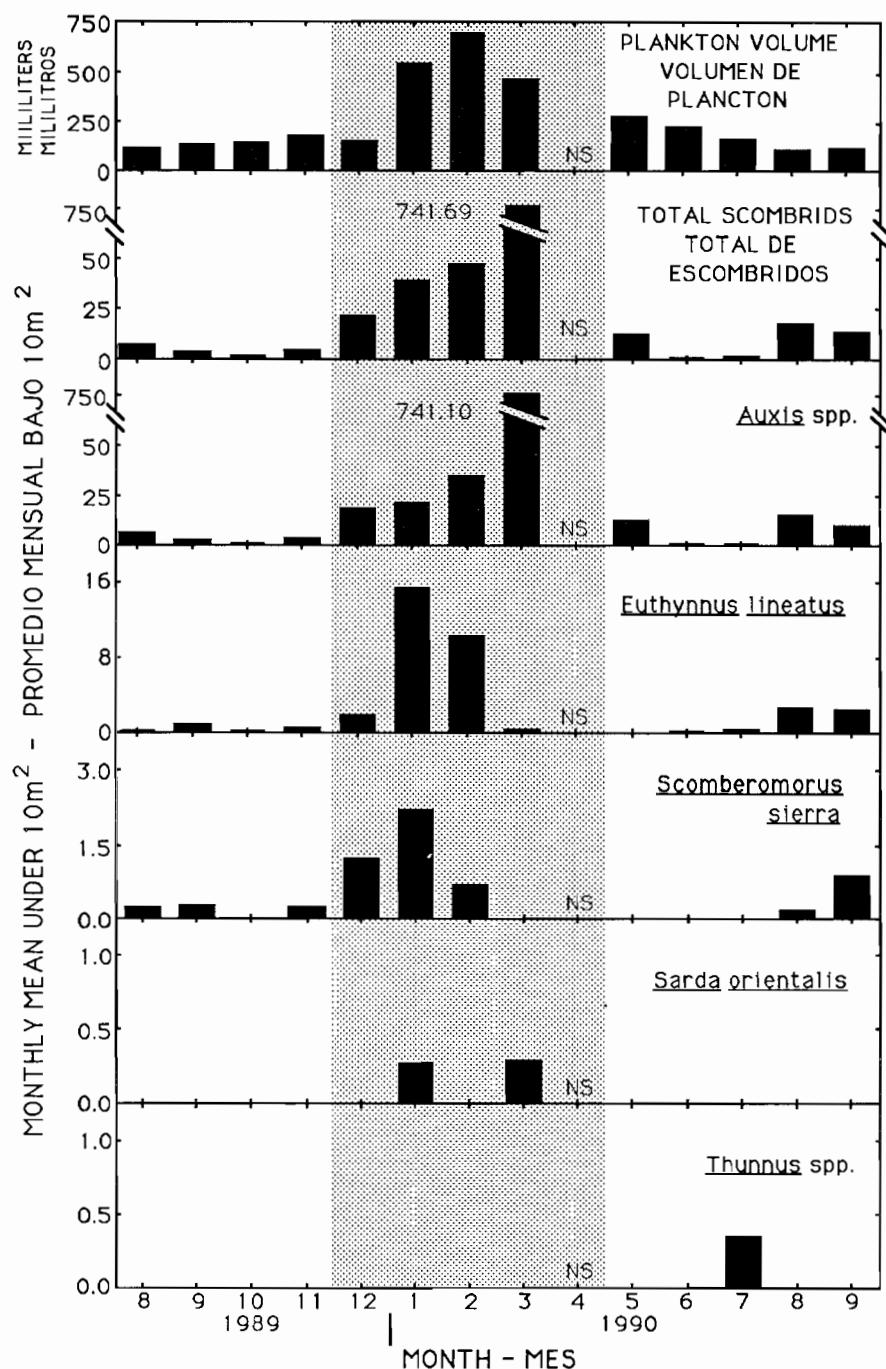


FIGURE 37. Abundances of plankton and scombrid larvae caught each month at the stations shown in Figure 34. The shaded section represents the dry season. NS indicates that no sampling was conducted during that month.

FIGURA 37. Abundancias de plancton y escómbridos larvales capturados cada mes en las estaciones indicadas en la Figura 34. La sección sombreada representa la temporada de sequía. NS indica que no se realizó muestreo en ese mes.

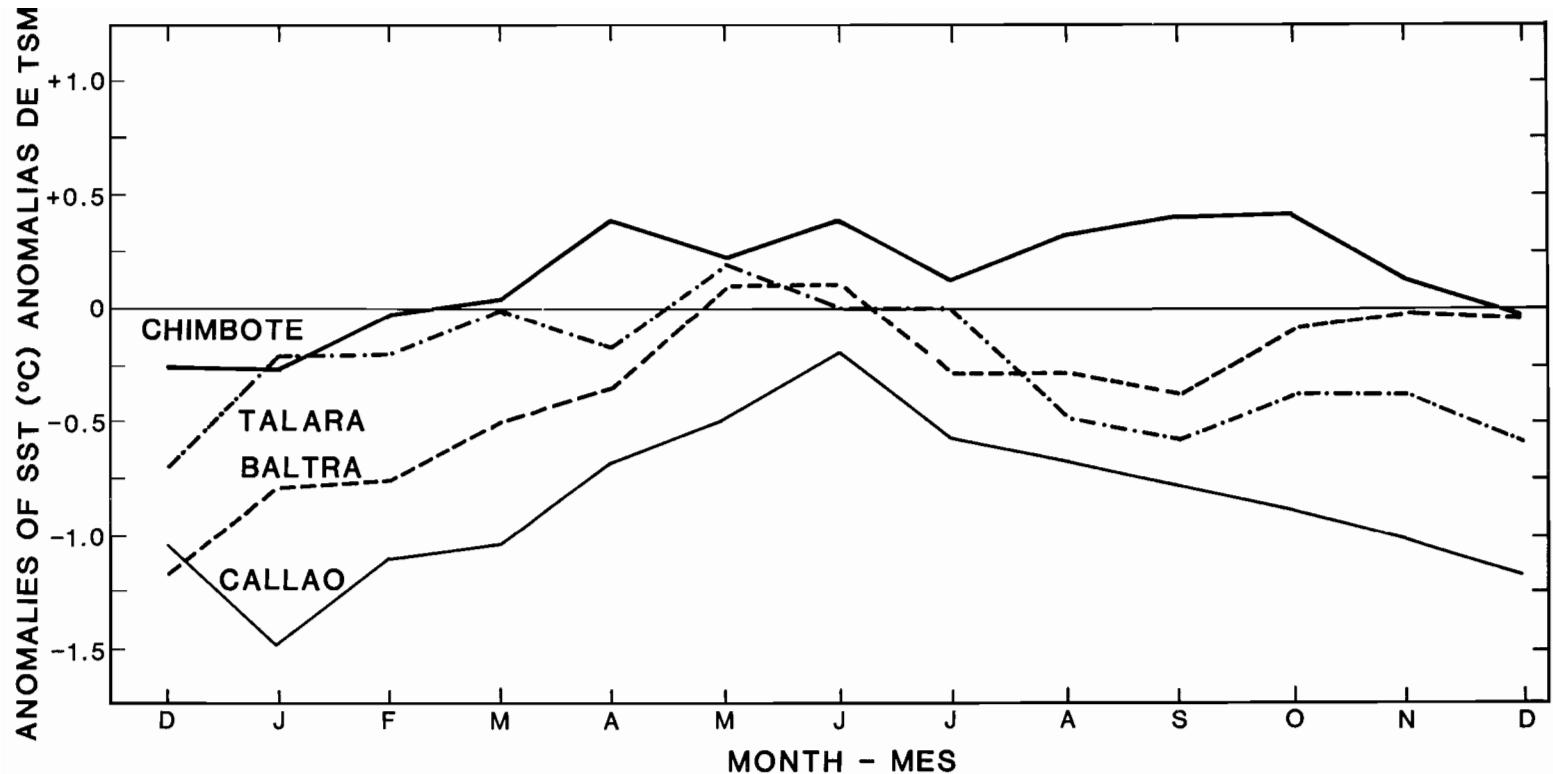


FIGURE 38. Mean monthly SST anomalies during 1990 at Callao, Chimbote, and Talara, Peru, and Baltra in the Galapagos Islands. The SST anomalies were computed as running mean values for 3-month periods.

FIGURA 38. Anomalías de las TSM mensuales medias durante 1990 en Callao, Chimbote, y Talara (Perú), y Baltra (Isla Galápagos). Se calcularon las anomalías de las TSM como valores medios móviles de períodos de 3 meses.

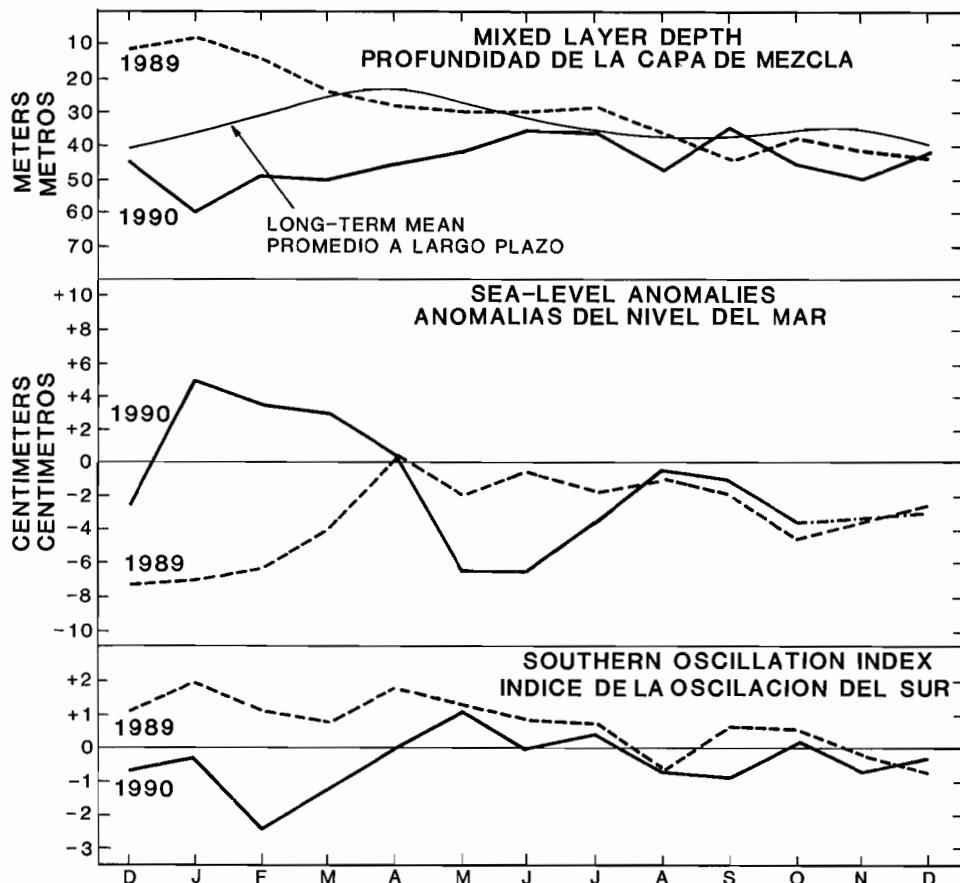


FIGURE 39. Mixed layer depth east of 115°W between 5°N and 5°S, sea-level anomalies based on the averages of anomalies at four coastal stations from Colombia to Callao, Peru, and Southern Oscillation Indices (SOI).

FIGURA 39. Profundidad de la capa de mezcla al este de 115° entre 5°N y 5°S, anomalías del nivel del mar basadas en los promedios de las anomalías en cuatro estaciones costeras entre Colombia y Callao (Perú), e Índices de Oscilación del Sur (IOS).

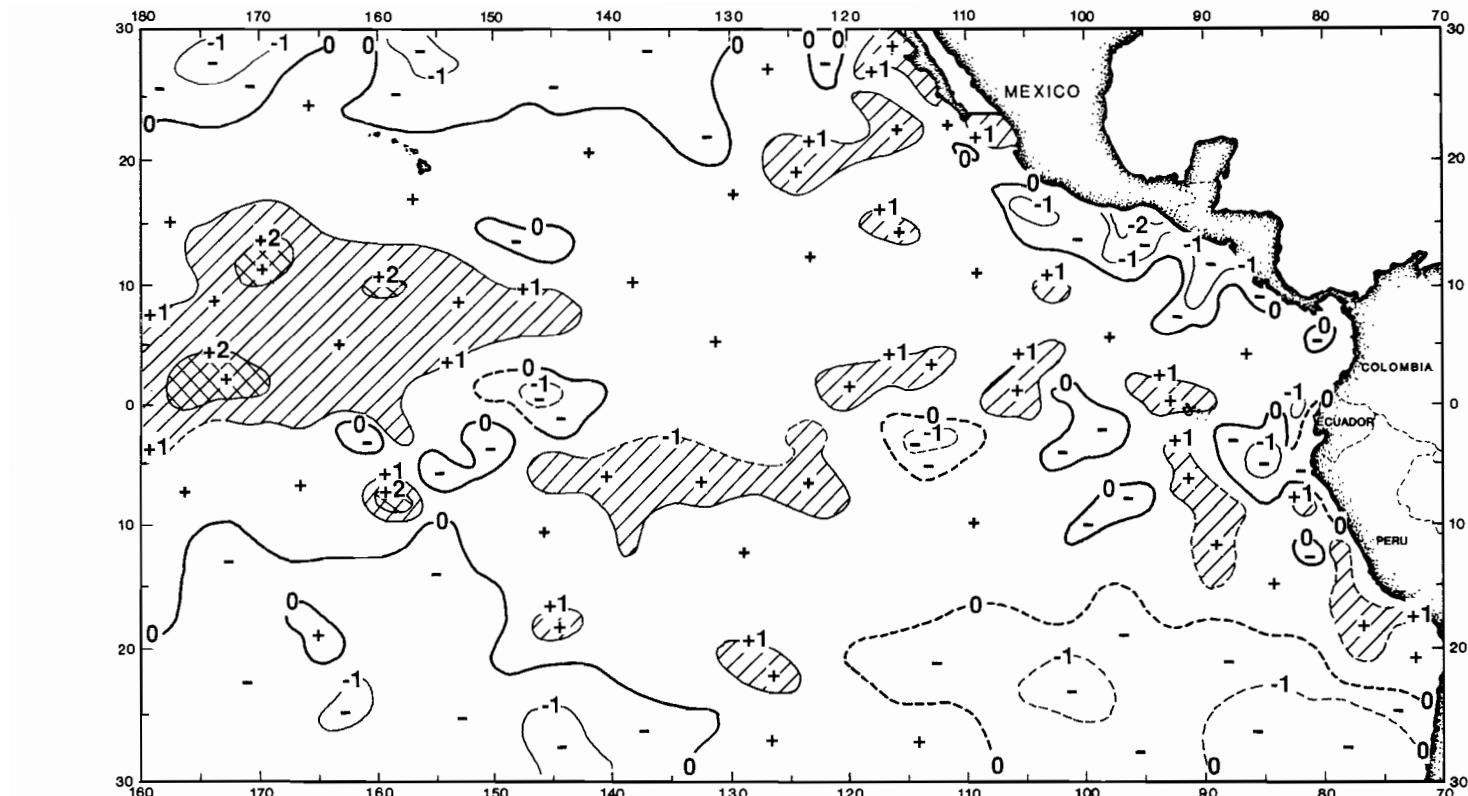


FIGURE 40. Departures of SSTs from long-term normals (anomalies) for December 1990, based on data from fishing boats and various other commercial vessels. The areas with SSTs from 1° to 2°C above normal are hatched and those with SSTs more than 2°C above normal are cross-hatched. The contours are dashed for areas in which data were sparse.

FIGURA 40. Variaciones en las TSM de las normas de temperatura a largo plazo (anomalías) en diciembre de 1990, basadas en datos tomados por buques mercantes y barcos pesqueros. En las zonas sombreados las TSM fueron más de 1°C superiores a lo normal, y en aquellas doblemente sombreadas más de 2°C superiores a lo normal. Los contornos de trazos señalan áreas para las cuales los datos son escasos.



FIGURE 41. Participants in the course for observers conducted at Buenaventura, Colombia, May 21-June 5, 1991.

FIGURA 41. Asistentes al curso de observadores dictado en Buenaventura, Colombia, del 21 de mayo al 5 de junio, 1991.

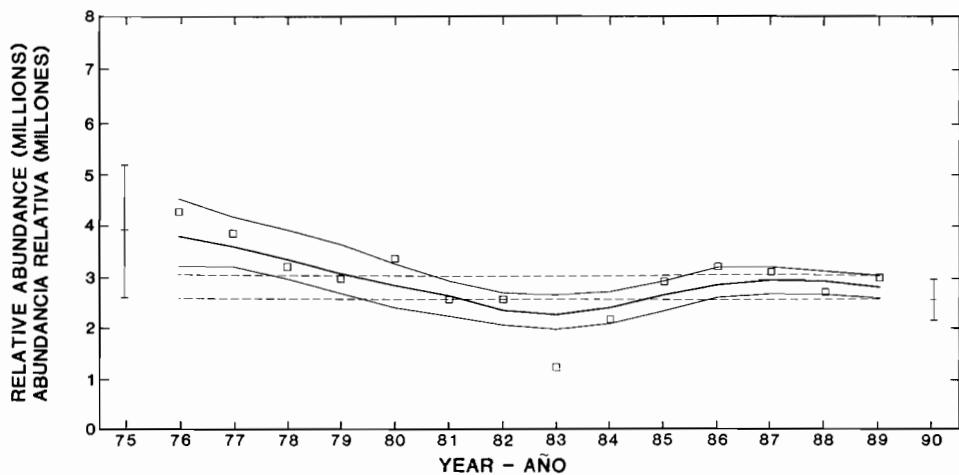


FIGURE 42. Trends in abundance of the northern offshore stock of spotted dolphins. The squares indicate the point estimates. The vertical lines at the first and last estimates indicate the 85-percent confidence limits of the point estimates. The heavy lines indicate the smoothed medians of the boot-strap replicas and the thin lines their 85-percent confidence limits. The horizontal broken lines correspond to the 85-percent confidence limits for the 1989 estimate. If both these limits lie above the upper limit for an earlier year, the abundance has increased significantly between that year and 1989 ($P < 0.05$); if both limits lie below the lower limit for an earlier year, the abundance has decreased significantly.

FIGURA 42. Tendencias en la abundancia del stock de altamar norteño del delfín manchado. Los cuadros indican las estimaciones de punto. Las líneas verticales en la primera y última estimación indican los límites de confianza de 85% de las estimaciones de punto. Las líneas gruesas indican las medianas suavizadas de las réplicas de "bootstrap" y las finas los límites de confianza de 85% de las mismas. Las líneas horizontales de trazos corresponden a los límites de confianza de 85% de la estimación de 1989. Si ambos límites caen por encima del límite superior de un año anterior, la abundancia ha aumentado de forma significativa entre ese año y 1989 ($P < 0.05$); si yacen debajo del límite inferior de un año anterior, la abundancia ha disminuido de forma significativa.

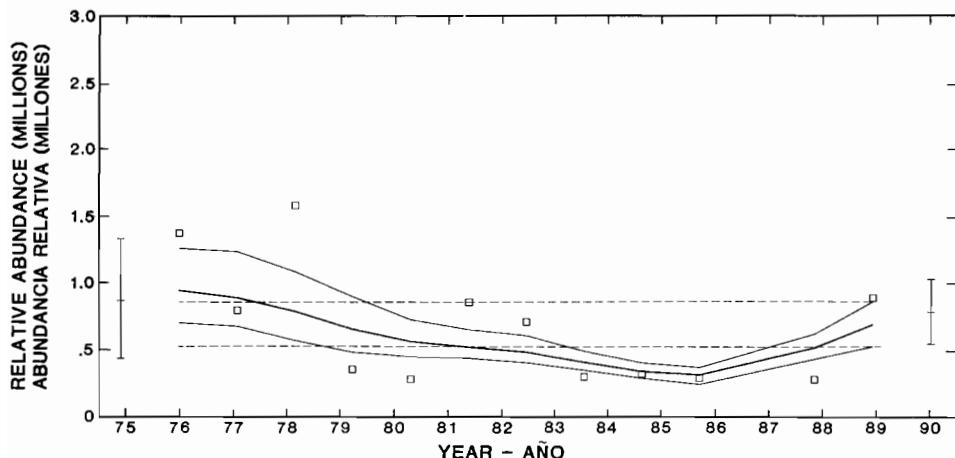


FIGURE 43. Trends in abundance of the southern offshore stock of spotted dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 43. Tendencias en la abundancia del stock de altamar sureño del delfín manchado. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

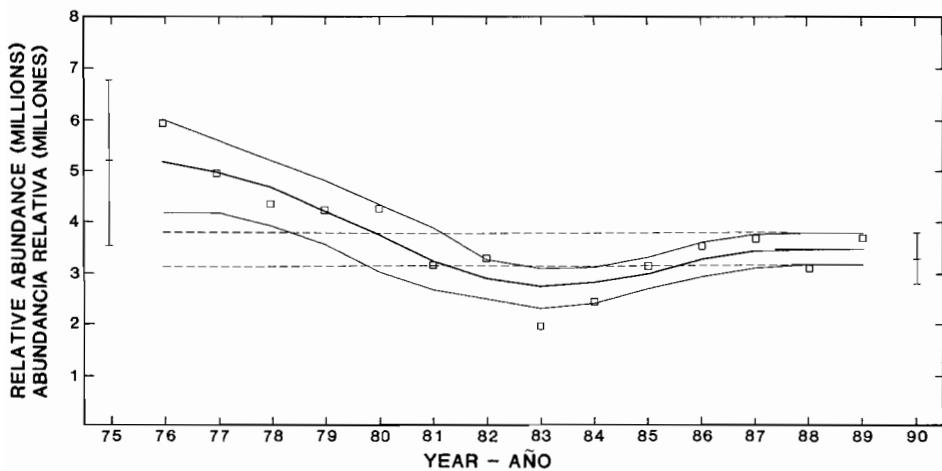


FIGURE 44. Trends in abundance of the pooled northern and southern offshore stocks of spotted dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 44. Tendencias en la abundancia de los stocks de altamar norteño y sureño del delfín manchado agrupados. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

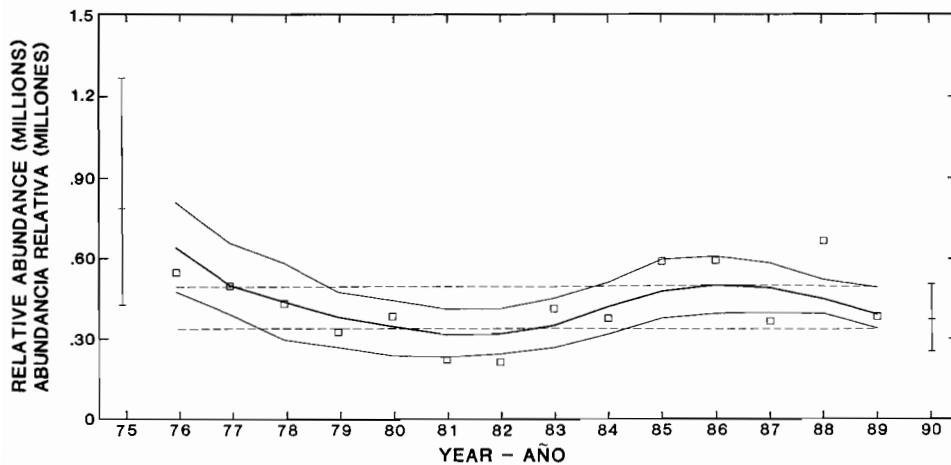


FIGURE 45. Trends in abundance of the eastern stock of spinner dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 45. Tendencias en la abundancia del stock oriental del delfín tornillo. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

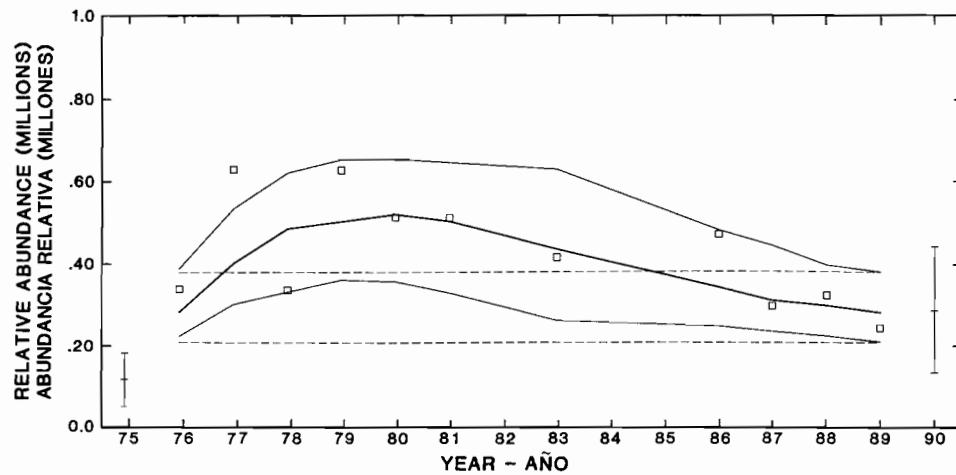


FIGURE 46. Trends in abundance of the whitebelly stock of spinner dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 46. Tendencias en la abundancia del stock panza blanca del delfín tornillo. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

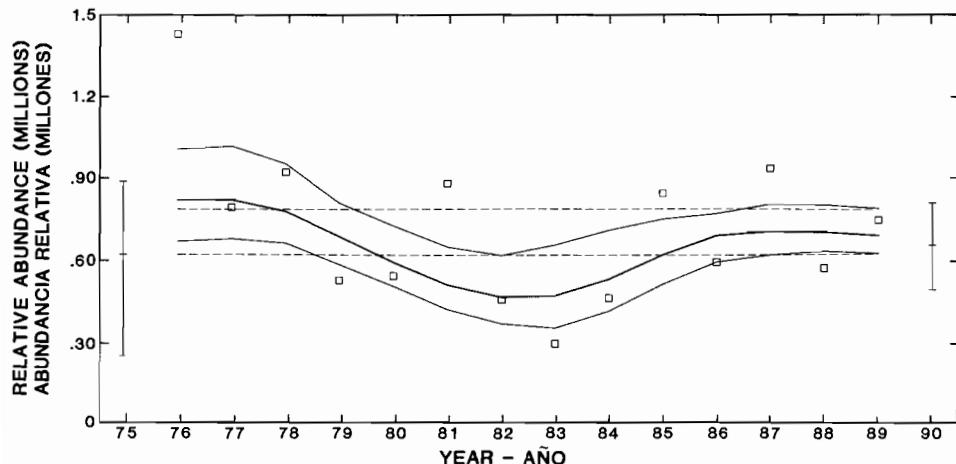


FIGURE 47. Trends in abundance of the northern stock of common dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 47. Tendencias en la abundancia del stock norteño del delfín común. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

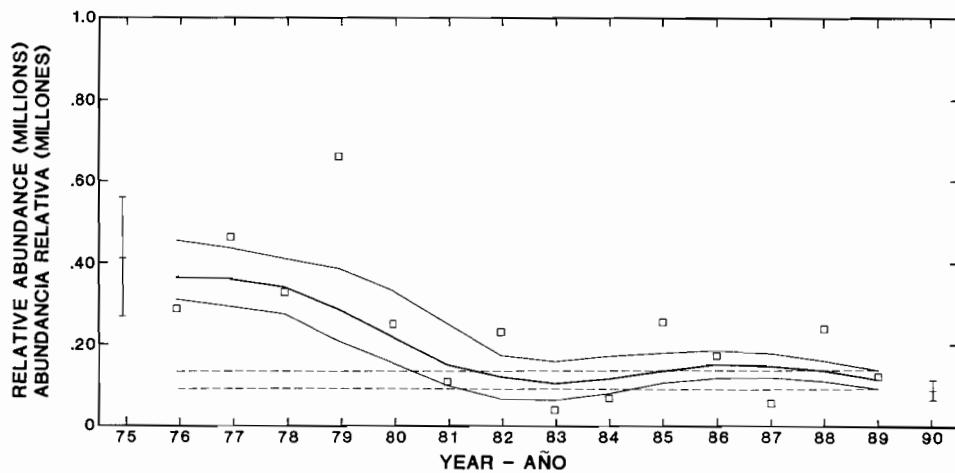


FIGURE 48. Trends in abundance of the central stock of common dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 48. Tendencias en la abundancia del stock central del delfín común. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

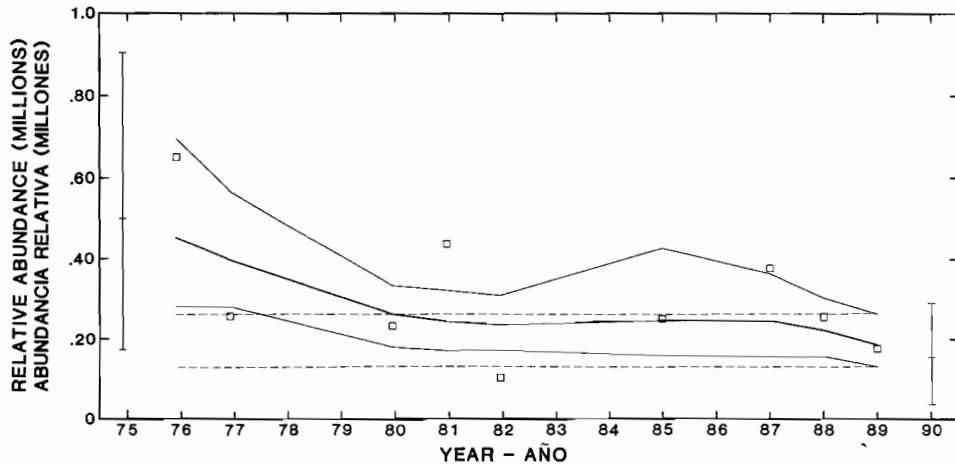


FIGURE 49. Trends in abundance of the southern stock of common dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 49. Tendencias en la abundancia del stock sureño del delfín común. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

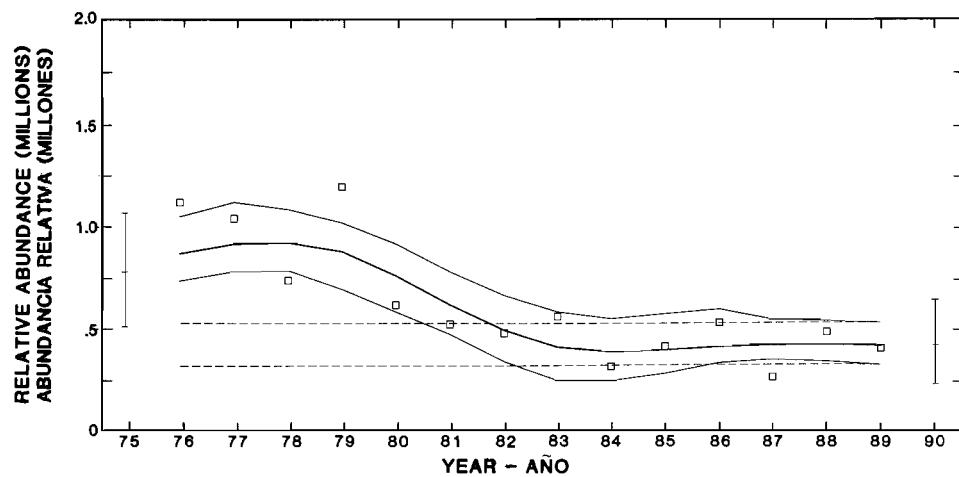


FIGURE 50. Trends in abundance of the pooled northern, central, and southern stocks of common dolphin. Further details are given in the title for Figure 42.

FIGURA 50. Tendencias en la abundancia de los stocks norteño, central, y sureño del delfín común agrupados. Ver leyenda de la Figura 42 para mayor detalle.

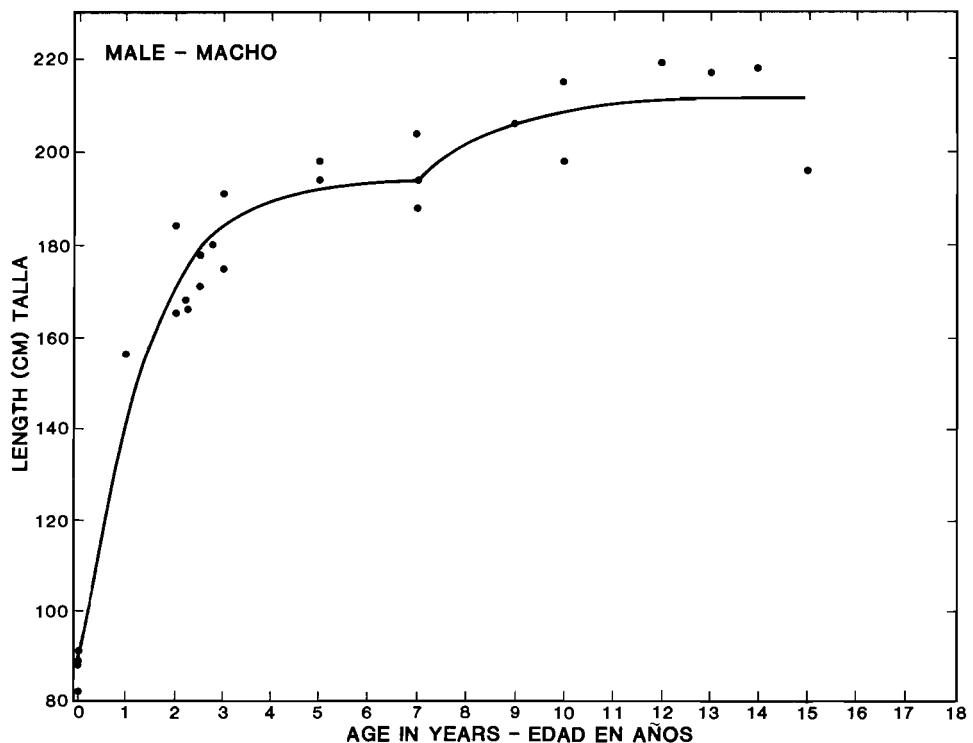
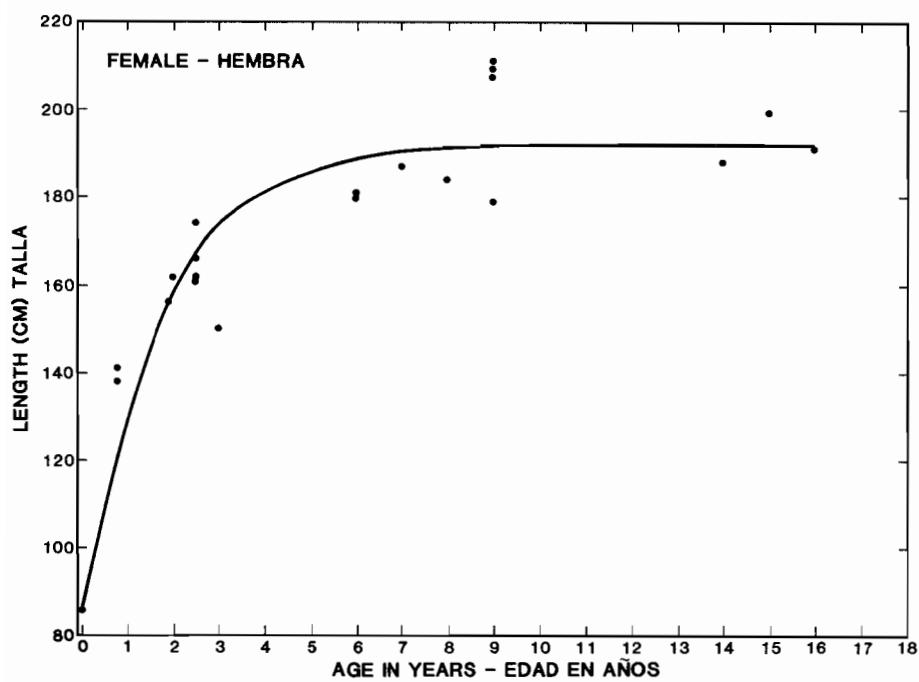
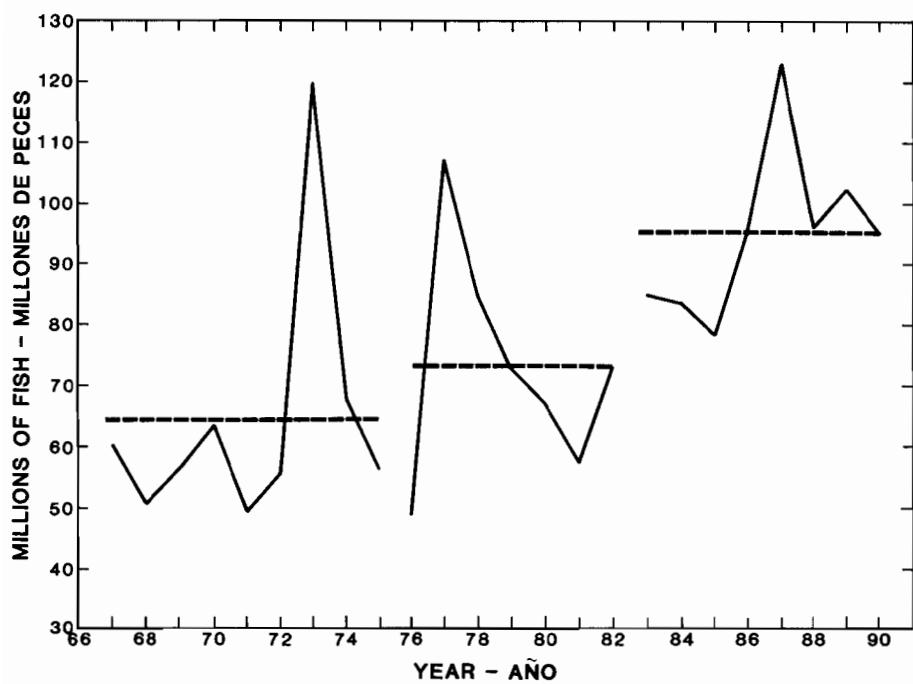


FIGURE 51. Growth of Costa Rican spinner dolphins.

FIGURA 51. Crecimiento de los delfines tornillo de Costa Rica.

**FIGURE 51.** (continued)**FIGURA 51.** (continuación)**FIGURE 52.** Estimated initial recruitments of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, with the averages of these recruitments for 1967-1975, 1976-1982, and 1983-1990.**FIGURA 52.** Reclutamientos iniciales estimados del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, con los promedios de los reclutamientos de 1967-1975, 1976-1982, y 1983-1990.

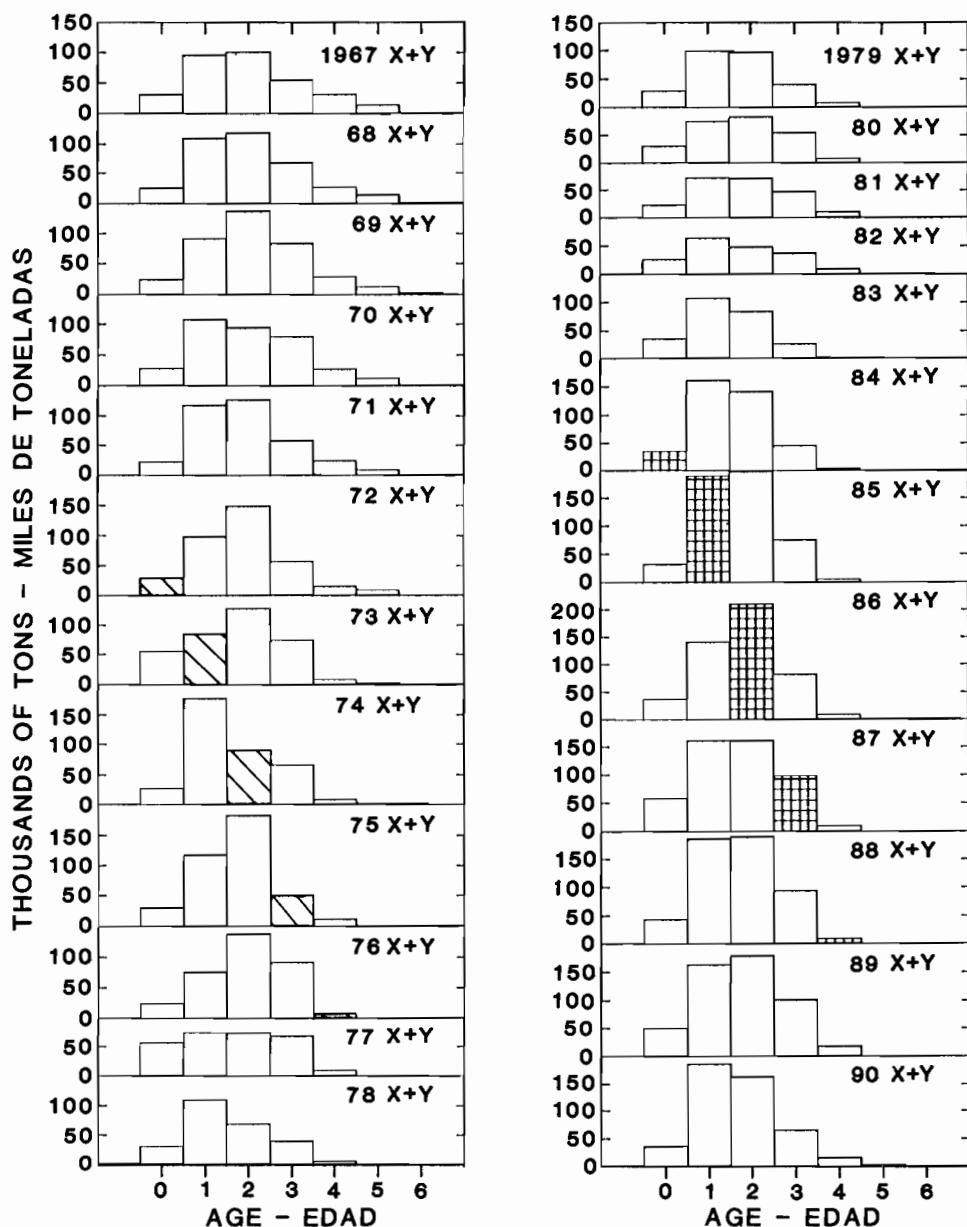


FIGURE 53. Average within-year biomass estimates of yellowfin in the eastern Pacific Ocean by age groups. The diagonal lines and cross-hatching indicate the 1972 and 1984 cohorts, respectively.

FIGURA 53. Estimaciones del promedio intra-anual de la biomasa del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, por grupos de edad. Las líneas diagonales y el sombreado doble señalan las cohortes de 1972 y 1984, respectivamente.

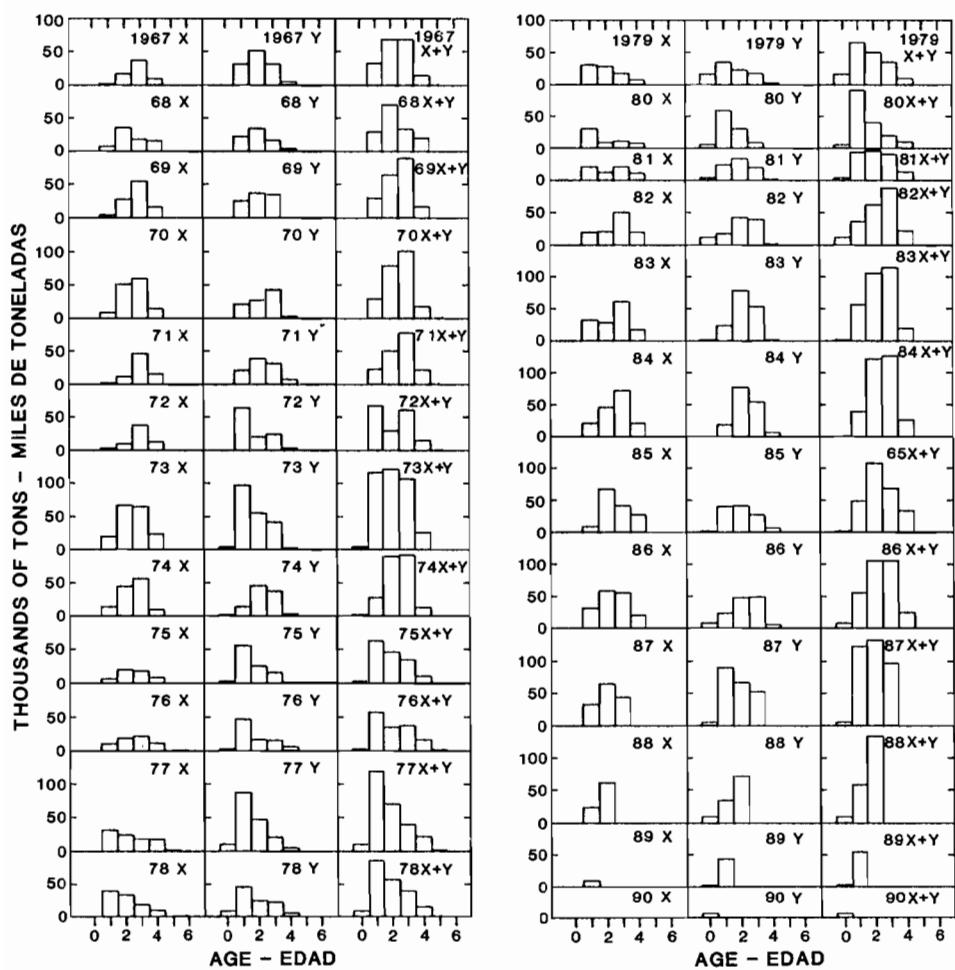


FIGURE 54. Estimated catches of yellowfin of the 1967 through 1990 cohorts at ages 0 through 6+, by X and Y groups.

FIGURA 54. Capturas estimadas de aleta amarilla de las cohortes de 1967 a 1990 de 0 a 6+ años de edad, por grupos X e Y.

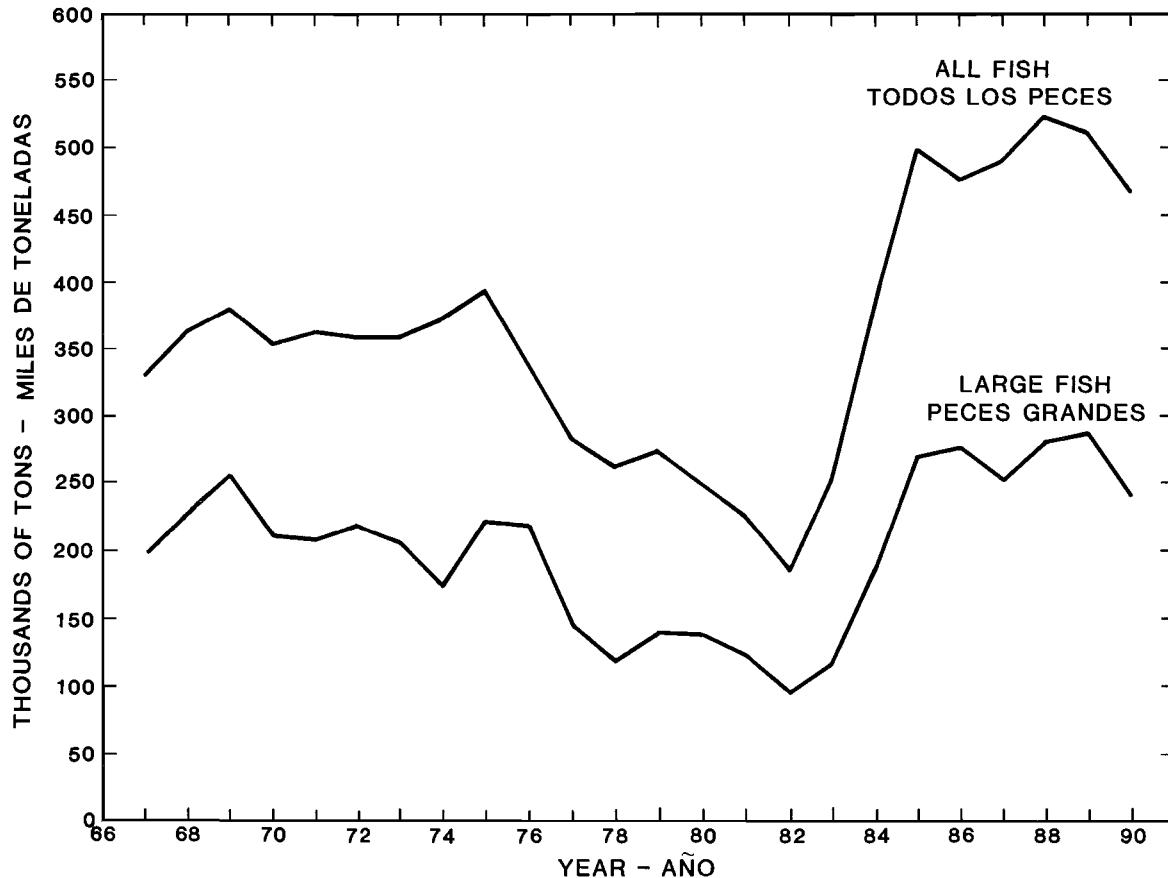


FIGURE 55. Average biomass estimates of yellowfin in the eastern Pacific Ocean for all fish and for larger fish only.

FIGURA 55. Estimaciones de la biomasa media del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental correspondientes a todos los peces y a los peces mayores solamente.

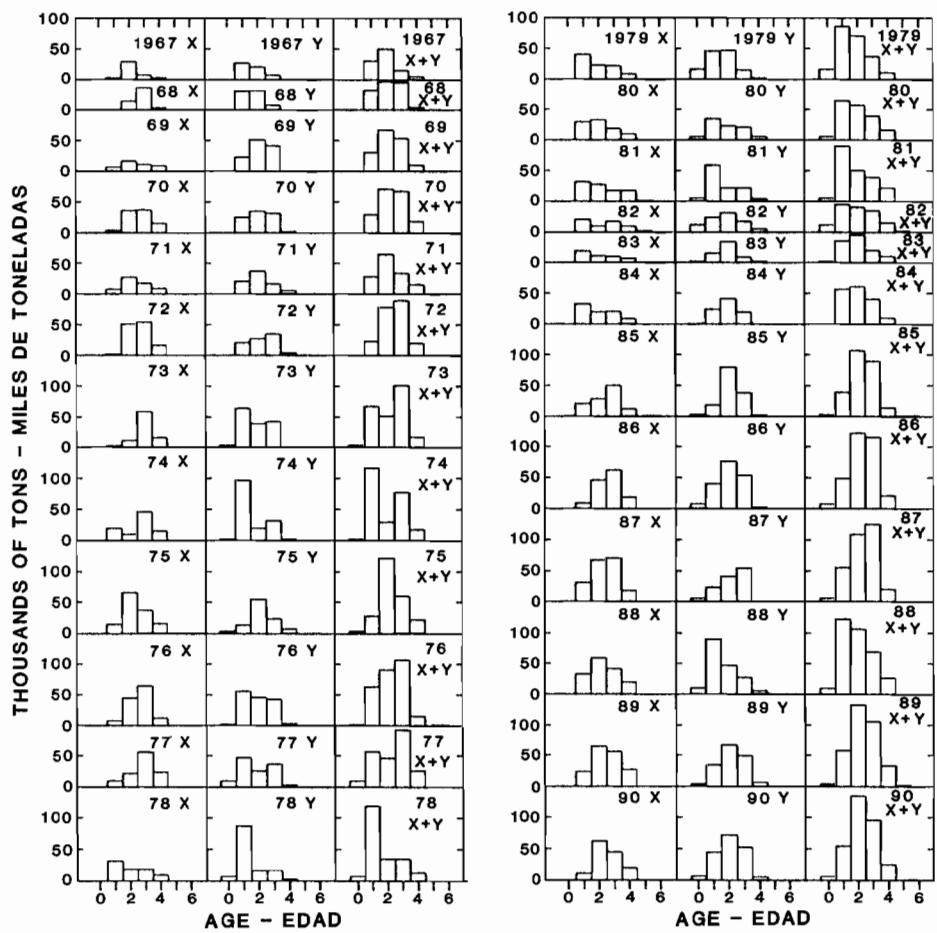


FIGURE 56. Estimated catches of yellowfin of ages 0 through 6+ during 1967 through 1990, by X and Y groups.

FIGURA 56. Capturas estimadas de aleta amarilla de 0 a 6+ años de edad entre 1967 y 1990, por grupos X e Y.

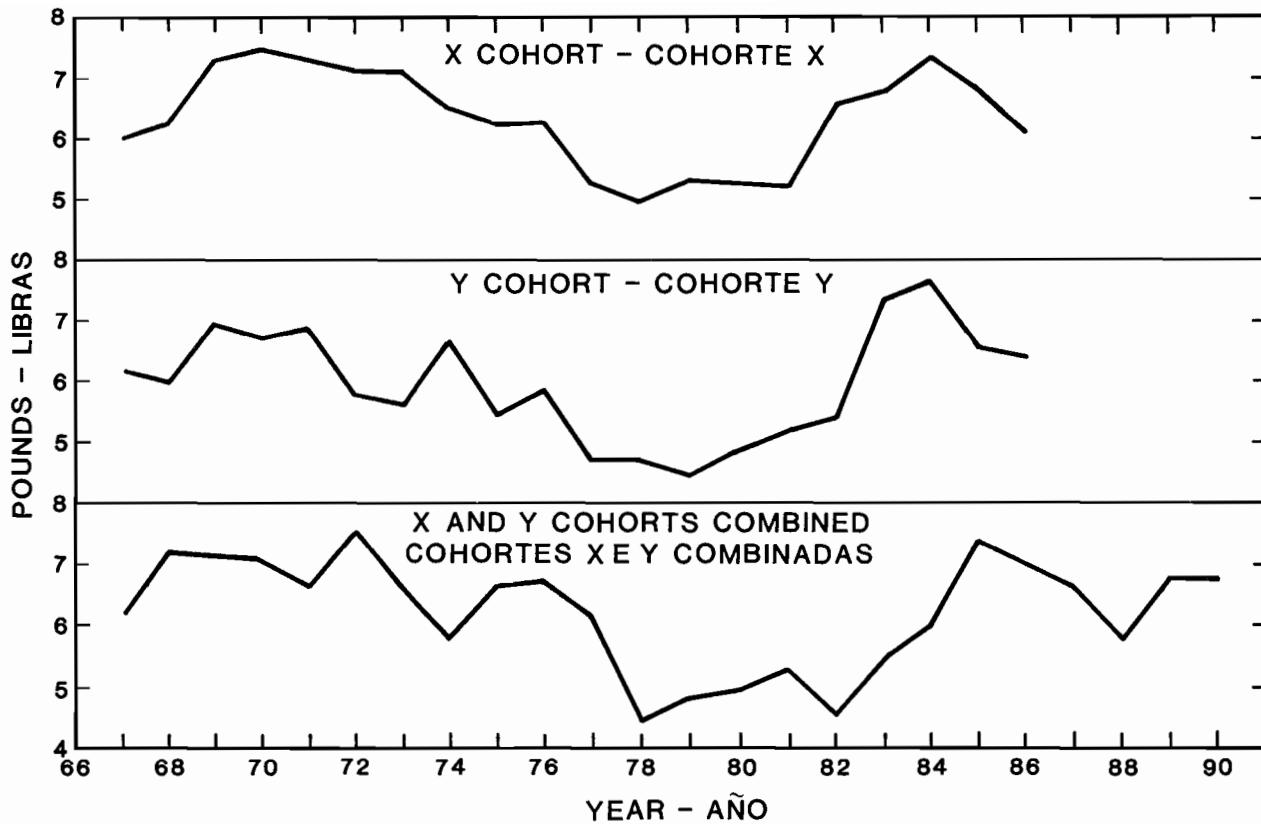


FIGURE 57. Yields per recruit of yellowfin. The top and middle panels contain data for the 1967 through 1986 cohorts caught during different years (equivalent to Figure 54), whereas the bottom panel contains data for fish of different cohorts caught during 1967 through 1990 (equivalent to Figure 56).

FIGURA 57. Rendimientos por recluta del aleta amarilla. Los dos recuadros superiores contienen datos de las cohortes de 1967 a 1986 capturadas en distintos años (equivalente a la Figura 54), mientras que el recuadro inferior contiene datos de peces de distintas cohortes capturados entre 1967 y 1990 (equivalente a la Figura 56).

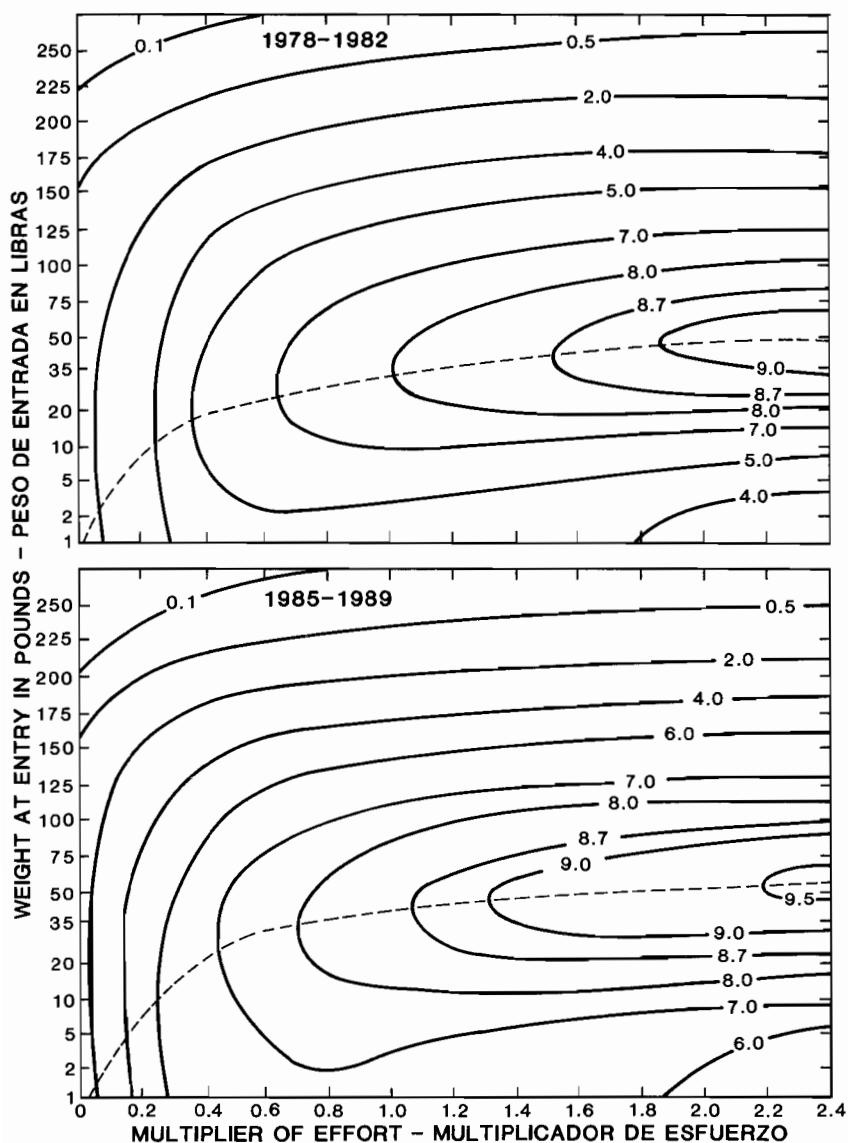
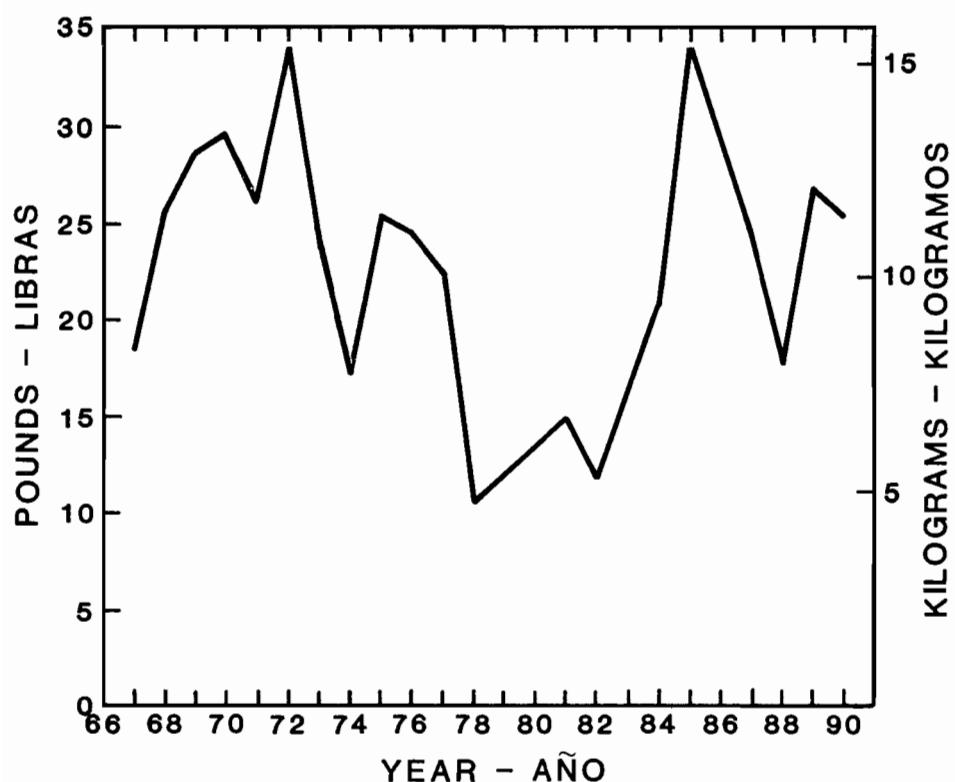
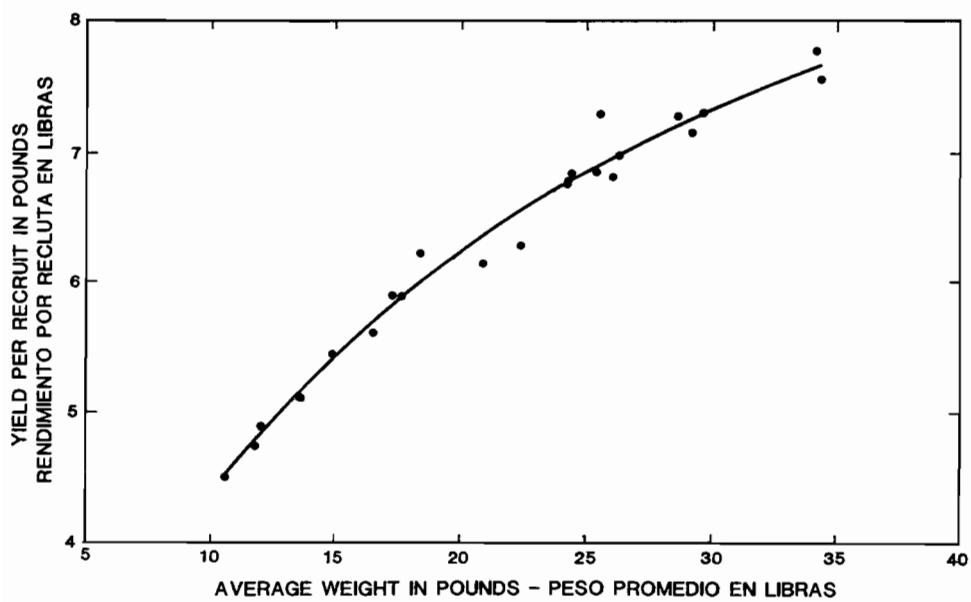


FIGURE 58. Relationships among size at entry, fishing effort, and yield per recruit for yellowfin for two different patterns of age-specific fishing mortality.

FIGURA 58. Relación entre tamaño de ingreso, esfuerzo de pesca, y rendimiento por recluta del aleta amarilla, correspondiente a dos patrones diferentes de mortalidad por pesca específica para cada edad.

**FIGURE 59.** Average weights of yellowfin caught in the eastern Pacific Ocean.**FIGURA 59.** Peso promedio de aletas amarillas capturados en el Océano Pacífico oriental.**FIGURE 60.** Relationship between yield per recruit and average weight at capture for yellowfin in the eastern Pacific Ocean.**FIGURA 60.** Relación entre el rendimiento por recluta y el peso promedio de captura del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental.

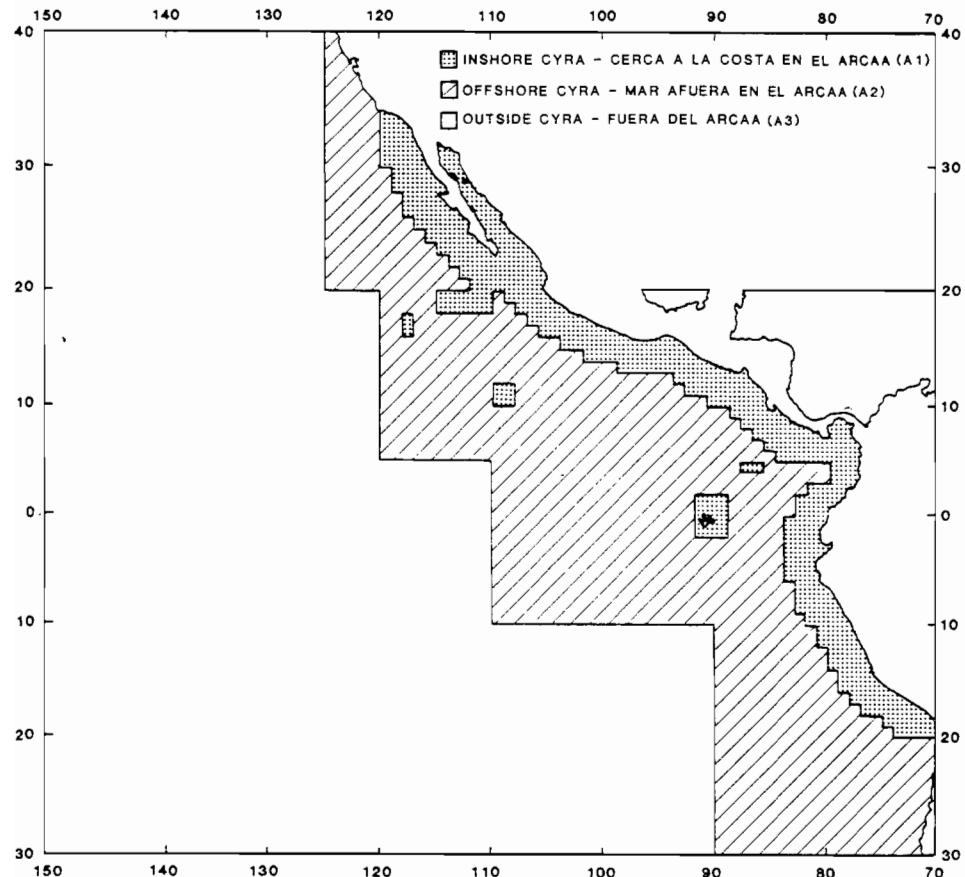


FIGURE 61. The eastern Pacific Ocean, showing the historical areas of the fishery for yellowfin, A1, the more recently fished areas within the CYRA, A2, and the area outside the CYRA, A3.

FIGURA 61. El Océano Pacífico oriental. Se indican las zonas históricas de la pesca de aleta amarilla, A1, las zonas de pesca más recientes en el ARCAA, A2, y la zona fuera del ARCAA (exterior), A3.

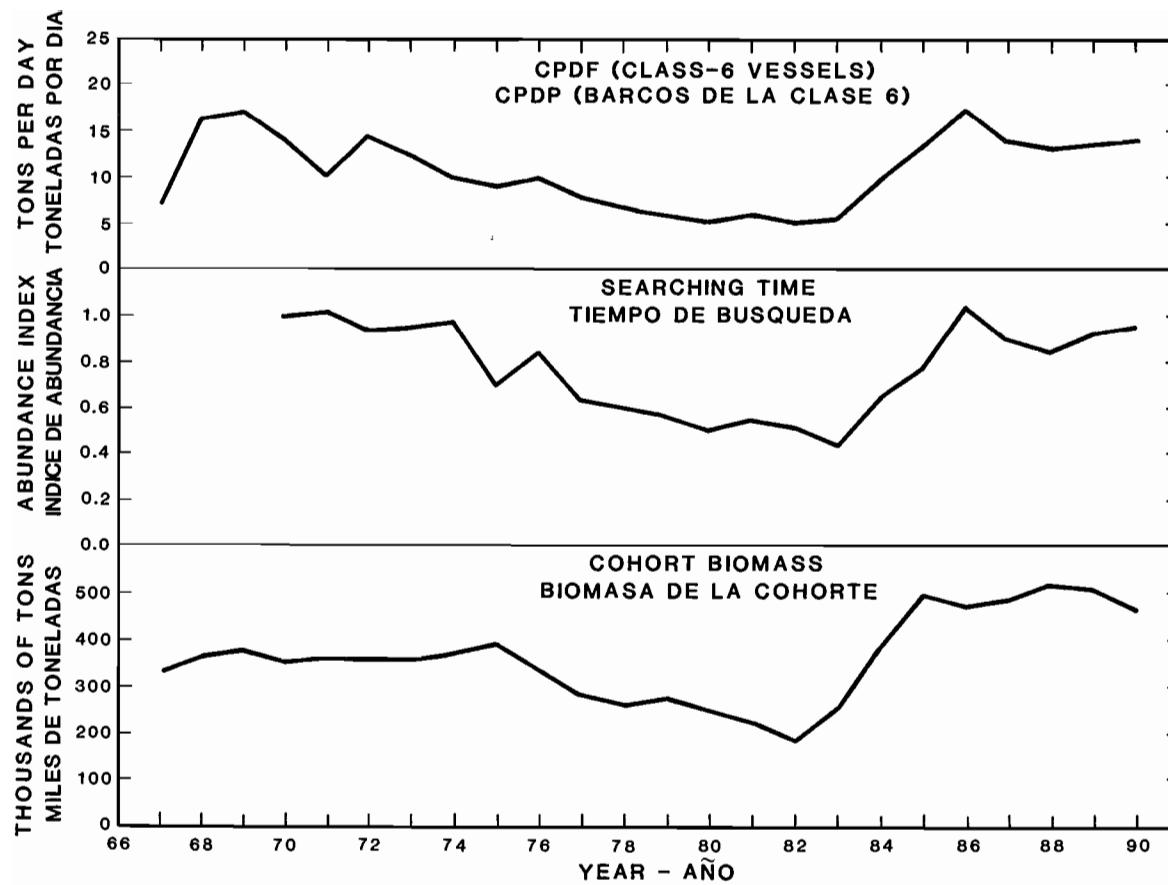


FIGURE 62. Three indices of abundance of yellowfin in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 62. Tres índices de la abundancia del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental.

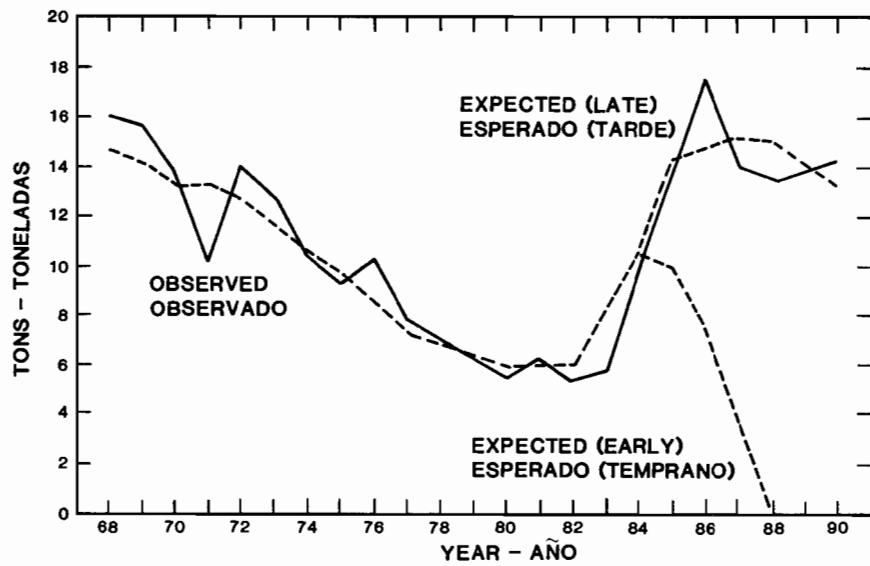
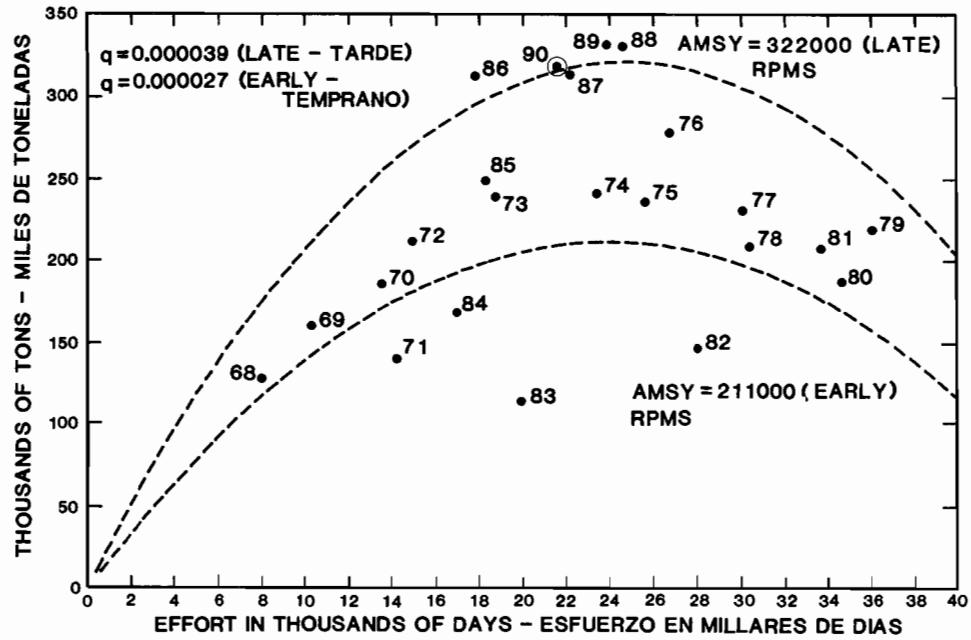


FIGURE 63. Relationships between effort and catch for the yellowfin fishery in the eastern Pacific Ocean during 1968-1990, for the logistic (symmetrical) model with m set at 2.0 (upper panel), and observed and predicted values of the CPDF (lower panel).

FIGURA 63. Relación entre el esfuerzo y la captura en la pesca de aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, 1968-1990, correspondiente al modelo logístico (simétrico) con m fijado en 2.0 (recuadro superior), y valores de la CPDP observados y predichos (recuadro inferior).

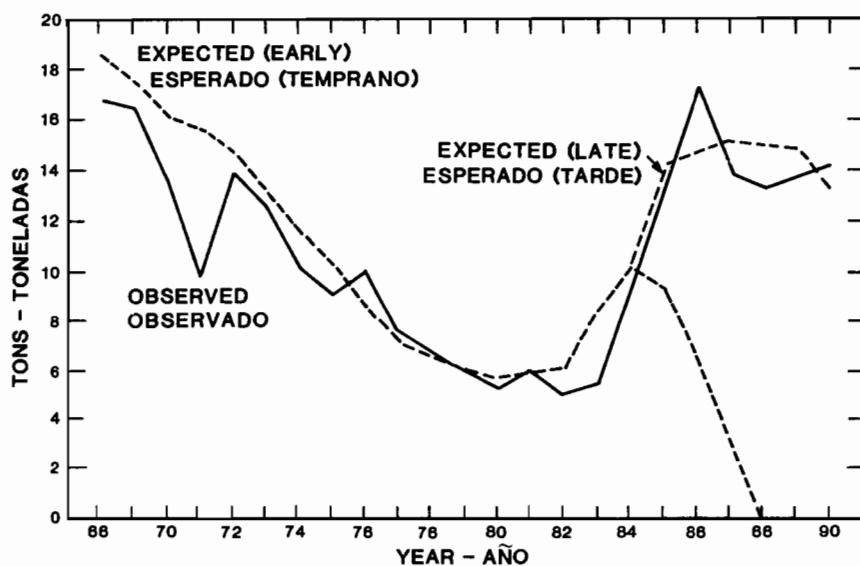
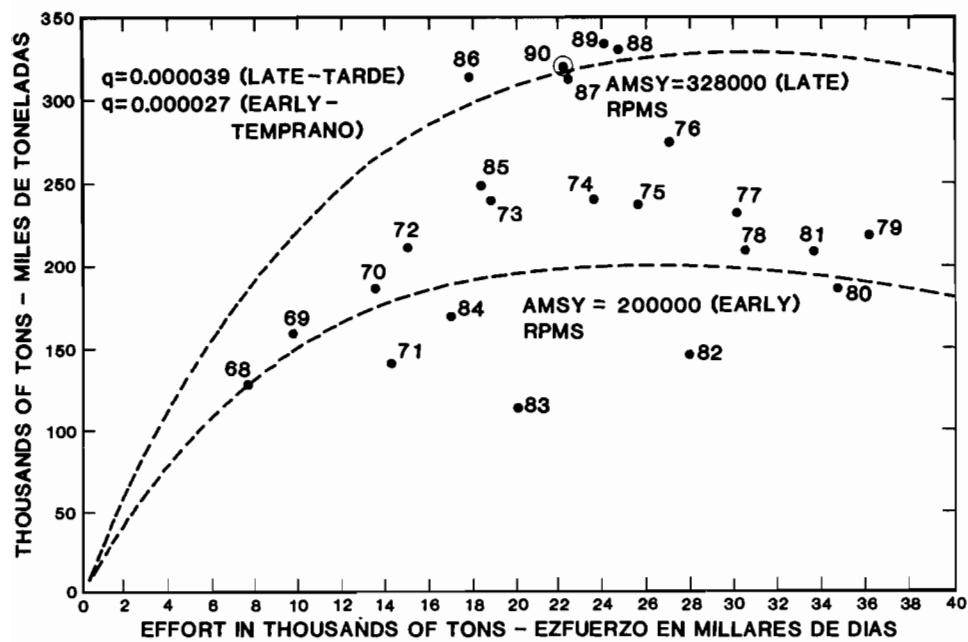


FIGURE 64. Relationships between effort and catch for the yellowfin fishery in the eastern Pacific Ocean during 1968-1990, for the generalized stock production (asymmetrical) model with m set at 0.8 (upper panel), and observed and predicted values of CPDF (lower panel).

FIGURA 64. Relación entre el esfuerzo y la captura en la pesca de aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, 1968-1990, correspondiente al modelo generalizado de producción del stock (asimétrico) con m fijado en 0.8 (recuadro superior), y valores de la CPDP observados y predichos (recuadro inferior).

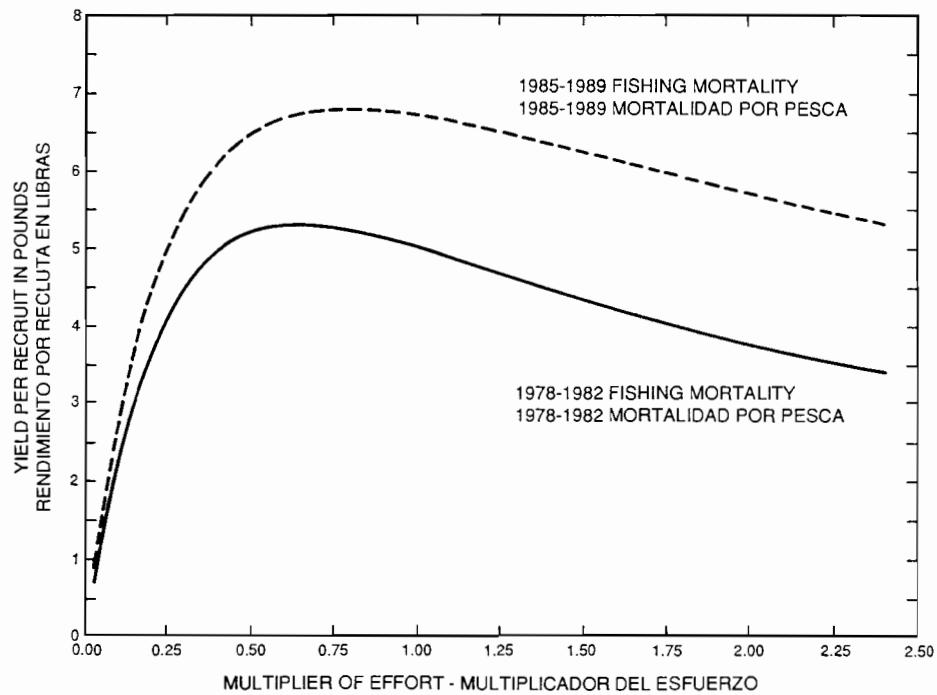


FIGURE 65. Yields per recruit for age-specific mortality rates of 1978-1982 and 1985-1989.

FIGURA 65. Rendimientos por recluta correspondientes a las tasas de mortalidad específica para cada edad de 1978-1982 y 1985-1989.

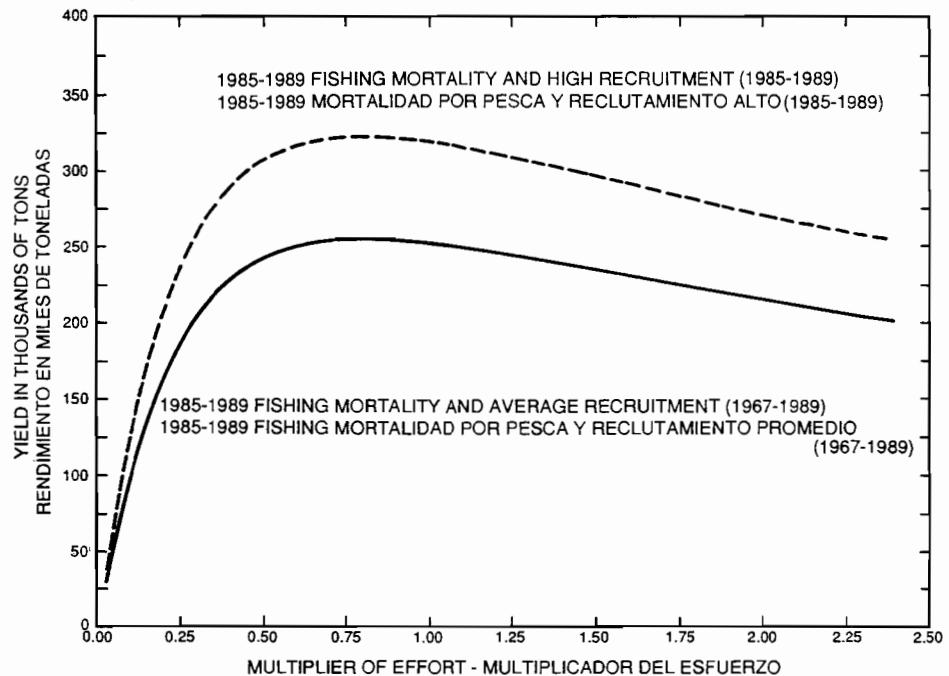


FIGURE 66. Yields for high and average recruitments and age-specific fishing mortality similar to that of 1985-1989.

FIGURA 66. Rendimientos correspondientes a reclutamientos elevados y medios y mortalidad por pesca específica para cada edad similar a aquella de 1985-1989.

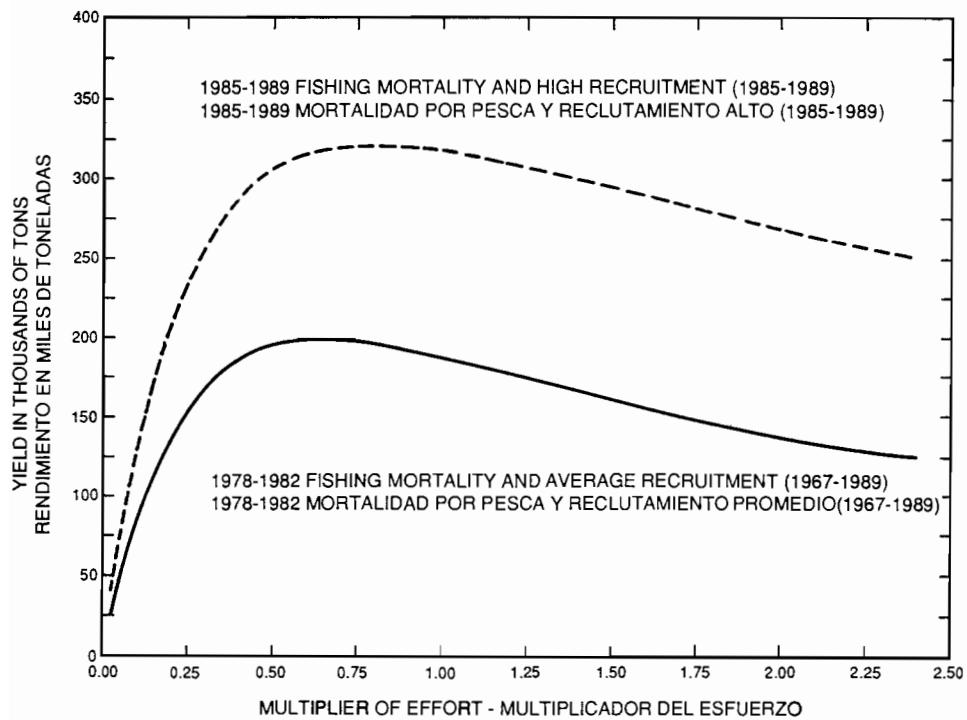


FIGURE 67. Yields for average recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1978-1982 and for high recruitment and age-specific mortality similar to that of 1985-1989.

FIGURA 67. Rendimientos correspondientes al reclutamiento medio y mortalidad por pesca específica para cada edad similar a aquella de 1978-1982, y al reclutamiento elevado y mortalidad específica para cada edad similar a aquella de 1985-1989.

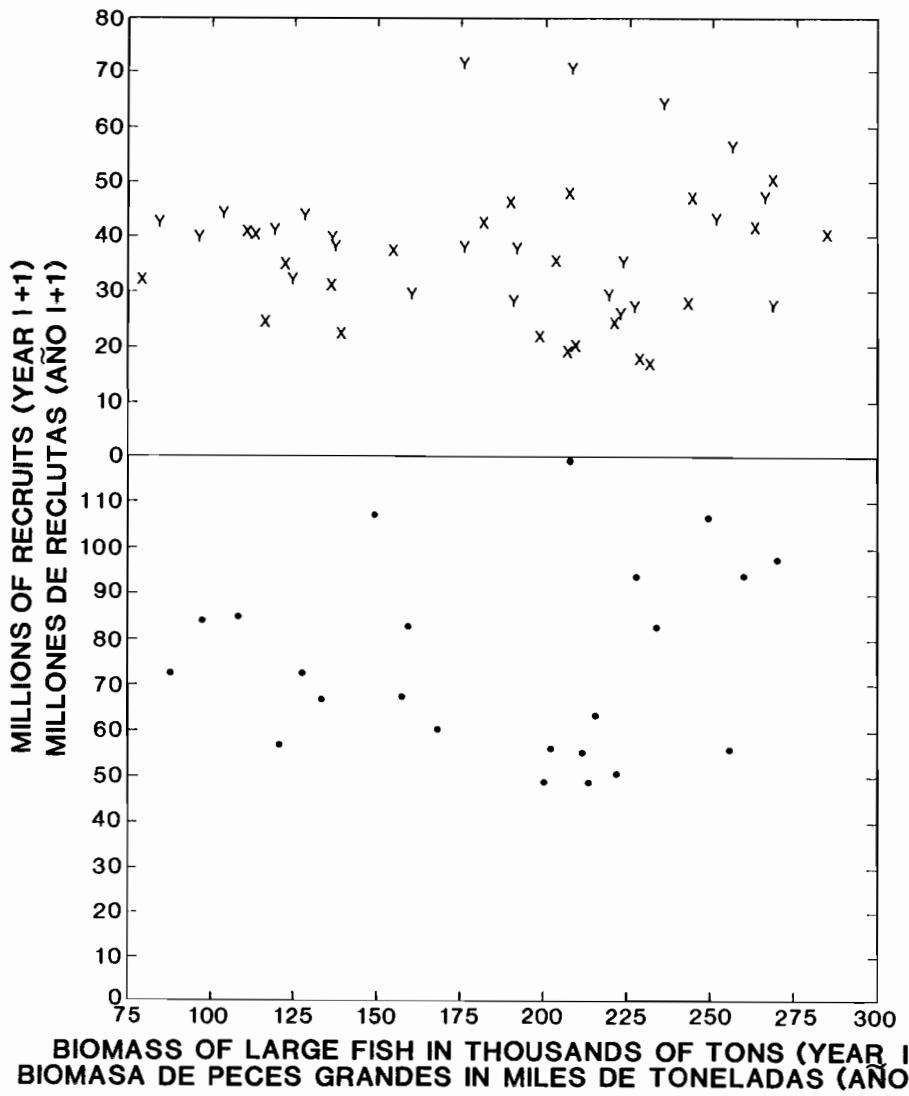


FIGURE 68. Relationships between stock and recruitment for yellowfin in the eastern Pacific Ocean for 1967 through 1989. The values for numbers of recruits in the lower panel are sums of the X and Y values in the upper panel. The values for biomass in the lower panel are averages of X and Y values in the upper panel.

FIGURA 68. Relación entre stock y reclutamiento correspondiente al aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental entre 1967 y 1989. Los valores de número de reclutas en el recuadro inferior son las sumas de los valores de X e Y en el recuadro superior. Los valores de biomasa en el recuadro inferior son los promedios de los valores de X e Y en el recuadro superior.

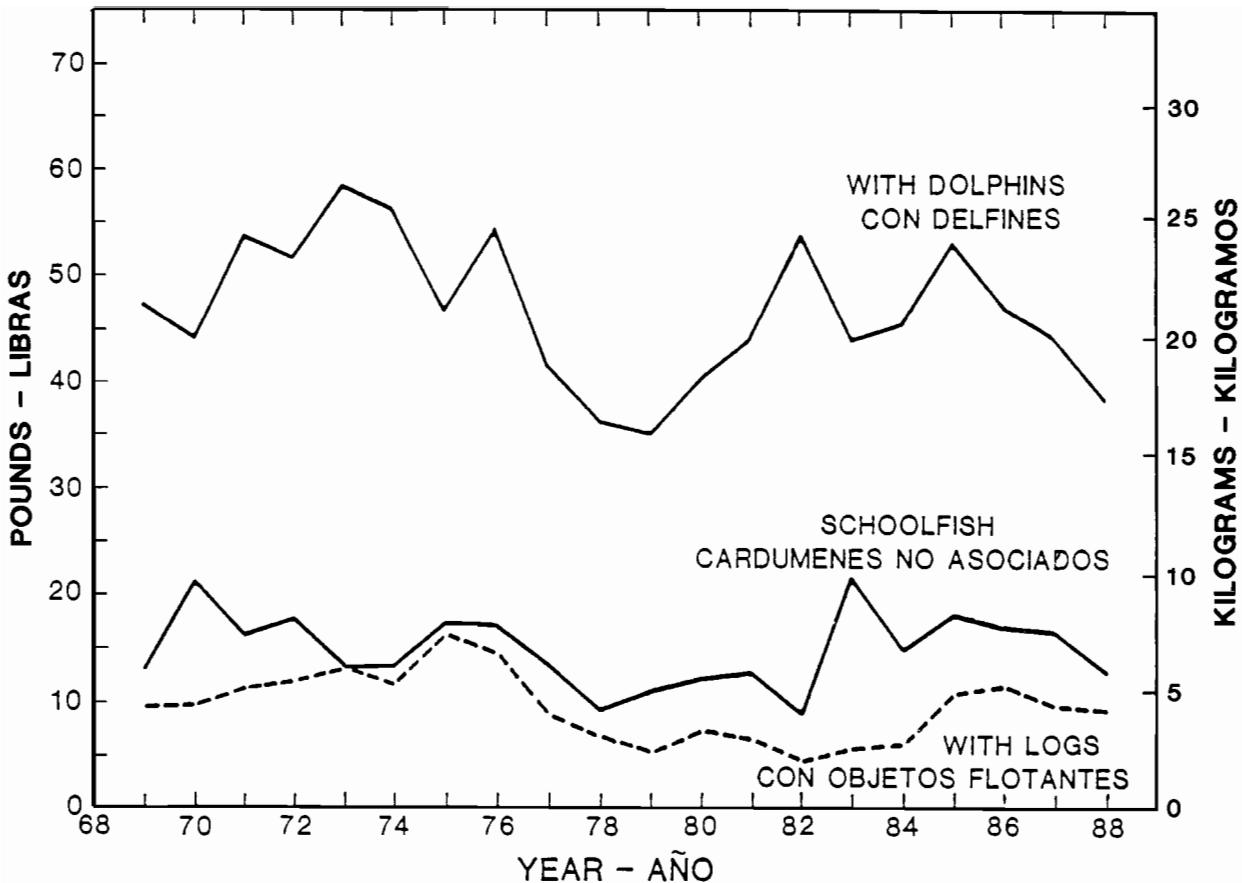


FIGURE 69. Average weights of dolphin-associated fish, log-associated fish, and "schoolfish" (fish associated only with other fish).

FIGURA 69. Peso promedio de peces asociados con delfines, con objetos flotantes, y no asociados (asociados solamente con otros peces).

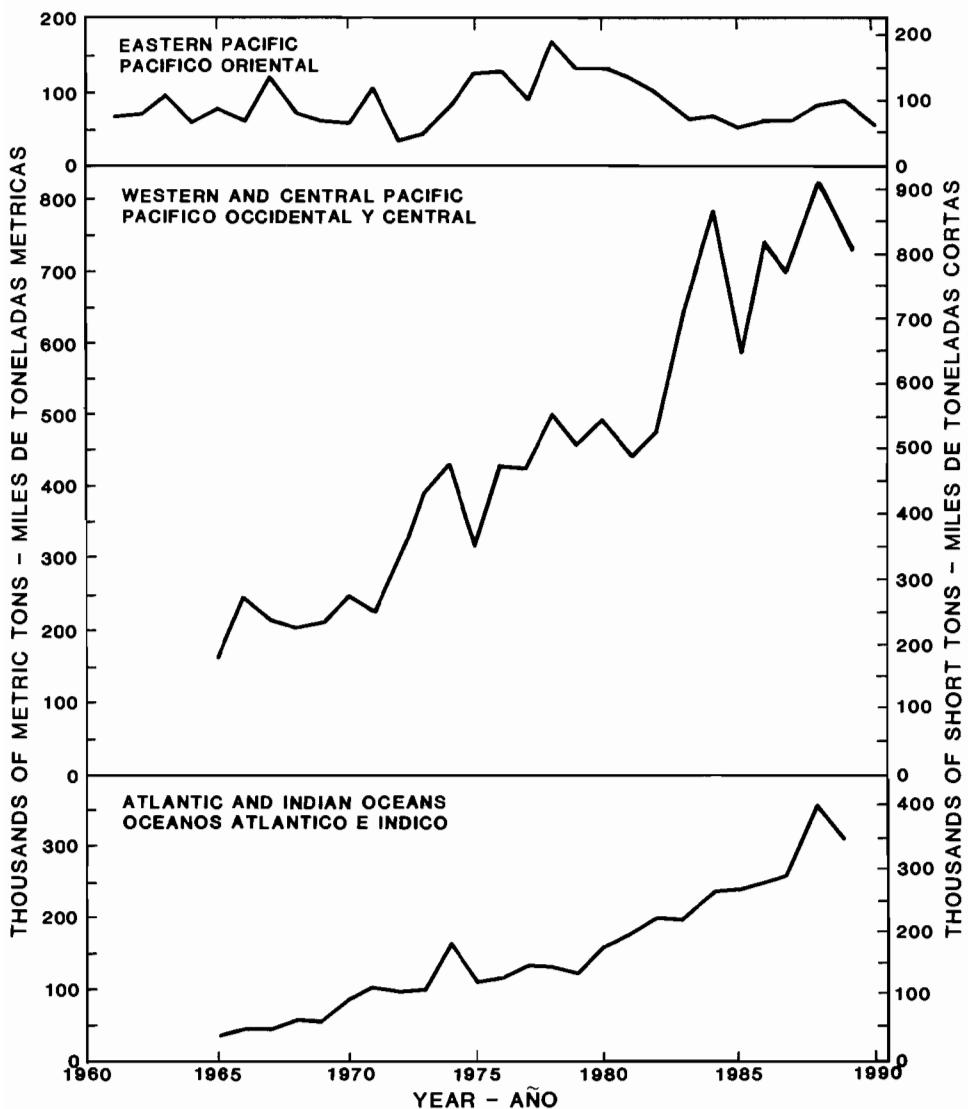


FIGURE 70. Catches of skipjack in the eastern Pacific Ocean, central and western Pacific Ocean, and Atlantic and Indian Oceans.

FIGURA 70. Capturas de barrilete en el Océano Pacífico oriental, central y occidental, y en los Océanos Atlántico e Indico.

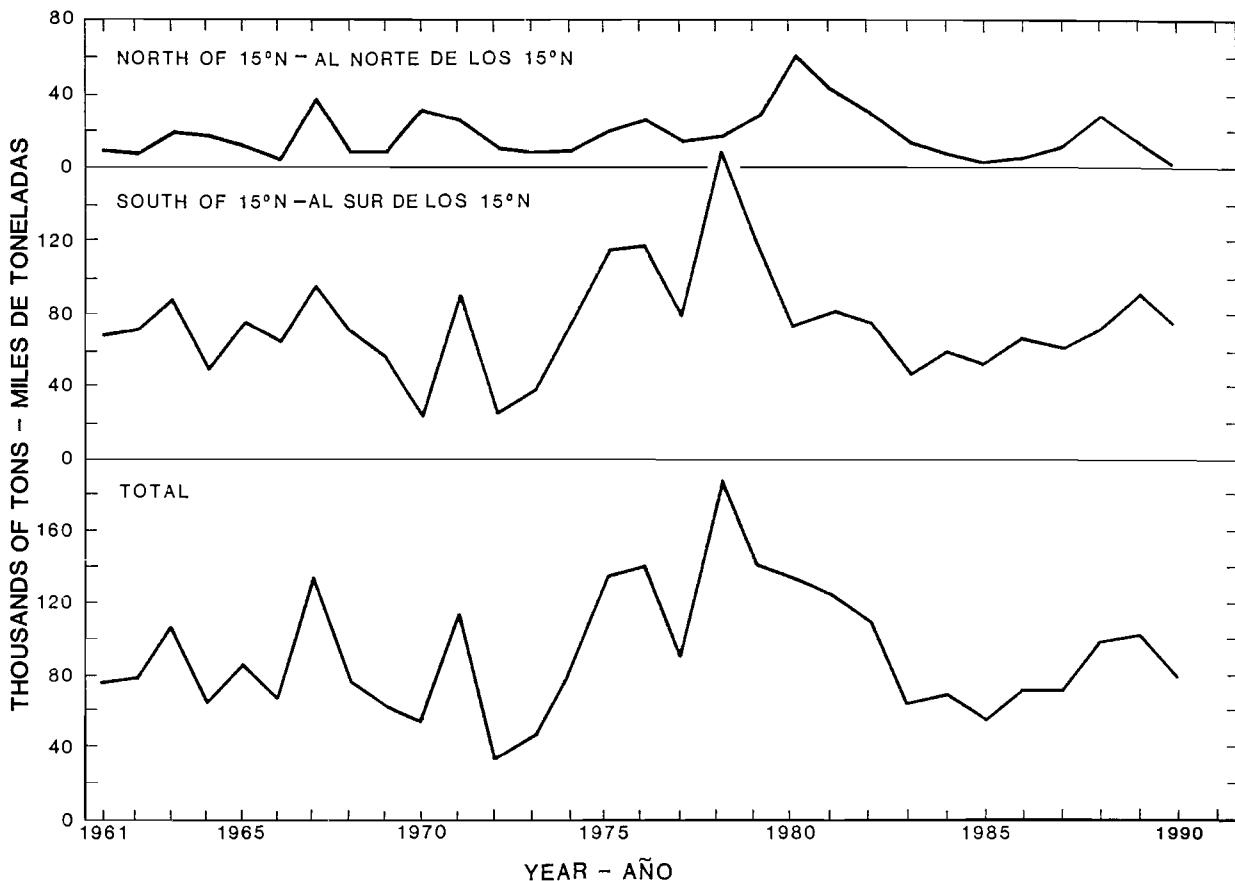


FIGURE 71. Estimated catches of skipjack in the eastern Pacific Ocean north and south of 15°N.

FIGURA 71. Capturas estimadas de barrilete en el Océano Pacífico oriental, al norte y sur de 15°N.

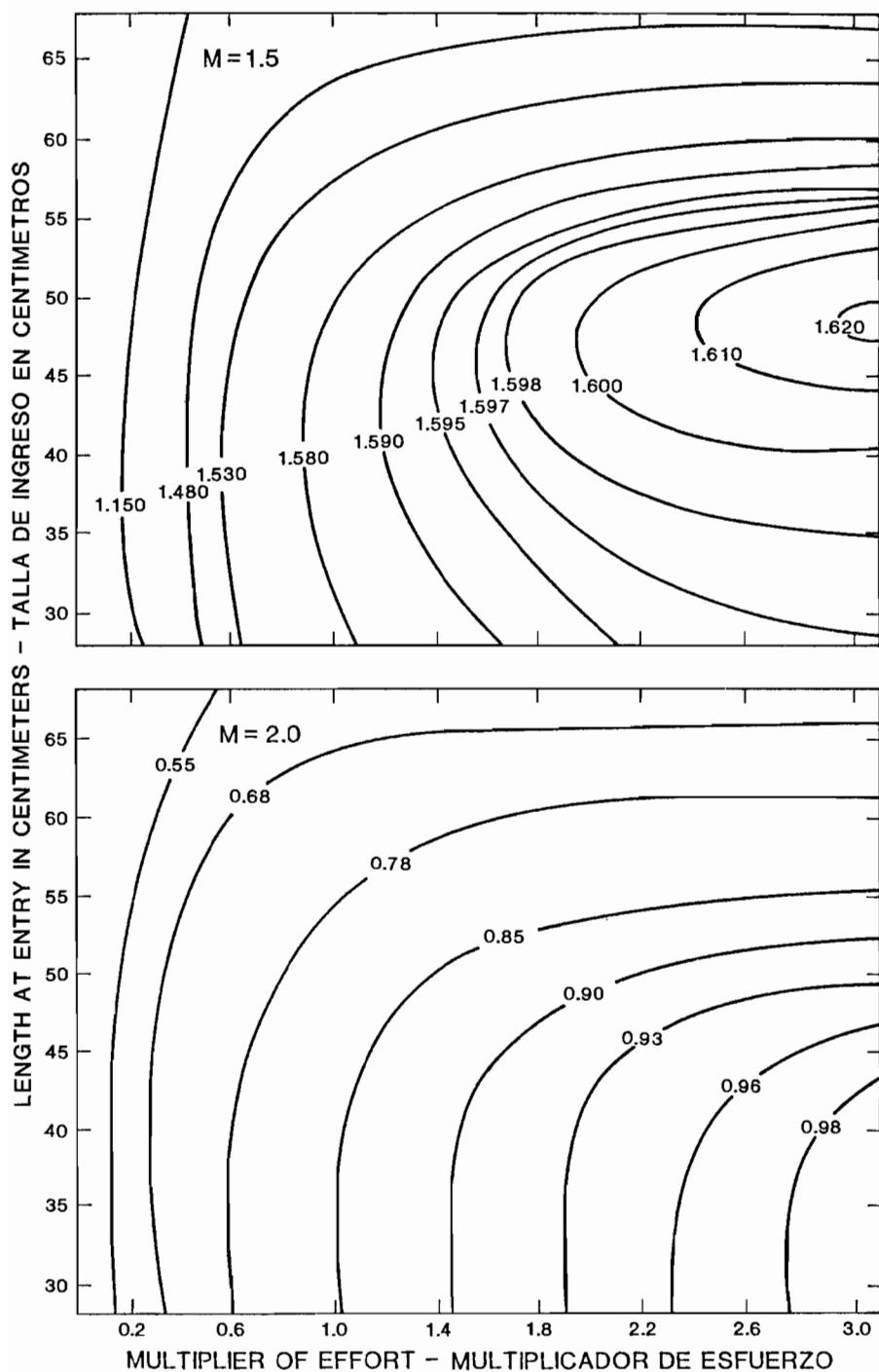


FIGURE 72. Yields per recruit for skipjack with various combinations of natural attrition, fishing effort, and length at entry into the fishery.

FIGURA 72. Rendimientos por recluta del barrilete con varias combinaciones de agotamiento natural, esfuerzo de pesca, y talla de ingreso a la pesquería.

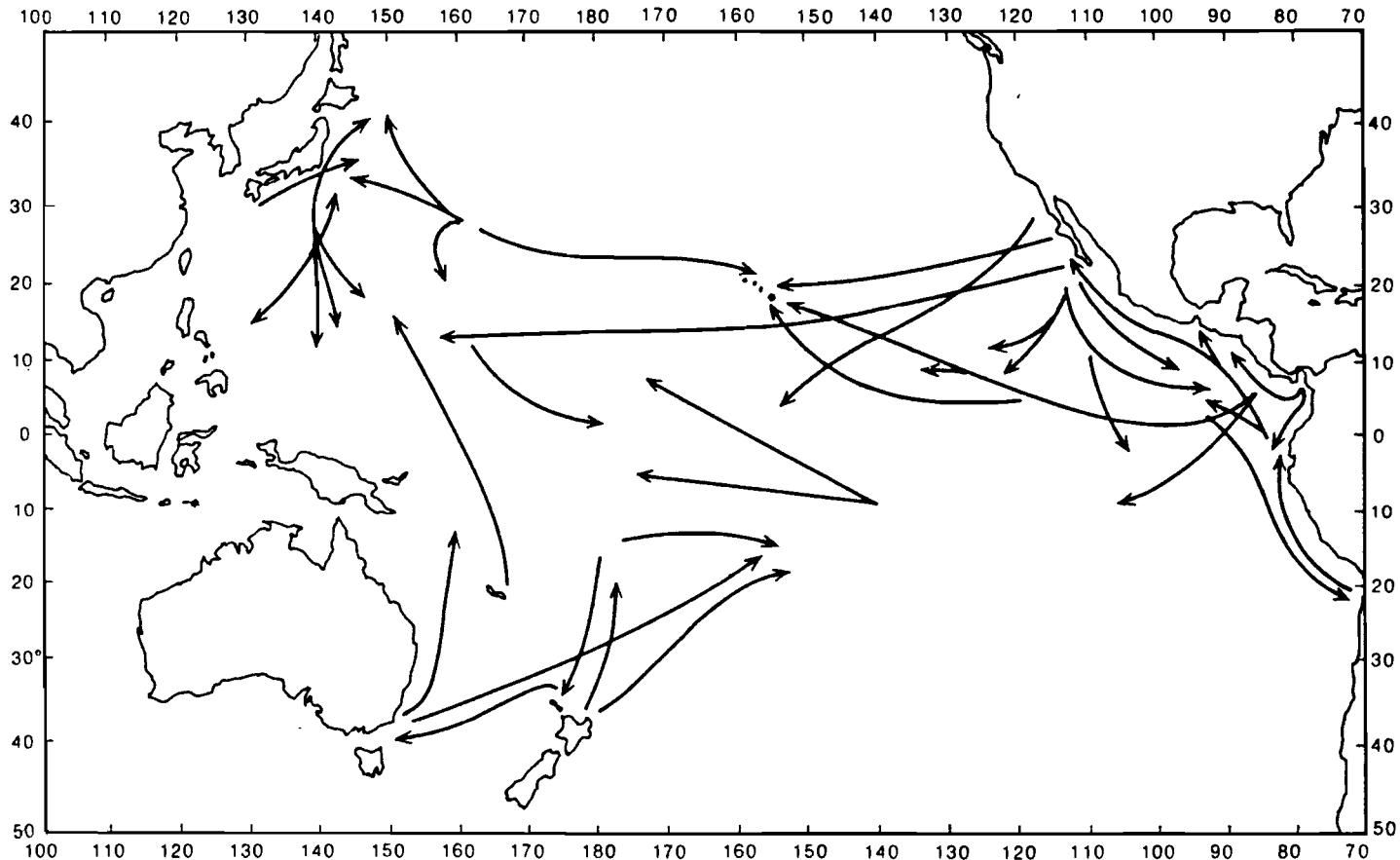


FIGURE 73. Some long-distance movements which have been recorded for tagged skipjack in the Pacific Ocean.

FIGURA 73. Algunas migraciones a larga distancia de barriletes marcados en el Océano Pacífico.

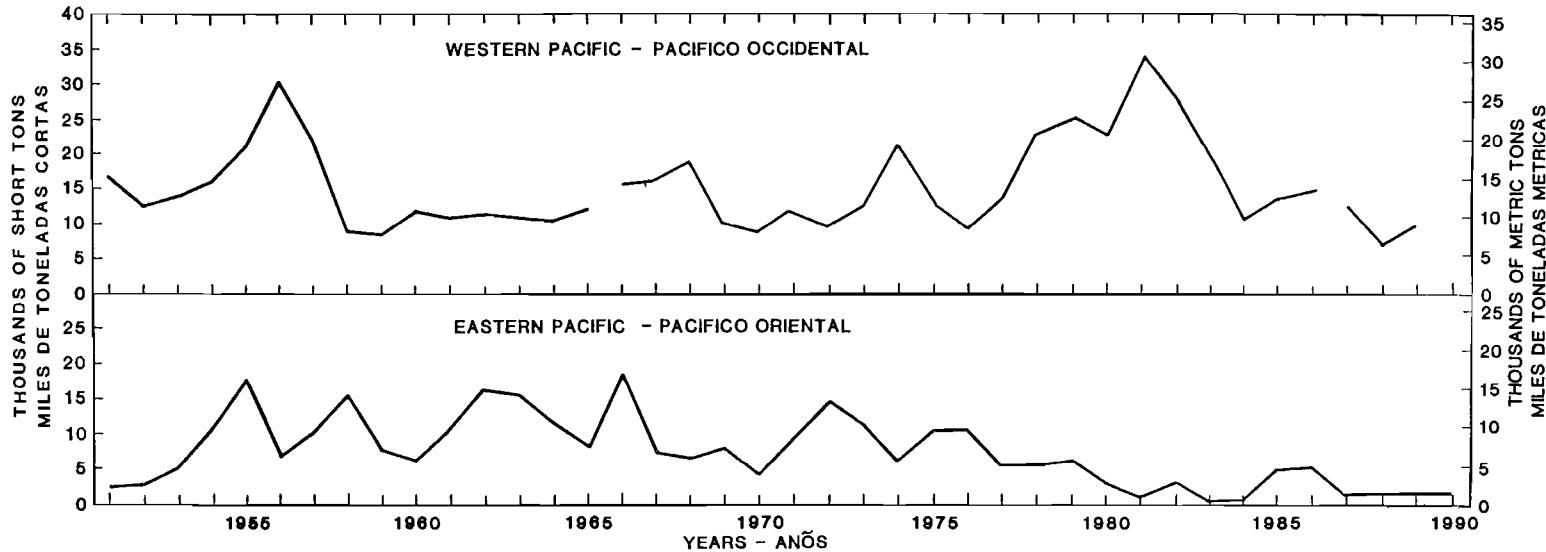


FIGURE 74. Annual catches of bluefin in the Pacific Ocean. The data in the top panel are from unpublished files of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan. The 1951-1965 and 1987-1989 data include only large fish (greater than about 15 kg or 33 pounds). The 1966-1986 data include both small and large fish. The data for the small fish were estimated from the catches of *meji* (small bluefin, bigeye, and yellowfin) by a proration process based on the catches of large bluefin, bigeye, and yellowfin. The data in the bottom panel are from Table 1.

FIGURA 74. Capturas anuales de atún aleta azul en el Océano Pacífico. Los datos en el recuadro superior provienen de archivos inéditos del National Research Institute of Far Seas Fisheries del Japón. Los datos de 1951-1965 y 1987-1989 incluyen solamente peces grandes (de más de unos 15 kg/33 libras). Los datos de 1966-1986 incluyen también peces pequeños. Se estimaron los datos de los peces pequeños a partir de las capturas de *meji* (patudos y aletas amarillas y azules pequeños) por medio de un procedimiento de prorrateo basado en las capturas de ejemplares grandes de estas especies. Los datos en el recuadro inferior provienen de la Tabla 1.

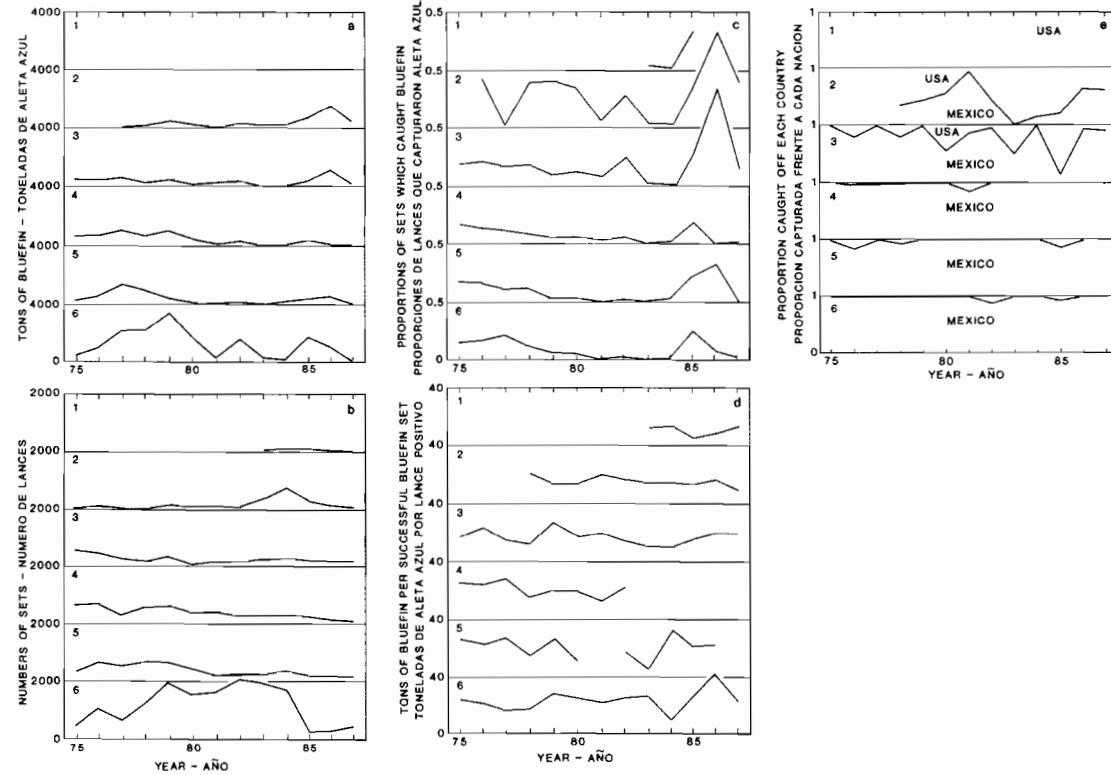


FIGURE 75. Trends in (a) tons of bluefin caught in bluefin area-time strata, (b) numbers of purse-seine sets in those strata, (c) proportions of those sets which caught bluefin, (d) tons of bluefin caught per successful bluefin set, and (e) percentages of bluefin caught off Mexico and the United States. The numbers in the upper left corners of the panels indicate the vessel size classes.

FIGURA 75. Tendencias en (a) el tonelaje de aleta azul capturado en estratos de área-tiempo de aleta azul; (b) el número de lances cerqueros en dichos estratos; (c) la proporción de aquellos lances que capturó aleta azul; (d) el tonelaje de aleta azul capturado por lance positivo sobre aleta azul; y (e) el porcentaje de aleta azul capturado frente a México y los Estados Unidos. Las cifras en la esquina superior izquierda de los recuadros representan las clases de arqueo de los barcos.

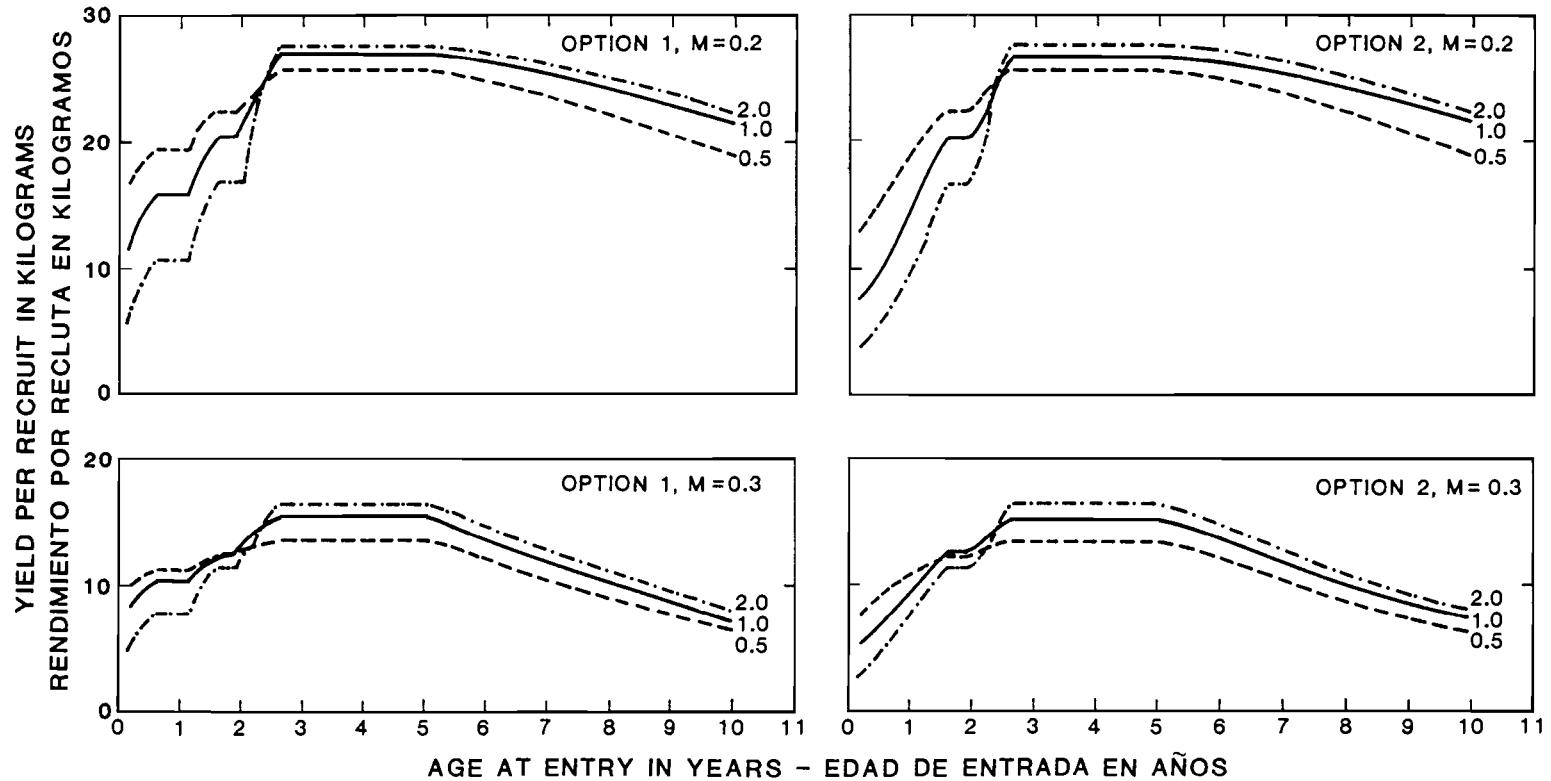


FIGURE 76. Yield-per-recruit curves for northern bluefin, based on the data in Table 30. The values, 0.5, 1.0, and 2.0, represent multipliers of the vectors of fishing mortality shown in Table 30. The horizontal portions of the curves are caused by the lack of fishing effort during these periods.

FIGURA 76. Curvas de rendimiento por recluta del aleta azul del norte, basadas en los datos de la Tabla 30. Los valores de 0.5, 1.0, y 2.0 representan multiplicadores de los vectores de mortalidad por pesca en la Tabla 30. Las porciones horizontales de las curvas se deben a la falta de esfuerzo de pesca en esos períodos.

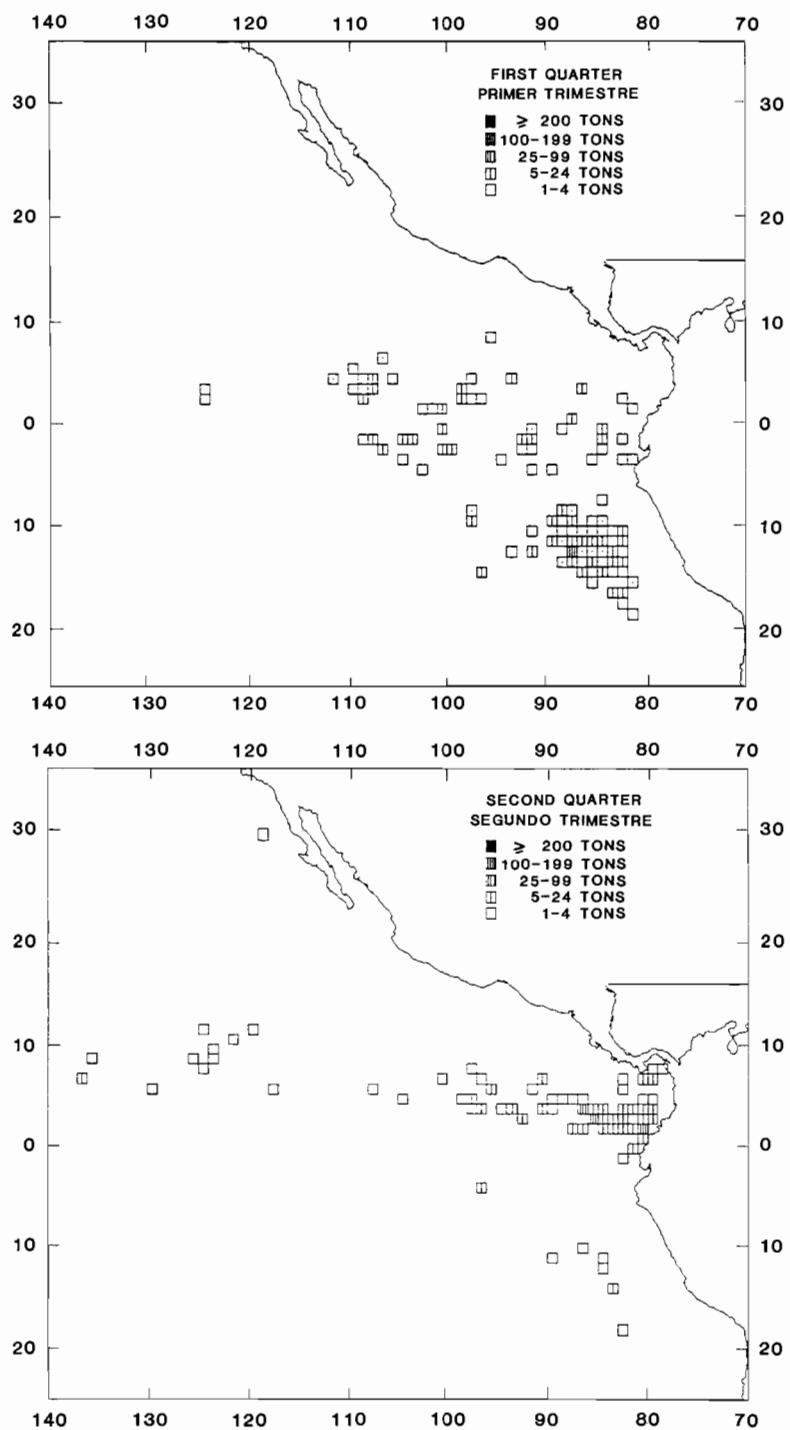


FIGURE 77. Quarterly distributions of average catches of bigeye by surface gear in the eastern Pacific Ocean for the 1981-1987 period.

FIGURA 77. Distribución trimestral de las capturas medias de patudo por artes de superficie en el Océano Pacífico oriental en el período de 1981-1987.

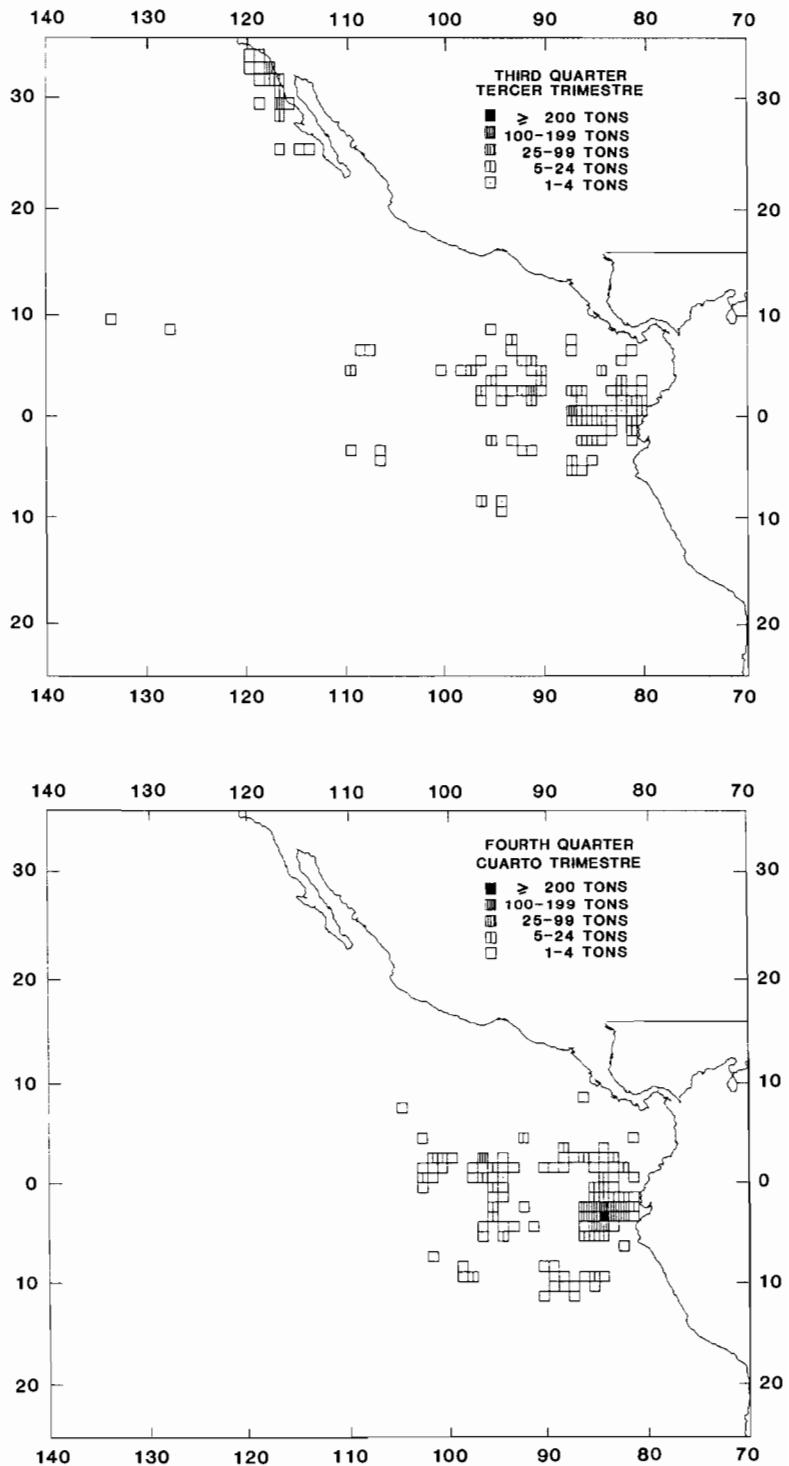


FIGURE 77. (continued)

FIGURA 77. (continuación)

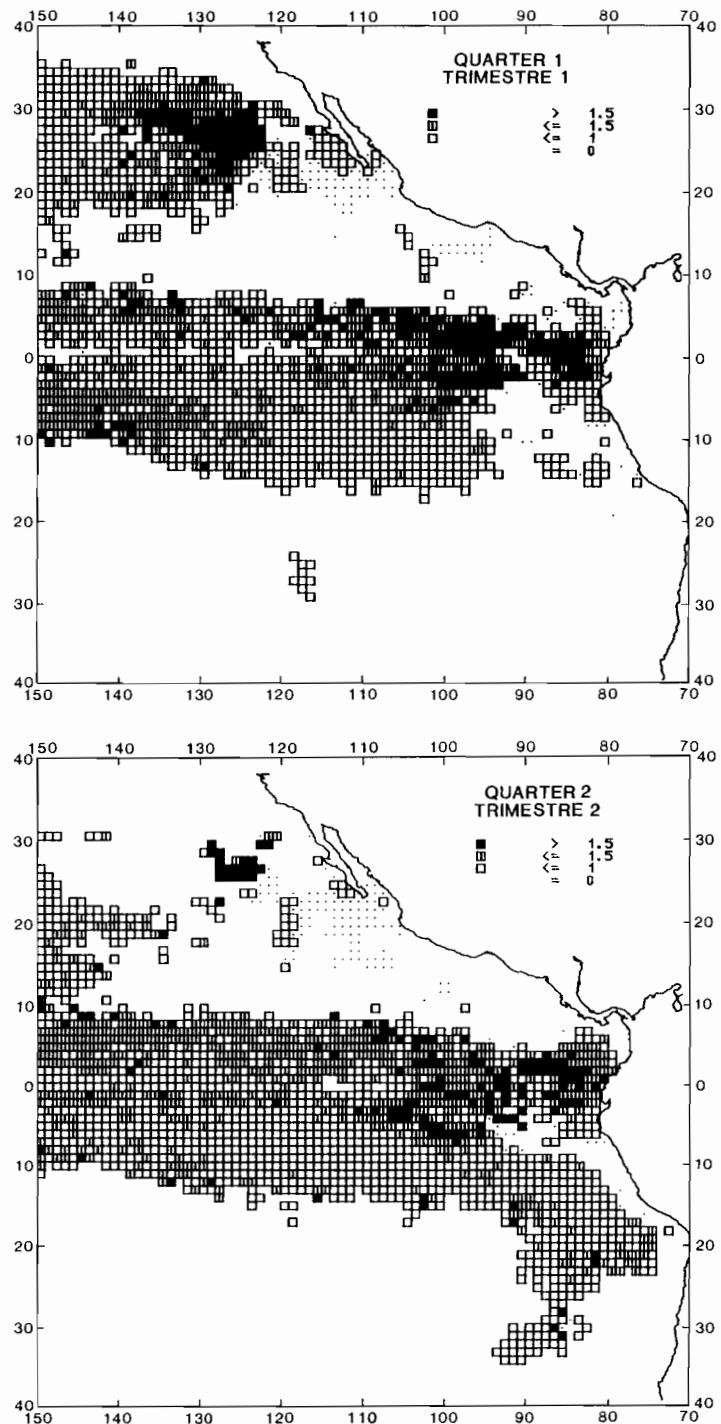


FIGURE 78. Quarterly distributions of the average hook rates (numbers of fish per 100 hooks) of bigeye by longline vessels in the eastern Pacific for the 1981-1987 period.

FIGURA 78. Distribución trimestral de las tasas medias de captura por anzuelo (número de peces por 100 anzuelos) de patudo por barcos palangreros en el Pacífico oriental en el período de 1981-1987.

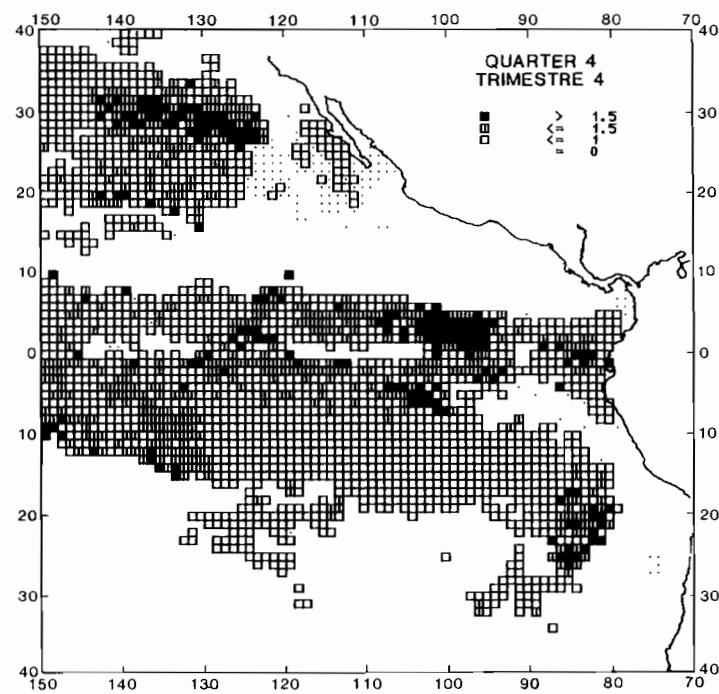
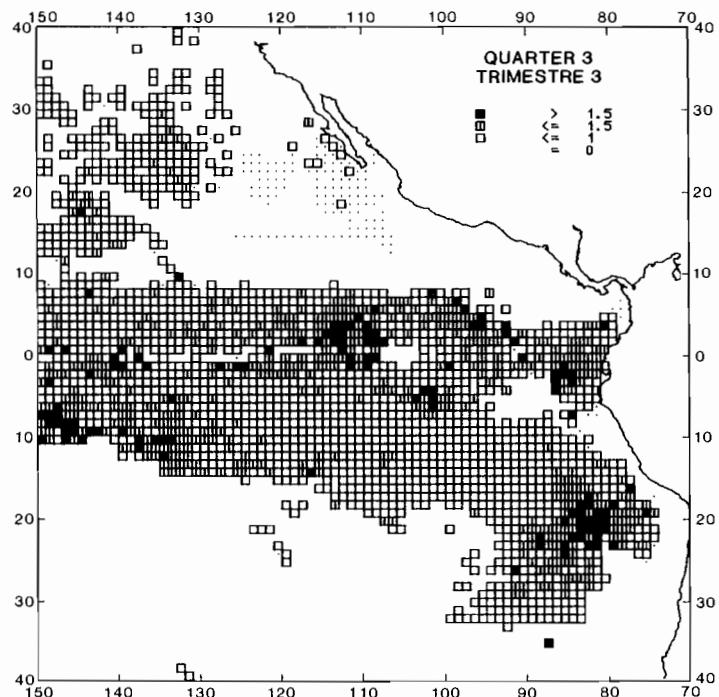


FIGURE 78. (continued)

FIGURA 78. (continuación)

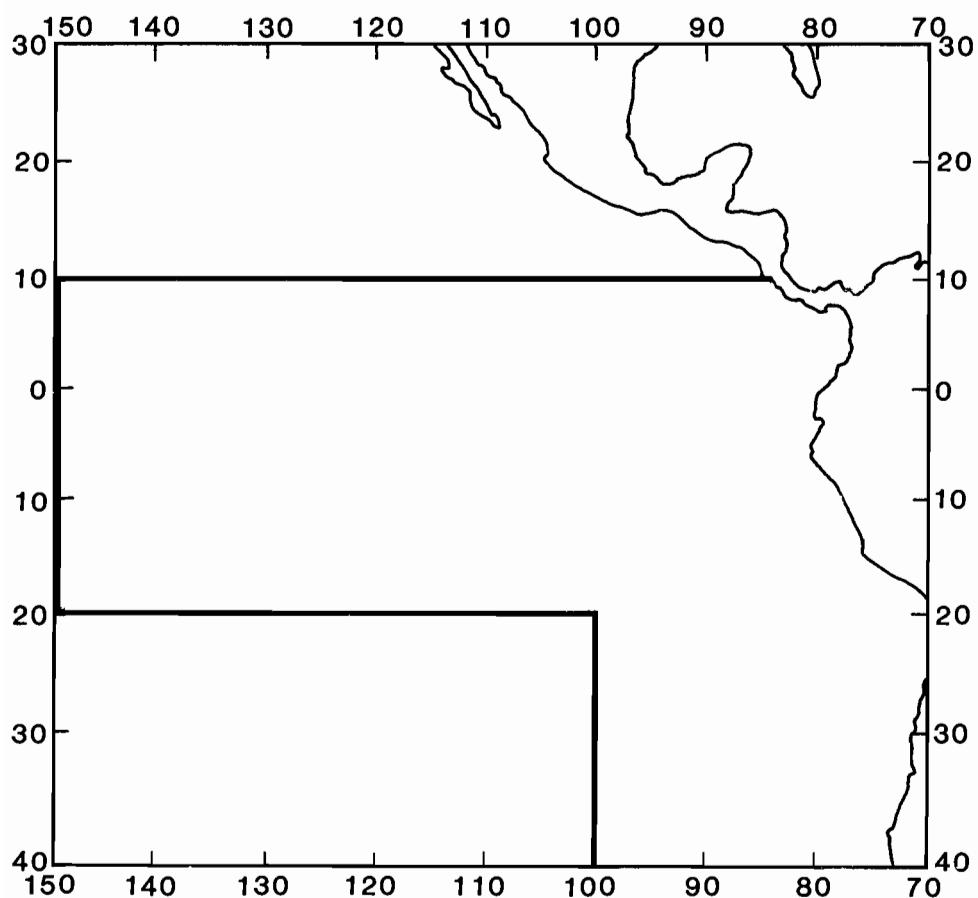


FIGURE 79. Area from which the data used for Figures 80 and 82 were collected.

FIGURA 79. Área en la que se tomaron los datos usados en las Figuras 80 y 82.

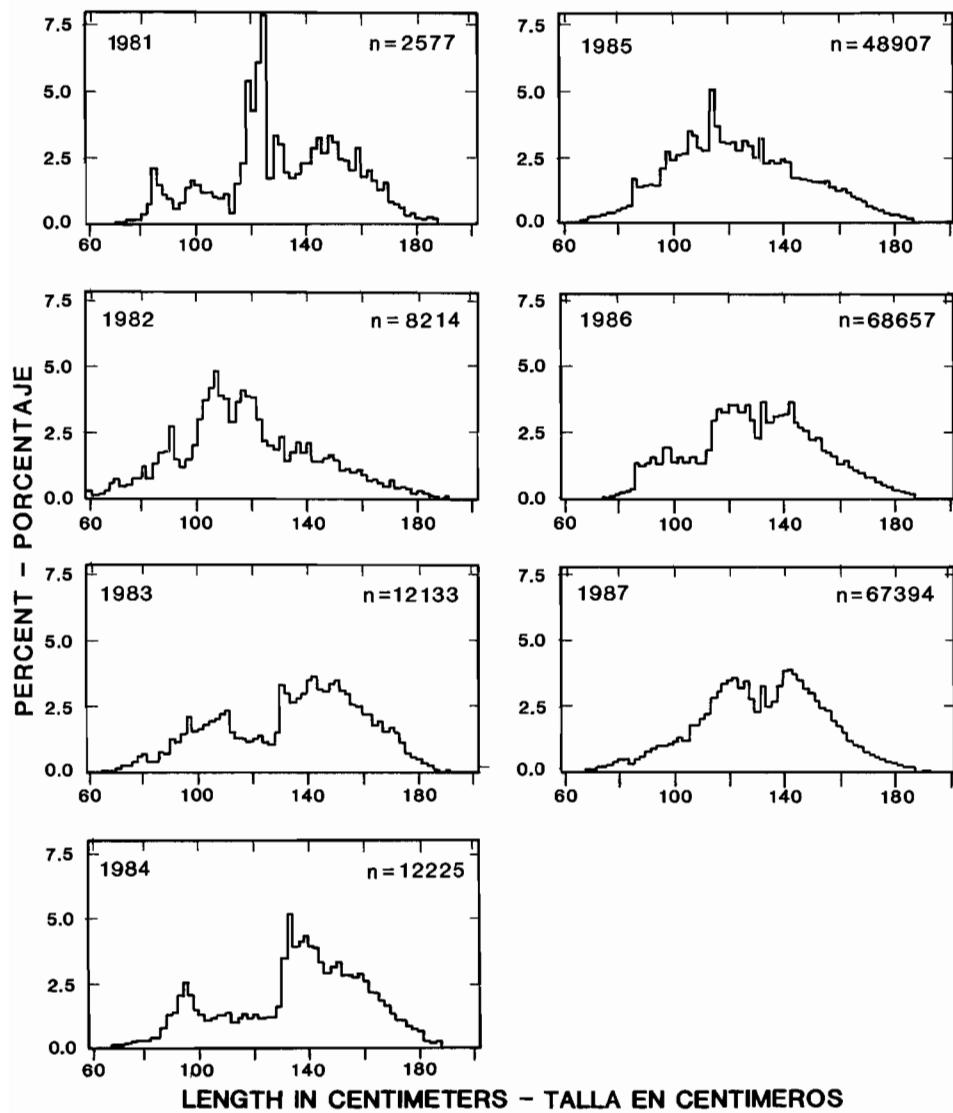


FIGURE 80. Annual length-frequency distributions of bigeye caught by longliners in the area delineated in Figure 79 during 1981-1987.

FIGURA 80. Distribución anual de la frecuencia de talla del patudo capturado con palangre durante 1981-1987 en el área delineada en la Figura 79.

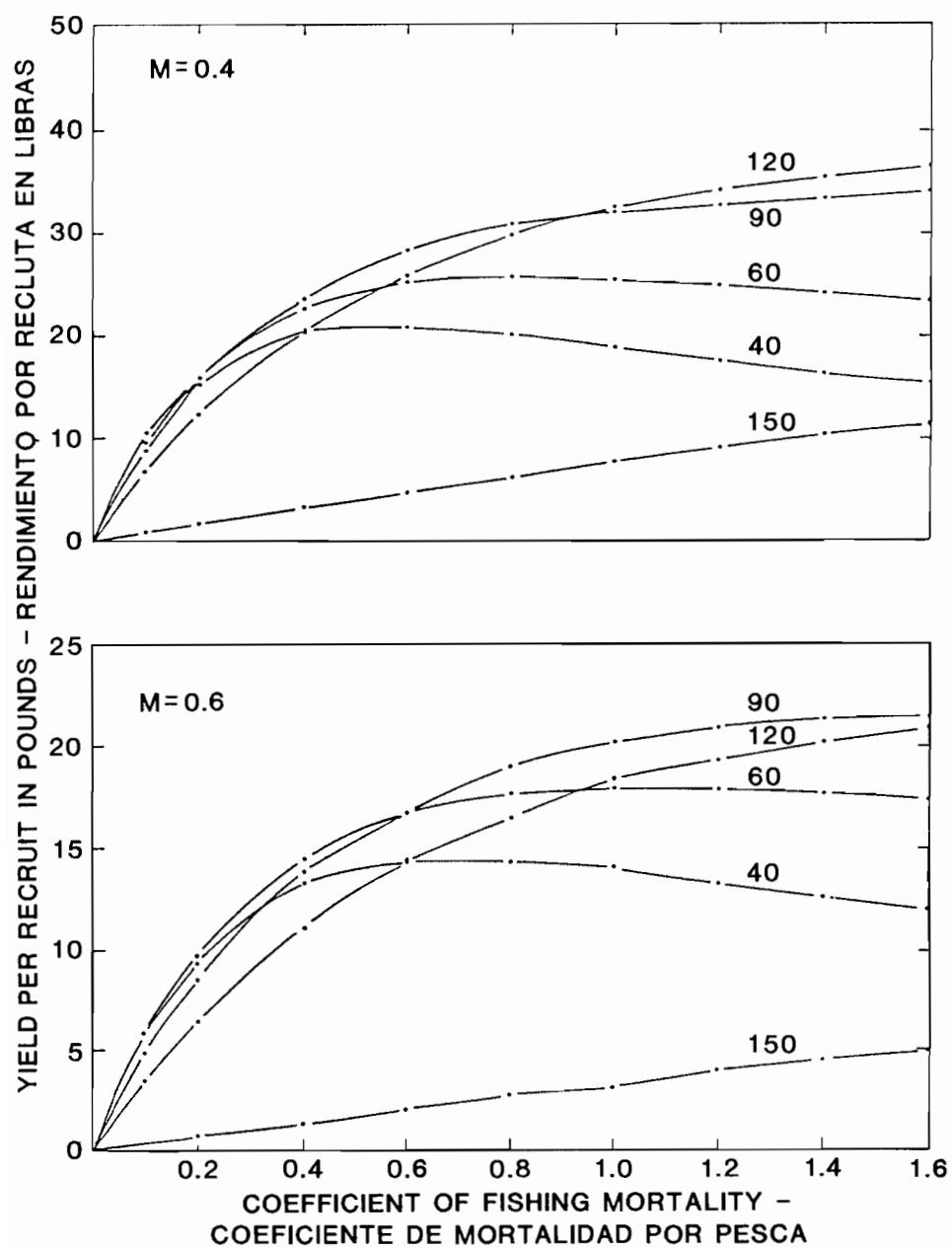


FIGURE 81. Estimated yields per recruit of bigeye with various combinations of fishing effort and lengths at entry for annual natural mortality rates of 0.4, 0.6, 0.8, and 1.0.

FIGURA 81. Estimación del rendimiento por recluta del patudo con distintas combinaciones del esfuerzo de pesca y talla de ingreso correspondientes a tasas de mortalidad natural de 0.4, 0.6, 0.8, y 1.0.

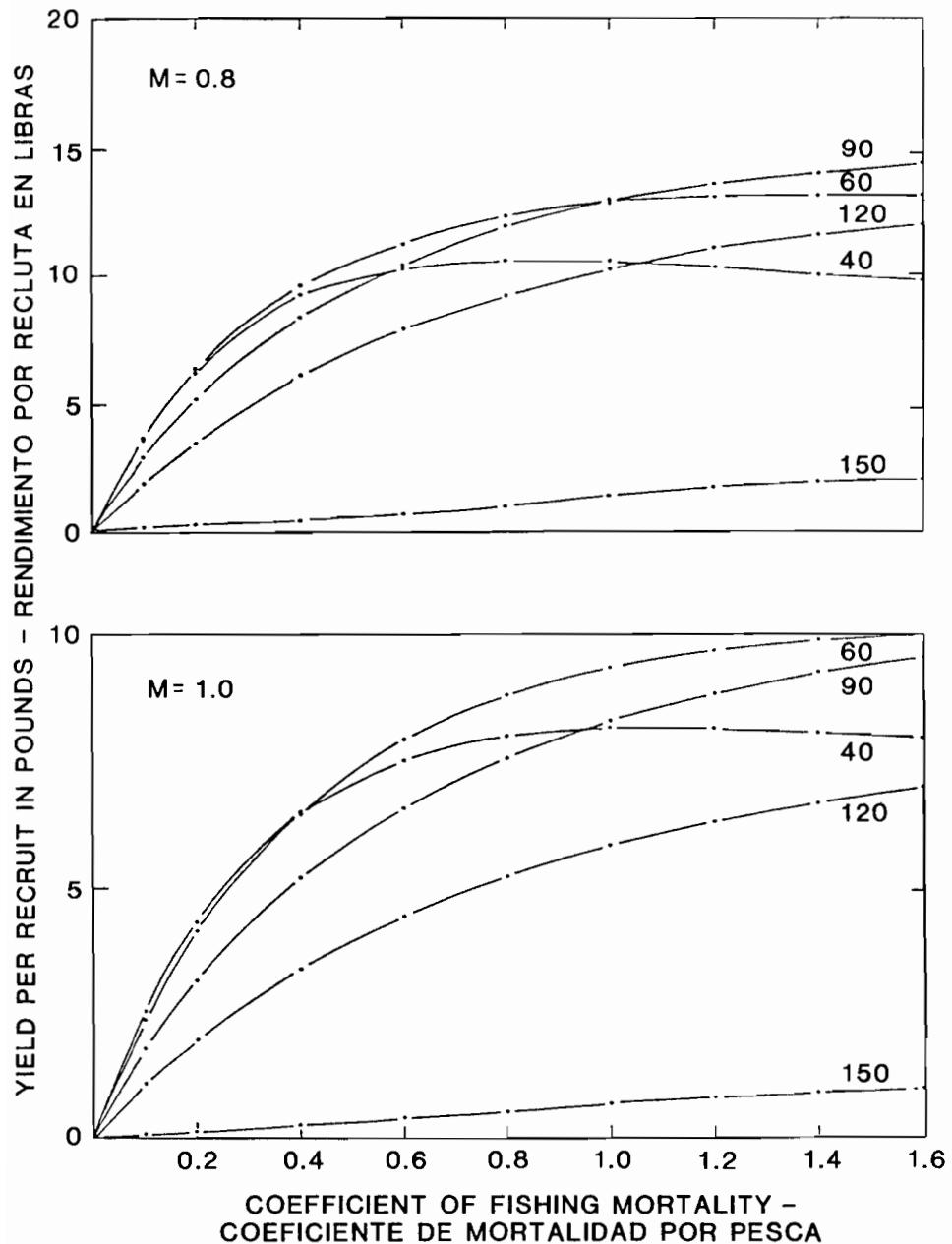


FIGURE 81. (continued)

FIGURA 81. (continuación)

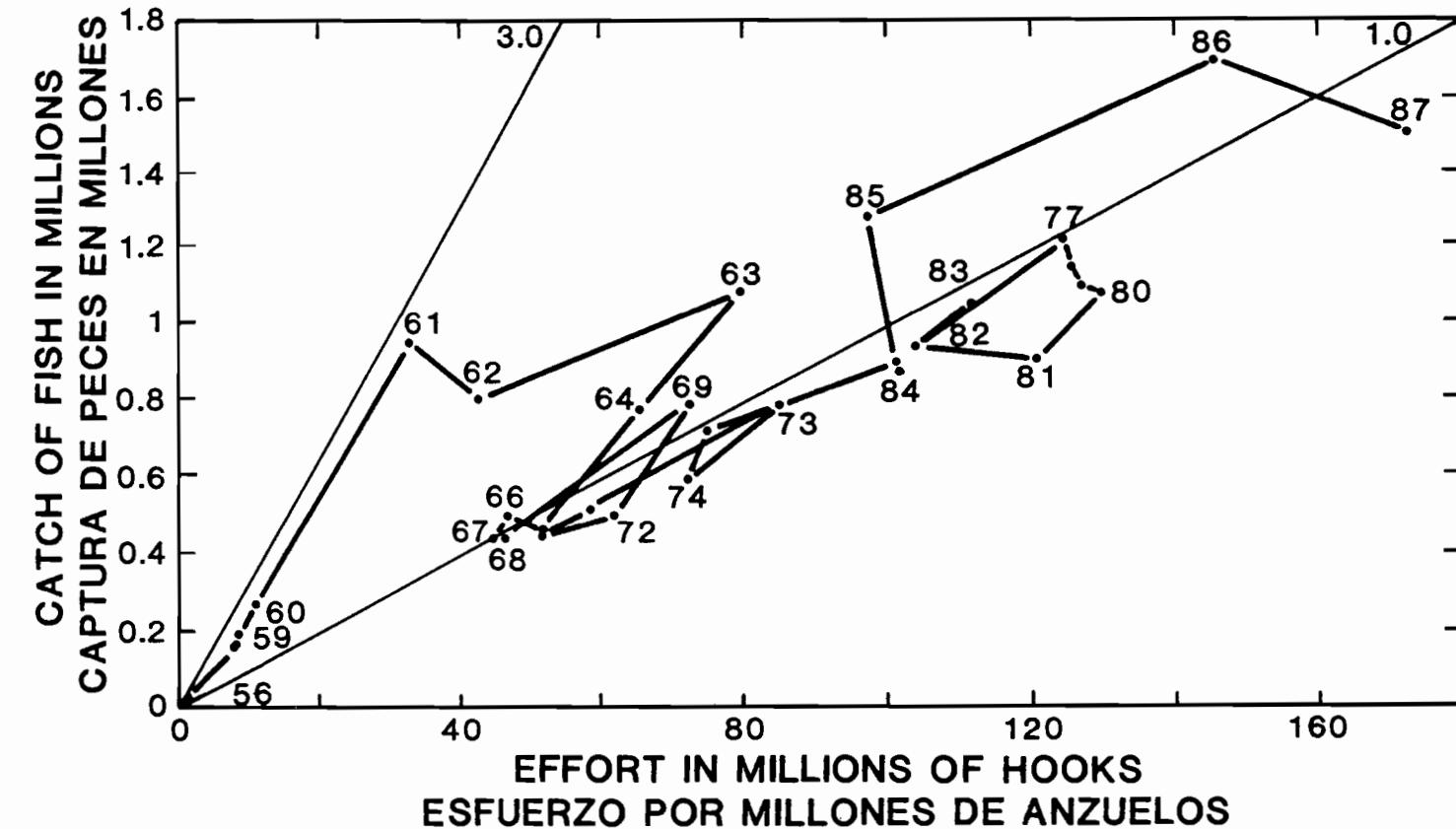


FIGURE 82. Relationship between estimated longline catch and effort for bigeye in the portion of the eastern Pacific Ocean delineated in Figure 79 for the 1954-1987 period. The fine lines denote CPUEs in numbers of fish per 100 hooks.

FIGURA 82. Relación entre el esfuerzo y la captura palangrera estimada de patudo en la porción del Océano Pacífico oriental delineada en la Figura 79 durante el período 1954-1987. Las líneas finas denotan las CPUE en número de peces por 100 anzuelos.

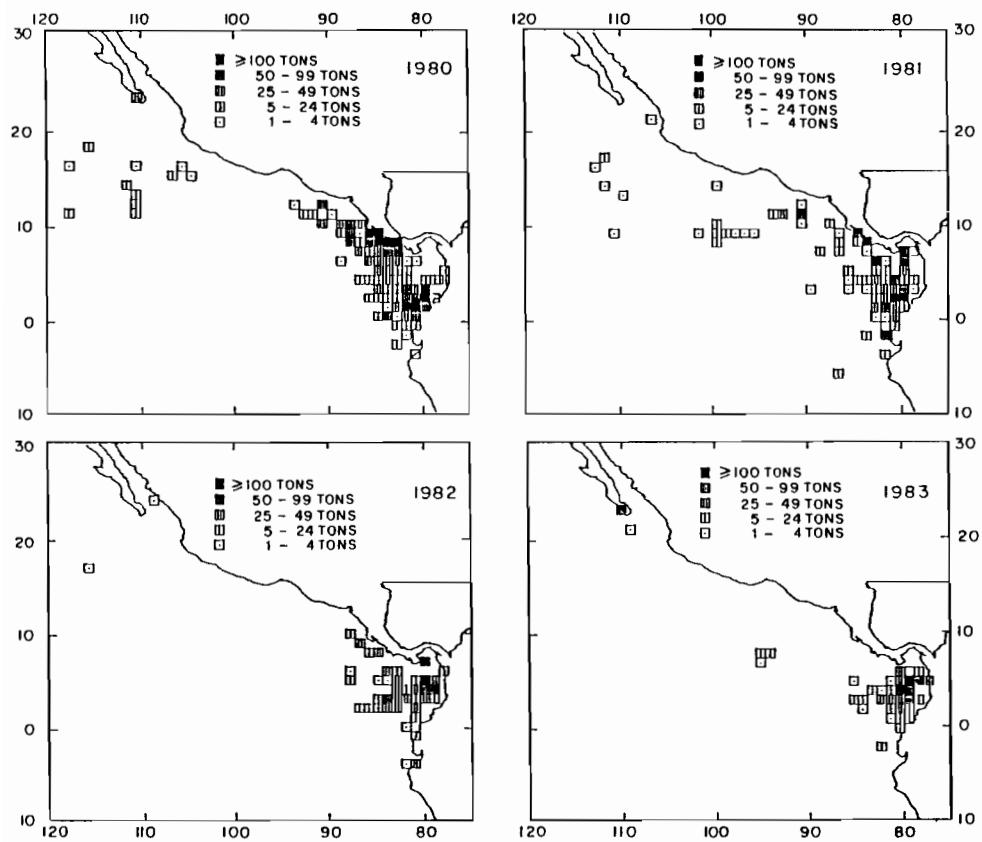


FIGURE 83. Logged purse-seine catches of black skipjack in the eastern Pacific Ocean during 1980-1983.

FIGURA 83. Capturas cerqueras del barrilete negro registradas en el Océano Pacífico oriental en 1980-1983.

TABLE 1. Estimated catches, in short tons, by the eastern Pacific tuna fleet. The abbreviations used in the table are as follows: YFT, yellowfin; SKJ, skipjack; BET, bigeye; BFT, bluefin; BEP, bonito; ALB, albacore; BKJ, black skipjack; MISC, other species including sharks, other tunas, and miscellaneous fishes; CYRA, Commission's Yellowfin Regulatory Area; outside, area between the CYRA and 150°W. The 1990 data are preliminary. Additional information concerning this table is given in the text.

TABLA 1. Capturas estimadas, en toneladas cortas, logradas por la flota atunera del Pacífico oriental. En la tabla se usan las siguientes abreviaturas: YFT: aleta amarilla; SKJ: barrilete; BET: patudo; BFT: aleta azul; BEP: bonito; ALB: albacora; BKJ: barrilete negro; MISC: otras especies, incluyendo tiburones, otros tunidos, y peces diversos; ARCAA: Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla; exterior: zona entre el ARCAA y 150°W. Los datos de 1990 son preliminares. En el texto se ofrece mayor información sobre esta tabla.

Year Año	CYRA ARCAA	Outside Exterior	Pacific Ocean east of 150°W Océano Pacífico al este de 150°W								Total	
			YFT	YFT	YFT	SKJ	BET	BFT	BEP	ALB	BKJ	
1961	115,682	0	115,682	75,468	235	8,968	3,205	2,670	0	236		206,464
1962	87,158	0	87,158	78,256	362	12,421	3,576	1,292	0	193		183,258
1963	72,136	0	72,136	105,333	83	13,527	3,442	3,773	0	265		198,559
1964	101,390	0	101,390	65,322	75	10,161	7,387	3,672	5	248		188,260
1965	90,167	0	90,167	86,194	130	7,592	4,464	710	18	171		189,446
1966	91,513	0	91,513	66,669	294	17,523	4,911	2,140	10	465		183,525
1967	90,116	0	90,116	132,999	1,834	6,491	11,072	4,133	0	127		246,772
1968	114,500	1,207	115,707	78,385	2,821	6,587	8,772	4,955	0	138		217,365
1969	126,898	19,217	146,115	65,109	635	7,635	3,252	3,246	0	1		225,993
1970	142,425	30,680	173,105	61,752	1,469	4,372	5,223	4,935	0	29		250,885
1971	113,886	22,758	136,644	115,432	2,830	9,215	10,581	2,745	6	67		277,520
1972	152,897	44,768	197,665	36,826	2,468	14,714	9,781	5,326	662	404		267,846
1973	177,985	49,506	227,494	48,450	2,181	11,845	8,670	2,553	1,845	391		303,429
1974	191,606	40,988	232,594	86,862	980	6,192	4,888	5,272	4,125	1,087		342,000
1975	176,044	47,729	223,773	136,540	4,104	10,563	18,561	3,672	564	305		398,082
1976	210,468	50,829	261,297	139,070	11,229	11,735	4,815	4,115	1,681	1,463		435,405
1977	202,409	17,792	220,201	95,169	7,777	6,033	12,428	2,163	1,608	2,148		347,527
1978	183,995	16,087	200,032	187,185	12,911	5,948	5,332	1,923	2,388	888		416,602
1979	194,973	15,177	210,150	145,531	8,302	6,744	1,988	361	1,509	1,375		375,960
1980	146,480	29,638	176,118	143,761	16,998	3,239	6,736	661	4,057	1,050		352,620
1981	174,691	26,545	201,236	131,846	11,124	1,201	6,523	830	2,108	1,113		355,981
1982	118,722	20,079	138,801	108,782	4,524	3,472	2,339	610	1,475	862		260,865
1983	91,397	13,482	104,879	64,049	3,594	940	4,221	503	1,363	1,885		181,434
1984	142,325	18,186	160,511	66,746	6,453	972	3,873	5,899	734	1,087		246,275
1985	216,235	24,075	240,310	54,456	4,996	4,469	3,973	955	328	590		310,077
1986	252,951	42,688	295,639	70,005	2,182	5,604	540	198	656	1,256		376,080
1987	274,911	26,616	301,527	68,608	850	1,097	3,417	54	948	1,829		378,330
1988	294,716	22,941	317,657	94,137	1,161	1,569	10,535	178	1,573	2,760		429,570
1989	266,477	51,311	317,788	102,968	1,992	1,282	13,355	1	1,782	1,847		441,015
1990	251,625	50,007	301,632	78,074	4,556	1,647	14,228	210	677	1,627		402,651

TABLE 1. (continued)

TABLA 1. (continuación)

Year Año	Western Pacific Pacífico occidental			Atlantic and Caribbean Atlántico y Caribe			Total, all areas and species Total, todas las zonas y especies	
	YFT	SKJ	MISC	YFT	SKJ	BET	MISC	
1961	0	0	0	14	111	0	0	206,589
1962	0	0	0	0	0	0	0	183,258
1963	0	0	0	14	1,827	0	2,985	203,385
1964	0	0	0	0	4,361	0	3,159	195,780
1965	0	0	0	50	173	0	1,390	191,059
1966	0	0	0	0	4	0	124	183,653
1967	0	0	0	1,252	542	0	858	249,424
1968	0	0	0	7,371	4,213	17	0	228,966
1969	0	0	0	20,243	5,202	163	0	251,601
1970	0	227	0	10,321	13,094	215	1,790	276,532
1971	0	0	0	4,595	20,156	649	1,820	304,740
1972	0	0	0	14,158	14,797	234	1,094	298,129
1973	0	0	0	4,248	25,494	125	746	334,041
1974	35	0	0	6,528	21,693	957	178	371,391
1975	0	363	0	15,884	8,310	74	909	423,622
1976	247	5,435	2	2,509	2,842	43	469	446,952
1977	157	6,822	4	8,821	7,054	365	130	370,880
1978	24	8,050	44	11,474	9,381	274	369	446,218
1979	0	4,826	0	3,491	3,097	234	659	388,267
1980	351	6,062	0	5,540	4,269	222	32	369,096
1981	5,369	6,603	0	4,401	5,047	141	186	377,428
1982	6,106	13,402	66	5,502	3,277	380	243	289,841
1983	27,930	55,325	390	10,269	6,742	0	276	282,366
1984	5,877	17,971	537	7,696	5,934	3	193	284,486
1985	991	5,368	7	7,851	4,096	0	49	328,439
1986	4,321	5,341	0	1,068	1,767	9	15	388,601
1987	1,532	3,427	54	4,009	2,428	26	107	389,914
1988	772	2,102	556	334	202	0	0	433,537
1989	0	0	269	2,957	1,762	0	2	446,004
1990	2,150	9,979	592	2,844	1,720	0	11	419,947

TABLE 2. Estimates of the catches and landings of tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) in 1989 by species and vessel flag, in short tons.

TABLA 2. Estimaciones de las capturas y desembarcos de atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 1989, por especie y bandera, en toneladas cortas.

Flag	Yellowfin		Skipjack	Bigeye	Bluefin	Bonito	Albacore	Black skipjack	Other ¹	Total	Percentage of total
Bandera	Aleta amarilla		Barrilete	Patudo	Aleta azul	Bonito	Albacora	Barrilete negro	Otras ¹	Total	Porcentaje del total
	CYRA	Outside									
CATCHES – CAPTURAS											
Ecuador	19,735	0	25,759	1,058	0	0	0	835	719	48,106	10.9
Mexico	102,798	27,309	19,966	0	63	12,452	0	42	27	162,657	36.9
Panama	12,216	373	3,518	0	0	0	0	103	0	16,210	3.7
Peru	1,930	0	274	0	0	0	0	0	0	2,204	0.5
U.S.A.	65,990	20,740	21,276	142	1,219	903	1	79	631	110,981	25.2
Venezuela	46,917	2,882	16,396	203	0	0	0	414	99	66,911	15.2
Other–Otros ²	16,891	7	15,779	589	0	0	0	309	371	33,946	7.7
Total	266,477	51,311	102,968	1,992	1,282	13,355	1	1,782	1,847	441,015	
LANDINGS – DESEMBARCOS											
Ecuador	20,989	7	30,399	1,098	0	0	0	555	575	53,623	12.5
France	1,297	1	50	0	0	0	0	0	0	1,348	0.3
Italy	9,202	1,861	0	0	0	0	0	0	0	11,063	2.6
Japan	10,270	198	0	0	175	0	0	0	0	10,643	2.5
Mexico	70,885	19,455	14,615	0	62	9,328	0	44	15	114,404	26.6
Spain	1,754	325	638	22	0	0	0	0	0	2,739	0.6
U.S.A.	98,541	22,178	37,339	363	1,037	868	113	0	537	160,976	37.4
Venezuela	20,578	1,241	9,198	92	0	0	0	0	0	31,109	7.2
Yugoslavia	31	0	6	0	0	497	0	0	0	534	0.1
Other–Otros ³	28,399	4,602	7,853	33	0	2,326	0	168	60	43,441	10.1
Total	261,946	49,868	100,098	1,608	1,274	13,019	113	767	1,187	429,880	

¹Includes mackerel, sharks, other tunas, and miscellaneous fishes.¹Incluye estorninos, tiburones, otros túidos, y peces diversos.²Includes Costa Rica, El Salvador, Korea, Spain, and Vanuatu. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.²Incluye Corea, Costa Rica, El Salvador, España, y Vanuatu. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.³Includes Australia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Panama, and Thailand. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.³Incluye Australia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Panamá, y Tailandia. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

TABLE 3. Preliminary estimates of the catches and landings of tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) in 1990, by species and vessel flag, in short tons.
 TABLA 3. Estimaciones preliminares de las capturas y desembarcos de atunes en el OPO en 1990 por especie y bandera, en toneladas cortas.

Flag	Yellowfin		Skipjack	Bigeye	Bluefin	Bonito	Albacore	Black skipjack	Other ¹	Total	Percentage of total
Bandera	Aleta amarilla		Barrilete	Patudo	Aleta azul	Bonito	Albacora	Barrilete negro	Otras ¹	Total	Porcentaje del total
	CYRA	Outside									
CATCHES – CAPTURAS											
Ecuador	19,034	54	27,648	1,351	0	1	0	224	277	48,589	12.1
Mexico	94,397	34,623	7,948	280	55	11,002	0	93	12	148,410	36.9
U.S.A.	49,808	9,393	12,374	115	1,592	3,225	210	301	780	77,798	19.3
Venezuela	50,213	5,488	10,725	1,176	0	0	0	0	124	67,726	16.8
Other–Otros ²	38,173	449	19,379	1,634	0	0	0	59	434	60,128	14.9
Total	251,625	50,007	78,074	4,556	1,647	14,228	210	677	1,627	402,651	
LANDINGS – DESEMBARCOS											
Africa	1,626	24	8	0	0	0	0	0	0	1,658	0.4
Costa Rica	9,127	1,746	3,637	409	0	0	0	292	175	15,386	3.7
Ecuador	26,026	54	33,160	1,826	0	1	0	156	266	61,489	14.7
France	3,229	38	71	8	0	0	0	0	0	3,346	0.8
Italy	28,327	5,381	556	137	0	0	0	0	0	34,401	8.3
Japan	3,059	1,337	0	0	38	503	0	0	0	4,937	1.2
Mexico	74,710	25,259	6,657	0	55	6,944	0	29	12	113,666	27.3
Spain	14,299	1,125	6,406	39	0	40	0	0	2	21,911	5.3
U.S.A.	54,700	3,222	13,889	566	1,554	3,225	210	0	497	77,813	18.7
Venezuela	20,593	4,431	5,951	513	0	0	0	0	51	31,539	7.6
Other–Otros ³	30,427	7,022	8,914	417	0	3,515	0	29	430	50,754	12.2
Total	266,123	49,639	79,199	3,915	1,647	14,228	210	506	1,433	416,900	

¹Includes mackerel, sharks, other tunas, and miscellaneous fishes.

¹Incluye estorninos, tiburones, otros túnidos, y peces diversos.

²Includes Colombia, Costa Rica, Honduras, Panama, Peru, Spain, and Vanuatu. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

²Incluye Colombia, Costa Rica, España, Honduras, Panamá, Perú, y Vanuatu. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

³Includes Canada, Colombia, and Peru. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

³Incluye Canadá, Colombia, y Perú. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

TABLE 4. Numbers and carrying capacities, in short tons, of vessels of the eastern Pacific tuna fleet. *Bolicheras* are small purse seiners with limited ranges. Information for 1950-1960 is given in Table 4 of the IATTC Annual Report for 1988. The data for 1990 are preliminary.

TABLA 4. Número y capacidad de acarreo, en toneladas cortas, de los barcos de la flota atunera del Pacífico oriental. Las *bolicheras* son cerqueros pequeños con radio de acción limitado. En la Tabla 4 del Informe Anual de la CIAT de 1988 se presentan los datos de 1950-1960. Los datos de 1990 son preliminares.

Year Año	Seiners Cerqueros		Baitboats De carnada		Bolicheras		Trollers Curricanes		Total	
	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons
1961	124	30,011	93	10,510	1	25	0	0	218	40,546
1962	130	33,945	89	6,725	27	675	0	0	246	41,345
1963	141	39,834	108	5,964	18	450	3	55	270	46,303
1964	134	40,307	88	4,712	3	65	0	0	225	45,084
1965	146	42,283	109	5,777	17	395	7	182	279	48,637
1966	126	39,869	113	6,217	7	140	2	29	248	46,255
1967	122	40,221	108	5,862	8	170	0	0	238	46,253
1968	139	50,613	89	5,743	4	100	2	24	234	56,480
1969	149	57,008	69	4,957	4	95	3	71	225	62,131
1970	162	67,508	49	4,302	0	0	9	177	220	71,987
1971	185	88,770	102	5,569	6	150	66	1,514	359	96,003
1972	206	112,361	108	6,707	4	100	74	1,946	392	121,114
1973	216	131,910	106	6,856	3	75	28	729	353	139,570
1974	230	146,990	111	7,766	4	110	7	150	352	155,016
1975	249	163,766	102	7,403	4	105	9	181	364	171,455
1976	250	176,469	99	7,071	4	115	38	909	391	184,564
1977	250	178,813	79	5,436	3	87	37	953	371	185,289
1978	262	180,781	68	5,044	9	272	50	1,303	389	187,400
1979	268	183,673	45	3,979	14	405	5	112	332	188,169
1980	258	184,647	46	3,888	12	355	4	106	320	188,840
1981	247	183,729	39	3,063	3	72	2	55	291	186,919
1982	221	167,780	36	2,713	2	60	4	131	263	170,684
1983	199	137,842	52	3,470	12	300	8	244	271	141,856
1984	165	113,168	40	3,055	0	0	9	232	214	116,455
1985	175	127,272	25	2,424	0	0	1	14	201	129,710
1986	165	122,564	17	1,939	0	0	0	0	183	124,503
1987	177	143,765	29	2,237	0	0	0	0	206	146,002
1988	185	148,227	36	3,081	0	0	3	70	224	151,378
1989	178	133,678	30	2,951	0	0	1	11	209	136,640
1990	170	135,462	23	1,926	0	0	0	0	193	137,388

TABLE 5. Estimates of the numbers and carrying capacities in short tons of vessels (exclusive of longliners and miscellaneous small vessels) operating in the EPO in 1989 and 1990 by flag, gear, and size class. Each vessel is included in the totals for each flag under which it fished during the year, but is included only once in the fleet total. Therefore the totals for the fleet may not equal the sums of the individual flag entries. The data for 1990 are preliminary. (PS = purse seiner; BB = baitboat; JB = jigboat)

TABLA 5. Estimaciones del número de barcos que pescaron en el OPO en 1989 y 1990 (sin incluir palangreros y barcos pequeños diversos), y capacidad de acarreo de los mismos, en toneladas cortas, por bandera, arte de pesca, y clase de arqueo. Se incluye cada barco en los totales de cada bandera bajo la cual pescó durante el año, pero solamente una vez en el total de la flota; por consiguiente, los totales de las flotas no son necesariamente iguales a las sumas de las banderas individuales. Los datos de 1990 son preliminares. (PS = cerquero; BB = barco de carnada; JB = curricán)

Flag Bandera	Gear Arte	Size class – Clase de arqueo						Capacity Capacidad
		1	2	3	4	5	6	
1989								
				NUMBER – NUMERO				
Costa Rica	PS	-	-	-	-	-	1	1
Ecuador	PS	2	6	10	6	2	8	34
	BB	6	-	-	-	-	-	162
El Salvador	PS	-	-	-	-	-	1	1
Korea	PS	-	-	-	-	-	1	1
México	PS	-	-	2	-	2	48	52
	BB	-	3	13	-	-	-	2,029
Panamá	PS	-	-	1	1	-	6	8
Spain	PS	-	-	-	-	-	1	1
USA	PS	5	13	4	-	1	30	53
	BB	1	5	2	-	-	-	760
	JB	1	-	-	-	-	-	11
Vanuatu	PS	-	-	-	-	1	7	8
Venezuela	PS	-	-	-	-	-	21	21
Others—								
Otras*	PS	-	-	-	-	1	11	11,794
All flags –	PS	7	19	17	7	6	122	178
Todas las	BB	7	8	15	-	-	-	30
banderas	JB	1	-	-	-	-	-	1
	All gear	15	27	32	7	6	122	209
CAPACITY – CAPACIDAD								
All flags –	PS	210	1,627	2,426	1,629	2,242	125,544	133,678
Todas las	BB	192	652	2,107	-	-	-	2,951
banderas	JB	11	-	-	-	-	-	11
	All gear	413	2,279	4,533	1,629	2,242	125,544	136,640
1990								
			NUMBER – NUMERO					
Colombia	PS	-	-	-	-	-	1	1
Costa Rica	PS	-	-	-	-	-	1	1
Ecuador	PS	1	5	10	6	2	8	32
	BB	7	-	-	-	-	-	192
Honduras	PS	-	-	-	-	-	1	1
México	PS	-	-	2	-	2	48	52
	BB	-	3	8	-	-	-	1,292
Panamá	PS	-	-	-	1	-	6	7
Perú	PS	-	-	-	-	-	1	1
Spain	PS	-	-	-	-	-	1	1
USA	PS	-	12	4	-	1	29	46
	BB	1	3	1	-	-	-	442
Vanuatu	PS	-	-	-	-	1	10	11
Venezuela	PS	-	-	-	-	-	24	24
Others—								
Otras*	PS	-	-	1	-	1	8	10
All flags –	PS	1	17	17	6	6	123	170
Todas las	BB	8	6	9	-	-	-	23
banderas	All gear	9	23	26	6	6	123	193
CAPACITY – CAPACIDAD								
All flags –	PS	50	1,512	2,401	1,389	2,242	127,868	135,426
Todas las	BB	232	487	1,207	-	-	-	1,926
banderas	All gear	282	1,999	3,608	1,389	2,242	127,868	137,388

*Asterisks indicate data pooled to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

*Los asteriscos indican datos combinados para evitar revelar las actividades de barcos o empresas individuales.

TABLE 6. Catches per ton of carrying capacity by vessel size group for the EPO purse-seine fleet, by species, in the EPO and in all ocean fishing areas (OFA). The size groups, by capacity in short tons, are as follows: 1, <301; 2, 301-400; 3, 401-600; 4, 601-800; 5, 801-1000; 6, 1001-1200; 7, 1201-1400; 8, >1400. The abbreviations for the species are as follows: YFT, yellowfin; SKJ, skipjack; All, all species reported. The 1990 data are preliminary.

TABLA 6. Captura por tonelada de capacidad de acarreo y por clase de arqueo de la flota cercoera del OPO, por especie, en el OPO y en todas las zonas pesqueras oceánicas (All OFA). Las clases de arqueo, por capacidad en toneladas cortas, son las siguientes: 1, <301; 2, 301-400; 3, 401-600; 4, 601-800; 5, 801-1000; 6, 1001-1200; 7, 1201-1400; 8, >1400. Las abreviaturas de las especies son: YFT: aleta amarilla; SKJ: barrilete. La abreviatura "All" en la columna de "Especie" indica todas las especies informadas. Los datos de 1990 son preliminares.

Year Año	Species Especie	Size group and catch area Clase de arqueo y zona de captura																Total		
		1		2		3		4		5		6		7		8				
		EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA	EPO OPO	All OFA			
1980	YFT	0.8	0.8	1.1	1.1	0.9	0.9	1.2	1.2	0.6	0.6	0.9	1.0	1.1	1.1	0.8	0.9	0.9	1.0	
	SKJ	0.5	0.5	0.9	0.9	0.8	0.8	1.0	1.0	0.4	0.4	0.8	0.8	0.9	1.0	0.6	0.7	0.7	0.8	
	All	2.2	2.2	2.3	2.3	1.8	1.8	2.2	2.2	1.1	1.2	1.8	1.9	2.1	2.2	1.5	1.7	1.8	1.9	
1981	YFT	1.1	1.1	1.2	1.2	0.9	0.9	1.3	1.3	1.0	1.0	1.2	1.2	1.0	1.2	0.6	0.7	1.1	1.1	
	SKJ	1.0	1.0	1.1	1.1	0.7	0.7	0.9	0.9	0.4	0.4	0.7	0.7	0.6	0.8	0.4	0.6	0.7	0.7	
	All	3.0	3.0	2.6	2.6	1.6	1.7	2.2	2.2	1.5	1.5	1.9	2.0	1.7	2.0	1.0	1.4	1.9	2.0	
1982	YFT	0.8	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.9	1.0	0.9	0.9	0.7	0.9	0.8	0.9	
	SKJ	1.9	1.9	1.3	1.3	0.7	0.7	0.6	0.6	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	0.7	0.2	0.7	0.6	0.7	
	All	3.3	3.3	2.5	2.5	1.5	1.5	1.3	1.3	1.0	1.2	1.5	1.7	1.6	1.7	0.9	1.8	1.5	1.7	
1983	YFT	1.2	1.2	1.0	1.0	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	1.0	0.7	1.1	1.1	0.6	0.8	0.3	0.9	0.7	1.0
	SKJ	1.7	1.7	0.9	0.9	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.5	0.3	1.0	0.3	0.9	0.1	0.9	0.4	0.9	
	All	3.7	3.7	2.0	2.0	1.2	1.2	1.1	1.1	1.3	1.5	1.0	2.1	0.9	1.7	0.3	1.8	1.2	1.9	
1984	YFT	1.8	1.8	1.9	1.9	1.2	1.2	1.7	1.7	1.5	1.6	1.4	1.6	1.0	1.1	0.2	0.6	1.4	1.5	
	SKJ	1.9	1.9	1.6	1.6	0.7	0.7	0.6	0.6	0.5	0.6	0.4	0.8	0.3	0.6	0.3	0.6	0.6	0.8	
	All	5.0	5.0	3.9	3.9	2.0	2.0	2.3	2.3	2.2	2.3	2.0	2.5	1.3	1.7	0.6	1.2	2.1	2.4	
1985	YFT	1.4	1.4	1.1	1.1	1.2	1.2	1.6	1.6	1.4	1.6	2.1	2.1	2.1	2.1	1.3	1.6	1.9	1.9	
	SKJ	2.1	2.2	1.5	1.5	0.3	0.3	0.4	0.4	0.1	0.1	0.3	0.4	0.1	0.1	1.0	1.1	0.4	0.5	
	All	4.7	4.7	3.0	3.0	1.9	1.9	2.1	2.1	1.5	1.8	2.4	2.6	2.2	2.3	2.4	2.7	2.4	2.5	
1986	YFT	2.0	2.0	1.8	1.8	1.5	1.5	2.0	2.0	2.0	2.0	2.5	2.6	2.6	2.7	2.1	2.1	2.4	2.4	
	SKJ	2.4	2.4	2.0	2.0	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.5	0.1	0.2	0.9	0.9	0.6	0.6	
	All	5.3	5.3	4.3	4.3	2.4	2.4	2.5	2.5	2.5	2.5	3.0	3.1	2.8	3.0	3.0	3.0	3.1		
1987	YFT	2.0	2.0	2.1	2.1	1.2	1.4	1.8	1.8	1.4	1.5	2.2	2.3	2.4	2.4	1.1	1.4	2.1	2.1	
	SKJ	2.0	2.0	3.2	3.2	1.2	1.5	0.6	0.6	0.5	0.6	0.3	0.3	0.2	0.2	0.3	0.6	0.4	0.5	
	All	5.0	5.0	5.4	5.4	2.4	2.9	2.4	2.4	2.0	2.1	2.5	2.6	2.6	2.7	1.4	2.0	2.6	2.7	
1988	YFT	2.8	2.8	3.3	3.3	1.9	1.9	2.2	2.2	1.5	1.5	2.1	2.2	2.1	2.1	1.1	1.2	2.1	2.1	
	SKJ	1.7	1.7	1.4	1.4	0.8	0.8	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6	0.2	0.5	0.6	0.6		
	All	5.7	5.7	5.4	5.4	2.8	2.8	3.0	3.0	2.0	2.1	2.7	2.7	2.7	2.7	1.3	1.7	2.8	2.8	
1989	YFT	1.7	1.7	2.4	2.4	1.9	1.9	2.0	2.0	1.5	1.5	2.5	2.5	2.6	2.6	1.4	1.7	2.3	2.3	
	SKJ	1.9	1.9	2.3	2.3	1.3	1.3	0.7	0.7	0.8	0.8	0.6	0.6	0.5	0.5	0.6	0.9	0.7	0.7	
	All	4.3	4.3	5.9	5.9	3.4	3.4	3.1	3.1	2.5	2.5	3.1	3.2	3.1	3.1	2.0	2.6	3.2	3.2	
1990	YFT	2.0	2.0	2.3	2.3	1.2	1.2	1.6	1.6	1.2	1.2	2.6	2.6	2.3	2.3	1.9	2.0	2.2	2.2	
	SKJ	2.4	2.4	2.2	2.2	1.2	1.2	0.6	0.6	0.4	0.4	0.5	0.5	0.2	0.5	0.4	0.4	0.6	0.6	
	All	5.5	5.5	5.5	5.5	2.9	2.9	2.6	2.6	1.7	1.7	3.1	3.2	2.5	2.8	2.3	2.4	2.9	3.0	

TABLE 7. Search classifications. YF: yellowfin; SJ: skipjack.
 TABLA 7. Clasificaciones de búsqueda. YF: aleta amarilla; SJ: barrilete.

Search classification Clasificación de búsqueda	Set type at the end of the search Tipo de lance al fin de la búsqueda	Previous set type Tipo de lance anterior	Mixed YF+SJ or pure YF at the end of the search YF+SJ mixto o YF puro al fin de la búsqueda
1	schoolfish cardumen libre	schoolfish cardumen libre	YF
2	dolphin delfín	dolphin delfín	YF
3	floating object objeto flotante	floating object objeto flotante	YF
4	schoolfish cardumen libre	schoolfish cardumen libre	YF+SJ
5	dolphin delfín	dolphin delfín	YF+SJ
6	floating object objeto flotante	floating object objeto flotante	YF+SJ
7	different from previous set diferente al lance anterior	different from set type at end of search diferente al tipo de lance al fin de la búsqueda	YF or-0 YF+SJ

TABLE 8. Average quarterly coefficients of variation for different cohorts, or age groups, for the 1988 landings of yellowfin, based on a sample size of 50 fish and different numbers, n , of sampled vessels. The overall percentages of wells that the cohorts appeared in during 1988 are represented by the values to the right of p_c .

TABLA 8. Coeficientes de variación trimestrales medios para distintas cohortes, o grupos de edad, de los descargues de aleta amarilla en 1988, basados en muestras de 50 peces y varios números, n , de barcos muestreados. Los porcentajes totales de las bodegas en las cuales aparecieron las cohortes en 1988 son representadas por los valores a la derecha de p_c .

Cohort: p_c :	X-O 1	Y-O 10	X-I 49	Y-I 69	X-II 48	Y-II 40	X-III 32	Y-III 22	X-IV 15	Y-IV 8	X-V 2
n											
125	139	50	18	11	18	22	23	24	30	42	78
150	125	45	16	10	16	20	21	22	27	38	70
175	114	41	15	9	15	18	19	20	24	35	65
200	105	38	14	8	14	17	18	18	22	32	61
225	98	35	13	8	13	15	16	17	21	30	57
250	91	33	12	7	12	14	15	16	20	28	54
275	86	31	11	7	11	14	14	15	18	26	51
300	81	29	10	6	10	13	14	14	17	24	49

TABLE 9. Comparison of the relative number (R) of yellowfin in the various age groups of the X and Y cohorts entering the fishery in 1988, and the coefficients of variation (CV) of those estimates. The subscripts indicate computations based on the combined (c) length-frequency samples or samples initially stratified (s) by set type. $\Delta R/R_s$ is the difference $R_c - R_s$ expressed as a percentage of R_s ; ΔCV is equal to $CV_c - CV_s$.

TABLA 9. Comparación del número relativo (R) de aletas amarillas en los distintos grupos de edad de las cohortes X e Y ingresando a la pesquería en 1988, y los coeficientes de variación (CV) de las estimaciones. Los subíndices señalan cálculos basados en las muestras de frecuencia de longitud combinadas (c) o muestras estratificadas (s) inicialmente por tipo de lance. $\Delta R/R_s$ es la diferencia $R_c - R_s$ expresada como porcentaje de R_s ; ΔCV es igual a $CV_c - CV_s$.

Cohort Cohorte	Age group Grupo de edad	R_c	R_s	$\Delta R/R_s$	CV_c	CV_s	ΔCV
X	0	56,248,368	18,618,275	- 66	76	8	- 68
Y	0	86,382,516	44,746,877	- 48	34	34	0
X	I	25,647,579	20,035,586	- 22	13	13	0
Y	I	33,055,439	31,744,402	- 4	14	13	- 1
X	II	4,167,247	5,483,329	+ 32	17	15	- 2
Y	II	1,002,476	1,195,282	+ 19	16	8	- 8
X	III	831,240	910,047	+ 10	40	8	- 32
Y	III	258,430	252,866	- 2	19	13	- 6
X	IV	116,732	113,282	- 3	21	19	- 2
Y	IV	26,861	24,657	- 8	33	32	- 1
X	V	18,090	23,835	+ 32	97	104	+ 7

TABLE 10. Total gill raker counts (means \pm SD) and two-factor ANOVA for area and year.

TABLA 10. Conteo totales de branquiespinas (promedios \pm DE) y ANOVA de dos factores (área y año).

Year – Año	México	Ecuador	Australia	Japan	Hawaii	All – Todos
1988	n = 101 30.0 ± 1.1	n = 80 30.8 ± 0.9	n = 66 $29.21 \pm .0$	n = 100 29.5 ± 1.1	n = 105 30.2 ± 1.0	n = 452 30.0 ± 1.1
1990	n = 100 30.6 ± 1.0	n = 100 31.2 ± 1.0	n = 76 29.0 ± 0.8	n = 100 29.3 ± 1.2	n = 100 30.2 ± 1.0	n = 476 30.1 ± 1.3
Analysis of Variance – Análisis de varianza						
Source – Fuente	SS-SC	DF-GL	MS-CM	F	P	
Area	375.3214	4	93.8304	89.52	0.0000	
Year – Año	2.4630	1	2.4630	2.35	0.1253	
Interaction – Interacción	19.1757	4	4.7939	4.57	0.0012	
Error	951.6823	908	1.0481			

TABLE 11. Classification results from discriminant analysis for 5 groups and 12 adjusted morphometric characters, for the 1988 and 1990 data combined.

TABLA 11. Resultados de la clasificación del análisis discriminante correspondientes a 5 grupos y 12 características morfométricas, datos de 1988 y 1990 combinados.

Group Grupo	<i>n</i>	Percent correct Porcentaje correcto	Number of fish classified into group Número de peces clasificado en el grupo				
			México	Ecuador	Australia	Japan	Hawaii
México	185	56.8	105	62	1	4	13
Ecuador	173	64.7	36	112	7	5	13
Australia	140	83.6	2	1	117	12	8
Japan	190	72.1	0	4	16	137	33
Hawaii	195	58.5	18	19	18	26	114
Total	883	66.3					

TABLE 12. Percentages of female yellowfin of different lengths classified as mature.

TABLA 12. Porcentaje de las hembras de aleta amarilla de distintas tallas clasificadas de maduras.

Length class (mm) Clase de talla (mm)	Conversions at length mid-points Conversión al punto medio de la talla				% mature % maduro
	Age—Edad (years—años)	Weight—Peso (kg)	Weight—Peso (lbs)	No. of fish Nº de peces	
500-599	1.10	3.41	7.52	27	0
600-699	1.36	5.63	12.41	31	0
700-799	1.61	8.58	18.92	32	0
800-899	1.86	12.39	27.32	28	35.7
900-999	2.12	17.30	38.14	31	48.4
1000-1099	2.40	23.60	52.03	32	65.6
1100-1199	2.70	31.39	69.20	31	100.0
1200-1299	3.03	40.92	90.21	27	100.0
1300-1399	3.40	52.36	115.43	22	100.0
1400-1499	3.84	65.02	143.34	8	100.0

TABLE 13. Percentages of occurrence of the various species aggregations with and without sea turtles. Single and double asterisks indicate significance at the 5- and 1-percent levels, respectively. STP = sea turtles present; STA = sea turtles absent. **TABLA 13.** Porcentajes de ocurrencia de las distintas agregaciones de especies con y sin tortugas marinas. Los asteriscos sencillos y dobles indican significado al nivel de 5% y 1%, respectivamente. TMP = tortugas marinas presentes; TMA = tortugas marinas ausentes.

Species aggregations – Agregaciones de especies	STP TMP	STA TMA	Sig.
Tunas – Atunes			
Yellowfin – Aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>)	32.9	33.4	
Bigeye – Patudo (<i>T. obesus</i>)	2.9	1.7	
Bluefin – Aleta azul (<i>T. thynnus</i>)	0.3	0.2	
Skipjack – Barrilete (<i>Katsuwonus pelamis</i>)	33.6	33.9	
Black skipjack – Barrilete negro (<i>Euthynnus lineatus</i>)	15.3	15.7	
Bullets – Melvas (<i>Auxis</i> spp.)	14.5	14.1	
Bonito (<i>Sarda</i> spp.)	0.5	0.9	
Other fish – Otros peces			
Blacktip shark – Tiburón punta negra (<i>Carcharhinus limbatus</i>)	1.7	1.8	
Whitetip shark – Tiburón punta blanca (<i>C. longimanus</i>)	1.8	0.8	**
Hammerhead shark – Cornuda (<i>Sphyrna</i> spp.)	0.5	0.4	
Other sharks – Otros tiburones	3.4	2.8	
Unidentified sharks – Tiburones no identificados	16.3	16.1	
Manta ray – Manta raya (<i>Manta</i> spp.)	1.2	0.6	*
Stingray – Otras rayas (<i>Dasyatidae</i>)	0.5	0.3	
Sailfish – Pez vela (<i>Istiophorus platypterus</i>)	0.6	0.5	
Swordfish – Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	0.4	0.3	
Unidentified marlin – Marlines no identificados (<i>Makaira</i> or – o <i>Tetrapturus</i>)	5.4	3.5	**
Other billfish – Otros picudos (<i>Istiophoridae</i>)	1.3	0.7	*
Dolphinfish – Dorado (<i>Coryphaena</i> spp.)	25.2	23.4	
Wahoo – Peto (<i>Acanthocybium solandri</i>)	6.1	5.9	
Rainbow runners – Salmón (<i>Elagatis bipinnulatus</i>)	2.1	2.3	
Yellowtail – Jurel (<i>Seriola</i> spp.)	2.8	2.7	
Other large fish – Otros peces grandes	2.5	2.4	
Triggerfish – Pez puerco (Balistidae)	10.0	13.9	**
Small forage fish – Peces de carnada pequeños	12.7	14.1	
Other small fish – Otros peces pequeños	5.5	7.5	
Birds – Aves			
Boobies – Bobos (<i>Sula</i> spp.)	41.1	47.5	*
Shearwaters – Pardelas (<i>Puffinus</i> spp.)	5.9	5.2	
Terns – Golondrinas marinas (<i>Sterna</i> spp.)	8.4	6.0	
Frigate birds – Fregatas (Fregatidae)	28.6	11.4	**
Petrels – Petreles (Procellariidae or – o Hydrobatidae)	1.7	2.3	
Unidentified and other – No identificados y otros	14.3	27.5	*

TABLE 14. Numbers of growth increments deposited in the sagittae of black skipjack tuna after immersion in tetracycline hydrochloride for periods of 6 and 12 hours.

TABLA 14. Número de incrementos de crecimiento depositados en las ságitas de atunes barrilete negro al cabo de 6 y 12 horas de inmersión en hidrocloro de tetraciclina.

Treatment – Tratamiento	Number of fish Número de peces	Days since marking – Días desde marcado	Number of increments – Número de incrementos	
			Mean – Promedio	Range – Rango
6 hours – horas	12	7	6.81	6.0-7.0
12 hours – horas	15	7	6.85	6.0-7.0
Pooled – Agrupados	27	7	6.83	6.0-7.0

TABLE 15. Sampling coverage during 1990 of trips by vessels of capacity >400 short tons.
 TABLA 15. Cobertura en 1990 de viajes de barcos de capacidad >400 toneladas cortas.

	Number of trips			Trips with dolphin sets ¹		
	Total	Sampled	Percent	Total	Sampled	Percent
	Total	Número de viajes Muestreados	Porcentaje	Total	Viajes con lances sobre delfines ¹ Muestreados	Porcentaje
U.S. vessels sampled by —						
Barcos de EE.UU. muestreados por:						
NMFS		45			36	
IATTC — CIAT		49			37	
Total	105	94	89.5	73	73	100.0
Non-U.S. vessels — Barcos de otros países						
(sampled by IATTC — muestreo de la CIAT)						
Colombia	1	0	0.0	0	0	0.0
Costa Rica	4	1	25.0	0	0	0.0
Ecuador ²	58	28	48.3	14	5	35.7
Honduras	3	2	66.7	2	2	100.0
México	261	98	37.6	226	89	39.4
Panamá	21	10	47.6	9	6	66.7
Perú	0 ³	0	0	0	0	0.0
Vanuatu	46	24	52.2	30	18	60.0
Venezuela	95	34	35.8	69	27	39.1
Total	491	197	40.1	350	147	42.0
All countries — Todos los países	596	291 ³	48.8	423	220 ⁴	52.0

¹Adjusted estimates based on IATTC coverage of logbooks from vessels of each country in the eastern Pacific.

²Estimaciones ajustadas, basadas en cobertura de bitácoras de barcos de cada país en el Pacífico oriental.

³Includes one Spanish vessel based in Ecuador.

⁴Incluye un barco de bandera española basado en el Ecuador.

³One set of data was lost in a vessel sinking, resulting in 290 trips in the data base.

³Se perdió un juego de datos al hundirse un barco, resultando en 290 viajes en la base de datos.

⁴One set of data was lost in a vessel sinking, but it did not contain any dolphin sets, so the data base was unaffected.

⁴Se perdió un juego de datos al hundirse un barco, pero no incluía lances sobre delfines y la base de datos no fue afectada.

TABLE 16. Training sessions held for observers during 1990.**TABLA 16.** Cursos de capacitación de observadores durante 1990.

Date Fecha	Location Sede	Number of attendees Número de asistentes
February 27-March 8	Panamá (R.P.)	4
March 13-19	La Jolla (U.S.A.)	7
June 13-19	Cumaná (Venezuela)	9
June 25-30	Manta (Ecuador)	3
July 26	La Jolla (U.S.A.)	7
August 13-29	Mazatlán (Méjico)	25
August 20-28	Panamá (R.P.)	3
September 4-5	La Jolla (U.S.A.)	7
September 24-October 10	Guayaquil (Ecuador)	21
Total (9 sessions – cursos)		86

TABLE 17. Dolphin mortality workshops sponsored by the LATTC during 1990.**TABLA 17.** Talleres sobre la mortalidad de delfines auspiciados por la CIAT en 1990.

Date Fecha	Location Sede	Attendees – Asistentes	
		Captains – Capitanes	Total
January 8	San Diego (U.S.A.)	2	2
March 23-24	Cartagena (Colombia)	8	13
April 30	Ensenada (Méjico)	6	11
July 26	Ensenada (Méjico)	7	14
October 18	San Diego (U.S.A.)	1	1
October 26	Panamá (R.P.)	1	1
Total (6 workshops – talleres)		25	42

TABLE 18. Estimates of incidental mortality of dolphins in 1990.
 TABLA 18. Estimaciones de la mortalidad incidental de delfines en 1990.

Species and stock Especie y stock	Using mortality per set Usando mortalidad por lance		Using mortality per ton Usando mortalidad por tonelada	
	Estimate Estimación	Standard error Error estándar	Estimate Estimación	Standard error Error estándar
Offshore spotted — Manchado de altamar				
Northern — Norteño	32267	2492	34299	2465
Southern — Sureño	1584	271	1621	315
Eastern spinner — Tornillo oriental	5298	948	5689	1015
Unidentified — No identificados ¹	80	31	87	34
Whitebelly spinner — Tornillo panza blanca				
Northern — Norteño	5819	590	6216	678
Unidentified — No identificados ¹	171	63	183	67
Southern — Sureño	962	240	978	273
Common — Común				
Northern — Norteño	704	192	794	258
Central	4053	1223	4359	1366
Southern — Sureño	272	95	263	120
Other dolphins — Otros delfines	1321	405	1403	429
Totals — Totales	52531	3050	55892	3143

¹Unidentified spinner dolphins are prorated to their eastern or northern whitebelly stocks.

¹Los delfines tornillo no identificados son prorrataeados al stock panza blanca oriental o norteño.

TABLE 19. Searching effort and number of sightings, 1990.
 TABLA 19. Esfuerzo de búsqueda y número de observaciones, 1990.

Species and stock Especie y stock	Number of sightings Número de observaciones	Area of stock (1000 nm)	Searching effort (1000 nm)
		Area del stock (1000 mn)	Esfuerzo de búsqueda (1000 mn)
Offshore spotted — Manchado de altamar			
Northern — Norteño	3033	3798	342
Southern — Sureño	73	1414	18
Spinner — Tornillo			
Eastern — Oriental	787	2267	295
Northern whitebelly — Panza blanca del norte	530	3030	233
Southern whitebelly — Panza blanca del sur	40	1165	20
Common — Común			
Northern — Norteño	79	615	49
Central	188	2187	285
Southern — Sureño	37	842	29

TABLE 20. Estimates of relative abundances of dolphins for 1990. The bootstrap standard errors are given in parentheses. Asterisks indicate unidentified spinner herds prorated between the eastern and northern whitebelly stocks.

TABLA 20. Estimaciones de la abundancia relativa de los delfines en 1990. Los valores en paréntesis son los errores estándar del procedimiento de "bootstrap." Los asteriscos indican manadas de tornillos no identificados prorratoeados entre los stocks oriental y panza blanca.

Species and stock	Effective half-width of strip (nm)	Encounter rate (herds/1,000 nm)	Average herd size	Number of herds (000s)	Number of dolphins (000s)	Number of dolphins (000s)
Especie y stock	Medio ancho efectivo de la banda (mn)	Tasa de encuentro (manadas/1,000 mn)	Tamaño medio de manada	Número de manadas (000s)	Número de delfines (000s)	Número de delfines (000s)
Offshore spotted – Manchado de altamar						
Northern – Norteño	3.47 (0.15)	8.31 (0.37)	562 (30)	4543 (278)	2553 (202)	
Southern – Sureño	3.17 (0.51)	3.89 (0.55)	901 (105)	870 (176)	785 (191)	
Spinner – Tornillo						
Eastern, northern whitebelly, and unidentified – Oriental, panza blanca del norte, y no identificados	3.46 (0.20)	4.92 (0.27)	343 (37)	2769 (239)	951 (133)	
Eastern – Oriental	3.68 (0.25)	2.75 (0.15)	341 (60)	848 (74)	289 (62)	376* (78)
Northern whitebelly – Panza blanca del norte	3.75 (0.27)	3.30 (0.25)	330 (34)	1334 (134)	441 (61)	575* (99)
Southern whitebelly – Panza blanca del sur	3.40 (0.70)	2.02 (0.40)	287 (66)	347 (96)	100 (40)	
Common – Común						
Northern – Norteño	1.77 (0.33)	1.61 (0.37)	1005 (254)	279 (72)	281 (104)	
Central	1.98 (0.26)	0.44 (0.07)	358 (72)	244 (47)	87 (20)	
Southern – Sureño	2.08 (0.48)	1.30 (0.51)	528 (142)	263 (108)	139 (81)	

TABLE 21. Estimates of relative abundances of dolphins for 1990. The data are pooled across stocks not identifiable in the field. The bootstrap standard errors are given in parentheses. Asterisks indicate unidentified spinner herds prorated between the eastern and whitebelly stocks.

TABLA 21. Estimaciones de la abundancia relativa de los delfines en 1990. Se agrupan los datos de stocks no identificables en el mar. Los valores en paréntesis son los errores estándar del procedimiento de "bootstrap." Los asteriscos indican manadas de tornillos no identificados prorratoeados entre los stocks oriental y panza blanca.

Species and stock	Effective half-width of strip (mm)	Encounter rate (herds/1,000 nm)	Average herd size	Number of herds (000s)	Number of dolphins (000s)	Number of dolphins (000s)
Especie y stock	Medio ancho efectivo de la banda (mm)	Tasa de encuentro (manadas/1,000 mn)	Tamaño medio de manada	Número de manadas (000s)	Número de delfines (000s)	Número de delfines (000s)
Offshore spotted — Manchado de altamar						
All stocks — Todos los stocks	3.50 (0.17)	6.87 (0.39)	633 (34)	5115 (418)	3238 (346)	
Spinner — Tornillo						
Eastern, whitebelly, and unidentified — Oriental, panza blanca, y no ident.	3.51 (0.22)	4.34 (0.24)	330 (32)	3128 (266)	1031 (136)	
Eastern — Oriental	3.68 (0.25)	2.75 (0.15)	341 (60)	848 (74)	289 (62)	361* (77)
Whitebelly stocks —						
Stocks panza blanca	3.61 (0.33)	2.94 (0.23)	314 (27)	1707 (207)	536 (76)	670* (107)
Common — Común						
All stocks — Todos los stocks	1.60 (0.26)	0.74 (0.19)	477 (66)	846 (263)	403 (161)	

TABLE 22. Estimated average numbers of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, in thousands, for the X and Y cohorts during the 1967 through 1990 seasons.

TABLA 22. Estimaciones del número promedio de aletas amarillas en el Océano Pacífico oriental, en miles de peces, para las cohortes X e Y entre 1967 y 1990.

Year Año	Quarter Trimestre	X Cohort — Cohorte X						Y Cohort — Cohorte Y					
		0	I	II	III	IV	V	VI	0	I	II	III	IV
1967	1	0	14419	8310	1198	393	106	49	0	18066	2784	733	205
	2	0	11805	5738	902	277	83	40	37416	12888	1710	505	147
	3	0	8984	3995	686	200	65	33	30633	8217	1333	357	112
	4	21009	7207	3165	504	148	52	27	25079	6528	1035	250	87
1968	1	0	17201	5688	2373	362	112	42	0	20500	5091	777	179
	2	0	14076	3878	1184	244	87	34	25309	15254	3487	533	128
	3	0	11479	2833	834	173	69	28	20721	9663	2469	363	97
	4	23667	9182	2258	609	128	55	23	16945	7612	1923	256	75
1969	1	0	19377	7027	1791	411	97	44	0	13645	5426	1254	177
	2	0	15760	4927	1369	246	75	36	27242	9007	3241	603	124
	3	0	12530	3869	1042	172	59	29	22304	6246	2465	381	95
	4	27218	9403	3064	723	125	47	24	18259	4638	1851	237	74
1970	1	0	22284	6301	2191	465	95	38	0	14668	2976	1270	157
	2	0	18238	3757	1269	229	74	31	26869	10513	1720	737	103
	3	0	14789	2840	872	152	58	25	21998	7163	1325	460	78
	4	34665	11445	2152	563	107	46	21	17994	5313	988	285	61
1971	1	0	28378	8296	1576	359	81	37	0	14430	3822	653	153
	2	0	23059	5707	1172	226	61	30	27624	9994	2322	408	105
	3	0	18506	4454	848	157	48	25	22617	7440	1736	271	79
	4	19886	14210	3517	529	110	38	20	18514	5863	1268	149	62
1972	1	0	16281	10650	2222	305	78	31	0	14652	4083	680	80
	2	0	13312	6578	1065	173	59	25	36871	10839	2860	314	47
	3	0	10808	4901	729	84	47	21	30187	7851	2173	156	31
	4	16817	8699	3504	454	45	37	17	24713	6194	1587	70	24
1973	1	0	13769	6936	2430	222	32	30	0	19456	4257	1061	41
	2	0	10982	5191	1298	104	25	24	68941	9353	2594	577	26
	3	0	8843	4133	913	56	20	20	56444	5261	1927	258	17
	4	46972	7043	3233	447	30	16	16	45879	3673	1451	82	13
1974	1	0	38457	5387	2003	229	17	13	0	33960	2558	969	23
	2	0	31242	4089	1122	139	13	10	29101	18394	1737	629	13
	3	0	25011	3291	763	55	11	8	23823	10143	1325	307	9
	4	36764	19509	2557	448	22	8	7	18602	7251	975	145	7
1975	1	0	30089	12924	1739	271	11	7	0	14620	5120	670	78
	2	0	23947	8674	1003	132	7	5	36986	10768	3559	377	28
	3	0	17996	6196	607	49	5	4	30193	8097	2429	192	11
	4	17375	13406	4601	347	19	4	4	24108	6484	1598	83	6
1976	1	0	14221	9936	2996	207	11	3	0	16160	4984	1099	32
	2	0	11513	5938	1995	89	6	3	28536	9342	3760	628	13
	3	0	8891	4203	1248	31	5	2	23329	5643	2354	238	9
	4	18777	6410	3209	687	15	4	2	18609	3824	1434	76	6
1977	1	0	15293	4850	2324	259	9	3	0	13929	2693	1032	34
	2	0	12109	3183	1515	152	6	3	69666	8012	1886	698	23
	3	0	9320	2210	671	57	5	2	56693	4613	1097	252	12
	4	34335	6733	1554	303	15	4	2	43582	3213	772	75	7
1978	1	0	27965	4919	1171	174	9	3	0	29044	2337	555	32
	2	0	19591	3349	744	113	6	3	42531	13648	1585	377	18
	3	0	12208	2494	504	54	5	2	34119	7993	1177	226	10
	4	39612	8919	1784	284	14	4	2	25755	5773	843	79	4

TABLE 22. (continued)
TABLA 22. (continuación)

Year Año	Quarter Trimestre	X Cohort – Cohorte X						Y Cohort – Cohorte Y							
		0	I	II	III	IV	V	VI	0	I	II	III	IV		
1979	1	0	32402	5961	1286	151	7	3	0	16715	4039	516	39	2	2
	2	0	24352	3937	767	87	5	3	40076	9713	2244	334	23	2	2
	3	0	16531	3018	493	35	4	2	31868	6014	1540	174	13	2	1
	4	30239	9421	2259	314	22	3	2	20541	4129	1036	113	10	1	1
1980	1	0	24251	6248	1627	160	9	2	0	13604	3080	584	51	6	1
	2	0	16941	3206	1186	75	3	2	42635	7385	2296	370	16	2	1
	3	0	10043	2279	821	31	2	2	34446	4662	1577	182	7	1	1
	4	22106	6710	1679	544	16	2	1	26610	3404	1093	100	4	1	1
1981	1	0	17819	4775	1177	300	10	1	0	19216	2593	797	51	2	1
	2	0	12763	3080	811	133	4	1	31347	11176	1815	521	15	1	1
	3	0	7757	2072	536	63	4	1	25366	5737	1308	226	8	1	0
	4	24063	4170	1386	309	42	3	1	19374	3377	820	140	5	1	0
1982	1	0	19281	2577	989	174	10	2	0	13089	2135	555	41	3	1
	2	0	12656	1752	671	100	5	2	39268	8269	958	369	21	3	1
	3	0	7702	1333	440	50	4	2	31013	5205	686	180	13	2	1
	4	31699	5386	1044	249	24	2	1	21259	4026	445	93	7	2	0
1983	1	0	25770	4081	818	77	6	2	0	15094	3262	268	20	2	1
	2	0	19628	2982	612	28	3	1	42023	10360	2529	147	7	2	1
	3	0	13539	2272	404	13	2	1	34253	7683	1779	80	5	1	1
	4	40073	10068	1743	264	8	1	1	27264	6131	981	42	3	1	1
1984	1	0	32502	8124	1340	123	5	1	0	21494	4833	590	18	2	1
	2	0	25496	6193	983	55	3	1	39198	16575	3349	345	8	1	1
	3	0	17981	4880	654	18	2	1	31849	12787	2358	148	2	1	1
	4	41465	12423	3677	352	6	2	1	25938	9619	1517	58	1	1	0
1985	1	0	33947	9535	2697	140	2	1	0	21127	7159	923	20	1	1
	2	0	27151	7407	1771	56	1	1	34437	16461	4901	448	7	1	1
	3	0	21816	5356	1062	16	1	1	27956	12929	3220	171	2	1	1
	4	41095	16855	4062	577	4	1	1	22727	10134	2063	55	1	0	0
1986	1	0	33457	10342	2976	296	2	1	0	17291	7713	1274	24	1	0
	2	0	27069	7350	1823	95	1	0	39786	13291	5109	595	7	1	0
	3	0	21469	5875	1020	21	1	0	32370	9640	3348	167	3	1	0
	4	52510	16626	4651	527	7	1	0	24562	6327	2223	54	2	0	0
1987	1	0	42725	12690	3507	279	4	1	0	18446	4650	1449	16	1	0
	2	0	34071	8747	2102	155	2	1	72858	18287	2991	842	5	1	0
	3	0	25711	6428	1177	57	1	0	59429	10191	2031	320	2	1	0
	4	46186	17244	4173	606	19	1	0	47790	7987	1390	143	1	1	0
1988	1	0	37703	12581	3007	326	5	1	0	35986	6077	980	43	1	0
	2	0	29520	8563	2066	117	2	1	50964	21723	4464	573	6	1	0
	3	0	20442	6244	1373	38	1	0	41563	14864	3312	291	1	1	0
	4	41779	14388	4371	840	14	1	0	33057	10365	2131	146	0	1	0
1989	1	0	34178	10241	3199	467	5	1	0	24226	7378	1420	68	0	0
	2	0	26509	6901	2094	229	2	1	55112	17845	5253	830	25	0	0
	3	0	19786	4507	1344	104	1	0	45057	13583	3615	389	16	0	0
	4	43818	13698	2909	798	47	1	0	36183	10049	2416	170	11	0	0
1990	1	0	35754	9849	1855	382	25	1	0	28617	7503	1407	45	8	0
	2	0	28445	6185	1088	210	17	0	41606	20813	4795	772	20	6	0
	3	0	22225	3742	612	110	13	0	34036	14593	3069	308	13	5	0
	4	50404	17340	2487	255	69	10	0	26556	11063	2054	131	9	4	0

TABLE 23. Estimated recruitment, in thousands of fish, of the X and Y cohorts, and of the X and Y cohorts combined. The initial estimates correspond to the numbers of fish at the beginning of the first month in the first year that they reach a length of 30 cm (November for the X group and May for the Y group). The average estimates correspond to the average numbers alive during that first month; these numbers are the same as those in Table 1.

TABLA 23. Reclutamiento estimado, en miles de peces, de las cohortes X e Y, y de las cohortes X e Y combinadas. Las estimaciones iniciales corresponden al número de peces al principio del primer mes del primer año en el cual alcanzaron una talla de 30 cm (noviembre para el grupo X y mayo para el grupo Y). Las estimaciones medias corresponden al número medio vivo durante ese primer mes; estas cantidades son idénticas a aquellas en la Tabla 1.

Year – Año	Initial – Inicial			Average – Promedio		
	X	Y	X + Y	X	Y	X + Y
1967	21717	38677	60394	21009	37416	58425
1968	24465	26162	50627	23667	25309	48976
1969	28136	28161	56297	27218	27242	54460
1970	35833	27774	63607	34665	26869	61534
1971	20557	28555	49112	19886	27624	47510
1972	17384	38114	55498	16817	36871	53688
1973	48555	71264	119819	46972	68941	115913
1974	38007	30082	68089	36764	29101	65865
1975	17961	38233	56194	17375	36986	54361
1976	19430	29498	48928	18777	28536	47313
1977	35492	72014	107506	34335	69666	104001
1978	40950	44043	84993	39612	42531	82143
1979	31259	41451	72710	30239	40076	70315
1980	22851	44078	66929	22106	42635	64741
1981	24881	32409	57290	24063	31347	55410
1982	32779	40597	73376	31699	39268	70967
1983	41423	43449	84872	40073	42023	82096
1984	42862	40539	83401	41465	39198	80663
1985	42480	35598	78078	41095	34437	75532
1986	54306	41127	95433	52510	39786	92296
1987	47744	75314	123058	46186	72858	119044
1988	43191	52694	95885	41779	50964	92743
1989	45295	56970	102265	43818	55112	98930
1990	52113	43009	95122	50404	41606	92010
Average – Promedio	36073	44340	80413	34893	42887	77780

TABLE 24. Average weights of yellowfin during each quarter, beginning with the quarter they are recruited into the fishery.
TABLA 24. Peso promedio del aleta amarilla en cada trimestre, a partir del trimestre en el cual fueron reclutados a la pesquería.

Average weight Peso promedio			Average weight Peso promedio			Average weight Peso promedio		
Quarter Trimestre	lbs.	kg.	Quarter Trimestre	lbs.	kg.	Quarter Trimestre	lbs.	kg.
1	0.84	0.38	10	61.24	27.80	19	224.11	101.75
2	1.80	0.82	11	77.19	35.04	20	240.35	109.12
3	3.52	1.60	12	94.54	42.92	21	255.52	116.01
4	6.33	2.87	13	112.89	51.25	22	269.60	122.40
5	10.58	4.80	14	131.86	59.86	23	282.55	128.28
6	16.60	7.54	15	151.07	68.59	24	294.40	133.66
7	24.62	11.18	16	170.17	77.26	25	305.18	138.55
8	34.76	15.78	17	188.86	85.74	26	314.95	142.99
9	47.01	21.34	18	206.90	93.93	27	323.75	146.98

TABLE 25. Quotas, catches, and CPDFs (Class-6 purse seiners) for yellowfin in the eastern Pacific Ocean. The quotas and catches are in thousands of short tons, and the CPDFs are in short tons per day. The quotas were for the CYRA only. The catches include all those taken by both surface and longline fishing in the eastern Pacific Ocean.

TABLA 25. Cuotas, capturas, y CPDP (cerqueros de la Clase 6) de aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental. Se expresan las cuotas y capturas en miles de toneladas cortas, y las CPDP en toneladas cortas por día. Las cuotas son para el ARCAA solamente. Las capturas incluyen todo el pescado capturado con artes de superficie y palangreras en el Océano Pacífico oriental.

Year – Año	Quota – Cuota	Catch – Captura	CPDF – CPDP
1967	84.5	99.9	6.8
1968	93.0	129.8	16.3
1969	120.0	161.6	17.1
1970	120.0	186.6	14.0
1971	140.0 + (2x10) ¹	143.5	10.2
1972	120.0 + (2x10)	212.3	14.5
1973	130.0 + (3x10)	239.8	12.6
1974	175.0 + (2x10)	242.3	10.1
1975	175.0 + (2x10)	236.7	9.1
1976	175.0 + (2x10)	277.2	10.1
1977	175.0 + (20+15)	231.6	8.0
1978	175.0 + (20+15)	209.4	6.8
1979	175.0 + (20+15)	219.7	6.0
1980	none – ninguna	187.1	5.4
1981	none – ninguna	208.0	6.2
1982	none – ninguna	147.4	5.3
1983	none – ninguna	113.6	5.7
1984	none – ninguna	170.0	10.0
1985	none – ninguna	250.3	13.6
1986	none – ninguna	314.9	17.6
1987	none – ninguna	314.4	14.1
1988 ²	none – ninguna	333.6	13.5
1989 ²	none – ninguna	333.4	13.8
1990 ²	none – ninguna	316.0	14.0

¹indicates two increments of 10 thousand tons each to be added at the discretion of the Director

¹señala dos incrementos, de 10 mil toneladas cortas cada uno, que se pueden añadir a discreción de Director

²preliminary estimates

²estimaciones preliminares

TABLE 26. Releases and recaptures of bluefin tagged in the eastern Pacific Ocean during 1958-1980. The 1962-1968 experiments were carried out by the U.S. National Marine Fisheries Service, the California Department of Fish and Game, and the Mission Bay Research Foundation.

TABLA 26. Liberaciones y recapturas de aletas azules marcados en el Océano Pacífico oriental durante 1958-1980. Los experimentos de 1962-1968 fueron llevados a cabo por el National Marine Fisheries Service de los EE.UU., el California Department of Fish and Game, y el Mission Bay Research Foundation.

Year Año	Number Cantidad	Release Liberación				Recapture Recaptura											
		Year 0 Año 0		Year 1 Año 1		Year 2 Año 2		Year 3 Año 3		Year 4 Año 4		Year 5 Año 5		Unknown Desconocido		Total Total	
		East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste	East Este	West Oeste
1958	122	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	1	
1962	960	86	0	83	0	1	3	0	2	0	0	0	0	0	0	170	5
1963	643	79	0	30	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	115	0
1964	959	107	0	75	0	17	1	0	0	0	2	0	0	0	0	199	3
1966	237	63	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0
1968	35	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
1979	300	35	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	39	1
1980	114	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0
Total	3,370	387	0	196	0	24	4	0	3	0	2	0	1	2	0	609	10

TABLE 27. Releases and recaptures of bluefin tagged off Japan during 1980-1988. The abbreviations are as follows: W, western Pacific; C, central Pacific (between 160°E and 130°W); E, eastern Pacific; FSFRL, Far Seas Fisheries Research Laboratory.

TABLA 27. Liberaciones y recapturas de aletas azules marcados frente al Japón durante 1980-1988. Se usan las abreviaturas siguientes: O: Pacífico occidental; C: Pacífico central (entre 160°E y 130°W); E: Pacífico oriental; IATTC: Comisión Interamericana del Atún Tropical; FSFRL: Far Seas Fisheries Research Laboratory.

Year class Clase anual	Release – Liberación						Recapture – Recaptura												Total		
	Organization Organización	Number Cantidad	Year 0			Year 1			Year 2			Year 3			Year 4						
			W O	C C	E E	W O	C C	E E	W O	C C	E E	W O	C C	E E	W O	C C	E E				
1979	IATTC	739	-	-	-	157	0	0	33	0	24	9	1	0	3	0	0	202	1	24	
1980	IATTC	106	10	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	
	FSFRL	802	64	0	0	46	0	0	8	0	4	2	0	0	0	0	0	120	0	4	
1981	IATTC	3,297	264	0	0	48	2	24	5	0	1	0	0	0	0	0	0	317	2	25	
	FSFRL	1,653	127	0	0	67	3	21	17	0	3	2	0	0	0	0	0	213	3	24	
1982	IATTC	237	24	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	
	FSFRL	614	2	0	0	25	0	0	3	0	1	2	0	1	0	0	0	32	0	2	
1983	FSFRL	788	8	0	0	111	0	1	9	0	19	1	0	0	0	0	0	129	0	20	
1984	FSFRL	1,944	109	0	0	54	0	2	3	0	26	0	0	0	0	0	0	166	0	28	
1985	FSFRL	993	1	0	0	84	0	0	10	0	4	1	0	0	-	-	-	96	0	4	
1986	FSFRL	863	45	0	0	37	0	0	0	0	1	-	-	-	-	-	-	82	0	1	
1987	FSFRL	729	35	0	0	10	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45	0	1	
1988	FSFRL	588	14	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	0	0	
Total		13,353	703	0	0	645	5	49	89	0	83	17	1	1	3	0	0	1,457	6	133	

TABLE 28. Estimated numbers of bluefin, in thousands, caught in the western and eastern Pacific Oceans.
 TABLA 28. Número estimado de aletas azules, en miles, capturados en el Océano Pacífico occidental y oriental.

Year class Clase anual	Western Pacific Ocean Océano Pacífico occidental			Eastern Pacific Ocean Océano Pacífico oriental	
	0	1	2	1	2
1958	-	-	-	17	47
1959	-	-	-	24	298
1960	-	-	-	577	450
1961	-	-	-	990	529
1962	-	-	-	501	202
1963	-	-	-	982	288
1964	-	-	91	333	715
1965	-	266	3	622	308
1966	1270	461	1	97	155
1967	3607	964	78	416	311
1968	2300	371	48	290	256
1969	2970	378	2	13	556
1970	1938	443	15	366	-
1971	3816	682	20	-	458
1972	498	124	28	810	407
1973	4875	1403	46	163	529
1974	3953	676	96	439	173
1975	1277	222	61	483	211
1976	1784	698	151	50	94
1977	2542	478	98	473	457
1978	5091	1452	119	161	225
1979	2088	611	180	118	60
1980	2810	605	200	6	88
1981	1975	785	139	281	69
1982	665	213	44	28	42
1983	1362	421	49	35	272
1984	2417	757	61	117	369
1985	2046	760	-	40	62
1986	1470	-	-	16	47

TABLE 29. Correlations for various combinations of catches of bluefin. WPO and EPO stand for western and eastern Pacific Ocean, respectively.

TABLA 29. Correlaciones para varias combinaciones de capturas de aleta azul. WPO = Océano Pacífico occidental; EPO = Océano Pacífico oriental.

Correlation Correlación	Degrees of freedom Grados de libertad	r
1. WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.069
2. WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.386
3. WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.306
4. WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.078
5. WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.278
6. WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 2	18	-0.463*
7. EPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.418
8. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 1	18	0.843**
9. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 2	17	0.174
10. WPO, age 1, <i>versus</i> WPO, age 2	18	0.344
11. EPO, age 2, <i>versus</i> WPO, age 0, and WPO, age 2	15	0.746**

TABLE 30. Input for yield-per-recruit analysis of bluefin.
 TABLA 30. Datos utilizados en el análisis del rendimiento por recluta del atleta azul.

Date	Length (cm)	Weight (kg)	Nat. mort. (annual)	Fishing mort. (annual)		Date	Length (cm)	Weight (kg)	Nat. mort. (annual)	Fishing mort. (annual)	
				1st-year migrants	2nd-year migrants					1st-year migrants	2nd-year migrants
Fecha	Talla (cm)	Peso (kg)	Mort. nat. (anual)	Mort. por pesca (anual) Emigrantes 1º año	Mort. por pesca (anual) Emigrantes 2º año	Fecha	Talla (cm)	Peso (kg)	Mort. nat. (anual)	Mort. por pesca (anual) Emigrantes 1º año	Mort. por pesca (anual) Emigrantes 2º año
Mar. 1	0.00					May 1	80.36				
Apr. 1	3.81					Jun. 1	82.77	12.86	0.4		
May 1	7.57					Jul. 1	85.15	12.99	0.4	0.5	0.5
Jun. 1	11.26					Aug. 1	87.48	14.03	0.4	1.0	1.0
Jul. 1	14.87	0.07	0.4	0.5	0.5	Sep. 1	89.77	15.10	0.4	1.0	1.0
Aug. 1	18.43	0.13	0.4	1.0	1.0	Oct. 1	92.03	16.20	0.4	1.0	1.0
Sep. 1	21.93	0.22	0.4	1.0	1.0	Nov. 1	94.24	17.33	0.4	0.5	0.5
Oct. 1	25.36	0.35	0.4	1.0	1.0	Dec. 1	96.41	18.49	0.4		
Nov. 1	28.74	0.52	0.4	1.0	1.0	Jan. 1	98.55	19.67	0.4		
Dec. 1	32.05	0.73	0.4	0.5	1.0	Feb. 1	100.65	20.89	0.4		
Jan. 1	35.31	1.00	0.4			Mar. 1	102.71	22.12	0.4		
Feb. 1	38.51	1.32	0.4			Apr. 1	104.74	23.38	0.4		
Mar. 1	41.66	1.70	0.4			May 1	106.73	24.66	0.4		
Apr. 1	44.75	2.15	0.4			Jun. 1	108.69	25.97	0.4		
May 1	47.79	2.68	0.4			Jul. 1	110.61	27.29	0.4	0.5	0.5
Jun. 1	50.77	3.05	0.4	0.1	1.0	Aug. 1	112.50	28.63	0.4	1.0	1.0
Jul. 1	53.70	3.63	0.4	1.0	1.0	Sep. 1	114.36	30.14	0.4	1.0	1.0
Aug. 1	56.58	4.27	0.4	1.0	0.5	Oct. 1	116.18	31.36	0.4	1.0	1.0
Sep. 1	59.42	4.98	0.4	1.0		Nov. 1	117.97	32.74	0.4	0.5	0.5
Oct. 1	62.20	5.75	0.4	0.5		Dec. 1	119.73	34.14	0.4		
Nov. 1	64.93	6.58	0.4			Jan. 1	121.46	35.55	0.4		
Dec. 1	67.62	7.47	0.4			Feb. 1	123.16	36.97	0.4		
Jan. 1	70.25	8.42	0.4			Mar. 1	124.83	38.41	0.4		
Feb. 1	72.85	9.44	0.4			Apr. 1	126.47	39.85	0.4		
Mar. 1	75.39	10.52	0.4			May 1	128.09	41.30	0.4		
Apr. 1	77.90	11.66	0.4			Jun. 1	129.67	42.72	0.4		
						Jul. 1	131.22	44.22	0.4	0.5	0.5

TABLE 31. Annual catches of bigeye, in short tons, by all gear in the Pacific Ocean and by surface and longline gear in the eastern Pacific Ocean. The 1990 data are preliminary.

TABLA 31. Capturas anuales de patudo, en toneladas cortas, logradas por todas las artes en el Océano Pacífico, y por artes de superficie y palangre en el Océano Pacífico oriental. Los datos de 1990 son preliminares.

Year Año	Eastern Pacific Ocean		Total Pacific Ocean, all gear
	Surface De superficie	Longline Palangre	
Océano Pacífico oriental			Total Océano Pacífico, todas las artes
1954	303	2,187	
1955	129	2,459	
1956	44	3,271	
1957	75	13,175	
1958	256	14,389	
1959	165	16,231	
1960	202	25,562	
1961	235	72,942	
1962	361	63,503	
1963	83	89,677	
1964	75	56,889	92,900
1965	130	37,346	75,700
1966	294	42,175	85,000
1967	1,834	43,716	87,900
1968	2,820	43,072	73,900
1969	635	63,631	87,900
1970	1,469	40,519	88,800
1971	2,829	34,902	74,700
1972	2,467	43,006	98,000
1973	2,181	61,170	98,400
1974	981	48,669	98,533
1975	4,104	54,762	112,895
1976	11,228	61,348	139,500
1977	7,777	81,333	158,718
1978	12,912	82,015	129,986
1979	8,303	75,098	138,908
1980	16,999	78,928	133,931
1981	11,124	54,951	111,445
1982	4,522	50,632	119,919
1983	3,593	63,775	122,169
1984	6,539	50,285	113,136
1985	4,996	62,874	136,605
1986	2,137	84,487	165,568
1987	850		165,897
1988	1,164		133,003
1989	2,012		145,282
1990	4,148		

TABLE 32. Data on tagged bigeye at liberty long periods of time (from IATTC Special Report, 2: page 259). The lengths are given in centimeters and the distances in nautical miles.
 TABLA 32. Datos de petudos en libertad durante largos períodos (del Informe Especial N° 2 de la CIAT; página 259). Se expresan las tallas en centímetros y las distancias en millas náuticas.

Release – Liberación			Recapture – Recaptura			Distance Distancia	Days free Días en libertad	Direction Dirección	Reference Referencia
Area Area	Date Fecha	Length Talla	Area Area	Date Fecha	Length Talla				
30°59'N- 171°14'W	Jan. 31, 1955	122.3	32°41'N- 155°57'W	Nov. 24, 1955	126.8	785	298	82	1
30°59'N- 171°14'W	Jan. 31, 1955	109.0	29°50'N- 117°50'W	Feb. 2, 1956	127.5	348	368	259	2
32°59'N- 143°19'E	May 31, 1958	82	29°15'N- 133°45'E	Nov. 11, 1959	110-115	540	530	255	2
32°59'N- 143°19'E	May 31, 1958	81	35°27'N- 141°10'E	Jan. 17, 1960	119	182	597	324	2
3°18'N- 90°50'W	May 6, 1967	80	2°12'S- 81°01'W	Jan. 13, 1968	?	664	253	117	IATTC, unpublished
3°18'N- 90°50'W	May 12, 1967	50	4°32'N- 107°50'W	Jun. 18, 1969	128.0	1,020	769	274	3

¹Pacif. Sci., 10 (2): 236.

²Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep., 25: 75-80.

³IATTC, Ann. Rep., 1969: 28.

INFORME ANUAL DE LA COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL, 1990

INTRODUCCION

La Comisión Interamericana del Atún Tropical funciona bajo la autoridad y dirección de un convenio suscrito originalmente por Costa Rica y los Estados Unidos de América. El convenio, vigente desde 1950, está abierto a la afiliación de cualquier país cuyos ciudadanos pesquen atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental. Bajo esta estipulación, la República de Panamá se afilió en 1953, Ecuador en 1961, México en 1964, Canadá en 1968, Japón en 1970, y Francia y Nicaragua en 1973. Ecuador se retiró de la Comisión en 1968, México en 1978, Costa Rica en 1979, y Canadá en 1984. Costa Rica se adhirió de nuevo al Convenio en 1989, y Vanuatu se hizo miembro de la Comisión en 1990.

Las obligaciones principales de la Comisión bajo el Convenio son (1) estudiar la biología de los atunes y especies afines en el Océano Pacífico oriental para determinar los efectos de la pesca y los factores naturales sobre su abundancia, y (2) recomendar las medidas de conservación apropiadas para que los stocks de peces puedan mantenerse a niveles que permitan capturas máximas sostenibles.

En 1976 se ampliaron las obligaciones de la Comisión para abarcar los problemas ocasionados por la relación atún-delfín en el Océano Pacífico oriental. Los objetivos acordados en torno a esta cuestión son: “[1] mantener la producción atunera a un alto nivel; [2] mantener las poblaciones de delfines a niveles o sobre niveles que garanticen su supervivencia a perpetuidad; [3] trabajar en cuanto sea posible para evitar la muerte innecesaria o por descuido de los delfines en las maniobras de pesca”. Los puntos específicos de participación son: (1) vigilar la magnitud de las poblaciones y la mortalidad incidental a la pesca, mediante la toma de datos a bordo de embarcaciones atuneras de cerco; (2) realizar reconocimientos aéreos y marcado de delfines; (3) analizar los índices de abundancia de los delfines; y (4) proceder al entrenamiento e investigación sobre las artes de pesca y el comportamiento de los delfines.

Para cumplir con estos objetivos, la Comisión debe efectuar un amplio programa de estudios en el mar, en los puertos donde se desembarca el atún, y en el laboratorio. Dichos estudios son llevados a cabo por un equipo internacional permanente de investigadores y técnicos (Anexo 1), contratados por el Director, quién responde directamente ante la Comisión.

El programa científico se encuentra en su cuadragésimo año. Los resultados de las investigaciones son publicados en inglés y español, los dos idiomas oficiales, en la serie de Boletines de la Comisión. En un Informe Anual, asimismo bilingüe, se describen las actividades realizadas en el año en cuestión. Se publican otros estudios en la serie de Informes Especiales de la Comisión, en libros, revistas científicas externas, y en publicaciones comerciales.

REUNIONES DE LA COMISION

La Comisión celebró su XLVII reunión en Washington, D.C., del 26 al 28 de junio de 1990, con el Sr. Henry R. Beasley de los Estados Unidos como Presidente. Asistieron representantes de los seis países miembros, y también observadores de Colombia, Ecuador, El Salvador, España, Guatemala, México, la Unión de Repúblicas Socialistas Soviéticas, Vanuatu, Venezuela, la Comunidad Económica Europea, la Forum Fisheries Agency, la Organización Latinoamericana del Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA), Association Robin des Bois, Center for Marine Conservation, Defenders of Wildlife, Dolphin Coalition, Earth Island Institute, Environmental Investigation Agency, Greenpeace, Marine Mammal Fund, y Monitor.

Se aprobó la agenda siguiente:

1. Apertura de la reunión
2. Aprobación de la agenda
3. Examen de la investigación atunera actual
4. El año pesquero 1989
5. Condición de los stocks de atunes
6. Examen del programa atún-delfín
7. Recomendaciones para 1990
8. Programa de investigación y presupuesto recomendado para el AF 1991-1992
9. Informe sobre las actividades referentes a las disposiciones para la administración de los túnidos en el Pacífico oriental
10. Consideración de un Protocolo al Convenio estableciendo la Comisión Interamericana del Atún Tropical:
 - a. Condiciones de adhesión
 - b. Adhesión de organizaciones internacionales de integración económica regional
 - c. Otros asuntos
11. Fecha y sede de la próxima reunión
12. Nombramiento de funcionarios
13. Otros asuntos
14. Clausura

La Comisión tomó las acciones siguientes:

(1) El personal de la Comisión recomendó una cuota de captura de aleta amarilla en el Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) de 200 mil toneladas cortas en el año pesquero 1990, con la opción de sobrepasar este límite por hasta cinco incrementos de hasta 20,000 toneladas cada uno, debido a la incertidumbre sobre la composición de tallas de los peces en la captura durante el resto del año. Las razones por esta recomendación se presentan en el Documento Fundamental N° 2 preparado para la reunión, el cual puede ser obtenido de la Comisión. La Comisión aprobó la siguiente resolución sobre un programa de conservación del aleta amarilla en 1990:

La Comisión Interamericana del Atún Tropical, siendo responsable de la administración de los túnidos y especies afines en el Océano Pacífico oriental, y habiendo mantenido desde 1950 un programa científico ininterrumpido dedicado al estudio de dichas especies,

Observa que el atún aleta amarilla del Pacífico oriental constituye un recurso que sostiene a una de las pesquerías atuneras de superficie más importantes del mundo, y

Reconoce, con base en la experiencia previa en esta pesquería, que existe la posibilidad de reducir la producción potencial del recurso si el esfuerzo de pesca es excesivo;

Tiene presente que el cumplimiento satisfactorio del programa de conservación entre 1966 y 1979 mantuvo los stocks de aleta amarilla a un elevado nivel de abundancia, y

Observa que de 1980 a 1986, y también en 1988 y 1989, a pesar de no haberse establecido un programa de conservación, el personal científico de la Comisión recomendó medidas de conservación a los Delegados, quienes a su vez transmitieron estas recomendaciones a sus gobiernos respectivos, y

Observa que, a niveles actuales de abundancia y de capacidad de la flota, sería posible sobreexplotar los stocks de aleta amarilla, y

Reconoce que para 1990 existe cierto grado de incertidumbre con respecto a cambios en la distribución de tamaños del pescado que se tomará en la captura. En el caso de que durante 1990 continuara la pesca de atunes asociados con delfines de la misma forma que en años anteriores, el stock podrá sostener una captura de aproximadamente 260 a 280 mil toneladas cortas del Área Reglamentaria de la Comisión del Aleta Amarilla (ARCAA), definido en la resolución aprobada por la Comisión el 17 de mayo de 1962. En otro caso, si se abandonara la pesca de atunes asociados con delfines durante el resto de 1990, la producción potencial del stock se reducirá a aproximadamente 200 a 220 mil toneladas cortas. Si continuara la pesca de atunes asociados con delfines durante el resto de 1990, pero en menor grado que durante el primer semestre del año, la producción potencial del stock caerá probablemente entre estas dos estimaciones, y

Concluye que se debería implementar una limitación de la captura del aleta amarilla en 1990.

La Comisión Interamericana del Atún Tropical recomienda por lo tanto a las Altas Partes Contratantes que se establezca una cuota anual para el año civil 1990 de 200,000 toneladas cortas para la captura total del atún aleta amarilla del ARCAA, y que se autorice al Director aumentar este límite por un máximo de cinco incrementos de 20,000 toneladas cortas cada uno, si el análisis de los datos disponibles le lleva a la conclusión que estos incrementos no perjudicarían el stock de forma sustancial, y

Recomienda finalmente que todas las naciones miembros y demás naciones interesadas hagan lo posible por lograr el cumplimiento de un tal programa de conservación del aleta amarilla en 1990.

(2) La Comisión aprobó un presupuesto de \$US 3,993,400 para el año fiscal 1991-1992.

(3) La Comisión acordó convocar una reunión especial en Costa Rica sobre el programa atún-delfín, probablemente en septiembre de 1990. Acordó también celebrar la próxima reunión regular en Tokio, Japón, en fechas que se decidirían posteriormente.

(4) La Comisión eligió al jefe de la delegación de Costa Rica como Presidente de la reunión especial, y el jefe de la delegación japonesa como Presidente de la reunión a celebrar en Tokio. El Sr. Icabalceta de Nicaragua fue elegido Secretario para ambas reuniones.

La Comisión celebró su XLVIII Reunión en San José, Costa Rica, del 17 al 20 de septiembre de 1990, con el Sr. Herbert Nanne Echandi de Costa Rica como Presidente. Asistieron representantes de los siete gobiernos miembros, así como observadores de Colombia, Chile, Ecuador, El Salvador, España, Honduras, México, Venezuela, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, y la Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero. Asistieron también representantes de tres organizaciones no gubernamentales, la Association Robin des Bois, Greenpeace, y la World Society for the Protection of Animals.

Se adoptó la agenda siguiente:

1. Apertura de la Reunión
2. Aprobación de la agenda
3. La pesquería atunera en 1990
4. El Programa Atún-Delfín actual
5. Alternativas para ampliar el Programa Atún-Delfín
6. Reglamento para la asistencia y/o participación de los observadores en las reuniones de la CIAT
7. Un protocolo al Convenio de la CIAT para facilitar la adhesión de nuevos miembros
8. Recomendaciones
9. Un presupuesto enmendado para 1991-92
10. Otros asuntos
11. Clausura

El personal de la CIAT presentó el Documento Fundamental N° 1, *Consideraciones para un programa internacional para la conservación y/o administración de los delfines del Océano Pacífico*

oriental, el cual fue discutido por los asistentes. A continuación se suspendió la reunión, y se convocó una reunión intergubernamental, con participantes de todas las naciones involucradas en la pesca de atunes tropicales con red de cerco en el Océano Pacífico oriental. En esta reunión fue aprobada una resolución (Anexo 1) para un programa atún-delfín ampliado, administrado por la CIAT. Al reanudarse la reunión de la CIAT, se aprobó la siguiente resolución:

La Comisión Interamericana del Atún Tropical, teniendo la responsabilidad del estudio científico de los atunes y especies afines del Océano Pacífico oriental, y la formulación de recomendaciones a las Altas Partes Contratantes con respecto al manejo de dicho recurso, y habiendo realizado desde 1950 un programa científico ininterrumpido dirigido hacia tales propósitos, y teniendo además desde 1976 la responsabilidad del estudio científico de las poblaciones de delfines asociadas con la pesquería atunera en el Océano Pacífico oriental,

Reconoce la importancia del programa internacional aprobado por la Reunión Intergubernamental celebrada en San José, Costa Rica, el 18 y 19 de septiembre de 1990,

Acepta su papel, identificado por la Reunión Intergubernamental, como la entidad más adecuada para coordinar los aspectos técnicos de dicho programa internacional,

Encarga al Director de Investigaciones a cooperar con el Programa Intergubernamental y, de acuerdo con la cláusula 8 de la resolución arriba indicada, a convocar una reunión técnica para profundizar los aspectos técnicos y económicos del programa internacional, la cual será convocada antes de febrero de 1991.

ADMINISTRACION

PRESUPUESTO

En la XLV Reunión, celebrada del 8 al 10 de marzo de 1988 en La Jolla, California, EE.UU., la Comisión aprobó unánimemente el presupuesto de \$US 3,525,000 presentado por el Director para el año fiscal 1989-1990. Sin embargo, la cantidad aportada por los países miembros en dicho año fiscal fue \$US 2,936,380, o \$US 588,620 menos que la suma recomendada y aprobada. A consecuencia de ésto, se tuvieron que limitar algunos proyectos programados.

INFORME FINANCIERO

El estado de cuentas de la Comisión para el año fiscal 1989-1990 fue comprobado por Peat, Marwick, Mitchell and Co. En el Anexo 2 del presente informe se presentan las tablas compendiadas del informe de los mismos.

COLABORACION ENTRE ENTIDADES AFINES

Durante 1990 el equipo de investigadores continuó desarrollando vínculos estrechos con organizaciones e instituciones investigativas universitarias, gubernamentales, y privadas a nivel local, nacional, e internacional. Esta reciprocidad permite que los investigadores se mantengan al corriente de los avances y el desarrollo actual en la investigación pesquera y oceanográfica mundial. A continuación se describen algunos aspectos de dichas relaciones.

Las oficinas principales de la Comisión se encuentran en los terrenos del Scripps Institution of Oceanography de la Universidad de California en La Jolla, California, uno de los principales centros mundiales de ciencias marinas y sede de varias agencias federales y estatales de pesca, oceanografía, y ciencias afines. Esta situación fomenta un contacto frecuente entre los investigadores de la CIAT y los científicos de estas entidades.

Durante muchos años se han mantenido relaciones cordiales y productivas con la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la

Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA), la South Pacific Commission (SPC), y otros organismos internacionales. Por ejemplo, dos miembros del personal de la CIAT forman parte de la Asesoría Experta de la FAO sobre las Interacciones de las Pesquerías de Atún en el Océano Pacífico; uno de ellos es Presidente de los grupos de trabajo sobre el aleta amarilla del Pacífico oriental y el barrilete del mismo área, y el otro Presidente del grupo de trabajo sobre el aleta azul del norte.

Durante 1990 la Comisión continuó su estrecha colaboración con agencias pesqueras de naciones afiliadas a la CIAT y con organismos similares de diversos países no afiliados. Por ejemplo, del 25 al 31 de mayo de 1990 se celebró en La Jolla un taller sobre los atunes aleta azul, auspiciado conjuntamente por la CIAT y el Australian Fisheries Service. El objetivo de la reunión fue discutir e informar sobre los puntos fuertes y débiles de las técnicas de evaluación de los stocks usadas para los stocks de los Océanos Atlántico, Pacífico, e Índico y del Mar Mediterráneo. Asistieron 28 científicos, representando ocho países y tres organizaciones internacionales. Desde 1977 los investigadores de la CIAT han capacitado observadores para la toma de datos a bordo de barcos atuneros sobre la abundancia, la mortalidad, y otros aspectos de la biología de los delfines. Diversas organizaciones gubernamentales e instituciones educativas, así como representantes del sector industrial, han colaborado activamente en el entrenamiento y embarque de estos observadores. A través de los años, científicos y estudiantes de muchos países han visitado la oficina principal de la Comisión, permaneciendo durante varias semanas o meses, aprendiendo nuevos métodos de investigación o utilizando los datos de la CIAT para sus estudios. En la sección titulada **CIENTÍFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA** se enumeran aquellos cuyas visitas duraron más de 2 semanas. Asimismo, científicos de la CIAT que viajan a otros países por razones profesionales con frecuencia ayudan a los científicos de aquellos países con sus investigaciones relacionadas a la pesca del atún, y de vez en cuando viajan al extranjero con el propósito específico de prestar ayuda en tales programas investigativos.

El laboratorio de investigación de la CIAT en la República de Panamá, descrito en la sección titulada **OFICINAS REGIONALES**, permite una colaboración más estrecha entre los investigadores de la CIAT y el personal de las agencias pesqueras panameñas. Los científicos de la Comisión en dicho laboratorio han ayudado a científicos locales con proyectos de investigación fuera del campo de los túnidos, sobre los pargos, por ejemplo. Se han logrado importantes avances en este tema, que se analizan en la sección titulada **Estudios del recurso de pargo**.

CIENTÍFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA

El Dr. Hideki Nakano, del National Research Institute of Far Seas Fisheries en Shimizu (Japón), vino a La Jolla el 8 de marzo de 1990, a pasar un año colaborando con científicos de la CIAT en un estudio de la pesca de atunes y picudos con palangre en el Océano Pacífico oriental y en distintos aspectos de la biología de los picudos del Pacífico.

El Sr. Michel Goujon, antiguo alumno del Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes en Rennes (Francia), comenzó una visita de 16 meses a La Jolla el 16 de abril de 1990. Está realizando estudios de las pesquerías de atunes en la Isla Clipperton y la Polinesia Francesa, y colaborando con científicos de la CIAT en un modelo de simulación para explorar los efectos sobre las capturas de aleta amarilla y barrilete de abandonar la pesca de atunes asociados con delfines y pescar solamente atunes no asociados o asociados con objetos flotantes.

Del 4 de septiembre al 5 de octubre de 1990 estuvo en la oficina principal de la CIAT en La Jolla el Dr. Alain Fonteneau, del Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) en Dakar (Senegal), quien colaboró con científicos de la CIAT en comparaciones de distintos aspectos de la biología de los atunes en los Océanos Atlántico y Pacífico.

El Sr. Daniel Gaertner, del ORSTOM en Cumaná (Venezuela), pasó el período del 10 al 28 de septiembre de 1990 en la oficina principal de la CIAT, donde trabajó en el análisis del crecimiento del atún aleta amarilla en el Océano Atlántico determinado a partir de datos de marcado.

El Sr. Arvid K. Belttestad, del Instituto de Investigación de la Tecnología Pesquera en Bergen (Noruega), comenzó una visita a la oficina principal de la CIAT el 10 de septiembre de 1990. El Sr. Belttestad, experto en las artes de pesca, pasará nueve meses estudiando las artes y métodos de pesca con red de cerco.

OFICINAS REGIONALES

La Comisión mantiene oficinas regionales en Manta (Ecuador); Terminal Island, California, y Mayaguez, Puerto Rico, (EE.UU); Ensenada, Baja California, y Mazatlán, Sinaloa (Méjico); Panamá (República de Panamá); Trujillo (Perú); y Cumaná (Venezuela). Los científicos y técnicos allí radicados obtienen estadísticas de los desembarcos, recopilan las bitácoras de los barcos atuneros para obtener datos de captura y esfuerzo, toman medidas y demás datos biológicos de los peces, y colaboran en la capacitación y embarque de los observadores que acompañan a los barcos que participan en el programa atún-delfín de la Comisión. Este trabajo no sólo se lleva a cabo en los puertos arriba nombrados, sino que también se efectúa en otros puertos de Colombia, Costa Rica, Ecuador, Méjico, Panamá, Perú, Puerto Rico, y Venezuela, visitados periódicamente por el personal de las oficinas regionales.

La Comisión mantiene además un laboratorio en la República de Panamá, situado en la Bahía de Achetines, al oeste de Punta Mala en la Península de Azuero. Dicho laboratorio se emplea principalmente para estudios de las primeras etapas del ciclo vital de los atunes. Estos estudios son muy importantes, ya que información sobre el ciclo vital de los atunes antes de su reclutamiento a la pesquería servirá para eliminar, en gran medida, la incertidumbre en las evaluaciones de la condición de los diversos stocks de túnidos. La Comisión piensa ampliar las instalaciones del laboratorio para poder acomodar a investigadores de otras agencias, como por ejemplo personal de la Dirección General de Recursos Marinos de Panamá, la Universidad de Panamá, etc.

PUBLICACIONES

La publicación pronta y completa de los resultados de la investigación es uno de los elementos más importantes del programa científico de la Comisión. Por este medio los gobiernos miembros, la comunidad científica, y el público en general se mantienen informados de los resultados de las investigaciones realizadas por los científicos de la CIAT. La publicación de datos básicos, métodos de análisis, y las conclusiones resultantes permiten que otros investigadores evalúen y critiquen los estudios, lo que sirve para verificar la validez de los resultados logrados por el personal de la CIAT y al mismo tiempo despertar el interés de otros investigadores en dicha labor. A fines de 1990 el personal de la CIAT había publicado 128 Boletines, 38 Informes anuales, 6 Informes Especiales, 5 libros, y 364 capítulos y artículos en libros y revistas externas. En el Anexo 3 del presente informe se enumeran las contribuciones del equipo de investigadores publicadas durante 1990.

LA PESQUERIA

ESTADISTICAS DE CAPTURAS Y DESEMBARCOS

El área de interés principal para el personal de la CIAT es el Océano Pacífico oriental (OPO), definido como la zona entre el litoral de las Américas y 150°W.

Los datos estadísticos de las oficinas regionales de la Comisión se recopilan y procesan en forma ininterrumpida. Se dispone por lo tanto de estimaciones de estadísticas pesqueras de diversos grados de exactitud y precisión. Se puede tardar un año o más en obtener cierta información definitiva, y se ha estado actualizando los datos de años anteriores; por lo tanto las estadísticas anuales aquí presentadas son las más actuales, y reemplazan a aquellas publicadas anteriormente. Los tonelajes se expresan en toneladas cortas.

En la Tabla 1 se presentan estimaciones anuales de la captura de distintas especies de atunes y especies afines desembarcadas por la flota atunera del Pacífico oriental (ver sección siguiente). Se incluyen solamente las capturas con artes de superficie, más las capturas de aleta amarilla, *Thunnus albacares*, logradas por la flota palangrera japonesa en el Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) (Figura 1). Los datos de captura del aleta amarilla en el ARCAA y del barrilete *Katsuwonus pelamis*, y aleta azul, *Thunnus thynnus*, en el OPO son casi completos, salvo las cantidades mínimas de las tres especies capturadas por barcos de pesca deportiva y artesanal, y las capturas insignificativas de barrilete y aleta azul logradas por la pesca palangrera. Los datos de captura del Océano Pacífico occidental y el Océano Atlántico señalados en la Tabla 1 no son estimaciones de la captura total en dichas zonas puesto que no incluyen datos de embarcaciones que no pescaron en el OPO durante el año en cuestión. La Tabla 1 no incluye las capturas sustanciales de aleta amarilla logradas con palangre en el OPO fuera del ARCAA, ni tampoco las grandes cantidades de patudo, *Thunnus obesus*, capturado por la pesca palangrera en el OPO; se incluyen esas capturas en las Tablas 25 y 31.

No se impusieron restricciones sobre la pesca de atunes en el OPO entre 1979 y 1989, y por lo tanto se comparan las estadísticas de 1990 con aquellas de 1979-1989. Durante este período ocurrió un importante evento de El Niño, que comenzó hacia fines de 1982 y persistió hasta fines de 1983. Las tasas de captura en el OPO fueron bajas durante este Niño, lo cual causó un traslado del esfuerzo de pesca del Pacífico oriental al occidental, y el esfuerzo permaneció bastante bajo durante 1984-1986.

La captura media de aleta amarilla en el ARCAA en el período 1979-1989 fue 197.6 mil toneladas (rango: 91.4 a 294.7). La estimación preliminar de la captura de aleta amarilla en el ARCAA en 1990 es de 251.6 mil toneladas. Durante 1979-1989 la captura media de aleta amarilla en el área entre el límite del ARCAA y 150°W fue 26.4 mil toneladas (rango: 13.5 a 51.3). La estimación preliminar de la captura de aleta amarilla en este área en 1990 es de 50.0 mil toneladas. La captura estimada de aleta amarilla en el OPO en 1990, 301.6 mil toneladas, es inferior solamente a las capturas de 1988 y 1989, 317.7 y 317.8 mil toneladas, respectivamente.

En la Figura 2 se presenta la distribución anual media de las capturas cerqueras registradas de aleta amarilla en el OPO durante 1979-1989, y en la Figura 3 una estimación preliminar para 1990. Las zonas de mayor captura cambian de acuerdo con los cambios en las condiciones de pesca a lo largo del año. Durante el primer trimestre de 1990, la captura de aleta amarilla fue limitada generalmente a zonas dentro del ARCAA, principalmente en las zonas costeras y a lo largo de la Zona de Convergencia Intertropical; las capturas en estas zonas continuaron en el segundo trimestre, con áreas de capturas elevadas cerca de la costa entre 10°N y 23°N. Durante el segundo trimestre aumentaron las capturas de alta mar entre 5°N y 15°N desde 120°W hasta 140°W. Las capturas del tercer trimestre estuvieron distribuidas de forma bastante uniforme entre 6°N y 15°N desde 84°W hasta 130°W, con zonas de capturas altas cerca del litoral. También se incrementaron las capturas frente a la costa de América del Sur en la zona entre 4°S y 1°N al este de 90°W. Durante el cuarto trimestre la pesca se concentró de nuevo en el ARCAA, con una distribución muy similar a aquella del primer trimestre.

Entre 1979 y 1989 la captura media de barrilete en el OPO fue 95.5 mil toneladas (rango: 54.5 a 145.5). La estimación preliminar de la captura de barrilete en el OPO en 1990 es 78.1 mil toneladas.

En la Figura 4 se presenta la distribución media anual de las capturas cerqueras de barrilete en el OPO en 1979-1989, y en la Figura 5 una estimación preliminar para 1990. En 1990 las capturas de barrilete estuvieron concentradas en dos áreas: entre 5°S y 10°N entre la costa y 90°W; y más al sur entre 10°S y 15°S desde 80°W hasta 85°W.

El aleta amarilla y barrilete forman la mayor parte de la captura total del OPO, pero el aleta azul, patudo, albacaña (*Thunnus alalunga*), barrilete negro (*Euthynnus lineatus*), bonito (*Sarda orientalis*), y otras especies contribuyen también. La captura total de estas otras especies en el OPO fue de unas 22.9 mil toneladas en 1990, comparado con el promedio de 1979-1989 de 17.5 mil toneladas (rango: 8.2 a 32.7). La captura estimada de todas especies en el OPO en 1990 fue de unas 402.7 mil toneladas.

Los barcos atuneros que pescan en el OPO pescan de vez en cuando en otras zonas en el mismo año. En 1990 varios barcos que formaban parte de la flota del Pacífico oriental pescaron también en el Pacífico occidental y/o en el Atlántico y Caribe. En 1979-1989 la captura mediana lograda por estos barcos en el Pacífico occidental fue unas 8.0 mil toneladas (rango: 0.3 a 83.6), y en el Atlántico y Caribe unas 9.6 mil toneladas (rango 0.5 a 17.3). Las capturas máximas realizadas en otras zonas por barcos de la flota atunera del Pacífico oriental fueron logradas en 1983, año en el cual se registró la captura más baja en el OPO (180.4 mil toneladas) desde 1960 (173.6 mil toneladas). Las estimaciones preliminares indican que las capturas totales de 1990 en esas zonas por barcos de la flota atunera del Pacífico oriental se cifraron en unas 12.7 mil toneladas en el Pacífico occidental y 4.6 mil toneladas en el Atlántico y Caribe.

En las Tablas 2 y 3 se presentan las estimaciones de las capturas de atunes en el OPO en 1989 y 1990 (preliminares), clasificadas por bandera, y de los descargues de pescado capturado en el OPO, clasificados por país. Los descargues representan pescado descargado en el año civil, sin tener en cuenta el año en que fue capturado. El país de descargue es aquel en el cual se descargó el pescado del barco, o en el caso de trasbordos, el país que recibió el pescado trasbordado. En 1990 el 83% de las 301.6 mil toneladas de aleta amarilla capturadas en el OPO fue capturado en el ARCAA; barcos mexicanos, estadounidenses, venezolanos, y ecuatorianos fueron responsables del 37%, 19%, 17%, y 12%, respectivamente, de la captura total del OPO.

Es posible que en 1990 México haya sido por primera vez el país más importante en cuanto a descargues de atunes capturados en el OPO. Datos de descargue preliminares señalan que de las 416.9 mil toneladas descargadas en 1990, 113.7 mil toneladas (27%) fueron descargadas en México; le siguen los Estados Unidos (77.8 mil toneladas; 19%) y Ecuador (61.5 mil toneladas; 15%). Otros países con descargues significativos de atunes capturados en el OPO incluyeron Italia, Venezuela, España, y Costa Rica. Cabe destacar que cuando se disponga de información final, es posible que se asignen algunos descargues a diferentes países, debido a la exportación de pescado almacenado a plantas procesadoras en otros países.

Bajo las estipulaciones del Convenio que estableció la Comisión Interamericana del Atún Tropical, el objetivo principal de las investigaciones de la Comisión es vigilar la condición de los stocks de atunes y otras especies capturadas por la pesca atunera del OPO. Tomando en cuenta los movimientos extensos de los atunes, la movilidad de los barcos de las flotas atuneras de los distintos países, y el carácter internacional del comercio del atún, las estadísticas de captura y esfuerzo del OPO deben ser vistas en la luz de las estadísticas mundiales. El personal de la CIAT estima rutinariamente las capturas mundiales de los atunes y especies afines. En el Informe Interno N° 11 de la CIAT se describe la metodología utilizada para obtener estas estimaciones. En las Figuras 6 y 7 se presentan las capturas mundiales estimadas de atunes y especies afines en 1989, el año más reciente para el cual se dispone de datos. En la Figura 8 se ilustran las capturas de las principales especies comerciales de atunes en 1975-1989, por océano.

LA FLOTA ATUNERA DEL PACIFICO ORIENTAL

El personal de la CIAT mantiene registros del arte de pesca, bandera, y capacidad de acarreo de la mayoría de los barcos que pescan atunes aleta amarilla, barrilete, o aleta azul en el OPO. No se mantienen registros de los barcos palangreros de bandera de países de Lejano Oriente, ni de barcos de pesca deportiva ni embarcaciones pequeñas tales como canoas y lanchas. La flota del Pacífico oriental aquí descrita incluye barcos que pescaron aleta amarilla, barrilete, o aleta azul en el OPO durante el año entero o parte del mismo.

Se usan las estimaciones de capacidad del armador o astillero del barco a menos de que los registros de descargue indiquen que sea apropiado revisarlos. Para los registros se dividen los barcos por capacidad de acarreo en las siguientes clases: Clase 1, menos de 51 toneladas cortas; Clase 2, 51-100 toneladas; Clase 3, 101-200 toneladas; Clase 4, 201-300 toneladas; Clase 5, 301-400 toneladas; y Clase 6,

más de 400 toneladas. (No se deben confundir éstas clases con los ocho grupos de tamaño usados para calcular la captura por tonelada de capacidad de acarreo en la sección titulada *Captura por tonelada de capacidad de acarreo.*) Con la excepción de los palangreros y las embarcaciones pequeñas misceláneas descritas en el párrafo anterior, se incluyen todos los barcos que pescaron en el OPO durante el año en las estimaciones anuales del tamaño de la flota de superficie.

Hasta 1960 predominaron en la pesca de atunes en el OPO los barcos de carnada, que operaban en las zonas costeras y cerca de islas de altamar. Hacia fines de los años 50 y a principios de los 60, la mayoría de los barcos de carnada grandes fueron convertidos a la pesca con red de cerco, y en 1961 barcos de este tipo formaban la mayor parte de la flota de superficie del OPO. Entre 1961 y 1990 el número de barcos de carnada se redujo de unos 100 a 20, y la capacidad disminuyó de unas 10 mil a unas 2 mil toneladas. En el mismo período el número de cerqueros aumentó de unos 125 a 170, y la capacidad subió de unas 30 mil a casi 135 mil toneladas. Tanto el número como la capacidad alcanzaron un máximo durante 1978-1981, cuando el número de barcos osciló entre 247 y 268, y la capacidad entre 181 y 185 mil toneladas (Tabla 4).

La construcción de nuevos cerqueros de mayor tamaño, que comenzó a mediados de los años 60, resultó en un aumento en la capacidad de la flota de 46.3 mil toneladas en 1966 a 184.6 mil toneladas en 1976. Entre 1977 y 1981 la capacidad permaneció bastante estable, aumentando en tan sólo unas 1.6 mil toneladas. Se prosiguió la construcción de barcos nuevos durante este período, pero la capacidad adicional se vió compensada por pérdidas ocasionadas por barcos que se hundieron o que abandonaron la pesquería. En 1982 ocurrió una reducción de 16.2 mil toneladas en la capacidad de la flota, debido al retiro de barcos o a su traslado a otras zonas de pesca, principalmente el Pacífico occidental. Esta tendencia continuó en 1983 a medida que disminuyeron las tasas de captura en el OPO, principalmente a raíz de las condiciones oceánicas anómalas de 1982-1983. En 1983 la capacidad de la flota se redujo en 28.8 mil toneladas, y en 1984 se redujo en 25.4 mil toneladas más; en aquel año alcanzó el nivel más bajo desde 1971, unas 116.5 mil toneladas. No obstante, en 1985 aumentó a unas 129.7 mil toneladas, debido principalmente al regreso de barcos del Pacífico occidental, pero en 1986 volvió a reducirse ligeramente a unas 124.5 mil toneladas. Durante 1987 se reactivaron varios barcos, y otros regresaron del Pacífico occidental al OPO a pescar, lo cual resultó en un aumento en la capacidad de la flota a unas 146.0 mil toneladas. Esta tendencia continuó en 1988, resultando en una capacidad de la flota de 151.4 mil toneladas, la mayor observada desde 1982 (Tabla 4). En 1989 la capacidad de la flota disminuyó a unas 136.6 mil toneladas, y en 1990 permaneció aproximadamente igual, en 137.4 mil toneladas. En 1990, empero, esta capacidad no estuvo presente en el OPO durante el año entero. En la primavera de 1990 las enlatadoras estadounidenses decidieron no comprar más el atún capturado en asociación con delfines. Esto llevó a que muchas de las embarcaciones de bandera de los Estados Unidos que pescaban en el OPO abandonaran el área y se fueran a pescar en el Atlántico o el Pacífico occidental. Se ignora si las enlatadoras mantendrán esta política o si los barcos que abandonaron la pesquería del OPO como resultado de esa decisión regresarán en el futuro. Si estos barcos (u otros) no participan en la pesquería del OPO en 1991, la reducción en el tamaño de la flota se verá reflejada en las estadísticas de la flota de 1991.

En la Tabla 5 se presentan los datos finales de 1989 y preliminares de 1990 del número y capacidad de acarreo de barcos de arte de superficie de la flota atunera del OPO. Predominaron en ambos años barcos de bandera mexicana, estadounidense, y venezolana, que juntos formaron un 80% de la capacidad total de la flota. En ambos años la flota más grande fue la mexicana, con entre 35 y 40% de la capacidad total anual, seguida por la estadounidense, con 20-25%, y la venezolana, con 15-20%. La mayoría de la capacidad total de la flota del OPO consiste de embarcaciones cerqueras de más de 400 toneladas de capacidad de acarreo. En 1989 y 1990 el 93% de la capacidad total que operó en el OPO consistió de barcos de este tipo.

En la Figura 9 se presentan los valores medios, mínimos, y máximos mensuales del tonelaje de capacidad en el mar (CEM) en el OPO durante 1979-1989, junto con los de 1990. Los valores mensuales

son los promedios de los valores de las estimaciones de la CEM incluidas en el informe semanal. Se escogieron los valores de 1979-1989 para comparar con los de 1990 porque los años anteriores, en los cuales regían reglamentaciones, muestran distribuciones temporales del esfuerzo algo diferentes, a raíz de la restricción de la pesca del atún aleta amarilla en el ARCAA. Los valores de la CEM de 1990 no son significativamente diferentes a los valores medios de 1979-1989. La CEM máxima de 1990 ocurrió en marzo (92 mil toneladas), y la mínima en diciembre (66 mil toneladas).

REGLAMENTACION DE LA PESQUERIA

En años anteriores, los investigadores de la CIAT han recomendado cuotas de captura del atún aleta amarilla en el ARCAA, y éstas han sido aprobadas en las resoluciones de la Comisión y puestas en práctica por las naciones que participan en la pesquería. Entre 1966 y 1979 se aprobaron y pusieron en vigor cuotas anuales, pero se tardó tanto en llegar a un acuerdo sobre la cuota para 1979 que no tuvo efecto. En la VII Reunión de la CIAT, celebrada en octubre de 1979, no se llegó a un acuerdo sobre el programa de conservación del atún aleta amarilla para 1980. Posteriormente se acordó una cuota de 165,000 toneladas cortas, con una cláusula que autorizaba un aumento a discreción del Director de la CIAT; sin embargo, la cuota no entró en vigencia. En las próximas seis reuniones se recomendaron las cuotas siguientes: 160,000 toneladas en 1981 y 1982, 170,000 toneladas en 1983, 162,000 toneladas en 1984, 174,000 toneladas en 1985, y 175,000 toneladas en 1986, con incrementos facultativos a discreción del Director, con base en los resultados de los análisis de la condición del stock. Dichas cuotas fueron aprobadas pero no entraron en vigor. En la XLIV Reunión, debido a circunstancias especiales que resultaron en una abundancia extraordinariamente elevada de atún aleta amarilla en el Pacífico oriental, no se recomendó una cuota para 1987, pero se destacó que una cuota de captura sería muy probablemente necesaria en el futuro. En la XLV Reunión, celebrada en marzo de 1988, se recomendó una cuota de 190 mil toneladas, con dos incrementos facultativos de 30 mil toneladas cada uno. Se aprobó esta cuota, pero no se puso en vigor. En la XLVI Reunión, celebrada en mayo de 1989, el personal científico recomendó una cuota de 220 mil toneladas, con la opción de sobrepasar este límite por dos incrementos de 30 mil toneladas cada uno. De nuevo, se aprobó la cuota, pero no se puso en vigor. En la XLVII Reunión, celebrada en junio de 1990, se recomendó una cuota de 200 mil toneladas, con cinco incrementos opcionales de 20 mil toneladas cada uno. De nuevo, se aprobó la cuota (ver resolución en las páginas 178-179), pero no se puso en vigor.

No se ha demostrado, hasta la fecha, la necesidad de aplicar medidas de conservación a otras especies de tunidos explotados por la pesca en el OPO.

LA INVESTIGACION

BIOLOGIA DE LOS TUNIDOS Y PICUDOS

Tendencias anuales en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Los investigadores de la Comisión usan la captura por día de pesca (CPDP) y la captura por día estándar de pesca (CPDEP) como índices de abundancia aparente y también como una medida general del éxito de la pesca. Se obtienen los datos de los registros de bitácora de la mayoría de las embarcaciones que pescan atún en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos que no satisfacen ciertos criterios de exactitud y composición por especies son eliminados antes de realizar los cálculos. Durante los años 50, cuando predominaban los barcos de carnada, se estandarizaban los datos de captura y de la CPDP de los barcos de carnada de las distintas clases de arqueo para calcular la CPDEP de barcos de carnada de la Clase 4 (con capacidad de 201-300 toneladas cortas de atún congelado). Posteriormente, cuando la mayor parte de las embarcaciones fueron adaptadas a la pesca con red de cerco, se estandarizaron los datos de captura y de CPDP de los barcos cerqueros para calcular la CPDEP de cerqueros de la Clase 3 (de 101 a 200 toneladas de capacidad). A medida que se fueron reemplazando los barcos pequeños con embarcaciones más grandes, se procedió a calcular la CPDEP de cerqueros de la Clase 6

(de más de 400 toneladas de capacidad) y finalmente la CPDP de cerqueros de la Clase 6, omitiendo datos correspondientes a barcos más pequeños. La CPDP y la CPDEP pueden verse afectadas por ciertos factores, tales como los cambios temporales y geográficos en la estrategia pesquera, la distribución del esfuerzo, y la vulnerabilidad de los peces a la captura. Se han estimado algunos de estos cambios y se han hecho los ajustes necesarios; con otros, por ejemplo aquellos provocados por condiciones ambientales, se supone que se compensan a la larga.

Los datos combinados de la CPUE de aleta amarilla y barrilete durante el período 1959-1990 se señalan en el recuadro superior de la Figura 10. Los datos del período 1968-1990 son datos de CPDP de barcos cerqueros de la Clase 6; los del período 1959-1967 son datos de CPDEP de barcos de carnada de la Clase 4, multiplicados por 2.82 para compensar por el hecho de que los cerqueros de la Clase 6 son aproximadamente 2.82 veces más eficientes que los barcos de carnada de la Clase 4. Se calculó este factor de ajuste de 2.82 a partir de datos de CPDP de aleta amarilla y barrilete combinados correspondientes a cerqueros de la Clase 6 y barcos de carnada de la Clase 4 que pescaron en los mismos estratos de área-tiempo entre 1965 y 1974, período en el cual había una cantidad suficiente de ambos tipos de barcos en la pesquería. Puesto que los datos del período de 1968-1990 son datos de CPDP de barcos de la Clase 6 y aquellos de 1959-1967 fueron ajustados al equivalente de la CPDP de embarcaciones de la Clase 6, de ahora en adelante se denominarán datos de CPDP.

Para estimar el esfuerzo total en días cerqueros de embarcaciones de la Clase 6, se dividieron las capturas totales en cada año de aleta amarilla y barrilete combinados al este de 150°W por la CPDP de ambas especies en viajes no regulados. A continuación se dividieron las capturas totales de aleta amarilla y de barrilete por estas estimaciones del esfuerzo total para obtener la CPDP de cada especie por separado, señaladas en el recuadro central e inferior de la Figura 10.

Aleta amarilla

El valor preliminar de la CPDP en 1990, 13.5 toneladas/día, es inferior tan sólo a los de 1960, 1968, 1969, y 1986 (14.2, 14.3, 13.6, y 16.3 toneladas/día, respectivamente). Durante el período de 1959-1972 la CPDP osciló entre 9 y 14 toneladas/día, alcanzando valores mínimos en 1959, 1962, y 1971, y máximos en 1960, 1968, y 1969. A partir de 1973 la CPDP comenzó a disminuir, llegando a un valor mínimo de 4.9 toneladas en 1982, momento a partir del cual comenzó a recuperarse notablemente. Sin embargo, la pesquería ha cambiado mucho desde los años 60, por lo que se debe proceder con cautela al comparar datos de años precedentes con los de años más recientes. El problema principal se debe a que la pesca con carnada tiene lugar relativamente cerca de la costa y casi exclusivamente al norte de 15°N, mientras que la pesca cerquera es tanto costera como de altura y opera hasta aproximadamente 20°S. Los valores de la Figura 10 son ligeramente diferentes a aquellos de la Tabla 25 porque los valores de la figura se obtuvieron a partir de datos de capturas totales de aleta amarilla y barrilete, mientras que los datos de la tabla corresponden a datos de captura de aleta amarilla solamente.

Barrilete

Durante el período de 1959-1968 la CPDP media del barrilete fue de aproximadamente 10.0 toneladas diarias, con un máximo de 16.0 toneladas en 1967 y un mínimo de 5.5 toneladas en 1960 (Figura 10). A fines de la década de 1960 muchos cerqueros pequeños fueron reemplazados por otros más grandes, para los cuales era más rentable pescar en zonas de mayor abundancia de aleta amarilla y menor abundancia de barrilete, produciéndose así valores de CPDP de barrilete reducidos. Durante el período 1969-1990, la CPDP media fue de unas 4 toneladas diarias, con un máximo de 7.5 toneladas en 1971 y mínimos de 2.4 toneladas en 1972 y 1973. Al igual que en el caso del aleta amarilla, se debe proceder con cautela al comparar datos más antiguos con datos más recientes. Además del probable sesgo causado por el hecho de que en años recientes el esfuerzo se dirigió en mayor medida a la pesca de aleta amarilla y en menor medida a la del barrilete, se debe considerar el problema creado por el alcance restringido de la pesca con carnada, señalado en la sección sobre aleta amarilla.

Captura por tonelada de capacidad de acarreo

La captura por tonelada de capacidad de acarreo (CPTCA) de la flota en el OPO proporciona un índice de las tendencias en el ingreso anual bruto relativo correspondiente a las distintas clases de arqueo. Para lograr más detalle en este índice de lo que proporcionan las seis clases de arqueo usadas tradicionalmente por la Comisión para clasificar los barcos, se identificaron las clases de arqueo siguientes: 1) <301 toneladas; 2) 301-400 toneladas; 3) 401-600 toneladas; 4) 601-800 toneladas; 5) 801-1000 toneladas; 6) 1001-1200 toneladas; 7) 1201-1400 toneladas; y 8) >1400 toneladas.

En la Tabla 6 se presentan las estimaciones del CPTCA en 1980-1990 correspondientes al OPO y a todas las áreas oceánicas de pesca en las cuales barcos de la flota atunera del OPO capturaron pescado, por clase de arqueo, área, y especie. La CPTCA de los barcos mayores consiste principalmente de aleta amarilla y barrilete, mientras que otras especies, entre ellas otros atunes y peces misceláneos, forman una parte importante de la CPTCA de los barcos más pequeños en muchos años. En años anteriores, y en aquellos años cuando la mayoría de la flota del OPO ejerce la mayoría de su esfuerzo pesquero dentro del OPO, las CPTCA del OPO y de todas las áreas oceánicas de pesca son casi iguales. Durante el período de 1980-1989, el promedio de la CPTCA combinada de todos barcos y todas especies en el OPO fue de 2.3 toneladas de pescado por tonelada de capacidad de acarreo (rango: 1.2 a 3.2); para el aleta amarilla, el promedio fue 1.6 toneladas (rango: 0.7 a 2.4), y para el barrilete, 0.6 toneladas (rango: 0.4 a 0.7). Las estimaciones preliminares para 1990 son 2.9, 2.2, y 0.6 toneladas para todas las especies, aleta amarilla, y barrilete, respectivamente.

Estandarización de las tasas de captura de aleta amarilla

En el Boletín de la CIAT, Vol. 19, N° 3 se describe una alternativa a la captura por día de pesca (CPDP) como índice de la abundancia anual relativa del aleta amarilla. Con el índice alternativo se define cada observación de la tasa de captura como el tonelaje capturado en un lance dividido por las horas de búsqueda desde el lance anterior. Para estimar la abundancia media para el año entero y el Océano Pacífico oriental entero se ponderan los datos de tal forma que cada cuadrángulo de 5°-mes recibe una ponderación proporcional al área superficial de océano que contiene y cada hora de búsqueda recibe igual ponderación dentro de un cuadrángulo de 5°-mes. Se utiliza entonces un modelo lineal generalizado para estimar la variación anual en las tasas de captura independiente de las tendencias en la eficacia del barco, las condiciones ambientales, y el modo de pesca.

Existen datos sobre muchos factores que pudieran posiblemente influir sobre las tasas de captura de aleta amarilla. Se investigaron los factores siguientes, utilizando datos de 1970-1985: la capacidad y velocidad del barco, si el barco llevaba o no un helicóptero, si llevaba o no equipo sonar, la longitud y profundidad de la red, el capitán, la temperatura de la superficie del mar, la velocidad y dirección del viento, el lugar y hora de la pesca, el tipo de lance (cardumen no asociado ("brisa"), delfín, u objeto flotante), y si se capturó también barrilete. Una vez eliminados aquellos factores que no ejercían un efecto importante, el modelo incluía los efectos de año, velocidad del barco, clasificación de la búsqueda, temporada-área, y la interacción entre clasificación de búsqueda y temporada-área. La clasificación de búsqueda (Tabla 7) es una combinación de los efectos del tipo de lance y del barrilete. En la Figura 11 se describe temporada-área. Los efectos de año son las diferencias anuales en las tasas de captura no atribuibles a las demás variables en el modelo. Sirven de índices de abundancia estandarizados por las demás variables.

Tal como se muestra en la Figura 12, la tendencia de los índices es al mismo tiempo diferente y similar a la CPDP. Los índices del modelo lineal no señala las grandes fluctuaciones de 1970-1974 señalada por la CPDP; sin embargo, ambos indican una reducción precipitada en 1975 y una recuperación marcada en 1976. La reducción en 1976-1982 y el aumento de 1983-1986 son más paulatinos en los índices del modelo lineal. Parece que cuando se cambia de lances sobre delfines a lances sobre objetos flotantes, tal como hizo la flota en 1974-1982, la CPDP subestima la abundancia del aleta amarilla,

mientras que la sobreestima cuando cambia de nuevo a lances sobre delfines, tal como ocurrió durante 1984-1990.

Composición de talla de la captura

Las muestras de frecuencia de talla son la fuente básica de datos usados para estimar la composición por talla y edad de las distintas especies de peces en los descargues. Esta información es necesaria para obtener estimaciones de las poblaciones estructuradas por edad, usadas para varios propósitos, entre ellos el modelado de las poblaciones con estructura de edades. Los resultados de dicho modelado pueden ser usados para estimar el reclutamiento, que puede ser comparado con la biomasa reproductora y las condiciones oceanográficas. Además, las estimaciones de mortalidad obtenidas a partir del modelado pueden ser usadas, en conjunto con las estimaciones del crecimiento, para el modelado del rendimiento por recluta. Los resultados de estudios de este tipo han sido descritos en diversos Boletines de la CIAT y en todos los Informes Anuales desde 1954.

Toma rutinaria de datos

Las muestras de frecuencia de talla de aleta amarilla, barrilete, patudo, aleta azul, y barrilete negro capturados por barcos cerqueros y de carnada en el Océano Pacífico oriental (OPO) son tomadas por personal de la CIAT en puertos de desembarco en Ecuador, los Estados Unidos (California y Puerto Rico), México, Panamá, Perú, y Venezuela. El muestreo de las capturas de aleta amarilla y barrilete por personal de la CIAT fue iniciado en 1954, y continúa actualmente.

De la captura de 1990 se tomaron y procesaron 797 muestras de aleta amarilla, 276 de barrilete, 14 de aleta azul, 23 de patudo, y 4 de barrilete negro. La mayoría de éstas muestras fueron de 50 peces. Se estratifican las muestras de frecuencia de talla de aleta amarilla y barrilete por zonas de medición (Figura 14), mes, y arte de pesca. Estas áreas fueron "determinadas tomando como base la distribución de la pesca total, que se concentra de un modo característico y constante en ciertas áreas de las zonas de pesca" (Boletín de la CIAT, Vol. 2, Nº 5). Desde entonces han sido modificadas de vez en cuando, en reacción a cambios en la pesquería. En la Figura 13 se ilustran las áreas usadas actualmente. Se divide el muestreo de cada estrato en dos etapas: en la primera, se toman muestras de una "unidad" del barco (generalmente una o dos bodegas), y en la segunda se muestran peces individuales. Se muestran al azar las unidades dentro de cada estrato, y se miden individualmente peces seleccionados al azar de cada unidad muestreada. Para estimar el número total de peces de cada grupo de talla en la unidad muestreada se divide el peso total de la captura en la unidad por el peso promedio de los peces muestreados en la unidad; a continuación se multiplica este cociente por la fracción de peces muestreados en ese grupo de talla. Se obtienen los totales de cada estrato, expresados en número de peces, para cada grupo de talla sumando los totales de cada unidad muestreada y multiplicando el resultado por la razón del peso de la captura registrada en ese estrato a la suma del peso de las unidades muestreadas. Los totales trimestrales y anuales se obtienen sumando los datos de todos los estratos muestreados en el trimestre o año en cuestión. Se obtiene el peso promedio anual y trimestral al dividir la suma del peso de las capturas de todos los estratos muestreados por la suma de todos los grupos de talla en las estimaciones trimestrales o anuales.

En la Figura 14 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en 1990 en las áreas de medición del ARCAA (todas las áreas excepto 10 y 11 en la Figura 13). En la figura, las áreas se presentan en un orden aproximado de norte (arriba) a sur (abajo). Las capturas en las Areas 4, 5, y 6 fueron mucho mayores (formando un 80% del total) que en las otras áreas. En el Area 4 el grupo modal mayor ocurre alrededor de los 80-100 cm, y en el Area 5 alrededor de los 72 y 90 cm. El Area 6 presenta tres grupos modales marcados, el mayor a los 60-66 cm, y dos menores a los 110-130 cm y 42-50 cm.

En la Figura 15 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en el ARCAA entero durante cada año del período 1985-1990. En 1990 el peso promedio del aleta amarilla

en el ARCAA fue 10.8 kg (23.7 libras), peso 0.8 kg (1.7 libras) inferior al promedio de los pesos de 1985-1989.

En la Figura 16 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en la zona entre el límite del ARCAA y 150°W (las Areas 10 y 11 en la Figura 13) en cada año del período 1985-1990. La distribución de 1990 presenta dos grupos modales prominentes, el mayor centrado en los 130-140 cm y el menor en los 94-102 cm. El peso promedio de 1990, 27.0 kg (59.6 libras), fue 4.2 kg (9.3 libras) inferior al promedio de los pesos de 1985-1989. En 1990, al igual que años anteriores, la captura proveniente del área al oeste del ARCAA contuvo una mayor proporción de peces grandes que la captura del ARCAA. En el ARCAA un 48% de la captura, en peso, midió 100 cm o más, mientras que en la zona al oeste del ARCAA un 80% de la captura midió 100 cm o más.

En la Figura 17 se presentan histogramas del tonelaje estimado de barrilete capturado en las áreas de medición en el OPO durante 1990. Las capturas en las cuatro áreas más norteñas (1, 2, 4, y 8) fueron muy bajas (menos del 5% del total de 1990) y se combinaron los datos de las mismas. En contraste, en el Area 5 se logró el 20% de la captura total, en el Area 6 el 54%, y en el Area 7 el 11%. En estas tres áreas la mayoría del pescado midió entre 40 y 75 cm. En el Area 5 el grupo modal mayor ocurre a los 61-63 cm, y en el Area 6 a los 61-67 cm, con uno menor a los 51-58 cm. En el Area 7 la moda más prominente se centra en los 65-70 cm, con un grupo mucho más pequeño a los 45-50 cm.

En la Figura 18 se presentan histogramas del tonelaje estimado de barrilete capturado en el Océano Pacífico oriental en cada año del período 1985-1990. En 1990 el peso promedio de barrilete en el OPO fue 3.9 kg (8.5 libras), es 0.4 kg (0.8 libras) superior al promedio de los valores de 1985-1989 y el mayor peso promedio anual desde 1985.

El aleta azul del norte es capturado frente a California y Baja California entre 23°N y 35°N, aproximadamente, principalmente entre mayo y octubre. En 1990 fue capturado entre 29°N y 34°N, y un 87% de la captura fue lograda entre julio y septiembre. Se capturaron unas pocas toneladas en enero, febrero, octubre, y noviembre. En la Figura 19 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta azul capturado en cada año del período 1985-1990. La moda mayor de la distribución de 1990 ocurre a los 90-94 cm, con un grupo modal menor a los 116 cm. En 1990 se capturaron muy pocos peces de entre 50 y 70 cm, y no se midió ninguno mayor de 124 cm. Sin embargo, en enero y febrero se capturaron unas pocas toneladas de aleta azul muy grande.

La captura de superficie de patudo es incidental a la de aleta amarilla y barrilete (Tabla 1), por lo que la cantidad de muestras de frecuencia de talla es muy inferior a las del aleta amarilla y barrilete. Con frecuencia se carece de estimaciones adecuadas del peso del patudo en las unidades de muestreo; por consiguiente, no se ha ponderado cada muestra por el número estimado de peces en la unidad muestreada. En la Figura 20 se presentan histogramas de la captura estimada de patudo en el OPO en cada año del período 1985-1990.

En la Figura 21 se presentan las distribuciones anuales de frecuencia de talla de barriletes negros medidos durante 1985-1990. La captura de barriletes negros es incidental a aquella del aleta amarilla y barrilete, y gran parte de ella es desecharla o vendida a procesadores aparte del comercio usual, y por lo tanto no se ha intentado estimar la captura por intervalos de talla.

Evaluación de los métodos de muestreo de frecuencia de talla

Se están estudiando los métodos usados para colectar las muestras de frecuencia de talla para establecer si es factible mejorar la exactitud y precisión de las estimaciones del número de peces en las distintas cohortes o grupos de edad descargados. Los estudios anteriores han descubierto tres puntos clave. En primer lugar, aumentar el número de barcos muestreados (n) ayudaría más a reducir la varianza que aumentar el tamaño de la muestra (m): ésto se debe a que la variabilidad de la composición por cohorte es mayor entre barcos que dentro de ellos. En segundo lugar, los coeficientes de variación (CV) de las estimaciones del número de peces en cohortes relativamente poco comunes, por ejemplo aquellas representadas por los peces más grandes y más pequeños, son marcadamente ma-

yores que los CV de aquellas cohortes bien representadas en la captura. En tercer lugar, el sesgo asociado con las estimaciones medias del tamaño de la cohorte aumenta en paralelo con el grado de desviación del método de muestreo del supuesto básico de muestreo aleatorio.

A fin de determinar en cuál grado estos resultados serían aplicables a datos reales, se analizaron las muestras de aleta amarilla tomadas en barcos cerqueros en 1988 para determinar la suma de cuadrados media correspondiente a las proporciones de cada cohorte entre y dentro de los barcos muestreados. A continuación se sustituyeron estos promedios en el modelo de muestreo de dos etapas usado por los investigadores de la CIAT para estimar la varianza, y por lo tanto el CV, de cada estimación del tamaño de una cohorte. En este procedimiento se tratan a los promedios como si fueran cantidades fijas, y se varían individualmente los desconocidos, m y n , para determinar su efecto sobre las varianzas. Un examen preliminar de los datos de 1988 demostró que un aumento del tamaño de la muestra de 25 a 100 peces reduciría los CV de las cohortes que aparecen con frecuencia en los descargas en tan sólo un 1%; para las cohortes más escasas, por ejemplo aquellas con los peces más grandes y más pequeños, la reducción sería <3%. Por lo tanto, el potencial del tamaño de la muestra para reducir los CV en los datos de 1988 es todavía menor de lo que indicaban los estudios de simulación. Fue por esta razón que se prepararon los datos en la Tabla 8, usando para m un valor de 50, el tamaño de muestra utilizado por los investigadores de la CIAT en la mayoría del muestreo. La tabla demuestra el efecto sobre los CV de cambios en n solamente. Los valores subrayados correspondientes a $n = 175$ son representativos de la tasa de muestreo trimestral media en 1988, 171 barcos.

Los grupos de edad que aparecieron con menor frecuencia en las bodegas muestreadas, en este caso los peces más jóvenes (X-0) y más viejos (X-V), presentan CV sustancialmente mayores que los grupos de edad intermedios. (X se refiere a la cohorte, y 0 y V a la edad del pez. En la sección titulada **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991** se definen las cohortes X e Y). Estos resultados concuerdan con aquellos del estudio de simulación. Por ejemplo, con la tasa de muestreo trimestral media, los peces de la cohorte X de 0 y 5 años de edad aparecen en solamente el 1-2% de las bodegas, y sus CV son 114 y 65%, respectivamente, comparados con los CV de entre 9 y 41% de los otros grupos de edad. Otra razón por la gran diferencia entre los CV de las cohortes X-0 e Y-0 es que la cohorte X fue expuesta a la pesca durante 3 meses y la Y durante 9 meses. Otro punto aparente en la tabla es que, mientras que aumentar el número de barcos muestreados causa una reducción proporcional de los CV de todos los grupos de edad, la magnitud de la reducción disminuye aún cuando los cambios de n (25 barcos) son iguales. Por consiguiente, no es nada cierto que muestrear más barcos sea la forma más eficaz y de reducir los CV de los grupos de edad escasos. Existen dos otras alternativas que podrían ser más útiles.

La primera alternativa implica una reevaluación de los métodos de muestreo de la CIAT. Actualmente, se toman las medidas de la talla de los peces en un período relativamente corto y de una secuencia de peces que podría estar relacionado vagamente al orden en el cual fueron sacados de la bodega. Las variaciones en este plan general incluyen: (1) muestreo extendido, en el cual los peces son tomados a intervalos irregulares de la secuencia, y el muestreo cubre una gran porción de la bodega, y (2) muestreo consecutivo, en el cual se miden peces esencialmente consecutivos en la secuencia. Simulaciones de estos métodos de muestreo indican que los sesgos y CV resultantes del muestreo consecutivo son más grandes que aquellos del muestreo extendido. Además, los sesgos y CV introducidos por el muestreo extendido suelen ser más parecidos a aquellos introducidos por el muestreo aleatorio, el método implícito supuesto por el modelo de dos etapas. Serán necesarias pruebas de campo para evaluar las diferencias en el costo y las características estadísticas de muestras tomadas con el método extendido y el consecutivo.

La segunda alternativa para reducir la magnitud de los CV implica la estratificación adicional de las muestras de frecuencia de talla por tipo de lance (brisa, delfín, y objeto flotante). Existen indicios de que las proporciones de las cohortes representadas en cada tipo de lance suelen ser más homogéneas que aquellas entre los tipos de lance, y que la estratificación por tipo de lance reduciría por lo tanto los

CV. Se examinaron los méritos de este concepto, usando una porción de las muestras de 1988. A fin de facilitar la comparación entre las varianzas calculadas con el método actual y aquellas del método con estratificación adicional, se usaron solamente los datos correspondientes a las áreas y meses que incluían muestras de dos o más tipos de lance. A continuación se aplicó un análisis de cohortes al número de peces de cada cohorte capturado en meses sucesivos para estimar el número total ingresando a la pesquería al principio de 1988. Se calcularon también los CV de estas estimaciones de las cohortes. Se sabe que las estimaciones resultantes (Tabla 9) son erróneas, ya que se usó solamente una porción de las muestras totales, pero son no obstante indicativas de la magnitud relativa de los valores reales.

La estratificación de las muestras por tipo de lance redujo los CV de las cohortes X-0 y X-III en un 68 y 32%, respectivamente. Los CV de las otras cohortes disminuyeron en un 1 a 8%, excepto aquel de la cohorte X-V, que aumentó en un 7%. En general, los resultados indican que si las distribuciones de talla suelen ser similares en un tipo de lance, tal como son en este caso, entonces existe el potencial de reducir las estimaciones de la varianza. Los reclutamientos estimados de las cohortes X-0 e Y-0 disminuyeron en un 48 y 66%, respectivamente, mientras que las estimaciones del número de peces intermedios (III) y grandes (V) ingresando a la pesquería en enero aumentaron en un 19 a 32% y 32%, respectivamente. Estos cambios, si es que son realistas, aumentarían el peso promedio del pescado capturado. Cabe destacar, sin embargo, que las diferencias en el número de peces y los CV pudieran resultar de la cantidad limitada de muestras incluida en algunos tipos de lance. Sería necesaria una investigación más amplia, que incluya los tres tipos de lance y también muestras de bodegas que contengan pescado de más de un tipo de lance, para determinar las ventajas para los datos tomados en 1988 y otros años. Es asimismo importante determinar la cantidad mínima de muestras de cada tipo de lance necesaria para lograr un CV específico con el método de análisis actual o aquel con estratificación adicional.

Estudios de simulación por computadora

Difusión del aleta amarilla

Se estudia la dinámica de especies de peces de importancia comercial mediante el examen de cambios en las tasas de captura. Si dicha tasa disminuye consistentemente durante varios años, es probable que la abundancia de los peces haya disminuido. Modelos de producción de la biomasa, por ejemplo los de Schaefer (Boletín de la CIAT, Vol. 1, Nº 2, y Vol. 2, Nº 6) y Pella y Tomlinson (Boletín de la CIAT, Vol. 13, Nº 3) usan información sobre capturas y tasas de captura para deducir la productividad del stock, el tamaño máximo del stock que el ambiente es capaz de soportar, y el tamaño del stock que producirá el rendimiento máximo a largo plazo.

El modelo más sencillo incluye la suposición que la probabilidad de ser capturado es igual para todos los peces en el stock. Este modelo sería aceptable si los barcos o los peces estuvieran distribuidos al azar, pero la realidad no es así. Sin embargo, en áreas pequeñas se pueden considerar ser aleatoria la distribución de los barcos, y el modelo puede por lo tanto ser sustituido por muchos sub-modelos. Cada uno de estos podría ser idéntico, con la forma y los parámetros constantes. De ser así, distintas tasas de explotación seguirían causando variaciones en la abundancia y rendimiento.

De hecho, cada sub-modelo de la ejecución actual del modelo cae en una de dos clases, distinguidas por la capacidad de soporte de los sub-modelos que contiene. La clase más pequeña representa áreas de alta producción donde la capacidad de soporte podría ser mayor. En lugar de establecer una sola capacidad de carga, como en los modelos de la biomasa tradicionales, se han de establecer dos, una para cada clase. En principio se podría incrementar el número de clases, pero ésto disminuiría los grados de libertad del modelo, reduciendo así la confiabilidad de los parámetros estimados.

Se evaluarán con este modelo distintas hipótesis sobre los desplazamientos de los peces. En una corrida del modelo se usó difusión constante. Se compararán los resultados con aquellos de un modelo en el cual la difusión es una función de la abundancia de los peces y la capacidad de soporte del área donde ocurren.

Efectos sobre la pesquería de cesar de pescar atunes asociados con delfines

Se está desarrollando un modelo de simulación de la pesquería de atún en el Océano Pacífico oriental a fin de explorar los efectos posibles sobre la pesquería de cesar de pescar atunes asociados con delfines. Para las condiciones iniciales el modelo usa estimaciones de la abundancia del aleta amarilla por edad, cuadrángulo de 2.5° , y mes (Figura 22), tomados del Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 2. Se usó un modelo de desplazamiento recién publicado (Fish. Res., 11 (3-4): 375-395) (Figura 23), desarrollado por miembros del personal de la CIAT, con estimaciones de la mortalidad natural y capturabilidad para cambiar las abundancias del aleta amarilla específicas por edad en cada intervalo en el modelo. Se fijan las tasas de captura de barrilete en el promedio histórico del cuadrángulo-mes respectivo. Se obtienen las mortalidades de delfines de las estimaciones más recientes de mortalidad por lance. Finalmente, se introduce la distribución del esfuerzo de pesca, geográfica y por tipo de lance (brisa, delfín, u objeto flotante) como función de la tasa de captura local y la distribución del esfuerzo en el intervalo anterior.

Se han ajustado al modelo los parámetros de desplazamiento, usando métodos *ad hoc*, y a continuación se han probado varias condiciones iniciales y métodos de asignar el esfuerzo de pesca. Se ha agregado al modelo el efecto de zonas económicas. Se ha ensayado el modelo con distintas cuotas de mortalidad de delfines, pero será necesario un estudio más amplio para poder determinar si las capturas resultantes son verosímiles. Una deficiencia principal del modelo de simulación es que se supone que las tasas de captura son proporcionales a la abundancia de los peces, sin tener en cuenta las condiciones ambientales; se confunden por lo tanto la abundancia y la capturabilidad, y los resultados son dudosos.

Características morfométricas y merísticas del aleta amarilla

La identificación del stock es esencial para la aplicación realista de modelos de dinámica de poblaciones a cualquier especie de pez. Las características morfométricas y merísticas brindan información útil para describir distintos stocks de peces y distinguir entre ellos. El análisis estadístico con variables múltiples de las características morfométricas y merísticas para la investigación de la variación geográfica y temporal puede brindar datos complementarios a aquellos obtenidos de estudios fisiológicos, bioquímicos, y del ciclo vital.

Durante 1990 se realizaron análisis de los datos morfométricos y conteo de branquiespinas tomados de atunes aleta amarilla provenientes de cinco puntos muy separados del Océano Pacífico entre enero y mayo en 1988 y 1990. Los objetivos de este estudio son evaluar la variación geográfica y anual de las características morfométricas y los conteos de las branquiespinas de estos lugares. Las muestras fueron tomadas en las Islas Revillagigedo (Méjico); Manta (Ecuador); Nueva Gales del Sur (Australia); Ishigaki, Okinawa (Japón); y Oahu (Hawaii). El número de individuos en cada muestra osciló entre 66 y 105, e incluyó peces de por lo menos cuatro cardúmenes de cada área. Se tomaron con calibre trece mediciones lineales (ilustradas en el Informe Anual de la CIAT de 1988: Figura 23), al milímetro más cercano, de cada espécimen a menos de 24 horas de ser capturado. Se registró además para cada pez el número de branquiespinas en el primer arco branquial izquierdo.

En la Tabla 10 se presentan los promedios y las desviaciones estándar de los conteos de las branquiespinas correspondientes a cada área y año. Un análisis de varianza de dos factores (ANOVA) de los conteos de las branquiespinas, con área y año como factores de clasificación, indicó una diferencia significativa ($P < 0.01$) en los promedios de dichos conteos con respecto a área. No había diferencia significativa con respecto a años, pero la interacción entre áreas y años fue significativa. En la Figura 24 se presentan los promedios e intervalos de confianza de 95% de los promedios, basados en las desviaciones estándar agrupadas de estos conteos de branquiespinas, correspondientes a cada área y año. Estos datos dan una indicación de cómo difieren los promedios de la población. Para los conteos de las branquiespinas, las conclusiones generales de la prueba de Newman-Keuls de rango múltiple para

muestras de tamaños distintos no indican, para 1988 y 1990, ninguna diferencia significativa entre los conteos medios de Australia y Japón y aquellos de México y Hawái, pero estas parejas difieren de forma significativa entre sí y con respecto a aquellos de Ecuador. Aunque hubieron diferencias significativas entre los conteos de branquiespinas de México y Ecuador para los datos de 1988 y 1990 independientemente, no hubo ninguna diferencia significativa entre los conteos de 1990 de México y los de 1988 del Ecuador. Esto parece ser la base de la interacción significativa entre año y área en el ANOVA de dos factores.

Las mediciones de las características morfométricas fueron ajustadas estadísticamente, usando fórmulas alométricas que incorporan las pendientes comunes dentro de los grupos, para eliminar los efectos de la talla. Se consideró que la talla estaba separada significativamente de las características morfométricas ajustadas en las muestras de las cinco áreas, ya que ninguna de las regresiones de las variables canónicas contra talla total fue significativa ($P > 0.05$).

Se usó un análisis de variables canónica para examinar los datos morfométricos (ajustados por talla) de aletas amarillas de los cinco lugares de muestreo. Las variables canónicas son el resultado de las transformaciones determinadas por las funciones discriminantes individuales, es decir, son combinaciones lineales de las variables originales. La presentación gráfica de las variables canónicas de los centroides de los grupos es útil para demostrar las diferencias entre los grupos. El gráfico de las tres primeras variables canónicas del análisis de los datos morfométricos ajustados combinados de 1988 y 1990 (Figura 25) demuestra una separación completa de los valores de los centroides de cada grupo. La clasificación, con distancia mínima como criterio de conexión, y las distancias de Mahalanobis entre centroides de grupos superpuestos sobre los gráficos en tres dimensiones, demuestra las relaciones fenéticas entre grupos. Las tres primeras variables canónicas explican el 65, 23, y 7%, respectivamente, de la variación total. Las muestras del Pacífico oriental (Méjico y Ecuador) y las de Hawái y Japón primero forman grupos separados, y entonces se unen. A continuación la muestra de Australia se une a las demás muestras; su posición en la agrupación refleja quizás su aislamiento de los demás grupos.

Un análisis discriminante aplicado a los datos de 1988 más los de 1990 indica una diferencia significativa entre los cinco grupos ($F = 51.01$, $df = 44, 3322.7$, $P < 0.01$), basada en el estadístico de F aproximada calculado a partir de la D^2 de Mahalanobis. Las tasas de clasificación correcta estimadas con el procedimiento de exclusión de Lachenbruch para la función discriminante variaron de 56.8 a 83.6%, con una tasa general de 66.3% (Tabla 11), o 57.8% (estadístico kappa (κ) de Cohen) mejor que se hubiera obtenido al azar (intervalos de confianza de 95%: 53.8% $< \kappa <$ 61.8%).

Las tasas de clasificación correcta de los cinco grupos, calculadas a partir de análisis de función discriminante basados en características morfométricas ajustadas, fueron 77.6% para las muestras de 1988 y 74.4% para las de 1990. Estos valores son 72.0% y 68.0% (estadístico kappa de Cohen), respectivamente, mejor que se hubiera obtenido al azar. Sin embargo, la variabilidad geográfica es inestable en esos dos años, y se requiere por lo tanto una función discriminante separada para cada año. Aunque existe una variabilidad anual en las características morfométricas, los stocks examinados son morfométricamente distinguibles, y sus relaciones fenéticas reflejan su origen geográfico.

Proporción de sexos del aleta amarilla

Se recopilaron datos sobre la proporción de sexos del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental para la pesquería de superficie en 1953-1962 y 1970-1973 y para la pesca palangrera en 1958-1962. Tradicionalmente se han usado las pruebas de ji cuadrado para comprobar si la proporción de sexos se desvía del 1:1 en un intervalo de talla dado. La agrupación de muestras heterogéneas hace inválidas las pruebas de ji cuadrado, pero la agrupación de muestras homogéneas puede resultar en un análisis más potente. Es por lo tanto necesario determinar si el arte de pesca (de superficie o palangre), área, año, y temporada son homogéneos con respecto a la proporción de sexos para saber cuáles categorías se deben agrupar y cuáles separar antes de realizar las pruebas de ji cuadrado.

Esto es un problema multivariable en el cual muchos de los factores están confundidos. Por

ejemplo, la captura palangrera contiene un mayor porcentaje de machos que la captura de superficie. ¿Se debe ésto a que los palangres capturen aletas amarillas de mayor tamaño, que suele ser machos, o existe un efecto del arte además de aquel del tamaño? Las artes, áreas, años, y tallas están similarmente confundidas. Se utilizó por lo tanto un procedimiento por pasos para construir un modelo lineal generalizado (MLG) que comprueba el significado de cada factor sobre el arcoseno[raíz cuadrada(proporción de sexos) sin tomar en cuenta los demás factores significativos.

A fin de determinar cuáles áreas ejercen el mayor efecto sobre las proporciones de sexos, se construyó un modelo con todos los factores excepto área, y a continuación se calcularon y graficaron en un mapa los residuales medios de los cuadrángulos de 5°. Los cuadrángulos fueron inspeccionados visualmente, y los adyacentes más similares combinados. En la Figura 26 se ilustran las áreas resultantes.

Los resultados del MLG indican que artes, áreas, y años no deberían ser agrupados, y que los trimestres deberían ser agrupados dentro de los años. Sin embargo, una proporción media de sexos de los peces que se capturan puede ser estimada a partir del promedio ponderado, en el cual el factor de ponderación es la captura estimada en el intervalo de talla:

$$S_{\cdot \cdot \cdot} = \frac{\sum_{ijk} C_{ijk} S_{ijk}}{\sum_{ijk} C_{ijk}}$$

donde C_{ijk} es la captura de peces del intervalo de talla i en el área j durante año k y S es la proporción de sexos. Sin embargo, surge un problema porque hay muchas combinaciones de área-año sin datos de proporción de sexos, causando sesgos hacia la proporción de sexos en las combinaciones de área-año de las cuales se recopilaron los datos. Además, una proporción media de sexos no sería muy relevante para la proporción de sexos actual porque los datos fueron tomados hace 20 ó 30 años, y la proporción de sexos varía de forma anual. La proporción de sexos predicha para 1961, Área 3, ilustrada en la Figura 27, es representativa de 1961, Área 3; por otra parte, no es claro si la proporción de sexos media estimada, ilustrada en la Figura 28, es representativa de una combinación de área-año en particular, especialmente para aquellas áreas y años no incluidas en el cálculo del promedio.

Biología reproductora del aleta amarilla

Un conocimiento de la biología reproductora del atún aleta amarilla es importante para la comprensión de la dinámica poblacional de esta especie. Se ignoran todavía varios aspectos de dicha biología, entre ellos las horas y lugares del desove, la talla y la edad de madurez sexual, y la frecuencia del desove. Es también necesario determinar si existe una diversidad con respecto a las características reproductoras de peces de distintas partes del Pacífico oriental. Es probable que la investigación de la biología reproductora del aleta amarilla contribuya a una comprensión del vínculo entre el desove y el reclutamiento, y haga posible la evaluación del efecto de la pesca sobre el potencial reproductor de la población.

Desde septiembre de 1987 hasta octubre de 1989 se realizó un programa de muestreo a fin de obtener información sobre las características reproductoras del aleta amarilla específicas por talla en el Pacífico oriental entero. Los objetivos específicos son: (1) clasificar por estado reproductor los aletas amarillas de ambos sexos, por talla, estación del año, y área, a fin de definir, por talla, la duración, intensidad máxima, y lugar del desove; (2) determinar la talla y edad de maduración sexual de los aletas amarillas, y establecer ecuaciones de regresión predictoras de las proporciones de atunes maduros dentro de áreas; (3) determinar la frecuencia de desove de aletas amarillas de ambos sexos; (4) determinar la fecundidad por camada de aletas amarillas de distintas tallas dentro de áreas y estimar la fecundidad anual dentro de áreas; (5) establecer las relaciones entre el momento de desove de los aletas amarillas y los fenómenos climáticos y oceánicos, por área.

Se han tomado tres tipos de muestras para los estudios de la biología reproductora del aleta amarilla. Las muestras tomadas en el mar fueron tomadas en casi todas las áreas del Océano Pacífico

oriental en las cuales barcos atuneros con técnicos científicos a bordo han capturado aleta amarilla. Las muestras primarias provenientes de plantas enlatadoras, tomadas en Ensenada (Baja California) y Terminal Island (California), incluyen solamente peces capturados al norte de 17°N. Las muestras suplementarias de las enlatadoras, tomadas en Ensenada y en Mayaguez y Ponce (Puerto Rico), incluyen peces capturados en dos estratos de área-tiempo en los cuales se cree que ocurren los picos del desove del aleta amarilla. Además de obtener las góndadas y medir los peces de dichas muestras suplementarias, se tomaron los otolitos de estos peces para la determinación de la edad de los mismos.

En 1990 se continuó la preparación de las muestras de góndadas (ovarios y testículos) de aleta amarilla. Todas de las 15,336 muestras tomadas en el mar y conservadas en formol neutro al 10% han sido preparadas para el análisis histológico. Se examinará con microscopio cada una de las muestras para identificar la etapa de ovogénesis en las hembras y de espermatogénesis en los machos, lo cual proporcionará una evaluación exacta del estado reproductor de cada pez. Se guardaron también los ovarios de todos los peces muestreados en el mar, y se están procesando éstos para obtener índices gónosomáticos (proporción del peso de las góndadas con respecto al peso estimado del pez) y mediciones del diámetro de los ovocitos, y para identificar los ovocitos hialinos residuales. Durante este procesamiento se están seleccionando ovarios para determinaciones de la fecundidad.

Durante 1990 también se completó el procesamiento de unas 5,600 muestras de góndadas obtenidas en las enlatadoras de peces capturados al norte de 17°N. El estado reproductor de estos peces será determinado mediante índices gónosomáticos para ambos sexos, y a partir del diámetro de los ovocitos y la identificación de ovocitos hialinos residuales en las hembras.

Durante 1990 se realizó una evaluación preliminar de la talla de madurez sexual de las hembras del aleta amarilla del Pacífico oriental, basado principalmente en muestras del muestreo suplementario en las enlatadoras. Se realizó un análisis detallado de los ovarios de cada pez, pesando los ovarios, determinando el diámetro medio de los ovocitos en la etapa más avanzada, y buscando con microscopio la presencia de ovocitos hialinos residuales. En la Tabla 12 se presentan los porcentajes de hembras clasificadas como sexualmente maduras en el intervalo de talla de 10 cm para los datos combinados de ambos estratos de tiempo y área, y conversiones a edad y peso. La hembra más pequeña con ovarios maduros media 84 cm de la punta del hocico a la furca caudal. Para estos datos, la estimación de la talla con un 50% de madurez es 949.5 mm, con una varianza de 4.6 mm, calculados a partir del estimador insesgado, no paramétrico, y de varianza mínima, presentado en el Boletín de la CIAT, Vol. 5, Nº 6.

De las hembras muestreadas en el mar cuyos ovarios fueron examinados histológicamente, la más pequeña madura media 671 mm. Esta es la única hembra madura que se ha encontrado hasta la fecha en el intervalo de 60 a 70 cm, y parecen haber muy pocos especímenes maduros en el intervalo de 70 a 80 cm.

La hembra madura más pequeña encontrada hasta la fecha entre los peces capturados al norte de 17°N y muestreados en enlatadoras en Ensenada y Terminal Island media 80 cm de largo.

Una vez completados los análisis del material y de los datos, se dispondrá de información comparable a aquella en la Tabla 12 para ambos sexos y para todos los estratos de área y tiempo del Océano Pacífico oriental.

Bioenergética del aleta amarilla

En el Informe Anual de la CIAT de 1989 se describió un modelo bioenergético del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO). El objetivo del estudio es examinar la dinámica intra- e interanual de la relación predadopresa que afecta la población de atunes aleta amarilla en el OPO. Es importante comprender los efectos de los predadores sobre las poblaciones de presas porque la predación por peces piscívoros puede ejercer un efecto regulador dominante sobre la biomasa de los niveles tróficos inferiores, de acuerdo con la estructura de la red trófica y la productividad del sistema. El aleta amarilla es un predador tope abundante y ubicuo, y como tal podría ejercer una influencia reguladora sobre la estructura trófica en el OPO.

Se usó el modelo de bioenergética del aleta amarilla para (1) estimar el costo energético del desove para los aletas amarillas machos, (2) simular la energética y dinámica de consumo del macho y hembra postrecluta (de talla mayor de 30 cm) promedio en el OPO bajo la hipótesis de períodos de desove máximo de 2 meses de duración (Boletín de la CIAT, Vol. 5, N° 6), y (3) simular la dinámica de predación del stock de aleta amarilla del OPO, a partir de datos de dieta, reunidos para otro estudio, de peces capturados por barcos cerqueros entre 1970 y 1972. Los datos de dieta de dicho período brindan un experimento natural porque en 1972-1973 ocurrió un calentamiento del océano provocado por un evento de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) (Boletín de la CIAT, Vol. 16, N° 5).

Se adaptó para el aleta amarilla un modelo de bioenergética generalizado para peces que usa las tasas de crecimiento observadas para reconstruir las tasas de consumo, y se modificó para simular un desove serial a lo largo de una temporada extendida. El modelo utiliza estimaciones de los parámetros fisiológicos obtenidas de estudios previos. Los peces pueden crecer solamente cuando el consumo de energía supera la suma de los gastos de mantenimiento y las pérdidas por egestión y excreción. El crecimiento representa por lo tanto energía sobrante, y es la variable en el presupuesto energético más sensible a cambios en las condiciones abióticas y la disponibilidad de alimento. El balance energético,

$$C = R + SDA + F + U + \Delta B,$$

supone que la toma de energía mediante el alimento del animal (C , consumo) tiene que ser usada (R , metabolismo; SDA , acción dinámica específica), perdida (F , egestión; U , excreción), o acumulada (ΔB , crecimiento). El modelo utiliza tasas de crecimiento observadas a lo largo de cualquier período deseado para recrear el consumo. El crecimiento gonadal está incluido en ΔB . Se incluyen gametos perdidos durante el desove en el peso ganado anteriormente por consumo adicional.

Los aletas amarillas machos son más grandes que las hembras de la especie en el OPO a partir de los 2.1 años de edad. Se usó el modelo bioenergético para evaluar la hipótesis de que el crecimiento sexualmente dimórfico resulta de gastos de desove mayores en las hembras que en los machos y para estimar las diferencias entre los gastos de desove de las hembras y de los machos. Estudios de otras especies de peces han demostrado una compensación recíproca entre el esfuerzo de reproducción (energía invertida en la reproducción) y el crecimiento y mantenimiento del tejido somático de los adultos. El tamaño y el contenido energético de las góndadas y el alimento son mayores para las hembras maduras que para los machos en la mayoría (pero no en todas) las especies de peces estudiadas. Con base en la suposición de que el aleta amarilla individual típico, al alcanzar la madurez sexual, desova a lo largo de un período de dos meses cada año, se restaron los diferenciales hembra-macho de las estimaciones independientes del gasto de desove para las hembras para obtener estimaciones del gasto medio diario de desove para los machos. Se estimó el gasto medio diario de desove para las hembras correspondientes a cuatro temporadas de desove, usando datos de la fecundidad por camada relativa (Boletín de la CIAT, Vol. 7, N° 4), el peso húmedo medio de los huevos (el cual se supuso ser igual a aquel de los huevos de la macarela del Pacífico, *Scomber japonicus*), y la frecuencia del desove (1.27 días, Informe Anual de la CIAT de 1987).

Se configuró el modelo bioenergético para simular la condición de que el acumulamiento de energía para la reproducción ocurre mediante un aumento en el consumo de alimento durante los períodos de desove, y no mediante incrementos paulatinos en el peso de las góndadas o las reservas del cuerpo bajo un régimen de tasas de consumo constantes. Para examinar la bioenergética del aleta amarilla individual típico a medida que se desarrolla, se realizaron simulaciones modeladas de una cohorte inexplotada de 1 millón de machos y 1 millón de hembras, comenzando a la edad a la cual los peces comienzan a ser reclutados a la pesquería de superficie y continuando hasta el fin del quinto año. Las tasas de consumo diario predichas por el modelo aumentaron de entre 3.4 y 4.6% del peso del cuerpo durante períodos en los cuales no desovaban los peces a entre 5.4 y 6.4% (hembras) y 3.7 y 6.3% (machos) durante las temporadas de desove hipotéticas (Figura 29). Las estimaciones de las raciones diarias en el mar, derivadas de datos del contenido de los estómagos y tasas de evacuación gástrica y de

datos de las concentraciones de cesio (flechas y parentésis en la Figura 29), apoyaron estos aumentos para los peces de 1 año de edad (que han cumplido su primer año pero no su segundo) y de 3+ años de edad (que han cumplido su tercer año), pero no para los peces de 0 y de 2 años de edad (Figura 29). Un análisis de variable múltiple de los datos de la dieta del aleta amarilla no indicó un aumento de las raciones ni cambios en la composición de la dieta durante las temporadas de desove máximo aparente (el primer y tercer trimestre del año), aunque sí fueron aparentes diferencias inconsistentes entre las temporadas. Parece por lo tanto que aumentos en la densidad energética de la soma y/o el factor de condición (peso ÷ talla) en períodos de actividad de desove reducida son importantes para la acumulación de energía para el desove.

La presión de predación ejercida por una cohorte de aletas amarillas alcanza su nivel máximo a la edad de 2.9 años para los machos y 2.6 años para las hembras, y a los 2.6 años en general. Este último valor fue estimado a partir de una relación de crecimiento para ambos sexos combinados.

A fin de evaluar la dinámica de la predación del aleta amarilla en relación a factores ambientales que se espera afecten la disponibilidad del alimento, se usaron en el modelo bioenergético datos de la dieta de peces capturados por la pesquería cerquera. El estudio produjo información de valor potencial sobre la selectividad del alimento y la limitación de recursos para el aleta amarilla en el OPO. Los datos de la dieta fueron estratificados por trimestre y la talla de los aletas amarillas y combinados con el modelo bioenergético. Se realizaron simulaciones separadas para los machos y hembras de las cohortes X e Y de 1970, 1971, y 1972. (En la sección titulada **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991** se definen las cohortes X e Y.) En la Figura 30 se presentan las predicciones del modelo de las tasas diarias de predación sobre 13 categorías de presas por el stock del OPO en 1970. Se descubrió que un índice de la amplitud (diversidad) de la dieta (Figura 31), calculada a partir de las estimaciones del modelo de la predación por trimestre, estaba correlacionado significativamente con la profundidad de la capa mixta, indicada por la profundidad media trimestral de las isotermas de 15° y 20°C en los lugares de muestreo de los estómagos ($0.05 > P > 0.02$). Una interpretación basada en la teoría de búsqueda de alimentación óptima sugiere que la disponibilidad de la presa preferida, es decir, la más ventajosa en cuanto a la ganancia neta de energía, se hace limitante cuando aumenta el volumen del hábitat epipelágico. Las melvas (*Auxis* spp.), la presa dominante cuando la amplitud de la dieta es baja, parecen ser preferidas. Se añadieron presas de menor tamaño a la dieta en los trimestres en los cuales la amplitud de la dieta fue mayor, y presas de valor alimenticio aparentemente mínimo (crustáceos de la familia Portunidae, peces mesopelágicos gonostomátidos pequeños, y balístidos) cuando alcanzó su amplitud máxima. Parece por lo tanto que los aletas amarillas buscan alimento de forma óptima y seleccionan la presa por tamaño de partícula. Esta idea va en contra de la opinión popular (por ejemplo, FAO Fish. Rep., 6 (2): 548) que la especie se alimenta de forma oportunística. El aumento en los gastos de la caza que implica la alimentación con presas grandes y activas (*Auxis* spp., por ejemplo), en comparación con presas pequeñas e inactivas (Portunidae, etc.) son aparentemente menos importantes para la determinación de la ganancia energética neta que el mayor rendimiento energético de las presas de mayor tamaño.

El evento de calentamiento ENSO de 1972-1973 enturbió los resultados del análisis de la amplitud de la dieta. El índice de la amplitud de la dieta fue inferior a lo esperado durante el cuarto trimestre de 1972 (Figura 31), cuando el calentamiento por el ENSO fue más marcado y extendido en las áreas principales de pesca. El número total de categorías de presas en la dieta en ese trimestre se redujo al nivel más bajo de todos los trimestres en los tres años (Figura 31). Esta observación es contraria a lo que prediría la teoría de búsqueda de alimento óptima si la fuente de alimento disminuyó durante el calentamiento del ENSO, de acuerdo con la hipótesis. Sin embargo, una reducción del suministro de alimento fue señalada por el alto porcentaje de estómagos vacíos en las muestras durante el cuarto trimestre de 1972 (Figura 31).

Asociación de atunes con objetos flotantes

Durante 1990 se prosiguió un programa iniciado en 1987 para estudiar la asociación de los atunes con objetos flotantes. Se continúa reuniendo información sobre las características de objetos flotantes con y sin atunes asociados (material, forma, tamaño, epibiotas, etc.) a fin de lograr una mayor comprensión de la asociación de los atunes con objetos flotantes. En el Informe Anual de la CIAT de 1989 se presenta un resumen de los resultados preliminares. La base de datos incluye ahora más de 2,500 observaciones individuales de objetos flotantes. La investigación en 1990 se concentró en: (1) establecer si es factible de diseñar y desarrollar balsas para agregar peces (conocidos también por la sigla FAD, de *fish-aggregating devices*) con base en la información acumulada sobre objetos flotantes en la base de datos; (2) determinar la naturaleza de la comunidad asociada con los objetos flotantes, con especial atención a las tortugas marinas, (3) la simulación de las trayectorias de deriva de los objetos flotantes.

Proyecto de balsas

Como parte de un esfuerzo por desarrollar métodos alternativos de captura de atunes aleta amarilla grandes, y así reducir el esfuerzo de pesca sobre atunes asociados con delfines, los investigadores de la CIAT comenzaron un estudio hacia fines de 1990 sobre la posibilidad de usar balsas a la deriva en el Océano Pacífico oriental (OPO). En 1980 se investigaron balsas ancladas, (Informe Interno de la CIAT N° 14), con relativamente poco éxito. El objetivo principal de la investigación actual es desarrollar una balsa que atraiga atunes de mayor tamaño. Este proyecto se está coordinando con investigaciones similares llevadas a cabo por el National Marine Fisheries Service (NMFS) de los Estados Unidos.

Los datos de talla recopilados por el personal de la CIAT señalan que aletas amarillas del tamaño que se encuentra asociado con delfines son capturados ocasionalmente en asociación con objetos flotantes en el OPO (Informe Anual de la CIAT de 1989: Figura 25). Muchos de los objetos flotantes en el OPO consisten de dos componentes, uno de superficie y el otro subsuperficial; este último no se extiende generalmente a gran profundidad. Se sabe que los atunes grandes ocurren, en la mayoría de los casos, a profundidades mayores que los atunes pequeños, y que es por lo tanto posible que una balsa a la deriva con un componente subsuperficial profundo sería más atractiva a los atunes grandes. La investigación ha demostrado que un objeto flotante tiene una mayor capacidad de atracción de atunes si ha estado en el agua durante un período relativamente largo, debido probablemente a la mayor cantidad de algas, mayor concentración de fauna asociada, etc. Es por lo tanto probable que la duración del tiempo en el agua será también un factor importante en la atracción de peces a una balsa FAD.

En un proyecto conjunto CIAT-NMFS, se obtuvieron 50 *Sea Kites* (cometas marinos) fabricados por McIntosh Marine, Inc., de Fort Lauderdale, Florida, (EE.UU.), y se pusieron a disposición de los barcos de la flota internacional para probarlos. *Sea Kites* usados recientemente en aparejos anclados en aguas costeras someras han dado buen resultado como agregadores de peces. Son aparatos ligeros y portátiles, fabricados de lona de nylon y varillas de fibra de vidrio, uno o más de los cuales pueden ser sujetados a intervalos a un cabo sujetado a una boyas de superficie.

Varios *Sea Kites* fueron prestados a cuatro barcos en 1990, para un viaje de pesca cada uno, pero solamente dos los pusieron en uso. Ambos los usaron con radioboyas VHF.

Un barco usó dos balsas FAD, una con tres cometas, a profundidades de 4, 18, y 37 m (2, 10, and 19 brazas), y la otra con dos, a 2 y 37 m (1 y 19 brazas). Estas balsas permanecieron en el agua menos de dos días, y no atrajeron peces u otra fauna. El otro barco usó cinco balsas. Resultó imposible volver a localizar dos de éstas después de lanzarlas al agua, y una no atrajo peces en las pocas horas que permaneció en el agua. Una cuarta balsa, con cinco cometas a profundidades de entre 9 y 92 m (5 a 50 brazas), permaneció 14 días en el agua. Al recuperarla se observó que tenía algunos dorados y tiburones asociados, y que los dos cometas más cercanos a la superficie tenían lapas adheridas. La quinta balsa, con cinco cometas en profundidades de entre 9 y 185 m (5 y 101 brazas), permaneció 19

días en el agua, pero al ser recuperada se descubrió que el cabo principal se había roto justo debajo del primer cometa. Con esta balsa estaba asociada una concentración moderada de dorados, tiburones, peces de carnada, y varias especies de aves. Se habían adherido lapas y cangrejos a la boyera de superficie y al cometa restante. No se observaron atunes cerca de estas balsas cuando fueron recuperadas.

Los resultados de un estudio previo de las derivas de los objetos flotantes (Informe Anual de la CIAT de 1989) indican la necesidad de que las balsas FAD permanezcan en deriva durante meses para atraer a los tipos de fauna y flora agregados bajo otros objetos flotantes al cabo de largos períodos en el mar. Continuará por lo tanto esta investigación, pero probando las balsas durante períodos más largos que aquellos arriba detallados. Para comprobar su utilidad como método alternativo de pesca de atunes grandes, las balsas tendrán que derivar en áreas donde éstos ocurren, como por ejemplo las áreas donde se les pesca en asociación con delfines, o en zonas a las cuales podrían estar migrando. La información sobre la ocurrencia de aletas amarillas grandes y las corrientes oceánicas será por lo tanto importante en la selección de los lugares donde el uso de las balsas será más provechoso.

Investigaciones de tortugas marinas

Se sabe muy poco acerca de la biología de las tortugas marinas en el océano, pero son bastante comunes en el OPO, ocurriendo en más del 15% de lances sobre atunes asociados con objetos flotantes, y ocasionalmente en lances sobre atunes asociados con delfines y sobre brisas (cardúmenes de atunes no asociados con objetos flotantes ni delfines). El programa de observadores brinda por lo tanto una oportunidad excelente para reunir información sobre la biología de estos animales en el ambiente oceánico, de manera que en 1989 los investigadores de la CIAT comenzaron a recopilar datos sobre la especie, el número, y la talla de las tortugas marinas observadas.

Las tortugas marinas fueron observadas con mayor frecuencia entre las 1100 y las 1300 horas, indicando posiblemente un comportamiento de aboyar (descanso al sol) alrededor del mediodía. Agregaciones de tortugas marinas, de a veces más de cien animales, fueron observadas a grandes distancias de la costa, hasta en 120°W, y también se observaron tortugas copulando en el mar abierto, a centenares de kilómetros de la costa. Las tortugas comienzan a agruparse cerca de las playas de Centroamérica en noviembre, unos 2 meses antes del comienzo de la temporada de anidación, aunque la fecha varía según el lugar.

La composición por especie de las tortugas marinas asociadas con objetos flotantes y el carácter de los mismos en el período de 1987-1989 fueron analizados. La especie observada con mayor frecuencia es la golfinha, *Lepidochelys olivacea*, presente en el 74% de las observaciones de tortugas marinas. La tortuga verde y/o prieta, *Chelonia mydas* y/o *C. agassizi*, y la tortuga caguama, *Caretta caretta*, presentes en el 5% de las observaciones, son importantes en algunas áreas. La tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, y la laúd, *Dermochelys coriacea*, figuraron en menos del 1% de las observaciones. Un 14% de las tortugas marinas observadas no fueron identificadas.

Los datos se dividieron en dos grupos, uno con tortugas marinas presentes (TMP, $n = 381$), y otro sin (TMA, $n = 2,379$). Se realizaron relativamente menos observaciones de tortugas marinas (29.5% en TMP versus 46.5% en TMA, $\alpha = 0.01$) en aguas con temperatura superficial superior a los 28°C (88°F). No se encontraron otras relaciones significativas entre la asociación de tortugas marinas con objetos flotantes y las condiciones ambientales. El porcentaje de objetos artificiales fue mayor en el grupo de datos TMP (46.7%) que en el de TMA (39.3%) ($\alpha = 0.01$). Los porcentajes de equipo de pesca abandonado, balsas FAD, y objetos agregados fueron también significativamente mayores en el grupo TMP (2.9, 4.7, y 14.9%, respectivamente) que en el TMA (1.3, 2.7, y 9.5%, respectivamente) ($\alpha = 0.05$), aunque formaban menos del 5% de las observaciones totales. Los objetos amarillos atrajeron a las tortugas marinas (55.8% en el grupo TMP, pero solamente 15.9% en el grupo TMA, $\alpha = 0.05$), y también los objetos casi sumergidos y/o verticales ($\alpha = 0.05$). Algunos de los factores que aparentemente no juegan un papel importante en la atracción de tortugas marinas incluyen el tamaño del objeto, la cantidad de epibiota, y la profundidad alcanzada por el objeto bajo la superficie.

En la Tabla 13 se detallan los porcentajes de los distintos tipos de organismos que se encontraron asociados con objetos flotantes en los dos grupos de datos (TMP y TMA). El porcentaje de atunes fue más o menos igual en ambos grupos, pero el porcentaje de marlines y otros picudos es mayor en el grupo TMP. El porcentaje de peces puerco – un componente importante de la fauna asociada con los objetos flotantes – y pájaros bobos fue menor, pero el de fregatas mucho mayor. Algunas de estas asociaciones pueden ser el resultado de que las especies con distribuciones geográficas similares requieran también hábitats semejantes, mientras que otras son probablemente el producto de interacciones tróficas.

Estos resultados demuestran que es posible que los objetos flotantes jueguen un papel importante en la ecología pelágica de las tortugas marinas. La investigación se proseguirá para determinar las relaciones e interacciones de las tortugas marinas de distintos tamaños con los objetos flotantes y con el resto de la fauna en el OPO. Un análisis más detallado de los datos, especialmente aquellos relacionados a la variación estacional en la producción de objetos flotantes y la abundancia de las tortugas, podrían contribuir a una mayor comprensión de su distribución.

Estudios de la deriva de objetos flotantes

Los estudios sobre la deriva de objetos flotantes iniciados en 1989 continuaron en 1990, con énfasis en el transporte de neonatos de tortuga marina. Ya que muchas de las playas de anidación están situadas cerca de los principales ríos del litoral occidental del continente, fuente de una gran porción de los objetos flotantes, el estudio del transporte de tortugas marinas pequeñas es muy aplicable al objetivo principal, la determinación de la deriva de objetos flotantes en el OPO. El supuesto fundamental es que, durante por lo menos algún tiempo después del período inicial de fuerte actividad natatoria, las tortugas marinas recién nacidas funcionan esencialmente como si fueran objetos a la deriva, y son transportados por las corrientes de superficie. Durante 1990 se investigaron las variaciones estacionales y anuales en la deriva de los objetos flotantes. Los objetivos principales son identificar las áreas donde ocurren concentraciones de neonatos y juveniles, y comprobar la hipótesis de que la selección de playa donde anidar se basa en maximizar la supervivencia de las crías.

Se usó un modelo físico del Pacífico ecuatorial, impulsado por el viento, para generar vectores mensuales de circulación correspondientes al período de 1980-1986. Los límites geográficos del modelo son 20°N y 20°S. El transporte de objetos flotantes (es decir, neonatos de tortugas marinas) de las playas fue modelado de forma Lagrangeana, usando promedios ponderados de los vectores de circulación. A fin de incluir un elemento estocástico en las trayectorias, un parámetro de dispersión genera periódicamente una variabilidad aleatoria en la posición del objeto a la deriva. Dicho parámetro se mantuvo a nivel bajo, debido a la falta de información sobre el grado de dispersión de las crías en el océano. Aunque el modelo incluye solamente datos de 1980-1986, éstos dan una medida de la variabilidad interanual y el efecto del Niño muy fuerte de 1982-1983.

Los resultados generales confirman los resultados preliminares previos: los objetos flotantes que entran al Océano Pacífico en Colombia y Panamá permanecen a la deriva en grandes giros en el Golfo de Panamá durante un período considerable, y eventualmente acaban en las áreas productivas que se extienden mar afuera frente al litoral de Centroamérica alrededor del paralelo de 10°N. En la Figura 32 se ilustra de forma esquemática la circulación principal indicada por el modelo de simulación.

La deriva para un objeto que entra al mar en una playa dada es generalmente similar en distintos años. En años típicos, los objetos a la deriva originados en el continente son retenidos en la zona costera, rica en nutrientes, y transportados por la costa al norte o al sur, cambiando a veces de dirección en distintos períodos; en otros casos son retenidos en giros o en áreas con poca circulación. Si el origen de los objetos a la deriva es un isla, lo más común es que la circulación cambie de dirección de tal forma que eventualmente lleve a los objetos de nuevo a su punto de origen. Una comparación de estas trayectorias con las áreas de productividad primaria en la región demuestra que las áreas de retención

y transporte coinciden estrechamente con las áreas más productivas. Sin embargo, durante el Niño de 1982-1983 ocurrieron cambios dramáticos. Las derivas cambiaron significativamente, de manera que muchas de las trayectorias de ese período probablemente llevaron a las crías hacia el océano abierto (Figura 33).

La variación intra-anual es asimismo grande. En casos donde la dirección de las corrientes varía con la temporada del año, el período de eclosión está limitado a cuando la corriente fluye en una cierta dirección, de manera que es imposible descartar la posibilidad de correlaciones espurias. Por ejemplo, las tortugas que emergen al principio de la temporada de anidación podrían ser transportadas a áreas distintas que las que nacen más tarde.

Estos resultados forman parte de la simulación general de la deriva de objetos flotantes en el OPO, y el énfasis en las tortugas marinas se debe considerar como preliminar. No obstante, los resultados apoyan la hipótesis de que la selección del hábitat de los estadios tempranos de las tortugas marinas podría jugar un papel importante en la selección de áreas de anidación. Estos estudios también permitirán el estudio de las estrategias de reproducción y de las diferencias en las tasas de supervivencia por sexo de todas especies de tortuga marina. Los resultados también podrán ayudar a la administración de las tortugas marinas, señalando algunos requerimientos que se deben satisfacer al desarrollar o proteger a las áreas de anidación.

Estudios de la pesquería de atunes y picudos con palangre en el Océano Pacífico oriental

A partir de marzo de 1990, el Dr. Hideki Nakano, del National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japón, colaboró con miembros del personal de la CIAT en La Jolla en un estudio de la pesquería palangrera japonesa del Océano Pacífico oriental en el período de 1981-1987. Dicho estudio comprende análisis de las tendencias en la captura, el esfuerzo, y la abundancia, la distribución de las zonas de pesca por área y trimestre, la madurez y composición de talla de los peces, la pesquería palangrera de profundidad, dirigida principalmente hacia el atún patudo, y la interacción entre las pesquerías del aleta amarilla con arte de superficie y palangre. (Científicos japoneses y de la CIAT llevaron a cabo estudios similares correspondientes al período de 1956-1980, publicados en la serie de Boletines de la CIAT.) Además, el Dr. Nakano colaboró con un científico de la CIAT en un estudio de la relación de los atunes y picudos y su ambiente, usando datos de la pesca palangrera, entre otros. Se incluyeron en este estudio datos del Océano Pacífico entero, a medida necesaria.

Estudios del ciclo vital temprano

Desde hace ya muchos años los biólogos pesqueros creen que la fuerza de una clase anual se ve determinada principalmente durante las etapas tempranas del ciclo vital (huevo, larva, y/o juvenil primario). Décadas de investigación han descubierto una cantidad considerable de información sobre las poblaciones de atunes adultos, pero se sabe relativamente poco acerca de las etapas tempranas del ciclo vital y los factores que afectan el reclutamiento de los juveniles a los stocks de peces de talla explotable. En el Océano Pacífico oriental los pescadores no suelen capturar juveniles de talla inferior a los 30 cm, y casi nunca se ven cardúmenes de atunes juveniles tempranos cerca de la superficie del océano. Estas consideraciones motivaron a la CIAT a establecer en la Bahía de Achotines, en la República de Panamá, un centro de investigación dedicado al estudio del ciclo vital temprano de los atunes.

El Laboratorio de Achotines está situado en la Bahía de Achotines, en la punta sur de la Península de Azuero en la Provincia de Los Santos, República de Panamá (Figura 34). La plataforma continental es bastante estrecha en este lugar: el contorno de 200 metros (109 brazas) se encuentra a entre 6 y 10 km (3 a 5 millas náuticas) del litoral. Este fenómeno les proporciona a los científicos del laboratorio un acceso fácil a aguas oceánicas donde desovan algunas especies de atunes en cada mes del año. El rango anual de la temperatura superficial del mar va de los 21° a los 29°C. La Bahía de

Achotines brinda una fuente de agua salada adecuada para mantener atunes vivos en el laboratorio. La proximidad del laboratorio al área de estudio ofrece una alternativa menos costosa que un buque de investigación, y permite una mayor flexibilidad y espontaneidad en el muestreo.

En 1983 se compró un terreno de 10 hectáreas, y en los años siguientes se construyeron los edificios para el laboratorio, el alojamiento del personal, y demás facilidades necesarias. En 1990 se completó la instalación de un nuevo sistema de agua salada, formado por un depósito de 50,000 litros y de filtros de arena y de cartucho de gran capacidad.

El programa de la CIAT de investigación de las etapas tempranas del ciclo vital incluye estudios de laboratorio y de campo ideados para lograr un mayor conocimiento del procedimiento de reclutamiento y de los factores que lo afectan. Investigaciones anteriores del reclutamiento de los peces sugieren que tanto los factores abióticos (temperatura, salinidad, circulación local, etc.) como los biológicos (alimentación, predación, etc.) pueden afectar el reclutamiento. Ya que la supervivencia antes del reclutamiento es controlada probablemente por una combinación de estos factores, un programa de investigación del reclutamiento debe tomar en cuenta la interacción entre el sistema biológico y el ambiente oceánico y atmosférico. En esta sección se describen los estudios realizados en los laboratorios de Achotines y La Jolla para profundizar la información sobre la mortalidad, el crecimiento, y la influencia del ambiente físico sobre la biología de los atunes larvales y juveniles tempranos.

Gran parte del trabajo realizado en el Laboratorio de Achotines en los primeros años fue dedicado a desarrollar métodos de capturar, trasladar, y mantener vivos en cautiverio a los escómbridos. Se capturan escómbridos larvales tardíos y juveniles tempranos (de talla estándar (TE) de entre 8 y 35 mm) para los experimentos de laboratorio y otros proyectos de investigación de noche, usando una luz submarina suspendida de una lancha. La luz atrae a los peces, que se capturan con un salabre y se trasladan vivos al laboratorio. Hasta la fecha se han capturado y mantenido vivos en el laboratorio atunes aleta amarilla y/o patudo (*Thunnus* spp.), atunes barrilete negro (*Euthynnus lineatus*), melvas (*Auxis thazard* y/o *A. rochei*), sierras (*Scomberomorus sierra*), macarelas (*Scomber japonicus*), y bonitos del Pacífico (*Sarda orientalis*). (Es imposible en esta etapa del ciclo vital distinguir los aletas amarillas de los patudos usando caracteres morfológicos, merísticos, osteológicos, o de pigmentación; en un trabajo reciente (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv. Bull., 86 (4):835-838) se describe la identificación por electroforesis. Se pueden distinguir *Auxis thazard* y *A. rochei* larvales y juveniles tempranos a partir de diferencias menores en la pigmentación, la profundidad del cuerpo, y el conteo de las branquiaspinas, pero las identificaciones son ambiguas.) Las investigaciones en el laboratorio se han enfocado en el barrilete negro, las melvas, y las sierras, los escómbridos más abundantes en las aguas costeras.

Condición alimenticia de los escómbridos larvales y/o juveniles tempranos

El ciclo vital temprano de los escómbridos es caracterizado por un crecimiento y desarrollo rápido. Las larvas y juveniles primarios se desarrollan a temperaturas altas en aguas oceánicas en las cuales existe el potencial de limitación de alimento. Se prosiguió un estudio, iniciado en 1988, de la condición alimenticia de atunes juveniles en las aguas frente a la Península de Azuero. En el Informe Anual de la CIAT de 1989 se resume el análisis de la condición alimenticia de larvas en primera alimentación capturadas en 1988; los análisis completados en 1990 se enfocaron en la condición alimenticia de las larvas tardías y juveniles tempranos.

Se estudiaron barriletes negros, melvas, y sierras larvales tardíos y juveniles, de TE entre 10 y 20 mm, para evaluar su condición alimenticia. Los especímenes fueron capturados de noche con luz submarina en aguas costeras frente a la Península de Azuero entre mayo y agosto de 1988, período correspondiente a la primera mitad de la temporada de lluvias, cuando se reduce el afloramiento en el Golfo de Panamá. Se sacrificaron inmediatamente algunos individuos de cada grupo taxonómico para el análisis histológico del desarrollo de los órganos y de su condición alimenticia en el mar. La temperatura superficial del mar al momento de captura varió entre 26° y 28°C.

Los barriletes negros restantes fueron transportados vivos al laboratorio para experimentos de

calibración alimenticia, realizados para desarrollar criterios para evaluar la condición alimenticia de los peces capturados en el mar. Se consideró que la reacción alimenticia de los barriletes negros en los experimentos de laboratorio era representativa de las reacciones de los tres grupos taxonómicos usados en el análisis. Se examinó el tejido para determinar la reacción alimenticia en relación a: (1) nivel alto *versus* bajo de alimentación con zooplancton; (2) la demora del nivel alto de alimentación; y (3) el "punto crítico" alimenticio (el punto a partir del cual el proceso no es reversible y la muerte del pez es inevitable). A varios intervalos se sacrificaron individuos para el análisis histológico de la condición alimenticia. Los experimentos en el laboratorio fueron realizados en agua de 26° a 27°C.

Tejido de peces tomados en el mar y en el laboratorio fueron fijados en fijador de Bouin, deshidratados, destejidos, montados en cera de parafina, seccionados, y teñidos con hemotoxilina y eosina. Se examinó la condición celular de varios tipos de tejido con microscopio de luz, y se desarrolló para cada tipo de tejido un sistema de clasificación, basado en la calibración en el laboratorio, para describir la condición alimenticia general del pez. Los tejidos de las larvas tardías más sensibles a la disponibilidad de alimento incluyeron el epitelio del intestino anterior, el estómago (y las glándulas gástricas asociadas), el páncreas, y los hepatocitos del hígado. Se clasificaron estos cuatro tejidos para llegar a una calificación total para cada pez. Se asignó una nota de 1 a 5 (1 = severamente degradado, 5 = condición excelente) a la condición celular de cada tejido; el total para cada pez podía por lo tanto variar entre 4 y 20.

En los experimentos de laboratorio, los barriletes negros larvales tardíos comenzaron a demostrar una reacción celular a la privación de alimento al cabo de entre 9 y 12 horas. Los primeros indicios del deterioro — oscurecimiento del citoplasma y pérdida de vacuolas intracelulares (debido presumiblemente a la pérdida de glicógeno y lípidos almacenados) — aparecieron en los hepatocitos del hígado. En general, la calificación alimenticia se redujo de forma significativa al cabo de 12 a 15 horas de desnutrición; no obstante, algunos individuos se recuperaron después de 24 o 48 horas de alimento insuficiente. El punto crítico de las larvas tardías ocurrió al cabo de entre 72 y 96 horas de desnutrición.

Un análisis parcial llevado a cabo en 1990 indicó que menos del 4% de los barriletes negros capturados con luz submarina estaban desnutridos. Un análisis de melvas y sierras capturados de la misma forma produjo resultados similares. En total fueron examinados 60 peces de las tres especies, de los cuales menos del 2% presentaron tensión alimenticia moderada o peor. Estos resultados sugieren tres posibilidades: (1) la tensión alimenticia es poco común en larvas tardías y juveniles en transformación; (2) es posible que exista una presión de predación selectiva y que los individuos con tensión alimenticia desaparezcan con rapidez; y/o (3) podría existir un sesgo selectivo que favorece a los individuos de mayor competencia alimenticia al atraer a las larvas mayores a una luz submarina. Se tratará la cuestión de sesgos selectivos y luz submarina en muestreos futuros de postlarvas y juveniles, mediante el uso de equipo de muestreo distinto (por ejemplo, redes elevadoras, o redes de cerco pequeñas ideadas para capturar larvas y juveniles).

Haciendo caso omiso a los sesgos potenciales, las estimaciones alimenticias correspondientes a las larvas tardías y los juveniles en transformación indican un patrón contrario a aquel de las larvas en primera alimentación. Las estimaciones de la condición alimenticia de las larvas en primera alimentación capturadas en el mismo período en 1988 indican un alto nivel de desnutrición (Informe Anual de la CIAT de 1989). Larvas mayores y juveniles, moderadamente vulnerables a la desnutrición en los experimentos de laboratorio, podrían padecer una incidencia mucho menor de inanición en condiciones naturales.

Estudios de la edad y el crecimiento

La pesca nocturna con luz submarina frente a la Península de Azuero entre junio y agosto resultó en la captura de grandes cantidades de larvas tardías y juveniles tempranos de *Thunnus* spp., melvas, y barriletes negros. La mayoría de estos peces fueron usados en experimentos en el Laboratorio de Achotines diseñados para validar la periodicidad de la formación de incrementos de crecimiento

en los otolitos (ver Informe Anual de la CIAT de 1989).

Se llevaron a cabo dos experimentos con larvas tardías y juveniles tempranos del atún barrilete negro para evaluar la eficacia de dos fluorocromos, hidrocloro de tetraciclina y calceína, como marcadores temporales en los otolitos, y para comprobar la hipótesis de que los incrementos en los otolitos son depositados diariamente. Se usaron distintas concentraciones de fluorocromo y períodos de inmersión para examinar: (1) el efecto del tratamiento con fluorocromo sobre la supervivencia, (2) la calidad de la marca depositada por el fluorocromo en el otolito, y (3) la periodicidad de la formación de los incrementos. Todos los peces fueron alimentados a niveles moderadamente elevados (entre 50 y 100 organismos zooplanctónicos/L), y sacrificados 7 días después de terminar la inmersión. Al cabo de cada experimento se extrajeron las ságitas (la más grande de las tres parejas de otolitos) de los peces, y se contó tres veces en cada sárita el número de incrementos depositados después de ser marcado el otolito con el fluorocromo. Se usó el promedio de los tres conteos para determinar la tasa de formación de los incrementos.

En un experimento, 44 barriletes negros de talla estándar (TE) entre 8.7 y 14.8 mm fueron distribuidos al azar en cuatro tanques. El agua en dos tanques replicados contenía calceína en una concentración de 50 mg por litro de agua de mar; los otros dos tanques sirvieron de controles (sin calceína). En general, los resultados del experimento fueron variables, ya que no se habían refinado las técnicas de tratamiento. La supervivencia y la calidad de las marcas fluorescentes hubieran sido mejores con un período de aclimatación más largo antes del tratamiento y una mezcla y dilución del fluorocromo más adecuadas. Algunas de las marcas eran tenues, pero todas eran detectables. El número medio de incrementos depositados después de la marca fue 6.80, cantidad que no difiere significativamente del valor esperado de 7 incrementos ($t = 1.45$, $0.20 < P < 0.50$). La muestra fue pequeña, pero estos resultados apoyan la hipótesis de que los incrementos son depositados diariamente en las ságitas de los barriletes negros en el rango de tallas indicado.

En el otro experimento, 54 barriletes negros de TE de 12.6-16.9 mm fueron repartidos al azar en seis tanques, cuatro de los cuales contenían agua con 200 mg/L de hidrocloro de tetraciclina. Los peces en dos parejas de tanques replicados fueron expuestos a la tetraciclina durante 6 y 12 horas, respectivamente, y los otros sirvieron de controles. Las tasas de supervivencia fueron elevadas para los tres grupos, y no se diferenciaron significativamente.

La intensidad de la marca de tetraciclina en cada otolito fue clasificado sujetivamente de bueno o excelente. La intensidad de la marca presentó una correlación fuerte con la duración del tratamiento con tetraciclina ($\chi^2 = 15.0$, $P < 0.001$); ambos tratamientos produjeron marcas buenas, pero el de 12 horas resultó en marcas más notorias.

Los resultados del experimento de tetraciclina apoyan la hipótesis de deposición diaria de los incrementos. Los conteos medios de los incrementos de los tratamientos de 6 y 12 horas (Tabla 14) no fueron significativamente diferentes ($t = 0.39$, $P = 0.70$), y por lo tanto se agruparon los datos de los dos tratamientos. El número medio de incrementos depositados no fue significativamente diferente al valor esperado de 7 incrementos ($t = 0.298$, $P > 0.50$).

En resumen, ni la supervivencia ni la tasa de deposición de los incrementos fue afectada por la duración del tratamiento con tetraciclina en una concentración de 200 mg/L. Sin embargo, la calidad de la marca fue mejorada al extender la duración del tratamiento a 12 horas. Los resultados del experimento de calceína fueron más variables. No obstante, los resultados de ambos experimentos sugieren que la tasa de formación de incrementos en los otolitos de barriletes negros de entre 8.7 y 16.9 mm es de uno por día.

Se usaron melvas juveniles en otro experimento diseñado para investigar las mismas cuestiones que los dos experimentos anteriores. Se examinó también el crecimiento somático y el tiempo que tardó en incorporarse a las ságitas el hidrocloro de tetraciclina. En un período de 8.5 días se alimentó a dos grupos de peces en tanques replicados con plancton salvaje (50-100 organismos/L); fueron sumergidos en dos ocasiones distintas en tetraciclina a 100 mg/L y 200 mg/L (tanque de tratamiento sola-

mente), y submuestreados para el análisis del crecimiento y los otolitos. Las tasas de supervivencia agrupadas de los grupos de control y de tratamiento fueron elevadas. En el futuro cercano se analizarán los datos del crecimiento somático y de los otolitos de estos peces.

En junio y julio se capturaron de noche con luz artificial grandes cantidades de larvas de *Thunnus* spp. La mortalidad después del traslado al laboratorio fue elevada, y la mayoría de los peces murieron en el primer día. Se congelaron 46 especímenes, de TE de entre 6.7 y 19.0 mm, para el análisis de la edad y el crecimiento y la identificación de la especie por electroforesis. Fracasaron dos intentos de validar la formación de los incrementos en los otolitos de las larvas de *Thunnus* spp. que sobrevivieron, usando hidrocloro de tetraciclina a 100 mg/L en una ocasión y calceína a 100 mg/L en la otra. De los dos experimentos, solamente un pez sobrevivió las 12 horas de inmersión, y éste murió poco después.

Estudios de ictioplancton y oceanográfico

Durante 1990 se completó la primera fase de un programa de estudio del ictioplancton y la oceanografía frente al litoral sur de la Península de Azuero. Los objetivos de esta primera fase eran: (1) definir la estacionalidad del desove de los escómbridos en la región; (2) describir la abundancia de los escómbridos larvales a lo largo de y a través de la plataforma continental; y 3) examinar las relaciones entre la ocurrencia y abundancia de los escómbridos larvales, los procesos físicos locales, y la producción secundaria. Este estudio era un requisito para el desarrollo de estudios de campo más específicos sobre la mortalidad natural, el crecimiento, la alimentación, y la posición vertical de las larvas con respecto a sus presas, sus predadores, y la hora del día. Se realizó un muestreo al menos una vez por mes en 14 estaciones en tres transectos que se extendían mar afuera desde Punta Mala, la Bahía de Achotines, y Morro Puercos (Figura 34). En cada estación se realizaron una calada de CTDO (conductividad-temperatura-profundidad-oxígeno) a 100 m, un arrastre estandarizado de una red de bongo a 50 m, y observaciones meteorológicas y del estado del mar.

Las características oceánicas y neríticas del Golfo de Panamá se ven muy afectadas por la posición estacional de la zona de convergencia intertropical (ZCIT). Típicamente, durante la temporada de sequía (diciembre-abril), la ZCIT está desplazada hacia el sur y los vientos alisios del noreste soplan a través del Istmo de Panamá, produciendo afloramiento costero. Los datos físicos (Figura 35) tomados a bordo del barco de investigación de la CIAT *Achotines III* demuestran que un afloramiento costero impulsado por el viento ocurrió en el área del estudio en la temporada de sequía. El viento sopló del norte a un promedio de 4 a 5 mn/h (14 a 18 km/h) cuando las condiciones permitían realizar el muestreo. El rango de la temperatura media mensual del agua a una profundidad de 10 m (5.5 brazas) (aproximadamente en medio de la capa de mezcla) disminuyó de 27.5°-28.4°C durante la temporada de lluvias (mayo a noviembre) a 22.9°-27.3°C durante la temporada de sequía. El rango de la salinidad media mensual a 10 m aumentó de 29.52-33.60 ‰ durante la temporada de lluvias a 28.65-34.22 ‰ durante la temporada de sequía. La concentración de oxígeno media mensual a 10 m permaneció relativamente constante en 4.09 a 4.67 mL/L durante el año. La profundidad media de la capa de mezcla subió de un máximo de 50 m (27 brazas) durante la temporada de lluvias a un mínimo de menos de 5 m (2.7 brazas) durante la temporada de sequía. Perfiles verticales típicos de la temperatura y salinidad entre la superficie y 100 m (55 brazas) durante cada mes del muestreo demostró una subida de la termoclinia y una haloclinia menos marcada durante la temporada de sequía (Figure 36). Estos datos señalan que las aguas superficiales estaban siendo impulsadas mar afuera y reemplazadas por agua más fría y más salada de la profundidad, fenómeno acompañado por una mayor mezcla por el viento cerca de la superficie.

Se tomaron muestras del plancton en el área del estudio con una red de bongo de 71 cm de diámetro con malla de 333 µm. Se efectuaron arrastres replicados en la mayoría de las estaciones de muestreo (Figura 34). Se separaron las larvas de peces de la muestra en el Laboratorio de Achotines, y se identificaron los escómbridos; al ser preparado el presente informe se había clasificado el 78% de las

muestras. La abundancia de los escómbridos larvales y el volumen de desplazamiento del plancton fueron calculados bajo 10 m² de superficie del océano (Figura 37). El volumen de desplazamiento medio mensual del plancton varió de 103 a 693 mL bajo 10 m². Los volúmenes de plancton en la temporada de sequía fueron de 2 a 3 veces mayores que aquellos de la temporada de lluvias. Es muy probable que este aumento de la producción secundaria durante la temporada de sequía resulte del enriquecimiento de nutrientes causado por el afloramiento costero.

Un 48% de las muestras tomadas con red de bongo contenían larvas de escómbridos, entre ellos melvas, barrilete negro, *Thunnus* spp., sierras, y bonito mono. La abundancia media mensual de todos los grupos taxonómicos de escómbridos combinados varió entre 1 y 742 larvas bajo 10 m² (Figura 37). Las larvas fueron más abundantes en la temporada de sequía que en la de lluvias. Muestras individuales contuvieron hasta 4,800 escómbridos larvales bajo 10 m² (8.6 por m³ de agua filtrado). Estas densidades son bastante elevadas en comparación con otros valores correspondientes a escómbridos larvales en la literatura publicada. Los escómbridos más abundantes en las muestras fueron melvas, seguidos por el barrilete negro, las sierras, el bonito mono, y los *Thunnus* spp., en ese orden. Se capturaron melvas larvales en cada mes en el cual se realizó un muestreo, y su abundancia fue máxima entre diciembre y marzo. En el transecto de Punta Mala ocurrió en marzo un promedio de 1,621 melvas larvales bajo 10 m². La abundancia del barrilete negro alcanzó un máximo en enero y febrero, y estuvieron presentes en todos los meses excepto mayo. Se encontraron sierras en las muestras tomadas entre agosto y febrero (excepto en octubre), con abundancia máxima en diciembre y enero. Se capturaron pocos bonitos monos y *Thunnus* spp., y en solamente algunos meses. Se cree que los *Thunnus* desovan más lejos de la costa, y probablemente las larvas capturadas en el área del estudio fueron llevadas allí por las corrientes.

Las melvas y el barrilete negro desovan durante todo el año frente a la Península de Azuero, pero parece que intensifican su esfuerzo de reproducción en la temporada de sequía, quizás en reacción al aumento de la producción causado por el afloramiento costero. La mayoría de las larvas de sierra y de bonito mono fueron asimismo capturadas durante la temporada de sequía.

La distribución espacial de los escómbridos larvales es importante para el examen de las relaciones entre su abundancia y los factores físicos del ambiente. Se promediaron por temporada las cantidades de dichas larvas bajo 10 m² en estaciones situadas sobre y más allá de la plataforma continental. En ambas temporadas ocurrieron mayores cantidades de melvas larvales más allá de la plataforma que sobre la misma; en el caso de las larvas de barrilete negro, su densidad fue mayor sobre la plataforma en la temporada de sequía y más allá de la misma en la temporada de lluvias. La distribución de las sierras fue bastante uniforme en ambas zonas. No se capturaron suficientes bonitos monos y *Thunnus* larvales para permitir describir su distribución sobre la plataforma continental.

A fin de caracterizar la distribución de los escómbridos larvales sobre la plataforma, se promediaron las capturas por mes y para el año entero. El transecto de Punta Mala (Figura 34) fue el único donde ocurrieron todos los cinco géneros de escómbridos. En este transecto ocurrieron las mayores abundancias medias mensuales de larvas de melva y barrilete negro en el 60% de los meses muestreados. Las densidades de escómbridos arriba citadas para este transecto fueron una orden de magnitud mayores que aquellas de los otros dos transectos. Las sierras ocurrieron principalmente en los transectos de Achetines y Morro Puercos, y en el de Punta Mala solamente en marzo. Los datos físicos y biológicos disponibles sugieren que muchas de las larvas de melva y barrilete negro podrían haber originado en el Golfo de Panamá y haber derivado a la parte sur de la región de la Península de Azuero. En dicha región ocurren corrientes fuertes y frentes ambientales donde podrían agregarse larvas y organismos presas.

Un conocimiento mayor de los patrones de circulación local y variabilidad a corto plazo del hábitat frente a la Península de Azuero es fundamental a una mejor comprensión de la distribución espacial de los escómbridos larvales en un punto fijo. En un período de 12 horas del 30 de noviembre de 1990 se realizaron 4 caladas de CTDO en la estación MSB para medir la variabilidad a corto plazo de

algunos parámetros físicos. La profundidad de la capa de mezcla varió por 5 m, la temperatura por 0.5°C, la salinidad por 0.3 ‰, y el oxígeno disuelto por 0.2 mL/L en dicho período. Cabe destacar que los parámetros medidos en un punto fijo podrían no ser característicos del ambiente en el lugar donde originó o tuvo éxito previamente una cohorte de larvas, ya que es probable que las corrientes transporten a las larvas con el cuerpo de agua. Se tienen programados un análisis a fondo de los datos de CTDO y estudios de rastreo de boyas derivantes para investigar la variabilidad de la circulación.

Tras analizar los datos de red de bongo, fue evidente que sería necesaria más información sobre la distribución vertical de los escómbridos larvales con respecto a la temperatura, la salinidad, el oxígeno, y la intensidad de la luz en la columna de agua. Se hicieron por lo tanto preparativos en 1990 para examinar las diferencias en la distribución vertical de las larvas de día y de noche con respecto a los parámetros físicos. Dos redes de arrastre tipo Tucker, que pueden ser abiertas y cerradas bajo el agua y por lo tanto tomar muestras a distintas profundidades, fueron probadas a bordo del *Achotines III* en aguas locales. La más grande de las dos, de apertura de 1.0 m², era demasiado pesada para permitir usarla con seguridad bajo condiciones normales; la más pequeña, de apertura de 0.2 m², fue controlable y eficaz para la captura de larvas. Se hicieron comparaciones emparejadas de la eficacia de esta red con respecto a la red de bongo de 71 cm en la captura de larvas; no se encontró ninguna diferencia estadística en el volumen de plancton capturado bajo 10 m² por las dos artes ($P>0.05$). Ya que las pruebas de campo señalaron que el barco y su dotación eran capaces de usar una red de Tucker algo mayor que la más pequeña usada en las pruebas, se fabricó una con una apertura de unos 0.6 m² y malla de 333 µm, teñida de color azul-verdoso. Se insertará en la misma una red de 0.014 m², de malla de 73 µm, para colectar microzooplancton simultáneamente. Se estudiarán las muestras de microzooplancton para determinar cuáles organismos están disponibles a los escómbridos larvales como alimento. Se hicieron también preparativos para añadir un aparato grabador a la red para registrar la temperatura y profundidad durante los arrastres.

Los escómbridos larvales provenientes de las muestras obtenidas con red de Tucker estratificadas por profundidad serán conservados de dos formas distintas para estudios de la edad y el crecimiento, la condición nutritiva, y la ecología de alimentación. Se desarrolló por lo tanto un dispositivo que permite el muestreo simultáneo de la captura para cada propósito. Se reemplaza el extremo posterior de la red con un separador y dos extremos separados, para así dividir la muestra en dos partes aproximadamente iguales durante el arrastre. Grapas de apertura rápida permiten separar los dos extremos al subir la red a bordo del barco y fijar el contenido de uno en fijador de Bouin para el análisis de la condición nutritiva y del otro en etanol para la determinación de la edad y el análisis del contenido estomacal.

Desarrollo de los órganos y sistemas sensorios

En 1990 se prosiguió un estudio para describir el desarrollo de órganos y sistemas visuales durante el ciclo vital temprano de varias especies de escómbridos tropicales. El análisis histológico de las larvas y juveniles tempranos comprendió descripciones del desarrollo de la retina, la vejiga natatoria, y el centro visual del cerebro. Se desarrollaron estas descripciones a partir de secciones histológicas de varias series de etapas de desarrollo de barriletes negros (TE 2.7-19.0 mm), melvas (TE 2.6-14.5 mm), sierras (TE 2.5-37.0 mm) y *Thunnus* spp. (TE 8.0-15.0 mm). El análisis histológico incluirá eventualmente descripciones comparativas de la morfología retinal, la agudeza visual, la capacidad de adaptación a la luz y la oscuridad, y la regulación temporal de la inflación de la vejiga natatoria en estas etapas tempranas del ciclo vital. Esta información contribuirá a la comprensión de la alimentación y capacidad de comportamiento de los escómbridos juveniles.

Comportamiento de alimentación y reacción fisiológica

En 1990 se completaron en el Laboratorio de Achotines varios experimentos de laboratorio para examinar el comportamiento de alimentación y la tolerancia a la salinidad de los atunes juveniles. En

agosto se examinaron los patrones de alimentación diaria de atunes barrilete negro juveniles. Se colocaron especímenes de TE entre 12 y 18 mm en tanques circulares de 1.2 m de diámetro y de unos 300 L de agua salada filtrada de capacidad y se alimentaron con zooplancton salvaje (principalmente copépodos) clasificado por tamaño a densidades de entre 40 y 60/L. En un período de 24 horas, comenzando a medianoche, y a intervalos de 2 a 3 horas, se tomaron submuestras que se fijaron en formol. El nivel de luz ambiental en la superficie del agua osciló entre menos de 0.1 lux (oscuridad total) y 1400 lux (a media tarde). En 1990 se inició un análisis de las muestras conservadas para determinar el contenido del intestino y la incidencia de alimentación bajo distintas condiciones de luz.

En otro experimento se examinó la tolerancia de melvas juveniles tempranos (LE 30-50 mm) a la salinidad. Al principio se expusieron los peces al nivel de salinidad ambiental (31 %); durante los 8 días siguientes, se redujo paulatinamente el nivel de salinidad para un grupo, mientras que un grupo de control fue mantenido al nivel ambiental. En general los peces probaron ser tolerantes de salinidad reducida. La supervivencia de los peces expuestos a salinidad reducida no fue significativamente inferior a la de aquellos del grupo de control hasta que la salinidad fue reducida a un nivel de 10 % o menos (al cabo de 5 días). Una exposición a corto plazo (4 días) a salinidades bajas, de hasta 14 %, no redujo el crecimiento de forma significativa, pero al cabo de 8 días de exposición a salinidades que disminuyeron continuamente hasta alcanzar los 3 %, el crecimiento fue reducido significativamente. Estos resultados indican que las reducciones moderadas de la salinidad (a un mínimo de 27 a 28 %) encontradas en las aguas frente a la Península de Azuero no limitan de forma fisiológica el crecimiento o supervivencia a corto plazo de melvas juveniles tempranos.

Desarrollo de la endotermia

Los atunes son únicos entre los peces óseos en tener una red admirable, o intercambiador de calor, en el sistema circulatorio, órgano que conserva el calor metabólico y permite al pez mantener una temperatura del cuerpo superior a la del agua que les rodea (endotermia). La Dra. Kathryn Dickson, profesora de la California State University en Fullerton (CSUF) y especialista en la fisiología de los peces, pasó unas 4 semanas en el Laboratorio de Achotines colectando datos y especímenes adicionales para su investigación actual, que tiene como objetivo determinar la talla mínima de desarrollo de la endotermia. Usando especímenes capturados y criados por el personal del laboratorio, tomó datos de temperatura de los músculos de 20 barriletes negros de talla entre 63 y 244 mm, 3 *Auxis thazard* de entre 110 y 119 mm, y un *A. rochei* de 173 mm. A partir de estos datos y de otros tomados en 1988, parece que los barriletes negros de menos de 121 mm son incapaces de elevar la temperatura de los músculos (T_m) de forma significativa, y que los individuos mayores de 207 mm pueden elevar su T_m al menos 3°C por encima de la temperatura ambiental (T_a). Las temperaturas elevadas (T_x), donde $T_x = t_m - T_a$, fueron 1.0, 0.9, y 1.7 para *A. thazard* de 110, 112, y 119 mm, respectivamente, y 2.1 para el espécimen de *A. rochei*. Estos datos son similares a aquellos del barrilete negro, pero se tendrán que reunir más datos sobre los *Auxis* spp. antes de poder formar conclusiones firmes.

Adicionalmente, se transportaron al laboratorio de la Dra. Dickson en la CSUF peces enteros, fijados en formol o congelados, para analizar algunos factores que podrían influir sobre la capacidad de elevación de la temperatura muscular. De secciones seriales de peces fijadas y montadas en cera de parafina se obtuvieron datos sobre la cantidad de músculo rojo que contienen los peces, las características de la red admirable, y las dimensiones del cuerpo. Se estudiará la capacidad de producción de calor metabólico, usando índices de actividad de las enzimas musculares.

Como adultos, los barriletes negros y las melvas poseen tres intercambiadores de calor, uno en el arco hemal de la espina y dos laterales justo debajo de la piel y encima del músculo rojo. Los vasos sanguíneos que se bifurcan de la aorta dorsal y las venas postcardinales al multiplicador central eran notorios en los barriletes negros de talla mayor de 108 mm y en todas las melvas analizadas por la Dra. Dickson, que median entre 119 y 210 mm. La cantidad y el tamaño de estos vasos aumentaron con la talla del pez. Los vasos sanguíneos que se bifurcan de las arterias y venas cutáneas laterales y forman

redes laterales estuvieron presentes solamente en barriletes negros mayores de 109 mm. Vasos de red lateral estuvieron presentes en todas las melvas examinadas. Por consiguiente, con base en los análisis realizados hasta la fecha, parece que el tamaño y grado de diferenciación del intercambiador de calor podría limitar el desarrollo de la endotermia en los atunes juveniles.

En los barriletes negros el área superficial de la sección transversal de músculo rojo con respecto a aquel de todos los músculos al punto medio longitudinal del cuerpo no varía significativamente con el tamaño del cuerpo. Las dimensiones del cuerpo de barriletes negros de entre 55 y 91 mm cambian de forma dramática a medida que aumenta la circunferencia con mayor rapidez que la talla. Esto significa que, dentro de este rango de tamaño, la proporción de área superficial a volumen de los peces más grandes es menor que aquella de los peces más pequeños, lo cual es menos ventajoso para la pérdida de calor. La forma del cuerpo de barriletes negros de tamaños mayores no parece cambiar significativamente con la talla. Se proseguirá este estudio en 1991.

Análisis calórico de zooplancton

Durante su desarrollo larval y juvenil temprano, los escómbridos se alimentan con presas zooplánticas de varios tipos y tamaños. Es a menudo útil caracterizar estas presas potenciales en términos de no sólo el número de organismos presentes, sino también su valor calórico absoluto. Entre junio y agosto de 1990 se tomaron muestras de zooplancton para determinar la relación talla-peso y el valor calórico de los organismos zooplánticos predominantes en las aguas costeras de la Península de Azuero. Dichos organismos (principalmente copépodos) son usados rutinariamente para alimentar a los escómbridos juveniles en los experimentos de laboratorio, y se cree que forman parte de la dieta natural de los escómbridos larvales tardíos. Se obtuvieron la talla y los pesos húmedo y seco de tres especies de copépodos ciclopoides y dos calanoides correspondientes a varias categorías de talla de zooplancton fresco y conservado. Una vez completados los análisis será posible cuantificar el zooplancton medido en el mar o usado en los experimentos de laboratorio con respecto a su valor calórico y también su densidad.

Programa de mugiles reproductores

Ya que la mayoría de los escómbridos juveniles se hacen parcialmente o completamente piscívoros durante su desarrollo prejuvenil, se inició en 1990 un programa para fomentar el desove en un stock cautivo de peces para producir larvas para alimentar a los atunes juveniles mantenidos en el laboratorio. La especie usada para este programa es el mugil blanco, *Mugil curema*, común en las aguas costeras de la Península de Azuero. A principios del año se abastecieron dos de los estanques de agua salada en el Laboratorio de Achotines con mugiles adultos capturados en aguas locales, las hembras en uno y los machos en el otro. A fines de septiembre el primer estanque contenía 150 peces y el segundo 200.

En agosto se inició un experimento preliminar para acelerar el desarrollo reproductor de mugiles machos. Se agregaron aditivos de hormona masculina al alimento de los peces en el estanque de machos, y al cabo de tres semanas un 28% de los peces estaban produciendo esperma, en contraste al 1% que lo producía con el alimento normal. Estos resultados señalan que el uso de estos aditivos pudiera ser un método confiable de producir mugiles machos maduros de forma regular.

Durante julio y agosto se mantuvieron 20 hembras muy grandes en los depósitos del laboratorio, y hacia fines de agosto fueron inyectadas con hormonas en una prueba preliminar de desove inducido. Ninguno de estos peces produjo ovarios plenamente desarrollados, pero algunos mostraron indicios de huevos en maduración; se logró examinar la condición reproductora de éstas sin tener que sacrificarlas, usando una cánula insertada en el oviducto. Se aislaron estas hembras grandes en una parte del estanque de hembras, y se examinaron cada mes para determinar su estado reproductor. Se tardará más en analizar la biología reproductora de las hembras de la especie que la de los machos, y requerirá un control mensual del desarrollo de las gónadas en las hembras reproductoras.

Dinoflagelados tóxicos cerca de la Península de Azuero

Durante noviembre y diciembre de 1989, ocurrió una mortalidad muy elevada de las larvas tardías de barrilete negro mantenidas en acuarios en el Laboratorio de Achotines para un experimento de validación de edad. Se sospechó que dicha mortalidad estaba asociada con la alimentación de las larvas con zooplancton capturado en el mar. Muestras del zooplancton fueron analizadas por el Dr. Daniel Baden, toxicólogo en la Universidad de Miami, para investigar la presencia de biotoxinas. Una serie de bioensayos y análisis de cromatografía de líquidos señalaron la presencia de saxitoxina, una toxina asociada con PSP (*paralytic shellfish poisoning*, o envenenamiento paralítico transmitido por crustáceos) y mortalidad de los peces. La saxitoxina es producida por una especie de dinoflagelado de la marea roja que puede acumularse en varios organismos zoopláncticos. Por lo visto ocurrió un florecimiento de dinoflagelados tóxicos en las aguas costeras cerca de la Bahía de Achotines. El dinoflagelado asociado con este florecimiento tóxico ha sido identificado como *Pyrodinium bahamense* var. *compressa* por el Dr. Carmelo Tomas (taxónomo de fitoplancton, Florida Marine Research Institute), la Dra. Freda Reid (taxónoma de fitoplancton, Scripps Institution of Oceanography), y el Dr. Sherwood Hall (toxicólogo, U.S. Food and Drug Administration). Florecimientos tóxicos de esta especie pueden reocurrir de las etapas enquistadas en el sedimento oceánico si las condiciones oceanográficas y climáticas son favorables. Sin embargo, no hubo ningún indicio de un florecimiento tóxico en 1990. Se están tomando muestras de zooplancton y fitoplancton rutinariamente en las áreas donde se toman muestras de escómbridos larvales tardíos. A fin de determinar el patrón estacional de la ocurrencia de los dinoflagelados tóxicos, el Dr. Hall analizará las muestras para saxitoxina e identificará los dinoflagelados.

Estudios electroforéticos

El Dr. Julio Pérez, del Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente, Cumaná (Venezuela), visitó el Laboratorio de Achotines para obtener muestras de huevos, larvas, y juveniles de escómbridos. Las muestras serán analizadas, usando técnicas electroforéticas, con el propósito de construir una clave bioquímica para la identificación de los huevos y larvas de los escómbridos.

Estudios del recurso de pargo

El personal de la CIAT está realizando un proyecto cooperativo con científicos de la Dirección General de Recursos Marinos (DGRM) panameña para estudiar algunas especies de peces costeros de importancia comercial en la Provincia de Los Santos de la República de Panamá. El objetivo de este proyecto es obtener datos fundamentales sobre la biología y capturas potenciales de estas especies. La industrialización reciente, principalmente relacionada con el perfeccionamiento del procesamiento y exportación de las capturas, y el posible ingreso de embarcaciones de mayor tamaño a la pesquería, hacen que sea deseable contar con estimaciones del rendimiento potencial. En abril de 1986 se inició un programa de muestreo para estudiar y evaluar los recursos de pargo (familia Lutjanidae) y otras especies costeras. Biólogos de la DGRM toman datos a diario sobre la captura, el esfuerzo, la talla, y el peso. Estos datos básicos proporcionarán información sobre la composición por especie, composición por talla, factores de condición, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) usando distintas configuraciones de las artes de pesca, y variaciones estacionales de todos éstos. La especie más importante descargada por la pesquería es *Lutjanus peru*; otras especies, capturadas en cantidades menores, incluyen *L. jordani*, *L. guttatus*, *L. argentiventralis*, *L. novemfasciatus*, *L. aratus*, *L. viridis*, *L. inermis*, y *Hoplopagrus güntheri*. Un biólogo de la DGRM está realizando un análisis detallado de los datos.

En 1990 se hicieron preparativos para iniciar un programa de marcado de los pargos capturados con mayor frecuencia en la pesquería. Se instalaron en el Laboratorio de Achotines cuatro depósitos para agua salada, de 3.7 m de diámetro y 10,000 L de capacidad cada uno, con un sistema de circulación

de agua cerrado, en los cuales se mantendrán los peces marcados en un experimento preliminar. Dicho experimento evaluará si es factible usar una marca de implantación visible, recién desarrollada, en experimentos de marcado a gran escala en el mar. Se medirán también las tasas de pérdida de marcas y de crecimiento. La captura de peces vivos comenzará en 1991, y los experimentos serán iniciados una vez se disponga de suficientes peces aclimatados al cautiverio.

Tortugas marinas

En noviembre de 1989, 14 crías de tortuga golfinha, *Lepidochelys olivacea*, fueron traídas al Laboratorio de Achotines por oficiales del Instituto de Recursos Naturales Renovables (INRENARE) de Panamá y miembros de un grupo conservacionista local. Las tortugas fueron criadas en un estanque en el laboratorio, y liberadas en abril de 1990. Este experimento de cría y liberación podría llevar a un trabajo colaborativo en el futuro con estos animales, en el cual científicos panameños usarían las instalaciones del laboratorio.

Oceanografía y ecología de los atunes

El Niño, visitante frecuente al Océano Pacífico oriental tropical

En el siglo veinte han ocurrido 20 eventos de El Niño de fuertes a moderados y dos muy fuertes, uno en 1925-1926 y el otro en 1982-1983. Este último fue el más fuerte y más extenso del siglo. Los Niños muy fuertes suelen durar entre 18 y 24 meses, durante los cuales la temperatura superficial del mar (TSM) en el Pacífico oriental tropical (POT) están a más de 4°C por encima de su nivel normal. Ejercen efectos inmediatos, generalmente adversos, sobre algunos organismos marinos y algunas pesquerías, los que pueden persistir 2 años o más en el POT. Los eventos de moderados a fuertes suelen durar unos 12 meses, con TSM de 2° a 4°C superiores a lo normal; sus efectos sobre los organismos marinos y la pesca duran de 12 a 18 meses. Los eventos débiles duran menos de 12 meses, se limitan primordialmente a la región ecuatorial; las TSM son menos de 3°C superiores a lo normal, y el efecto sobre los organismos marinos y la pesca suelen ser mínimos. Adicionalmente, es posible que los eventos de El Niño tengan efectos a plazo más largo. Por ejemplo, en la sección del presente informe titulada **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991** se señala que dichos eventos suelen ser seguidos por un reclutamiento incrementado de aleta amarilla en el Pacífico oriental. El intervalo medio entre eventos fuertes y muy fuertes en el siglo veinte ha sido unos 8 años, y entre eventos de moderados a fuertes unos 5 años. El intervalo más largo entre eventos de El Niño fue 10 años, de 1943 a 1953, y el más corto un año, cuando el Niño que se formó a principios de 1989 disminuyó a mediados del año y entonces se desarrolló de nuevo con mayor fuerza que antes durante el verano austral de 1940-1941. Según datos que cubren el período del principio del siglo 16 al presente, han ocurrido eventos muy fuertes a intervalos irregulares de entre 14 y 63 años.

En 1983 el Grupo de Trabajo 55 del Comité Científico sobre Investigación Oceánica (SCOR) de las Naciones Unidas emitió la definición siguiente: "El Niño es la aparición de agua anormalmente cálida a lo largo del litoral del Ecuador y del Perú al norte de Lima (12°S) durante el cual una anomalía normalizada de la temperatura superficial del mar (TSM) de más de una desviación estándar ocurre durante al menos cuatro meses consecutivos en tres o más de cinco estaciones costeras (Talara, Puerto Chicama, Chimbote, Isla Don Marín, y Callao)." Actualmente se caracteriza el fenómeno de El Niño más completamente como solamente una manifestación de cambios anormales en la circulación oceánica y atmosférica global, durante la cual la profundidad de la termoclina en el POT es mayor que de costumbre y las TSM y el nivel del mar son anormalmente elevados. Ocurren también modificaciones significativas de las corrientes oceánicas, a raíz de una reducción marcada de los vientos de superficie del Pacífico tropical. La termoclina más profunda y las TSM más elevadas significan un hábitat más amplio para los atunes en aguas tropicales y subtropicales, pero implica también una reducción marcada en los nutrientes en la capa de mezcla superior de estas aguas. Esto lleva subse-

cuentemente a una disminución del alimento, y probablemente a su redistribución. El nivel del mar y la profundidad de la termoclinia en el POT están correlacionados inversamente con la fuerza de los vientos de oriente en el Pacífico tropical. El Índice de Oscilación del Sur (IOS), la diferencia entre las anomalías de la presión al nivel del mar (PNM) estandarizada en Darwin (Australia), a 12°S, y Tahiti, a 17°S, es una medida importante de la fuerza de la circulación del viento en la región tropical. Se vigila constantemente el IOS, ya que proporciona una de los primeros indicios de que está a punto de ocurrir un Niño.

Efectos posibles de eventos de El Niño sobre la pesca del atún

En los últimos cincuenta años el esfuerzo de pesca y las capturas de aleta amarilla y barrilete en el Océano Pacífico oriental (OPO) han aumentado continuamente. En 1960 la pesca con red de cerco era ya el método predominante en el OPO. Periódicamente, los atunes parecían ser menos abundantes, particularmente frente al norte de Sudamérica, y las tasas generales de captura disminuían de forma significativa. Datos anuales de captura y esfuerzo compilados por el personal de la CIAT demuestran que en años con un evento de El Niño de moderado a fuerte, de 12 meses o más de duración, las capturas de aleta amarilla y barrilete combinadas fueron inferiores al promedio de aquella década. Por ejemplo, en los años 40 ocurrieron dos eventos de El Niño. Hacia fines de 1940 se desarrolló un evento fuerte que permaneció fuerte durante enero de 1941; aparentemente desapareció antes del fin del año, pero apareció de nuevo en 1943. La captura combinada de aleta amarilla y barrilete en 1941 fue inferior al promedio de la década de los 40 en un 42%, y la de 1943 en un 50%. Un Niño de débil a moderado apareció a principios de 1953 y persistió durante el año entero; las capturas de aleta amarilla y barrilete combinadas en ese año fueron un 17% inferiores al promedio de la década de los 50. En 1957 se desarrolló un Niño fuerte en toda la zona tropical, y el agua cálida se extendió por la zona subtropical de ambos hemisferios; los efectos persistieron hasta 1959. Un examen superficial de los datos de captura de 1957 a 1960 indica que las capturas de aleta amarilla y barrilete combinadas en todos esos años fueron similares al promedio de la década de los 50. Un examen más detallado, empero, señala que en 1957 y 1958 las capturas cerqueras fueron entre 40 y 50% inferiores al promedio de los barcos cerqueros en la misma década. En contraste, las capturas de los barcos de carnada fueron un 20% superiores al promedio de la década para ese tipo de barco. Los datos indican también que durante 1957 y 1958 la pesca más productiva tuvo lugar en latitudes más al norte y más al sur que de costumbre (Boletines de la CIAT: Vol. 4, N° 6; Vol. 6, N° 3; Vol. 6, N° 5), y que la pesca fue generalmente pobre en las áreas tradicionales de pesca en las aguas costeras entre Cabo San Lucas y el norte del Perú desde 1957 hasta mediados de 1959. Durante los años 60 las redes de cerco fueron el arte de pesca predominante en el OPO y, afortunadamente, ocurrió solamente un Niño significativo, que comenzó a principios de 1965 y terminó en enero de 1966. La captura combinada de aleta amarilla y barrilete en 1965 fue 15% inferior al promedio de la década (Tabla 1). La expansión rápida de la pesquería con arte de cerco en los años 60 podría haberse debido, en parte, a la ausencia de episodios prolongados de El Niño en ese período. La década de los 70 fue un período de aguas relativamente cálidas, en comparación con la década anterior: el primer Niño fuerte desde aquel de 1957-1959 comenzó a fines de 1971 y perturbó la pesca atunera durante el año 1972 entero. En ese año la captura combinada de aleta amarilla y barrilete fue 25% inferior al promedio anual de la década, y hubiera sido probablemente aún más baja si en 1968 los barcos cerqueros no hubieran comenzado a pescar al oeste de 120°W durante el verano austral. Durante 1976 comenzó a desarrollarse un Niño débil, pero con efectos aparentemente mínimos, ya que las capturas de aleta amarilla y barrilete combinadas fueron 28% superiores al promedio de la década. Durante el resto de la década y en 1980 y 1981 las TSM permanecieron ligeramente (menos de 1°C) superiores al nivel normal en la mayor parte del POT. A mediados de 1982 las TSM y el nivel del mar comenzaron a ascender con rapidez, y al fin del verano austral de 1982-1983 las TSM estaban de 4° a 8°C por encima del nivel normal en gran parte del POT. Este Niño fue el más fuerte y más extenso del siglo, y causó que las tasas de captura de aleta amarilla y barrilete descendieran y que

a mediados de 1983 una buena parte de la flota atunera se hubiera trasladado al Pacífico occidental. Las capturas de aleta amarilla y barrilete combinadas en el segundo semestre de 1982 y a lo largo de 1983 fueron 34 y 37% inferiores, respectivamente, al promedio anual de los años 80. Los efectos adversos de este Niño continuaron en 1984, y la captura combinada de aleta amarilla y barrilete en ese año fue un 28% inferior al promedio de la década. En 1987 se desarrolló otro Niño, pero fue débil y tuvo poco efecto sobre la pesquería al norte de 5°N; la captura de aleta amarilla y barrilete combinada fue 17% mayor al promedio de los años 80. Este aumento se debió a varios factores, comentados en la sección del presente informe titulado **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991**.

Calentamiento gradual en el POT, pero ningún Niño en 1990

Durante 1988 y 1989 predominaron condiciones fuertes de "anti-El Niño" en el POT. Hacia el fin del primer trimestre de 1990 las anomalías de las TSM en el POT indicaban que estas condiciones estaban terminando. Las TSM eran casi normales en la mayor parte del POT, excepto las aguas costeras de Perú y Ecuador, que permanecieron un poco más frías que de costumbre. En la Figura 38 se ilustran las variaciones anuales de las anomalías de las TSM en 1990 correspondientes a Talara, Chimbote, y Callao (Perú) y las Islas Galápagos. Todas estas estaciones registraron anomalías negativas, que se hicieron más pequeñas a medida que desaparecían los efectos del "anti-El Niño" en el primer trimestre. A quinientas millas náuticas del Perú apareció temporalmente un área de agua fría, el resultado de una mezcla fuerte por el viento entre el sistema de PNM del sur al oeste del Perú y centros de tormenta frecuentes desplazándose a través del norte de Chile. En febrero de 1990 el National Weather Service (NWS) de los Estados Unidos advirtió que era posible que ocurriera un Niño, con base en el calentamiento anormal del océano y los vientos menos fuertes que de costumbre que prevalecieron durante varios meses en el Pacífico ecuatorial central y occidental. El NWS consideró ésto ser un buen indicio del posible desarrollo de un Niño en el POT en 1990. Esta opinión se vió apoyada por unos IOS ligeramente negativos, que potencialmente contribuirían a que las anomalías positivas de las TSM en el Pacífico central se extendieran al este hacia el POT, siempre que los vientos tropicales de oriente permanecieran débiles.

Durante el segundo trimestre la tendencia de calentamiento de las TSM en el primer trimestre comenzó a decelerar. En la región de altura al sur de la línea ecuatorial y al oeste de 110°W las TSM tendieron a disminuir a raíz del aumento en los vientos de oriente, que causaron una mayor mezcla por el viento que en los meses previos. A lo largo de la línea ecuatorial entre 90°W y 110°W unas TSM superiores al nivel normal indicaron que el afloramiento había disminuido, pero en otras partes de esa misma latitud las TSM siguieron casi normales. Las estaciones de Chimbote, Talara, y Baltra registraron TSM casi normales, o ligeramente superiores a lo normal; permanecieron a esos niveles hasta el tercer trimestre de 1990 (Figura 38). En un gran área al oeste de Baja California y al sur de México aparecieron TSM de 1° a 2°C superiores a lo normal al principio del segundo trimestre, debidos principalmente a la falta de fuerza de los vientos locales y a la estratificación de la capa de superficie. Los pescadores creían que este calentamiento señalaba un Niño, pero al fin del segundo trimestre no había ocurrido un calentamiento a gran escala en el POT, y por lo tanto tampoco un Niño.

Durante el tercer trimestre se reanudó la tendencia al calentamiento en las áreas de altura del POT, especialmente al sur de la línea ecuatorial. Las anomalías negativas significativas de las TSM presentes en el primer trimestre desaparecieron a lo largo de la línea ecuatorial y frente al Ecuador y al Perú. Las TSM en las estaciones costeras, excepto Chimbote, fueron ligeramente inferiores a lo normal (Figura 38); las de Chimbote siguieron indicando anomalías positivas significativas ascendentes hasta el fin del trimestre. El agua anormalmente cálida, que había incidido adversamente sobre la pesca atunera frente al sur de México en el segundo trimestre, estaba regresando a su temperatura normal, debido a tormentas tropicales frecuentes y una mezcla considerable por el viento de la superficie del océano.

Durante el cuarto trimestre las TSM fueron superiores a lo normal en las áreas de altura del POT, pero sin grandes áreas con anomalías positivas de más de 1°C. Sin embargo, a lo largo de la línea ecuatorial al este de 150°W se desarrollaron varias áreas pequeñas con anomalías positivas de más de 1°C, señalando un afloramiento menos fuerte que de costumbre. En el área ecuatorial al oeste de 170°W una gran región con anomalías positivas de más de 1°C se estaba desplazando lentamente hacia el POT. En la Figura 40 se ilustran las anomalías correspondientes a diciembre de 1990; mapas correspondientes a otros meses fueron publicados en los Informes Trimestrales de la CIAT de 1990. Este mapa señala el cambio progresivo de las condiciones de "anti-El Niño" que prevalecieron en el último trimestre de 1989 al calentamiento precursor de un Niño, especialmente frente al Ecuador y el Perú.

El personal de la CIAT vigila varios parámetros oceanográficos y meteorológicos como parte de su evaluación de las condiciones atmosféricas y oceánicas en la pesquería atunera. Además de las TSM, las variaciones en la profundidad de la capa de mezcla (PCM) o profundidad del límite superior de la termoclinia, el nivel del mar, y la fuerza de la circulación atmosférica en la superficie proporcionan indicios útiles de eventos de calentamiento o enfriamiento en la capa de superficie oceánica en el POT. El IOS (ver definición arriba) es una medida de la fuerza del sistema de PNM y la circulación del viento de este a oeste, principalmente en el Pacífico sur. En la Figura 39 se presentan las variaciones anuales de la PCM, las anomalías del nivel del mar, y los IOS de 1989 y 1990. Los datos de esta figura provienen del "Climate Diagnostics Bulletin," publicado por el National Weather Service de los Estados Unidos. Durante el primer trimestre de 1989, mientras el "anti-El Niño" iba desapareciendo lentamente, la PCM permaneció somera, el nivel del mar en Ecuador y Perú fue muy inferior al normal, y el IOS (+1.5 a +2.0) reflejaba una circulación tropical fuerte. Durante la mayoría del resto de 1989 la PCM, el nivel del mar, y el IOS permanecieron cerca del promedio a largo plazo (PLP). En 1990 las tendencias fueron contrarias: la PCM fue mayor que de costumbre entre enero y junio, el nivel del mar fue superior a lo normal entre enero y marzo, y el IOS, reflejando un sistema de PNM y una circulación de vientos de oriente débiles, fue inferior al nivel normal entre enero y marzo (Figura 39). Estos cambios con respecto al año anterior, junto con las TSM elevadas en el Pacífico central, parecían señalar la etapa inicial de un Niño, pero al comenzar el segundo trimestre todos estos indicios habían desaparecido. La PCM se redujo hacia su PLP, el nivel del mar descendió a varios centímetros por debajo de su PLP, y el IOS indicaba que se había establecido un sistema más fuerte de PNM y circulación del viento. Durante los dos últimos trimestres de 1990 la PCM fue ligeramente mayor al PLP, excepto en septiembre, el nivel del mar ligeramente inferior al valor de su PLP, y el IOS ligeramente negativo, excepto en julio y octubre. Todo ésto indica un sistema de PNM y circulación del viento más débil que de costumbre. Al fin de 1990 el nivel del mar en la costa era ligeramente inferior al PLP, pero al oeste de 120°W ascendió lentamente durante el cuarto trimestre. Todas las estaciones costeras del Ecuador al Perú central, excepto Callao, registraron TSM tendiendo al nivel normal hacia el fin del cuarto trimestre (Figura 38). Las áreas de altura presentaron una tendencia general de TSM ascendentes durante el año, interrumpida por breves períodos de enfriamiento en algunas áreas. Tomando en cuenta todos los índices arriba mencionados, parece probable que se desarrolle condiciones de El Niño lentamente en el primer trimestre de 1991.

INVESTIGACIONES ATUN-DELFIN

Las responsabilidades de la Comisión incluyen la investigación de los problemas ocasionados por la relación atún-delfín en el Océano Pacífico oriental, descritos en la página 177.

Toma de datos

En 1990 observadores de la CIAT zarparon en 223 viajes de pesca en el OPO a bordo de cerqueros de la clase 6 (capacidad >400 toneladas cortas) con bandera de Costa Rica, Ecuador, España, los Estados Unidos, Honduras, México, Panamá, Vanuatu, y Venezuela. En el año fueron observados

246 viajes, 23 de ellos iniciados en 1989 y completados a principios de 1990.

Observadores del National Marine Fisheries Service (NMFS) acompañaron a 45 viajes de barcos estadounidenses, 5 de ellos iniciados en 1989. El total de 291 viajes cubiertos por los dos programas es el mayor número y el mayor porcentaje de cobertura de los 12 años del programa de la CIAT.

Los observadores toman datos sobre la mortalidad incidental de mamíferos marinos en las faenas de pesca, la abundancia de los mismos, el esfuerzo de pesca, y métodos alternativos de pesca. En los últimos años han tomado también datos de otros tipos, a fin de ampliar los conocimientos del ecosistema del OPO. En 1990 los observadores de ambos programas comenzaron a tomar datos sobre las tortugas marinas involucradas en la pesca de atunes con red de cerco. Para este proyecto se crearon dos nuevos formularios de datos, el *Registro de Avistamientos de Tortugas Marinas* y el *Registro de Tortugas Marinas*, y se espera que la información reunida lleve a un mayor conocimiento de la distribución de las tortugas marinas en el OPO.

En la Tabla 15 se resume la cobertura de los cerqueros de la Clase 6 de la flota internacional. En años previos se asignó un observador a cada tercer viaje de pesca emprendido por un barco, logrando así una cobertura al 33%; con este nivel de muestreo es posible estimar la mortalidad de los delfines con niveles de error aceptables. Sin embargo, a raíz del nuevo reglamento sobre la importación del atún aleta amarilla a los Estados Unidos, se introdujeron varios planes distintos de muestreo durante el año. La cobertura de la flota estadounidense al 100%, especificado por el NMFS, continuó en 1990, pero el nivel real fue de solamente 89.5% porque un barco carecía del permiso emitido por el gobierno de los Estados Unidos para pescar atunes asociados con delfines, y no llevó observador en ninguno de sus viajes.

La tasa general de cobertura de las flotas de los otros países ascendió al 40.1%. La cobertura de las flotas menores (Colombia, Costa Rica, Ecuador, España, Honduras, Panamá, Perú, y Vanuatu) aumentó a un 50%, y al fin del año algunas de éstas habían incrementado la cobertura al 100% voluntariamente. El nivel de muestreo de las flotas mayores (México y Venezuela) fue alrededor del 40% durante el año.

Con dos excepciones, todas las flotas participaron a un nivel superior al 33% en 1990. Un barco colombiano realizó su viaje inaugural hacia fines del año sin observador, y un barco peruano hizo dos viajes sin observador.

Certificados de pesca “sin delfines”

En abril de 1990 varios procesadores de atún importantes en los Estados Unidos decidieron no comprar atunes capturados en asociación con delfines. Un barco que quisiera vender pescado a una de estas empresas necesitaría haber llevado durante el viaje en cuestión un observador de la CIAT o el NMFS quien podría constar que no se realizaron lances intencionales sobre atunes asociados con delfines. La CIAT acordó emitir certificados al respecto, firmados por el observador y un representante de la Comisión. Entre mayo de 1990 y el fin del año, se otorgaron 24 certificados de este tipo a barcos de Costa Rica, Ecuador, España, Panamá, Vanuatu, y Venezuela. El NMFS otorgó certificados similares a barcos estadounidenses que cumplieron con los requisitos.

Capacitación

Durante 1990 se celebraron nueve cursos de capacitación de técnicos científicos para la toma de datos a bordo de barcos atuneros (Tabla 16). Los asistentes fueron capacitados en la identificación de atunes y mamíferos, tortugas, y aves marinas, los requerimientos y procedimientos para la toma de datos, la estimación del tamaño de las manadas de mamíferos marinos, el equipo y las faenas de pesca, y el protocolo y la seguridad a bordo del barco.

A petición del Gobierno de Colombia, la Comisión impartió en la ciudad de Buenaventura (Colombia) un curso de capacitación para 25 técnicos científicos colombianos (Figura 41). Estos técnicos

acompañarán como observadores a los viajes de pesca de barcos de esa bandera y de barcos de otras naciones que descargan su captura en puertos colombianos o zarpan de los mismos. El curso, efectuado entre el 21 de mayo y el 5 de junio de 1991, contó con el auspicio del Gobierno de Colombia y de la Asociación Nacional de Industriales de Colombia (ANDI). La coordinación del curso estuvo a cargo de la Dra. Martha Bernal de Mosquera, Subdirectora de Producción Pesquera del Ministerio de Agricultura.

Programa de artes de pesca

Servicios

Durante 1990 el personal del programa de artes de pesca participó en alineaciones del paño de protección de delfines (PPD) y revisiones del equipo de protección de delfines en 23 barcos de la flota internacional, con banderas de Colombia, los Estados Unidos, México, y Vanuatu. Para verificar la alineación del PPD, se realiza un lance de prueba, durante el cual un técnico de la CIAT observa el desempeño de la red durante el retroceso desde una balsa inflable. Transmite sus observaciones, comentarios, y sugerencias al capitán del barco por radio, y se procura resolver cualquier problema que surja. Posteriormente, se prepara un informe para el armador o administrador del barco, en el cual se resumen los comentarios del técnico de la CIAT y, en caso necesario, las recomendaciones para mejorar el equipo de protección de delfines del barco y/o la forma de usarlo.

La CIAT ofrece además otros servicios para ayudar a barcos individuales y flotas a reducir la mortalidad de delfines. En las oficinas regionales de la CIAT se pueden obtener publicaciones y cintas video sobre el tema. A petición, y siempre que se disponga de las autorizaciones necesarias, se preparan *Análisis de crucero*, informes detallados sobre viajes de pesca observados, que se envían a los armadores para permitirles evaluar el desempeño de barcos y capitanes. Se ha probado también equipo experimental que podría contribuir a la reducción de la mortalidad de los delfines en la red.

Lancha de rescate de delfines

Basándose en las recomendaciones para la modificación del Kawasaki *Jet Mate* (Informe Anual de la CIAT de 1989) y sus propias ideas, ingenieros de las empresas mexicanas Maratún S.A., Botes Baja S.A., y Honor Marine Communications de México diseñaron una lancha de rescate de delfines (LRD) con propulsión a chorro, dotada de un motor de fuera borda de 35 caballos y un sonar direccional con una frecuencia principal de 250 kHz. La LRD está ideada para (1) atravesar fácilmente la línea de corchos y maniobrar dentro del cerco, (2) arrear a los delfines hacia el ápice del canal de retroceso, usando el sonar y el ruido y burbujeo del motor, y (3) ayudar en el rescate manual de los delfines atrapados en la malla o todavía en el cerco después de terminado el retroceso. A principios de 1990, un científico de la CIAT observó cinco lances realizados por el cerquero mexicano *Maria Verónica*, en los cuales se usó la LRD; se tuvo que abandonar el experimento a raíz de daños sufridos por la LRD durante el sexto lance.

Después de estas pruebas preliminares, se reparó y modificó la LRD; a continuación fue usado en un viaje del cerquero mexicano *Maria Fernanda* del 5 de julio al 5 de septiembre de 1990, durante el cual un representante de la CIAT observó 42 lances sobre atunes asociados con delfines. La LRD probó ser ágil y fácil de maniobrar dentro del cerco; podía describir círculos de 5 a 10 m de diámetro, y mantener a los delfines cerca del ápice del canal de retroceso.

No se observaron diferencias aparentes entre los lances en los cuales se usó el sonar y aquellos en que no se usó.

Modificación de la red

Dos barcos estadounidenses hicieron viajes equipados con una red modificada de acuerdo con recomendaciones hechas por un panel de capitanes coordinado por el Porpoise Rescue Foundation.

Estos opinaron que parte de la mortalidad ocurría cuando los delfines se acumulan en el fondo del canal de retroceso, debajo del paño de protección de delfines (PPD) durante el retroceso, o bien cuando presentan un comportamiento de "aletargamiento," en el cual parecen descansar en el fondo de la red durante el retroceso. Un PPD normal consiste de dos paños de malla de 1.25 pulgadas, fabricados con hilo de nylon de 24 hilos, unidos directamente a la línea de corchos. Se hicieron las modificaciones siguientes: (1) se añadió un tercer paño, de 2 pulgadas de luz de malla, debajo del PPD; (2) se añadió un paño de guarda, de 40 mallas de 1.25 pulgadas de ancho y fabricado de hilo de nylon de 36 hilos, entre la línea de corchos y el borde superior del PPD; y (3) se usaron dos cabos paralelos en lugar de la línea de corchos sencilla regular: a uno se unió el paño de guarda y por el otro se pasaron los corchos, manteniendo éstos así independientes del PPD, y uniendo los dos cabos entre cada corcho. Este sistema, llamado "corchos volados" por los pescadores, ofrece varias ventajas: elimina la formación de hoyos entre el PPD y los corchos, en los cuales los delfines pueden atorarse; reduce la tensión en esta parte crítica del PPD, y por lo tanto la posibilidad de que ésta se desgarre; permite ajustar fácilmente la flotabilidad de la red, ya que se pueden añadir o quitar corchos con gran facilidad; permite a los corchos rotar sobre su eje, de manera que los delfines puedan deslizarse sobre ellos y escapar del cerco; y es posible que contribuya también a un hundimiento más rápido de los corchos durante el retroceso, facilitando así la liberación de los delfines cercados.

Uno de estos dos barcos fue a pescar en el Pacífico occidental, mientras que el otro realizó 3 viajes en el OPO. El número de lances sobre delfines fue insuficiente para permitir hacer comparaciones estadísticamente válidas; sin embargo, ambos capitanes se mostraron complacidos con el desempeño de la red.

Seminarios

En 1990 se celebraron seis seminarios sobre la reducción de la mortalidad de los delfines (Tabla 17). Dichos seminarios están ideados no solamente para los capitanes de los barcos, encargados de las faenas de pesca, sino también para los otros tripulantes y para el personal administrativo responsable del equipo y mantenimiento del barco. Se presenta un certificado de participación a todos los pescadores que asisten a estos seminarios.

Estimación de la mortalidad incidental de delfines en 1990

En 1990 la mortalidad incidental de los delfines disminuyó de forma significativa con respecto a los niveles de 1989. La mortalidad total ocasionada por la flota internacional, que incluye barcos de Colombia, Costa Rica, Ecuador, España, los Estados Unidos, Honduras, México, Panamá, Perú, Vanuatu, y Venezuela, se estima en 52,531 delfines (usando el estimador de razón de mortalidad por lance) o 55,892 delfines (usando el estimador de razón de mortalidad por tonelada), reducciones de 46 y 45%, respectivamente, con respecto a 1989 (Tabla 18).

La mortalidad estimada es el producto de dos componentes: el número de lances realizados sobre peces asociados con delfines (o el tonelaje de atún aleta amarilla capturado en los mismos) y la mortalidad promedio de delfines por lance realizado sobre peces asociados con delfines (o por tonelada de aleta amarilla capturada en estos lances).

Esfuerzo dirigido hacia peces asociados con delfines

El esfuerzo dirigido hacia peces asociados con delfines es afectado por el nivel total de esfuerzo de la flota (es decir, el número de lances sobre peces asociados con delfines oscila de acuerdo con el tamaño de la flota que faena en el área) y por consideraciones comerciales (la demanda por peces grandes, asociados generalmente con delfines, incrementará el esfuerzo sobre éstos, mientras que una demanda por pescado "sin delfines" lo reducirá). El número estimado de lances sobre peces asociados con delfines en 1990 (10,570) fue inferior al nivel de 1989 (12,580) y similar a aquel de 1988 (10,500). La

mayoría de la reducción entre 1989 y 1990 se debe al éxodo del área de los barcos estadounidenses; el número de lances sobre peces asociados con delfines realizados por barcos de ese país disminuyó en un 48% con respecto a 1989, mientras que el tonelaje de aleta amarilla capturado en lances de este tipo se redujo en un 46%. El esfuerzo de la flota de los otros países sobre peces asociados con delfines, medido en número de lances, se redujo en tan sólo un 4%, mientras que la captura de aleta amarilla en esos lances aumentó en un 4%.

Los datos tomados por los observadores indican que la proporción total de los lances sobre peces asociados con delfines cambió muy poco para la flota internacional entre 1989 y 1990 (62% contra 61%); para la flota estadounidense disminuyó del 77 al 59%, y para la flota de los demás países aumentó del 58 al 62%. La proporción del tonelaje total capturada en lances sobre peces asociados con delfines disminuyó ligeramente para la flota internacional (76% en 1989, 71% en 1990); para la flota estadounidense disminuyó significativamente, de 85 a 67%, mientras que para la flota de los demás países permaneció estable en un 72%.

Mortalidad promedio por lance (por tonelada)

Esta variable es afectada principalmente por el desempeño de los pescadores en el rescate de los delfines, por la condición del equipo usado para este fin, y por causas naturales (la proporción de lances con corrientes fuertes, el tamaño medio de las manadas de delfines, etc.). Las razones generales, obtenidas al dividir la mortalidad total estimada por el número estimado de lances sobre peces asociados con delfines (o toneladas de aleta amarilla capturadas in los mismos), demuestran que, para la flota internacional, la mortalidad por lance se redujo en un 38%. La mortalidad por lance de la flota estadounidense se redujo en un 25%, y la mortalidad por tonelada en un 28%; para la flota de los demás países, las reducciones fueron 42 y 45%, respectivamente.

En resumen, una comparación de estas reducciones con los cambios generales en la mortalidad (46 ó 45%, según cuál razón se usa) demuestra que la causa principal de la reducción de la mortalidad ha sido la mejora en el desempeño de la flota. La decisión de algunas enlatadoras de no comprar atún capturado en asociación con delfines ha resultado en la salida de la mayoría de la flota estadounidense del OPO, con la reducción consecuente del número de lances sobre peces asociados con delfines realizados por dicha flota, pero el efecto sobre las otras flotas ha sido menor. La base de datos de la CIAT contiene para cada año algunos viajes sin lances sobre peces asociados con delfines, generalmente en la parte sur de la pesquería. Muchos de los viajes sin lances de este tipo realizados por barcos no estadounidenses tuvieron lugar en esta región, y la proporción de estos viajes es solamente ligeramente superior al nivel normal para esa región.

Otros cambios en 1990 que podrían haber afectado las tasas de mortalidad de la flota internacional son:

- El porcentaje de lances sobre peces asociados con delfines con mortalidad nula aumentó de 44.9% en 1989 a 53.9% en 1990.
- La captura media de atún aleta amarilla en lances sobre peces asociados con delfines aumentó de 16.7 toneladas en 1989 a 17.4 toneladas en 1990.
- La proporción de lances sobre peces asociados con delfines comunes disminuyó de 7% en 1989 a 3% en 1990.
- El tamaño promedio de las manadas de delfines capturadas aumentó de 579 delfines en 1989 a 622 en 1990.
- La proporción de lances nocturnos disminuyó de 9.0% en 1989 a 6.7% en 1990.

Estimaciones de la abundancia relativa

Para evaluar los efectos posibles de la mortalidad incidental sobre la magnitud de los stocks de delfines, se han realizado varios esfuerzos por estimar la abundancia de los mismos, generalmente mediante la aplicación de la metodología de transectos lineales a los datos tomados en barcos atuneros,

de investigación, o ambos. En los últimos años, el NMFS ha llevado a cabo una serie de cruceros de investigación a fin de estimar las tendencias en la abundancia de los stocks principales de delfines. Los investigadores de la CIAT han analizado los datos tomados por los observadores asignados a barcos atuneros cerqueros. Los datos de los observadores forman una base de datos amplia sin costo adicional, con cobertura regular de una porción sustancial del área ocupada por los stocks de interés. No obstante, debido a la naturaleza de la pesquería, se violan a menudo las suposiciones necesarias para que el muestreo de transectos lineales produzca estimaciones de abundancia absoluta insesgadas, y por lo tanto se desarrollaron procedimientos para obtener estimaciones lo más robustas posible (ver Informe Anual de la CIAT de 1987). Sin embargo, ya que es poco probable que dichos procedimientos eliminén todos los sesgos, se deberían considerar las estimaciones como índices de la abundancia relativa de los stocks, y no de su abundancia absoluta.

La estimación de la abundancia relativa de un stock dado es calculado a partir de estimaciones de la tasa de encuentro de las manadas, el tamaño medio de las mismas, y el área de distribución del stock en cuestión, y de un factor de ajuste (derivado de un modelo ajustado a los datos de observaciones) que toma en cuenta las manadas que no fueron observadas. Para reducir el sesgo, se aplicaron esquemas separados de estratificación geográfica en la estimación de cada uno de los componentes del estimador. Se aplica un procedimiento no paramétrico ("bootstrap") para estimar las varianzas, usando los datos de viajes individuales como unidades de remuestreo.

Se ha desarrollado un procedimiento mejorado para evaluar el significado de las tendencias de los índices de abundancia. Anteriormente, se realizaba una prueba para detectar tendencias lineales a través de un período móvil de cinco años, ponderando cada estimación en el período por el inverso de su varianza. Este procedimiento puede ser inadecuado, ya que no toma en cuenta las consecuencias de cambios no lineales en la abundancia, y tiende a generar resultados espurios a raíz de la brevedad del período tratado. Con el nuevo procedimiento se procura estimar las tendencias subyacentes en la abundancia mediante la suavización de la serie de estimaciones, usando un procedimiento de mediana compuesta móvil. La suavización de la serie reduce el efecto de las estimaciones extremas (atípicas) sobre la estimación de las tendencias, y mejora la precisión general, ya que incorpora más información en la estimación del índice de cada año. Ya que es poco probable que el número de delfines varíe de un año al siguiente, las estimaciones suavizadas que combinan información de años adyacentes señalan mejor los cambios, y los intervalos de confianza resultantes son más precisos.

Se calculan los intervalos de confianza suavizados combinando los procedimientos de suavización y "bootstrap." Tras obtener una estimación de "bootstrap" de un stock dado para cada año, se suavizan las estimaciones a través de los años. Se repite este procedimiento 79 veces, y sobre la base de las estimaciones suavizadas se obtienen límites de confianza de 80% aproximados para cada año. Se usa la secuencia de medianas de las estimaciones de "bootstrap" suavizadas como la "mejor" estimación de la tendencia. El procedimiento de suavización no funciona bien con el primer y último punto de la serie, y por consiguiente no se presentan estimaciones suavizadas para el primer y último año de la serie para cada stock. Se continúa la evaluación de otros métodos de suavización.

En la Tabla 19 se presentan el número de millas náuticas de esfuerzo de búsqueda por barcos atuneros con observadores a bordo y el número de observaciones realizadas durante estos períodos de búsqueda en 1990. En la Tabla 20 se presentan las estimaciones de abundancia relativa para 1990. En las Figuras 42-43 y 45-49 se presentan las estimaciones de las tendencias subyacentes para cada uno de los stocks principales asociados con atunes en el OPO. Ya que los límites de los stocks y la identidad de los mismos son inciertos, se presentan también estimaciones realizadas con datos agrupados de stocks imposibles de diferenciar en el mar (Tabla 21 y Figuras 44 y 50). Estos son los stocks de alta mar norteño y sureño del delfín manchado y los stocks norteño, central, y sureño del delfín común. Las líneas de trazos horizontales en estos gráficos corresponden a los límites de confianza de 80% superior e inferior de la estimación de la abundancia relativa para 1989. Los años para los cuales los intervalos de confianza enteros caen fuera de la región entre las líneas de trazos horizontales presentan abundancias relativas significativamente diferentes a aquellas de 1989.

Delfín manchado

El stock norteño del delfín manchado de altamar ha permanecido más o menos estable desde fines de la década de los 70 (Figura 42). Las estimaciones no suavizadas de abundancia relativa de los últimos cinco años fueron 3.2, 3.0, 2.7, 2.9, y 2.6 millones de animales, aproximadamente, lo cual sugiere que el nivel de la población es estable.

La estimación de la abundancia relativa para 1990 correspondiente al stock sureño del delfín manchado de altamar fue comparable a la estimación no suavizada de 1989 (Figura 43). Las estimaciones de los años anteriores a 1989 fueron sustancialmente inferiores.

Se sospecha que son comunes los movimientos a gran escala a través del límite que separa el stock de altamar norteño del sureño, y es por lo tanto preferible evaluarlos como si fueran un solo stock. Los datos en la Figura 44 sugieren que los dos stocks en combinación son estables o se están incrementando, y la prueba de 5 años de la tendencia en las estimaciones no suavizadas sugiere que no ha habido cambios entre 1986 y 1990.

Delfín tornillo

La estimación suavizada de la abundancia relativa en 1989 del stock oriental del delfín tornillo no es significativamente diferente a aquellas de los años anteriores (Figura 45), aunque las estimaciones no suavizadas de 1989 y 1990 son algo bajas.

En Informes Anuales previos se habló de los stocks panza blanca norteño y sureño del delfín tornillo, pero los estudios genéticos señalan que es más apropiado tratarlos como un solo stock. Estimaciones recientes para este stock sugieren que la abundancia del mismo ha sido bastante estable en los últimos años, tras una disminución hacia fines de los años 70 y a principios de los 80, seguida por una recuperación a mediados de los 80 (Figura 46).

Delfín común

El pequeño tamaño de las muestras de los mediados de la década de los 80 causa problemas al intentar evaluar las tendencias actuales de la magnitud del stock norteño del delfín común. En la Figura 47 parece haber algún indicio de una disminución del mismo a partir de 1980, pero la tendencia parece haberse atenuado en los últimos cuatro años. Las estimaciones de la abundancia relativa de 1986-1990 son 0.48, 0.30, 0.32, 0.24, y 0.28 millones de animales, en comparación con un promedio de 0.44 millones durante 1975-1983.

Las estimaciones de la abundancia relativa del stock central del delfín común han sido bajas desde 1980. Los datos en la Figura 48 sugieren que dicho stock podría estar más o menos estable, pero a un nivel reducido con respecto a aquel de los años 70.

Los datos del stock sureño del delfín común son escasos, dificultando la evaluación de las tendencias en la abundancia (Figura 49).

Si se agrupan los datos de los stocks norteño, central, y sureño del delfín común (Figura 49), hay pocos indicios de una tendencia reciente en la abundancia. Hay indicios de una disminución entre 1979 y 1982, pero ésta pudiera estar vinculada al Niño de 1982-1983.

Ciclo vital del delfín tornillo de Costa Rica

Científicos de la CIAT y el National Marine Fisheries Service (NMFS) de los Estados Unidos vienen realizando un estudio del stock costarricense del delfín tornillo. Se sabe poco del ciclo vital de dicho stock, ya que casi nunca se captura en redes de cerco, y los observadores han tomado pocos especímenes biológicos para estudiar en el laboratorio. La morfología del stock es similar a aquella del delfín tornillo oriental, pero los costarricenses son más esbeltos y tienen el rostro proporcionalmente más largo. La coloración de los dos stocks es parecida, pero la mancha genital blanca típica del tornillo oriental parece a menudo estar reducida o ausente en el tornillo costarricense.

En 1990 se realizó un análisis de las tasas de crecimiento de delfines tornillo costarricense de ambos sexos, usando datos de talla y edad tomados de 50 individuos. Las tallas fueron medidas en el mar, y la edad estimada en el laboratorio a partir de los grupos de capas de crecimiento (GCC) aparentes en dientes seccionados. La talla media de cinco neonatos (animales recién nacidos) sin GCC fue 87.2 cm. En la Figura 51 se presentan las tasas de crecimiento de machos y hembras, calculadas con una ecuación de Gompertz-Laird. La ecuación para los machos es:

$$L = 87 e^{.8001 \cdot e^{-.942t}} \text{ para } t \leq 7 \text{ años,}$$

y

$$L = 193 e^{.093(1 - e^{-.631(t - 7)})} \text{ para } t > 7 \text{ años.}$$

Los datos de las hembras no conformaron al modelo de crecimiento de dos ciclos, debido probablemente a que los animales de mayor edad no están bien representados en la muestra. La ecuación de un solo ciclo es:

$$L = 87 e^{.791(1 - e^{-.709t})}$$

La talla asintótica de los machos es 211 cm, 17% mayor que la del tornillo oriental, y de las hembras 192 cm, 10% mayor que la del tornillo oriental. Es probable el tornillo costarricense alcance una talla y edad mayores que las que indica esta muestra. Un estudio aéreo fotogramétrico del tornillo costarricense realizado por la CIAT señala que este delfín puede alcanzar una talla de al menos 240 cm. Una estimación de la edad calculada por el NMFS, usando un método que ahora se sabe subestima la longevidad, señaló que la longevidad máxima del tornillo oriental es al menos 20 años.

CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES EN 1990 Y PERSPECTIVAS PARA 1991

El Convenio que estableció la Comisión Interamericana del Atún Tropical manifiesta que las responsabilidades principales de la Comisión son estudiar la biología de los atunes y especies afines del Océano Pacífico oriental (OPO) para determinar los efectos de la pesca y de los factores naturales sobre la abundancia de los mismos y, con base en estos estudios, recomendar medidas apropiadas de conservación para mantener a los stocks de peces a niveles que permitan capturas máximas sostenidas. Para cumplir con esta obligación, el personal de la Comisión realiza un amplio programa de investigación que abarca estudios biológicos y oceanográficos y la toma y análisis de estadísticas detalladas de captura y esfuerzo de los barcos que pescan en el Pacífico oriental. De acuerdo con estas responsabilidades, se preparan documentos informativos para informar a los Comisionados de la evaluación actual del personal de la Comisión de la condición de los recursos atuneros en el OPO. En el presente Informe Anual se reproduce la información en dichos documentos, con cambios menores, para ponerlo al alcance del público en general.

ALETA AMARILLA

El aleta amarilla es la especie más importante capturada por la pesquería atunera de superficie en el OPO. El personal de la CIAT ha usado varios modelos con estructura de edades y de producción para evaluar el efecto de la pesca sobre la abundancia del aleta amarilla en el OPO y determinar la condición actual del recurso.

Modelos con estructura de edades

Los modelos con estructura de edades utilizan datos sobre el reclutamiento y sobre el crecimiento y mortalidad de peces individuales. Las estimaciones de estos parámetros se obtienen mediante el análisis de datos de frecuencia de talla y de los otolitos de los peces en la captura, complementados con datos de marcas devueltas y demás datos de varios tipos. Los investigadores de la CIAT

han recopilado datos sobre la composición de tamaños de aletas amarillas capturados en el OPO desde 1954, y han tenido acceso a datos análogos recopilados por el California Department of Fish and Game durante el período 1951-1954. Las partes duras fueron coleccionadas entre 1977 y 1979, y se realizaron los análisis a principios de los años 80. La gran mayoría del marcado fue llevada a cabo entre 1955 y 1981, y se continúa el análisis de los datos resultantes.

Análisis de la biomasa

Los estudios de la biomasa con estructura de edades realizados por los investigadores de la CIAT han producido información sobre la abundancia y mortalidad de peces de cohortes individuales muy útil para la evaluación del stock. (Una cohorte consiste de todos los peces reclutados a la pesquería al mismo tiempo; por ejemplo, los peces de la cohorte X73 alcanzaron una talla de unos 30 cm en noviembre de 1973, ingresaron inicialmente a la pesquería en pequeñas cantidades durante el primer semestre de 1974, y contribuyeron a ella de forma significativa por primera vez durante el segundo semestre de ese año; la cohorte Y73, que alcanzó los 30 cm en mayo de 1973, ingresó a la pesquería por primera vez en pequeñas cantidades en el segundo semestre del mismo año, y contribuyó significativamente a la pesquería por primera vez en el primer semestre de 1974.) El primer paso consiste en asignar a los peces a la cohorte adecuada. A continuación se calculan estimaciones del número de peces en cada cohorte al momento de reclutamiento y a varios intervalos subsiguientes, y también del número que es capturado y que muere durante cada intervalo. La información necesaria para realizar estos cálculos incluye la cantidad y peso promedio de los peces de cada cohorte en la captura, una estimación de la tasa de mortalidad natural (o estimaciones de una serie de tasas si la mortalidad natural no es constante para peces de distintas edades), y una estimación de la tasa de mortalidad por pesca correspondiente a por lo menos uno de los intervalos de captura de cada cohorte. Estas se denominan tasas "de inicio" de la mortalidad por pesca. Todas estas estimaciones se obtienen de los análisis de las estadísticas de captura, y de los datos de la frecuencia de talla, talla-peso, y proporción de sexos. Los resultados de estos análisis no tienen la precisión deseada porque, aunque es fácil distinguir los peces de una cohorte cuando son jóvenes, ésto se hace más y más difícil a medida que envejeцен, y por consecuencia es probable que se asignen a menudo a cohortes incorrectas. Por lo tanto no sólo son menos precisas de lo deseable las estimaciones de las capturas de los peces de cada cohorte, sino que las estimaciones de las tasas de mortalidad son algo imprecisas. Específicamente, se usa una tasa anual instantánea de mortalidad natural (M) de 0.8 para machos de cualquier edad. Para las hembras, se supone que M es 0.8 para los primeros 30 meses en la pesquería, y que subsecuentemente aumenta de forma lineal hasta llegar a 6.5 a los 80 meses. (En realidad, varía bastante entre cohortes.) Además, la capturabilidad de los peces varía con la edad, área, temporada del año, condiciones meteorológicas, y otras circunstancias, y las tasas de crecimiento y el momento de reclutamiento también varían. Todo ésto crea interferencia y produce también posiblemente un sesgo en los cálculos.

En la Tabla 22 se presentan las poblaciones medias estimadas de las distintas cohortes, expresadas en número de peces. En el caso de la cohorte X68, por ejemplo, el número medio de peces de edad 0 en el último trimestre del 1968 fue 23,667,000, y la población de la cohorte durante el primer, segundo, tercero, y cuarto trimestre de 1969 fue en promedio 19.38, 15.76, 12.53, y 9.40 millones de peces, respectivamente (filas de 1969, columna I). En 1970, el promedio de la población de peces de 2 años de edad de la misma cohorte del primer al cuarto trimestre fue 6.30, 3.76, 2.84, y 2.15 millones de peces, respectivamente (filas de 1970, columna II), y así sucesivamente. El promedio del número de peces de 0, 1, 2, 3, 4, 5, y 6 años de edad de las siete cohortes X (1968, 1967, 1966, 1965, 1964, 1964, y 1962) durante el último trimestre de 1968 fue de 23.67, 9.18, 2.26, 0.61, 0.13, 0.06, y 0.02 millones, respectivamente (1968, última fila). Se presentan los valores para las cohortes Y de igual forma, excepto que éstas aparecen por primera vez durante el segundo trimestre del año.

En la Tabla 23 se presentan las estimaciones del número de reclutas de cada cohorte en el período 1967-1989. Las estimaciones de 1990 son preliminares y están sujetas a cambios, debido a que

los reclutas han estado expuestos a la pesca menos de un año, y si su vulnerabilidad a la captura fue superior o inferior al promedio, entonces el reclutamiento habría sido sobreestimado o subestimado. Los promedios de los reclutamientos iniciales (columnas 2-4) son 36 millones para la cohorte X y 44 millones para la cohorte Y; el promedio de la población media durante el mes de reclutamiento (columnas 5-7) es 35 millones para la cohorte X y 43 millones para la cohorte Y. La variabilidad (el cociente de la estimación más grande a la más pequeña) entre años es aproximadamente igual para la cohorte X (3.12) y la cohorte Y (2.88), y aquella de los datos combinados (2.52) indica una relación inversa (no necesariamente significativa) para las dos cohortes. El reclutamiento ha sido variable, pero el promedio de 1978-1990 ha superado aquel de 1967-1977. Parece que fue ascendiente la tendencia en el reclutamiento en los 20 últimos años, con un reclutamiento inicial medio de unos 64, 73, y 95 millones de peces durante los períodos de 1967-1975, 1976-1982, y 1983-1990, respectivamente (Figura 52). Se podría sin embargo postular que ésto se debe a una variación aleatoria, especialmente en el período 1973-1990, cuando el reclutamiento inicial medio fue unos 84 millones de peces.

Los números de peces en la Tabla 22 fueron convertidos a pesos, usando los datos del peso promedio de los peces de distintos tamaños (Tabla 24), para calcular la biomasa anual media estimada (peso total promediado sobre cuatro trimestres) de cada cohorte. Se estimaron tasas de mortalidad por pesca de inicio distintas para los meses en los cuales se explotaron por última vez las distintas cohortes, de acuerdo con las fluctuaciones del esfuerzo de temporada a temporada. Además, para permitir una comparación, se hicieron los cálculos para todas las cohortes con tasas de inicio superiores o inferiores a aquellas que se consideran ser las mejores estimaciones. Se ajustaron estas tasas para lograr una comparación mejor de las estimaciones de la biomasa de las cohortes (Figura 62, recuadro inferior) con las demás tendencias estimadas de la abundancia (Figura 62, recuadros superior y central). Se calcularon las estimaciones de la biomasa (Figura 53) usando valores mensuales. En esta figura es fácil ver la fuerza relativa de las varias cohortes. Por ejemplo, el reclutamiento de las cohortes X84 y Y84 combinadas fue más o menos normal (Tabla 23) y su biomasa (Figura 53, sombreado doble) alcanzó su máximo a la edad de 2 años. Estas cohortes no fueron explotadas de forma intensiva hasta 1987, cuando tenían 2 años de edad (Figura 3). En cambio, el reclutamiento inicial de las cohortes X72 y Y72 combinadas (Figura 53, rayas diagonales) fue inferior al promedio (Tabla 23), y después de la pesca intensiva de los peces de la cohorte Y a la edad de 1 año en 1973 (Figura 54), su biomasa fue relativamente baja (Figura 53) en los años subsiguientes.

En la Figura 55 se presentan las estimaciones de la biomasa anual media correspondientes al período de 1967-1990, correspondientes a todos los peces de todas edades y a "peces grandes" (todos los peces de ambas cohortes presentes en la pesquería durante más de 17 meses). El promedio de la biomasa total en el período 1967-1971 fue de unas 359 mil toneladas cortas. Consistía de una gran proporción de peces más viejos, procedentes del reclutamiento de 1965-1967 y poco explotados en su juventud. El reclutamiento inferior al promedio, junto con el aumento de la explotación durante el período 1969-1972, provocó una reducción de la biomasa de peces más viejos de 1969 a 1973. Permaneció baja hasta 1974, mientras que la abundancia de peces más pequeños aumentó en ese año a raíz de una generación anual extremadamente numerosa en 1973, la cual produjo la mayor parte del aumento en la biomasa de peces grandes en 1975 y 1976. La captura de aleta amarilla en 1976 fue la sexta en importancia en la historia de la pesquería. El reclutamiento inferior al promedio de 1975 y 1976, junto con la explotación fuerte de peces jóvenes entre 1973 y 1982, provocaron una reducción en la biomasa de peces jóvenes y viejos, alcanzando en 1982 el nivel más bajo observado en años recientes. Aunque los reclutamientos de 1977 y 1978 fueron superiores al promedio (el de 1977 fue superado solamente por aquellos de 1973 y 1987), la captura de peces de 1 y 2 años de edad fue tan elevada que impidió que estas generaciones contribuyeran mayormente a la pesca en 1981 y 1982. El reclutamiento fue inferior al promedio desde 1979 hasta 1982, aproximadamente normal de 1983 a 1985, y superior al promedio desde 1986 hasta 1990. La biomasa aumentó en 1983, debido principalmente a la disminución del esfuerzo de pesca en ese año, y se incrementó mucho en 1984 y 1985 gracias al aumento del recluta-

miento y a la reducción de la pesca de peces jóvenes. Desde entonces ha permanecido casi estable.

En las Figuras 54 y 56 se presentan las capturas anuales de peces de las cohortes X e Y, y de ambas cohortes combinadas, durante el período 1967-1990. En la Figura 54 cada recuadro incluye las capturas de peces de una sola cohorte en diferentes años, mientras que en la Figura 56 cada recuadro incluye las capturas de peces de distintas cohortes en un solo año.

Los cambios ocurridos en la composición por edad de la población y la captura se ven bien claros si se comparan las Figuras 53 (estimaciones anuales de la biomasa de las cohortes X e Y), 55 (estimaciones anuales de la biomasa total y de peces grandes), y 56 (capturas anuales, clasificadas por edad). En los años setenta, cuando el esfuerzo de pesca era elevado, sobrevivían cada vez menos peces hasta alcanzar un tamaño grande. La reducción en el esfuerzo en 1982, 1983, y 1984 permitió el desarrollo de muchos peces que anteriormente hubieran sido capturados de jóvenes. La contribución total de las cohortes X e Y combinadas en el período de 1967-1985 (Figura 54) fluctúan de las 148 mil toneladas de la cohorte de 1976 a las 374 mil toneladas de la de 1973, con un promedio de 215 mil toneladas para los 19 grupos. De no haberse explotado la cohorte Y73 tan intensamente durante su primer año, las capturas correspondientes hubieran sido todavía mayores. Al dividir las capturas de estas cohortes combinadas por las estimaciones del reclutamiento iniciales correspondientes (Tabla 23) se producen estimaciones del rendimiento por recluta para cada cohorte combinada (Figura 57) que oscilan entre 2.2 y 3.4 kg (4.8 y 7.5 libras). El reclutamiento inicial varió entre 49 y 120 millones de peces, con un promedio de 70 millones, y produjo un rendimiento por recluta medio de 2.8 kg (6.1 libras).

Análisis de rendimiento por recluta

Además de los análisis de la biomasa con estructura de edades, se usa también el modelo de rendimiento por recluta. Cuando los peces de una cohorte son jóvenes, el peso total aumenta debido al rápido crecimiento en peso de los peces individuales, mientras que las pérdidas por mortalidad natural son leves. A medida que envejecen los peces, se reduce su tasa de crecimiento, mientras que la mortalidad natural permanece más o menos igual, y en consecuencia la disminución del peso total ocasionada por la mortalidad natural en ese período es superior al incremento por crecimiento, y el peso total sufre una pérdida neta. Eventualmente, la cohorte desaparece. La forma ideal de obtener el máximo rendimiento en peso de una cohorte de peces (suponiendo, para los fines de este estudio, que ese es el propósito de la administración de la especie) sería de capturar cada pez justo antes de su muerte por causas naturales, situación imposible de lograr. La mejor alternativa sería capturar a los peces cuando alcancen la edad o tamaño al cual la pérdida en el peso total ocasionada por la mortalidad natural compensa exactamente la ganancia debida al crecimiento ("edad crítica" o "tamaño crítico"). Esto es factible en el caso de algunos moluscos, como las ostras y las almejas, que quedan expuestos al bajar la marea y pueden ser capturadas fácilmente en ese momento. Si se vigila constantemente un banco de moluscos, y se recogen con frecuencia aquellos ejemplares que han alcanzado el tamaño crítico, se está ejerciendo un esfuerzo pesquero infinito sobre los organismos que han alcanzado dicho tamaño. Es obvio que esto no es factible para la mayoría de las especies marinas.

Si tampoco es factible esta segunda alternativa, entonces la intuición nos sugiere que la pesca debería comenzar por aquellos peces que todavía no han alcanzado el tamaño crítico. Esta es la tercera alternativa, y es la única viable para la mayoría de las especies de peces. Se supone, por ahora, que el tamaño de ingreso (es decir, el tamaño de los peces más pequeños capturados) puede ser controlada eficazmente. Si el esfuerzo de pesca es intenso, se seleccionaría un tamaño de ingreso sólo ligeramente inferior al tamaño crítico, la mayoría de los peces capturados serían de edad y tamaño cercanos al crítico, y el rendimiento sería casi tan elevado como con la segunda alternativa. Si el esfuerzo de pesca es menos intenso, se seleccionaría un tamaño de ingreso muy inferior al crítico, el rango de tamaño y edad de los peces capturados sería más amplio, y el rendimiento sería bien inferior a lo que se podría lograr con la segunda opción (pero continuaría representando el máximo posible sin incremento del esfuerzo).

No obstante, es posible que no se pueda controlar el tamaño de ingreso eficazmente. En tal caso, la única manera de administrar la pesquería es mediante el control del esfuerzo. Si el tamaño de ingreso es superior al tamaño crítico, se puede permitir un esfuerzo ilimitado, pero si es inferior, limitar el esfuerzo podría aumentar el rendimiento.

Cabe mencionar que es necesario permitir que algunos miembros de una cohorte se reproduzcan por lo menos una vez antes de ser capturados. Si los peces desovan mucho antes de alcanzar el tamaño crítico, la población probablemente no se verá afectada; sin embargo, si el desove ocurre después de que los peces hayan alcanzado el tamaño crítico, y el esfuerzo de pesca es intenso, es posible que el número de reproductores se reduzca al grado de repercutir negativamente en el reclutamiento de años subsiguientes. En consecuencia, una estrategia de pesca orientada a lograr el rendimiento por recluta máximo no producirá necesariamente un rendimiento máximo. Si la forma de pescar influye en el reclutamiento futuro, se logrará el rendimiento máximo mediante un control de la pesca que optimice la magnitud de la cohorte y el rendimiento por recluta en forma simultánea: esta posibilidad será analizada en detalle más adelante. (No obstante, esto no significa que una leve reducción del número de reproductores disminuiría el reclutamiento en años subsiguientes, puesto que esta situación no parece presentarse en la mayoría de las especies de peces). El modelo de rendimiento por recluta aquí descrito no considera la posibilidad de cambios en el reclutamiento, pero ésto sí forma parte de los modelos de producción, analizados más adelante.

Cabe señalar además que un aumento en la densidad de una población de peces puede llevar a una reducción en el crecimiento de individuos o un aumento en la mortalidad natural. Por consiguiente, es posible que la pérdida por captura de algunos peces de tamaño inferior al crítico sea compensada, al menos parcialmente, por el crecimiento más rápido y/o la mortalidad natural inferior del resto de los peces. Además, si la densidad de la población influye en las tasas de crecimiento y de mortalidad natural, ésto modificará el tamaño y la edad crítica de manera correspondiente. El modelo de rendimiento por recluta aquí descrito no toma en cuenta esta dificultad, pero se compensa en forma automática en los modelos de producción.

En el caso del aleta amarilla del OPO, las estimaciones del crecimiento y de la mortalidad natural obtenidas por los investigadores de la CIAT serían idealmente más confiables, pero se estima el tamaño crítico en aproximadamente 119 cm (34 kg o 75 libras). La mayoría de los peces capturados por la pesca con carnada son de tamaño bastante inferior. A fines de los años cincuenta y principios de los sesenta, cuando la mayor parte de la flota atunera cambió de la pesca con carnada a la pesca con red de cerco, se incrementó el tamaño promedio de los peces capturados: muchos de ellos eran de tamaño igual o superior al crítico. La captura anual media lograda por las artes de superficie también aumentó de forma marcada después de la conversión a la pesca cerquera, cifrándose en unas 105 mil toneladas entre 1961 y 1970, en comparación con unas 84 mil toneladas en 1951-1960. La expansión de la pesquería hacia alta mar a mediados y fines de los años sesenta fue un factor importante en este incremento de las capturas, pero también influyó el aumento del tamaño promedio de los peces capturados.

El objetivo de la administración estipulado en el convenio de la CIAT es obtener el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS). El rendimiento máximo por recluta es equivalente al RPMS, siempre que el reclutamiento sea independiente del número de reproductores, como se indicó anteriormente. En la Figura 58 se presentan las estimaciones del rendimiento por recluta que resultan de varias combinaciones de tamaño de ingreso y esfuerzo de pesca, correspondientes a dos épocas diferentes. (El esfuerzo de pesca se analizará más detalladamente en la sección titulada **Modelos de producción**.) Las diversas combinaciones del esfuerzo de pesca y del tamaño de ingreso producen diferentes rendimientos por recluta, señaladas por las líneas curvas. Los cálculos se basan en los datos de crecimiento en peso señalados en la Tabla 24, los coeficientes de mortalidad por pesca obtenidos del análisis de la biomasa descrito en la sección anterior, y las estimaciones de los coeficientes de mortalidad natural. La estimación del coeficiente de mortalidad natural de los machos es 0.8 (un 55% anual si no hubiera mortalidad por pesca); para las hembras se usa 0.8 para los primeros 30 meses en la pes-

quería, y posteriormente valores que aumentan de forma lineal hasta alcanzar 6.5 a los 80 meses. Durante el período 1978-1982 el esfuerzo de pesca se aplicó en casi igual proporción a peces pequeños, medianos, y grandes, mientras que durante el período de 1985-1989 el esfuerzo de pesca se orientó en mayor medida hacia peces grandes y en menor medida hacia peces pequeños. Durante 1988 la distribución de tamaños fue similar a las de 1975-1977, comprendiendo una mezcla de peces grandes y pequeños, pero en 1989 y 1990 la pesca enfocó de nuevo en los peces más grandes. Los efectos de este cambio pueden observarse en los histogramas de frecuencia de edad en la Figura 56. Los valores en las escalas horizontales de la Figura 58 son múltiplos del esfuerzo de pesca durante los años mencionados, es decir, 0.2, 1.0, y 2.0 representan valores de aproximadamente la quinta parte de, igual a, y el doble del promedio de los valores del esfuerzo durante los períodos correspondientes. Si se aplicara una cantidad infinita de esfuerzo, el tamaño de ingreso óptimo sería 34 kg (75 libras) (el tamaño crítico), y el rendimiento por recluta 4.6 kg (10.1 libras). Los tamaños de ingreso que producirían los rendimientos máximos por recluta para diversos múltiplos del esfuerzo de pesca, señaladas por líneas curvas en la Figura 58, se denominan curvas pesqueras eumétricas. Para el período 1978-1982, se puede ver en el primer recuadro de la Figura 58 que si el esfuerzo aumentara a un nivel 1.5 veces superior al de 1978-1982 y el tamaño de ingreso a unas 35 libras (15.9 kg), el rendimiento por recluta ascendería de unas 4.8 libras (2.2 kg) a unas 8.7 libras (3.9 kg). Para el período 1985-1989 (Figura 58, recuadro inferior), el rendimiento por recluta aumentaría de aproximadamente 6.7 libras (3.0 kg) a 9.0 libras (4.1 kg).

La descripción anterior supone, por implicación, que la alteración del tamaño de ingreso no modifica la distribución por área del esfuerzo de pesca, suposición que se vería justificada si la pesquería operara como se señala a continuación. Al principio, cuando el tamaño de ingreso es bajo, los barcos encontrarían algunos cardúmenes de peces pequeños y otros de peces grandes, y realizarían lances sobre ambos tipos. Posteriormente, cuando el tamaño de ingreso es mayor, los barcos lanzarían solamente sobre cardúmenes con peces grandes. Por consiguiente, el esfuerzo dirigido hacia peces grandes en el segundo período sería igual que en el primero. Sin embargo, se piensa que si el tamaño de ingreso del aleta amarilla aumentara por algún motivo, los pescadores tenderían a disminuir la búsqueda en estratos de tiempo-área con preponderancia de peces pequeños y la intensificarían en aquellos en que predominaran los peces grandes, aumentando probablemente el esfuerzo de pesca aplicado a peces grandes. En general, ésto tendería a incrementar el rendimiento por recluta en mayor medida que lo indicado en la Figura 58, y parece que ésto es lo que ha ocurrido en los últimos años.

El rendimiento total es el producto de las estimaciones del rendimiento por recluta y el reclutamiento. Por ejemplo, el rendimiento por recluta (con una mortalidad por pesca equivalente a un multiplicador de 1), determinado a partir del extremo inferior de la Figura 58, es aproximadamente 2.3 kg (5.0 libras) en 1978-1982 y 3.0 kg (6.7 libras) en 1985-1989. A partir de los análisis de la biomasa (páginas 223-225), se estableció que el rendimiento por recluta anual medio fue 2.8 kg (6.2 libras) en el período de 1967-1990 (Figura 57, tercer recuadro). Los rendimientos obtenibles con estos rendimientos por recluta y un reclutamiento inicial de 87 millones de peces, el promedio de 1977-1990, son como sigue:

Período	Rendimiento por recluta (libras)	Reclutamiento (millones de peces)	Rendimiento (miles de toneladas cortas)
1978-1982	4.8	87	209
1985-1989	6.7	87	291
1967-1989	6.2	87	270

El rendimiento con la mortalidad por pesca específica por tamaño de 1985-1989 es un 39% mayor que con aquella de 1978-1982. En Informes Anuales de la CIAT anteriores se señaló que el cambio de orientación del esfuerzo de pesca de peces pequeños a peces grandes provocaría un aumento del rendimiento por recluta y de las capturas. Ocurrió un cambio de ese tipo, y resultó en un aumento en las

capturas en 1985, 1986, y 1987. Sin embargo, en 1988 se capturaron más peces de menor tamaño, y en 1989 y 1990 volvió a capturar peces más grandes (Figura 15). Tal como se puede ver en el tercer recuadro de la Figura 57, el rendimiento por recluta disminuyó en 1988 y luego aumentó en 1989 y 1990. El rendimiento por recluta en un año (Figura 57, tercer recuadro) está altamente correlacionado con el peso medio capturado (Figura 59) en ese año (Figura 60).

Modelos de producción

Los modelos de producción, a diferencia de los modelos con estructura de edades, se basan en datos de la totalidad de la población y no de especímenes individuales. Una población de peces que no ha sido expuesta a la pesca está a la magnitud máxima permitida por las condiciones ambientales; su mayor desarrollo se ve impedido por los predadores, por falta de alimento o de espacio vital adecuado, etc. Se dice que la población está en equilibrio cuando el incremento por reclutamiento y crecimiento es compensado a la larga por las pérdidas causadas por la mortalidad natural. Es posible que la magnitud de la población sea superior al promedio en años de condiciones ambientales particularmente favorables, e inferior al mismo en otros, pero generalmente se puede hacer caso omiso de estas condiciones al analizar las tendencias a largo plazo.

Si una o más embarcaciones pesqueras comenzaran a explotar la población, la captura por unidad de esfuerzo (por ejemplo, la captura por día de búsqueda), que se supone ser proporcional a la magnitud de la población, sería bastante elevada al principio, ya que la población estaría en su punto máximo. El incremento de la población seguiría siendo debido al reclutamiento y crecimiento, pero las pérdidas se deberían no sólo a la mortalidad natural sino también a la mortalidad por pesca, y por consiguiente disminuiría la población. En reacción a esta disminución, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural cambiarían, y la ganancia lograda por los dos primeros factores excedería la pérdida provocada por el último. Si se dejara de pescar, la ganancia neta haría que la población recuperara paulatinamente su magnitud original. A medida que la población se aproximase a esa magnitud, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural volverían gradualmente a los niveles anteriores, hasta acabar iguales a lo que eran antes de comenzar la pesca. En esta forma, la población recuperaría el equilibrio en su magnitud máxima. Sin embargo, si se continuara a pescar al mismo nivel, la población llegaría eventualmente a equilibrarse, pero con diferentes tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural, y sería de magnitud inferior a la original. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) seguiría siendo proporcional a la magnitud de la población. Si hubieran pocos barcos explotando el recurso, la magnitud de la población se reduciría levemente y la CPUE sería relativamente elevada, pero si hubieran muchos, la población se reduciría considerablemente y la CPUE sería mucho menor.

La captura total sería el producto de la CPUE y el esfuerzo total. Si el esfuerzo de pesca fuera relativamente bajo, un incremento moderado del esfuerzo compensaría de sobre la reducción correspondiente de la CPUE y produciría capturas mayores, pero ésto no sucedería si el nivel de esfuerzo fuera más elevado. En algún nivel intermedio de esfuerzo el producto se encontraría en su punto máximo. Si el objetivo de la administración es obtener un rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) de peces (meta estipulada en el convenio de la CIAT), el esfuerzo de pesca debería mantenerse a ese nivel. Si el objetivo es obtener una ganancia máxima, el esfuerzo debería ser algo menor (suponiendo un precio constante), y si es lograr el mayor empleo posible de pescadores, debería ser algo mayor. Si el esfuerzo es inferior al grado óptimo seleccionado, se dice que la población está subexploitada, mientras que si el esfuerzo es mayor al óptimo, se afirma que la población está sobreexplotada.

Es más fácil analizar la interrelación entre el esfuerzo, la captura, y la CPUE en condiciones de equilibrio, pero es necesario reconocer que rara vez se presentan estas condiciones. Por ejemplo, si la población se encuentra en equilibrio cerca de su punto máximo y súbitamente se incrementa el esfuerzo, la CPUE disminuirá paulatinamente durante un tiempo hasta alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE menor. Durante el período de transición las capturas serán mayores que en el

nuevo punto de equilibrio. De manera similar, si la población se encuentra en equilibrio a un nivel bajo y el esfuerzo disminuye repentinamente, la CPUE aumentará gradualmente durante un tiempo antes de alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE mayor. Durante el período de transición las capturas serán menores a las que se lograrán en el nuevo punto de equilibrio.

Es oportuno examinar ahora la aplicabilidad y utilidad de los modelos de producción para el atún aleta amarilla del OPO. El análisis anterior examinó "una población de peces". Los modelos de producción no son aplicables a menos de que haya poco intercambio entre los peces del área de interés y las áreas adyacentes. Se ha estudiado el grado de intercambio de aleta amarilla entre el ARCAA y la zona que lo rodea (Figura 61), y se analizaron los resultados en Informes Anuales de la CIAT anteriores. Hasta este año se realizó el modelado de producción solamente para el ARCAA, pero (tal como se explica en la página 233 del Informe Anual de la CIAT de 1989) se decidió realizar análisis basados en la suposición de que las capturas realizadas en el OPO (al este de 150°W) provienen de un solo stock. Datos limitados indican que no ocurre una mezcla amplia de peces entre el OPO y el área al este de 150°W.

Suponiendo que los modelos de producción sean aplicables, este hecho puede advertirse sólo si: (1) existen datos de captura, esfuerzo, y CPUE de un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca, que de preferencia incluyan períodos de subexplotación y sobreexplotación, y (2) las perturbaciones causadas por la fluctuación de las condiciones ambientales no alcanzan a ocultar los cambios en la abundancia aparente provocados por las variaciones en el esfuerzo de pesca. Se observará más adelante que sí existen datos sobre un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca. Los efectos de las condiciones ambientales también se analizaron en Informes Anuales de la CIAT previos. Hasta donde se ha podido establecer, estos efectos suelen compensarse en períodos relativamente cortos, y se decidió no tomarlos en cuenta pues no afectaban la eficacia del modelo.

Se ha hecho referencia al esfuerzo de pesca sin especificar que existen distintos tipos de esfuerzo, concretamente, los que ejercen las embarcaciones cerqueras, palangreras, y de carnada, más las variaciones correspondientes a distintas capacidades de acarreo. En la mayoría de los casos, no es posible obtener el valor del esfuerzo total por medio de la simple combinación de los distintos tipos de datos sobre el esfuerzo. Hay dos métodos para calcularlo. En el primero se consideran exclusivamente los datos correspondientes a un solo tipo de arte de pesca, generalmente la predominante, denominada clase estándar. La captura total de todos los tipos de arte, dividida por la CPUE de la clase estándar, proporciona una estimación del esfuerzo total en unidades de la clase estándar. En el segundo se estima la eficacia de cada clase de arte con relación a la de la clase estándar, y entonces se calcula el esfuerzo estandarizado de cada clase por medio del ajuste de los datos del esfuerzo no reducidos por los factores apropiados. El esfuerzo total estandarizado se deriva de la suma de los datos no reducidos del esfuerzo del arte estándar y los datos estandarizados del esfuerzo de las demás artes. Los investigadores de la CIAT han utilizado el primer método y varias combinaciones de ambos métodos. Se ha medido el esfuerzo no estandarizado y estandarizado en días de pesca y en días estandarizados de pesca, respectivamente, y las CPUE correspondientes han sido señaladas como captura por día de pesca (CPDP) y captura por día estandarizado de pesca (CPDEP). En esta sección sólo se utiliza el esfuerzo estimado a partir de la división de la captura total de aleta amarilla por la CPDP de aleta amarilla de los cerqueros no reglamentados de la clase 6 de arqueo (de más de 400 toneladas de capacidad), salvo en el caso del modelo de tiempo de búsqueda (Figura 62, segundo recuadro), analizado en el próximo párrafo.

En el recuadro superior de la Figura 62 se señalan los valores de la CPDP correspondientes al período de 1967-1990. En el segundo recuadro de la figura se presenta un índice de la abundancia para 1970-1990 basado en el modelo de "tiempo de búsqueda" (Boletín de la CIAT, Vol. 19, N° 3), similar al modelo de CPDP. En el recuadro inferior se presentan los índices de la biomasa de la abundancia del aleta amarilla, derivados del análisis de cohortes descrito anteriormente. Las tendencias de los tres índices son similares, aunque el índice de cohortes indica una abundancia relativa a 1970 mayor que los

demás. Dos de los índices señalan que la población aumentó en 1985 y 1986, disminuyó en 1986 y 1987, y permaneció a ese nivel; el tercero indica que aumentó en 1984 y 1985 y permaneció a ese nivel posteriormente.

Los datos de CPDP señalados en la Tabla 25 y el recuadro superior de la Figura 62 indican que la abundancia del aleta amarilla en 1986 fue la más alta del período de 1967-1986, y que desde entonces ha permanecido estable a un nivel ligeramente inferior a aquel de 1986. En vista de las escasas capturas en 1982, 1983, y 1984, que permitieron el aumento de la población, este incremento de la abundancia era de esperar, como también lo era la disminución de 1986 a 1987, ocasionada por las grandes capturas durante 1986 y 1987. Sin embargo, las CPDP de 1984-1990 han sido más altas que lo previsto, lo cual se debe probablemente a (1) un reclutamiento superior al promedio, (2) una reducción del esfuerzo en las zonas de mayor abundancia de barrilete, a raíz de la disminución de la demanda de barrilete y atún aleta amarillo pequeño, y (3) el mayor tamaño promedio del aleta amarilla capturado, que produjo un rendimiento por recluta más elevado. En cuanto al punto (2), cabe mencionar que el modelo de tiempo de búsqueda (Figura 62, segundo recuadro) incluye un ajuste para el efecto producido por la pesca en las zonas de mayor abundancia de barrilete.

El modelo simétrico de producción, descrito a continuación, se aplicó primero con los datos de captura, esfuerzo, y CPUE de los barcos de carnada en el Área A1 (Figura 61) en el período de 1934-1955, que abarcaban un amplio rango de esfuerzo al lado de la curva correspondiente a la subexplotación. Dichos datos indicaban que, dentro del rango de esfuerzo de pesca incluido, la población se conformaba al modelo. En 1960 y 1961 el esfuerzo fue mayor al nivel óptimo por primera vez, y la población reaccionó en años subsiguientes, provocando capturas y CPUE inferiores, lo que sirvió para una mayor confirmación de la aplicabilidad del modelo.

Antes de mediados de los años sesenta sólo se pescaba en la parte del OPO cercana a la costa, y alrededor de algunas islas y bancos de altamar. A mediados y fines de esa década comenzó a incrementarse la flota pesquera, y el esfuerzo de pesca se extendió a una distancia mucho mayor de la costa. En la Figura 61 se ilustran tres áreas, denominadas A1, A2, y A3, que representan respectivamente la extensión original de la pesquería, el resto del ARCAA, y el resto del Océano Pacífico oriental. Si el intercambio de peces entre estas tres áreas es instantáneo, el RPMS de las tres zonas combinadas sería igual al del Área A1 solamente, pero si no hay intercambio, el RPMS de las tres áreas combinadas sería la suma de los RPMS individuales de las tres áreas. Estudios descritos detalladamente en documentos de reuniones anteriores de la CIAT indican que el intercambio de peces entre las tres áreas es relativamente lento; por lo tanto, el RPMS de A1, A2, y A3 combinadas es superior al del Área A1, pero inferior a la suma de los RPMS individuales de A1, A2, y A3.

Tal como se mencionó anteriormente, es necesario contar con datos que abarquen un amplio rango de esfuerzo para estimar el RPMS y los valores correspondientes del esfuerzo y la CPUE. En 1968, una vez que se hizo evidente que la estimación del RPMS calculada para el Área A1 no era aplicable al ARCAA entero, los Comisionados autorizaron a los investigadores a emprender un programa experimental de sobrepesca con el objeto de obtener, lo antes posible, una estimación del RPMS del ARCAA. Esto fue necesario puesto que el esfuerzo había sido relativamente constante durante los escasos años transcurridos desde la extensión de la pesca hacia alta mar. Al sobrepasar los niveles óptimos del esfuerzo, la captura se reduciría, o al menos no aumentaría. Se podría entonces reducir el esfuerzo para aumentar eventualmente la captura (suponiendo que ésta se hubiera reducido anteriormente) y así sucesivamente, hasta obtener una estimación suficientemente precisa del RPMS. Sin embargo, esto requiere de bastante tiempo, ya que la población no reacciona instantáneamente a los cambios en el esfuerzo de pesca, y también porque las perturbaciones causadas por los factores ambientales dificultan aún más la interpretación de los resultados. El programa experimental de sobre-pesca permaneció vigente hasta 1979.

Se utilizan técnicas de regresión para obtener estimaciones de los parámetros de los modelos de producción, usando datos de esfuerzo y captura en varios años. Uno de estos parámetros es una estima-

ción de la biomasa de la población al principio del primer año. Se estima la biomasa de la población al principio del segundo año a partir del modelo, la captura en el primer año, y las demás estimaciones de los parámetros, y así sucesivamente en los demás años. Se usa el mismo método para estimar la biomasa anual media de la población.

Es importante tener en cuenta al aplicar un modelo de producción que el crecimiento de una población, tanto positivo como negativo, se ve determinado por tres factores: crecimiento (debido al crecimiento de peces individuales y al reclutamiento), pérdidas naturales, y captura. La captura es un parámetro fijo en un año dado, y por lo tanto la magnitud de la población al principio del año es lo que determina si la población aumenta o disminuye. Si por alguna razón los factores naturales provocan una reducción mayor a la que predice el modelo, entonces el valor predicho para el año siguiente superará al valor real, y esta sobreestimación seguirá hasta que algo cause que la población crezca con una rapidez mayor a la que predice el modelo. Sucedería lo contrario si al principio creciera la población a un paso mayor al predicho. Sin embargo, existe una diferencia fundamental entre la subestimación y la sobreestimación. Si el crecimiento de la población es inferior a la predicción, las capturas serán menores, y el modelo predirá cambios menores que los reales. Las capturas seguirán siendo inferiores a lo esperado, pero no se predirá un resultado catastrófico. En cambio, si la población supera la magnitud predicha, las capturas también serán superiores a lo esperado, y el modelo predirá reducciones en la población mayores que las reales. Si se realizan capturas grandes en varios años seguidos, entonces es posible que el modelo prediga la desaparición de la población, aún cuando ésta sea de una magnitud que prevenga este riesgo. Esta situación resulta del procedimiento secuencial utilizado por el personal de la CIAT, y parece que ocurrió en el período de 1984-1990.

En años anteriores a 1987 se llevó a cabo la estimación sin ajustes para compensar por el carácter secuencial del procedimiento de estimación pero, tal como se explica en el párrafo anterior, pareció entonces necesario incluir algún tipo de ajuste. Se logró el ajuste usado para calcular las estimaciones de 1987 interrumpiendo la serie de estimaciones de la población en 1985 y estimando de nuevo la biomasa, dividiendo la CPUE observada en 1985 por la estimación del coeficiente de capturabilidad. Esto parecía ser un ajuste razonable, ya que los tres estimadores presentados en la Figura 62 fueron elevados en 1985. Este nuevo procedimiento casi no afectó las estimaciones de los parámetros, pero sí afectó mucho la estimación de la magnitud de la población de 1987.

En los Informes Anuales de la CIAT de 1986, 1987, y 1988 se presentaron dos análisis para el ARCAA basados en los modelos de producción. Uno de ellos empleó el modelo logístico (o simétrico), en el cual se supone que la relación de equilibrio entre la captura y la CPUE es lineal. El otro emplea el modelo generalizado de producción del stock, para el cual dicha relación no necesita ser lineal. En ambos análisis se usaron solamente datos del esfuerzo estimados mediante la división de la captura total por la CPDP de los barcos de la clase 6 de arqueo. En ambos ajustes se fijó el coeficiente de capturabilidad q igual a 0.000039, estimación obtenida anteriormente con datos de 1968-1982, lo que implica que la capturabilidad de los peces de diversas edades no ha cambiado con el tiempo. Los datos de estas dos curvas son:

Ajuste	m	q	Rendimiento máximo sostenible en miles de toneladas cortas	Suma de cuadrados ($\times 10^{-9}$)
(1)	2.0	0.000039	174	2.224
(2)	0.8	0.000039	178	3.330

m es un parámetro que controla la forma de la curva; 2 la hace simétrica, los valores inferiores a 2 hacen que sea asimétrica hacia la derecha, y los valores superiores a 2 la hacen asimétrica hacia la izquierda. La suma de los cuadrados es una medida de la precisión del ajuste de los puntos a la curva; como más bajo el valor, mejor el ajuste, y viceversa.

A partir de los análisis del modelo de producción basados en datos del período 1968-1985, en el Informe Anual de la CIAT de 1985 se afirmó que, para regresar el stock a su magnitud óptima, la captura de 1986 no debía superar a las 224 mil toneladas. Sin embargo, puesto que algunas estimaciones señalaban una cantidad inferior, se fijó la cuota máxima para 1986 en 205 mil toneladas. La captura en el ARCAA en 1986 alcanzó 253 mil toneladas, pero los índices de abundancia no disminuyeron durante ese año. Anteriormente se demostró que este aumento inesperado de la producción se debía a un incremento del reclutamiento y del rendimiento por reclutamiento. Las fluctuaciones en el reclutamiento y los cambios en la mortalidad por pesca específica por edad siempre han creado dificultades en la aplicación de los resultados del análisis del modelo de producción. Como se mencionó anteriormente, el reclutamiento en el período 1983-1988 fue elevado, y el de 1989 y 1990 probablemente también, y estos altos niveles de reclutamiento, junto con los cambios en la mortalidad por pesca específica por edad, hacen que sean poco confiables a corto plazo las predicciones hechas a partir de los análisis de los modelos de producción. Por ejemplo, agregando los datos de 1986 y 1987 a la base de datos del período 1961-1985 y calculando nuevamente los parámetros del modelo de producción cambió muy poco las estimaciones del RPMS y el esfuerzo óptimo, y a la larga ambos modelos, el simétrico y el asimétrico, con el ajuste arriba descrito, describieron adecuadamente la producción potencial media del stock. Sin embargo, al agregar los datos de 1988 se vió bien clara la necesidad de una explicación diferente. La captura de 1988 fue tan grande que el modelo predijo un colapso de la población y unas CPUE extremadamente bajas a principios de 1989. Obviamente, ésto no sucedió. Repitiendo estos análisis para todas las capturas del OPO e incluyendo 1989 y 1990 produjo resultados similares, excepto que los rendimientos son correspondientemente mayores.

Durante los tres períodos descritos anteriormente el reclutamiento inicial estimado, peso promedio, rendimiento por recluta, rendimiento potencial, y capturas anuales fueron los siguientes:

Período	Reclutamiento inicial (millones de peces)	Peso promedio lb (kg)	Rendimiento por recluta (lb)	Rendimiento potencial (1000 tons.)	Captura observada (1000 tons.)
1967-1977	67	24.2 (11.1)	6.7	224	196
1978-1982	71	12.3 (6.7)	4.8	170	194
1983-1990	95	23.9 (10.7)	6.5	309	268

Ya que las capturas observadas en los dos primeros períodos fueron similares (si bien por distintas razones), se realizó el ajuste de los modelos de producción a los datos de esfuerzo y captura de 1968-1984 sin complicaciones. No obstante, ya que aumentaron el reclutamiento y el rendimiento por recluta durante el tercer período, se hace imposible explicar la relación entre captura y esfuerzo a partir de la suposición de que los parámetros de la población permanecen conjuntos de parámetros diferentes, uno para los datos de 1968-1983, y el otro para los datos de 1984-1990 (Figuras 63 y 64, recuadros superiores). Los resultados son los siguientes:

Años	<i>m</i>	<i>q</i>	Rendimiento máximo sostenible en miles de toneladas cortas	Suma de cuadrados (x10 ⁻⁹)
1968-1983	2.0	0.000027	211	1.7680
1968-1983	0.8	0.000027	200	1.9000
1984-1990	2.0	0.000039	322	0.3300
1984-1990	0.8	0.000039	328	0.3255

Los rendimientos predichos para el período de 1984-1990 parecen ser demasiado elevados, según el modelo de rendimiento por recluta, pero se dispone de solamente siete años de datos, y únicamente los

seis últimos contribuyen al ajuste. El modelo simétrico ($m = 2.0$) parece producir el mejor ajuste (Figura 63), a pesar de que el modelo de rendimiento por recluta indica que el modelo asimétrico ($m = 0.8$) debería ser más adecuado.

En los recuadros inferiores de las Figuras 63 y 64 se comparan las CPDP observadas con las CPDP esperadas calculadas del modelo mismo, usando valores de m de 2.0 y 0.8 y datos de dos períodos distintos. Se puede ver que generalmente corresponden bastante bien a lo largo de los años presentados. Sin embargo, en años específicos ocurren divergencias amplias, especialmente para $m = 0.8$. Esto se debe a que los modelos de producción sean esencialmente modelos de regresión que suponen condiciones normales, y no pueden reflejar los efectos de cambios grandes a corto plazo en el reclutamiento o la mortalidad específica por edad.

Condición del stock en 1990 y consideraciones para 1991

Los análisis de cohortes producen estimaciones del número y peso de los peces de cada grupo de edad en la pesquería al principio de 1991 y, si se cumplen ciertas suposiciones acerca del número de peces reclutados, el esfuerzo de pesca, y la mortalidad por pesca específica por edad durante 1991, también proporcionan una base para la estimación de la captura en 1991. Se ha partido de la suposición que el reclutamiento durante 1990 y 1991 fue superior a lo normal, y que el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca específica por edad en 1991 serán iguales al promedio de 1989-1990. Los resultados indican que la captura de 1991 será aproximadamente igual a la de 1990. Sin embargo, si la pesquería se dedica nuevamente a la captura de peces de menor tamaño, tal como ocurrió en el período 1978-1982, y como comenzó a ocurrir en 1988, la captura de 1991, con el esfuerzo al nivel de 1989-1990, disminuirá. Claro que si el reclutamiento de 1990 y 1991 resultara ser normal o inferior al promedio, la captura de 1991 sería inferior a lo predicho. La mayoría de los barcos estadounidenses han abandonado el OPO, y es por lo tanto probable que el esfuerzo de pesca en 1991 sea inferior al nivel de 1990. En tal caso, dada la condición actual del stock y el tamaño de la flota, la captura será menos elevada de lo que hubiera sido si dichos barcos estuvieran todavía pescando en el área.

Los análisis del rendimiento por recluta han demostrado que dicho rendimiento es un 34% mayor cuando los barcos dirigen su esfuerzo hacia peces grandes, tal como hicieron en 1985-1989, que cuando lo concentran en peces pequeños, tal como ocurrió en 1978-1982. En la Figura 65 se ilustran los rendimientos por recluta correspondientes a dos pautas diferentes de mortalidad por pesca específica por edad. La línea de trazos se calculó a partir de la mortalidad por pesca específica por edad observada durante 1985-1989, y la línea continua a partir de la de 1978-1982.

En la Figura 66 se presentan los efectos de dos niveles distintos de reclutamiento, de 1985-1989 ("elevado") y de 1967-1989 ("promedio"), combinados con la mortalidad por pesca específica por edad de 1985-1989. El rendimiento con un reclutamiento elevado es un 26 ó 27% mayor que con reclutamiento promedio.

En la Figura 67 se presentan los efectos combinados de reclutamiento elevado y mortalidad por pesca específica por edad similar a aquella de 1985-1989 versus reclutamiento normal y mortalidad por pesca específica por edad similar a aquella de 1978-1982. En este caso el rendimiento de la primera combinación supera a aquel de la segunda por un 60%, con multiplicadores del esfuerzo de pesca superiores al 0.50.

Los modelos de producción para los cuales se estimaron los parámetros con los datos de 1968-1983 predicen que el stock de aleta amarilla se reduciría a cero a principios de 1990, a raíz de las capturas grandes logradas durante 1985-1989. Estos mismos modelos permiten una captura casi nula en 1990 o 1991. Obviamente estas estimaciones no son representativas de las condiciones en la pesquería. Tal como se indica arriba, los análisis con estructura de edades demuestran que han ocurrido cambios mayores en la mortalidad por pesca específica por edad y el reclutamiento en los últimos siete años, y que éstos han causado que la producción del stock sea mucho mayor que lo predicho por los parámetros del modelo de 1968-1983. Si se supone que los datos de los años más recientes representan

las condiciones actuales en la pesquería, y se estiman de nuevo los parámetros del modelo de producción de la forma descrita anteriormente, entonces las capturas esperadas corresponden mucho mejor a las observadas (recuadros inferiores de las Figuras 63 y 64). Los parámetros nuevamente estimados del modelo predicen que la captura de equilibrio de 1991 sería aproximadamente 318 mil toneladas. Ya que se predice que la magnitud del stock será algo mayor al nivel óptimo, la captura de 1991 pudiera superar las 318 mil toneladas sin reducir el stock a un nivel inferior al óptimo. Esto resultaría en unas CPDP de unas 14 toneladas.

Se estima que el reclutamiento ha fluctuado por un factor de 3, aproximadamente, y que no parece tener relación con la magnitud del stock dentro del rango de datos de pesca observados (Figura 68). Esta situación dificulta aún más la elaboración de pronósticos a corto plazo con modelos de producción. Para mejorar las predicciones obtenidas a partir de este modelo es necesario utilizar información sobre el reclutamiento. Lo más conveniente sería efectuar pronósticos con uno o dos años de anticipación. El Laboratorio de la CIAT en Achotines, República de Panamá, se creó, en parte, para obtener información que permita realizar pronósticos sobre el reclutamiento de aleta amarilla, pero no se obtendrá información útil en el futuro inmediato. Tal como se señaló en el Informe Anual de la CIAT de 1985, las fluctuaciones en el reclutamiento parecen estar vinculadas con cambios importantes en el medio oceánico. Las estimaciones del reclutamiento derivadas de los análisis de las cohortes y presentadas en la Tabla 23 indican que existieron anomalías positivas en el reclutamiento de 1970, 1973, y 1977. Estos incrementos del reclutamiento fueron precedidos por un aumento general de la temperatura del océano (El Niño) en 1969, 1972, y 1976. A partir de esta correlación se esperaba un incremento del reclutamiento después del Niño fuerte de 1982-1983, y, efectivamente, así fue. En 1986-1987 ocurrió otro Niño, de menor intensidad y extensión; las aguas del OPO fueron por lo tanto más cálidas que de costumbre desde 1982 hasta 1987. El reclutamiento del período 1983-1989 ha sido el mayor jamás registrado en un período de 7 años. No se comprenden los mecanismos que subyacen la relación entre El Niño y el incremento del reclutamiento, pero podrían estar vinculados con factores que afectan la supervivencia de peces jóvenes en el área de la pesquería, o con cambios en la velocidad con que los huevos, las larvas, y los juveniles postlarvales son llevados al y del OPO por las corrientes oceánicas principales. Un Niño afecta la velocidad e incluso la dirección de estas corrientes. Puesto que no se observan los efectos de un Niño en la pesquería hasta casi dos años después de ocurrido el fenómeno, si esta correlación persiste será un indicador útil de cambios positivos en el reclutamiento. Además, ocurren cambios en el rendimiento por recluta cuando cambia el tamaño de los peces en la captura, y se sabe que estos cambios ejercen una influencia importante sobre la producción total.

En resumen, la evaluación del efecto de la pesca sobre la abundancia y rendimiento del aleta amarilla en el OPO presenta dificultades. El uso exclusivo de los modelos de producción arroja resultados tenues, y en consecuencia se han combinado los resultados de tres modelos diferentes (rendimiento por recluta, cohortes, y producción) para llegar a lo que se cree ser las conclusiones más acertadas. Sin embargo, la capacidad de pronóstico de estos análisis está sujeta a un margen de error considerable, y se prosigue por lo tanto la exploración de técnicas analíticas alternas para llegar a las mejores estimaciones posibles de productividad del stock de aleta amarilla.

La abundancia del aleta amarilla se ve determinada por tres factores: el reclutamiento, la mortalidad por pesca específica por edad, y la captura.

Con respecto al primer factor, parece actualmente que el reclutamiento es determinado exclusivamente por factores naturales, aunque es posible que en el futuro se demuestre que pudiera ser reducido por una mortalidad por pesca muy elevada u otros factores, tal como una contaminación severa.

En cuanto al segundo factor, es posible modificar la composición de tamaño de la captura, al menos teóricamente. Se ha hecho hincapié en esta posibilidad en múltiples ocasiones, pero no se han formulado recomendaciones para la protección de los peces de menor tamaño. Sin embargo, y como se señaló anteriormente, las capturas de peces pequeños fueron relativamente bajas durante 1985-1987 y

1989-1990. Esta modificación de la composición de tamaño de la captura se debe, al menos parcialmente, a la reducción de la demanda de peces pequeños, pero es imposible prever la duración de esta situación. De hecho, la restricción de la captura de atunes asociados con delfines pudiera resultar en un gran aumento en la captura de peces pequeños. Tal como se mencionó anteriormente, la captura de peces pequeños fue mayor en 1988 que en 1985-1987 o 1989-1990. Hay varias maneras de reducir la captura de peces pequeños: 1) reducir el esfuerzo de pesca; 2) fijar un tamaño mínimo; 3) limitar la pesca en las zonas y las temporadas en que predominan los peces pequeños; 4) suponiendo que fuera posible restablecer el sistema anual de clausura, modificar la fecha de apertura de la temporada, para así reducir la cantidad de pesca durante el período de abundancia máxima de peces pequeños en la captura.

En cuanto a la primera opción, se ha señalado que la reducción de la pesca durante el período 1982-1984 produjo un incremento en el tamaño promedio de los peces de la población, lo que aumentó su productividad. Sin embargo, una disminución adicional del esfuerzo probablemente no produciría un aumento de la captura, a menos de que la composición de tamaño del stock fuera modificada de forma importante por la pesca intensiva de peces pequeños.

En cuanto a la segunda opción, los análisis de los datos de composición de tamaño indican que, por lo general, las capturas suelen consistir de mezclas de peces pequeños y grandes, y de aletas amarillas pequeños y barriletes. Esto dificultaría la protección del aleta amarilla pequeño, ya que es posible que sean capturados en grandes cantidades por barcos que intentan capturar aletas amarillas grandes y barriletes. Si no se permitiera la descarga de los peces pequeños, se arrojarían al mar, ya muertos, y el rendimiento por recluta se reduciría en lugar de aumentar.

En cuanto a la tercera opción, la prohibición de la pesca de atunes en áreas de mayor abundancia del aleta amarilla pequeño serviría quizás para incrementar el rendimiento por recluta de esta especie, siempre que la flota pudiera pescar con buen éxito en áreas donde hay peces de mayor tamaño, pero la reducción de las capturas de barrilete probablemente sería mayor que el aumento de las capturas de aleta amarilla, ya que el barrilete es más abundante en esas zonas donde se encuentran los aletas amarillas pequeños en mayor cantidad.

En cuanto a la cuarta opción, no parece que la modificación de la fecha de apertura de la temporada produzca el beneficio deseado. Durante los primeros años del período en que rigieron las vedas anuales, cuando la mayor parte del esfuerzo de pesca se ejercía en el primer semestre del año, sólo se obtenían pequeñas capturas de los peces de la cohorte Y que ingresaban por primera vez a la pesquería con un peso de 0.7 a 2.0 kg (1.5 a 4.5 libras) en el segundo semestre del año. Se creyó que ésto se debía fundamentalmente a la falta de vulnerabilidad a la pesca de los peces de esta cohorte. Sin embargo, en años posteriores, la pesca fue intensa durante el segundo semestre del año, y la captura de peces de la cohorte Y entrante aumentó substancialmente. En consecuencia, es posible que la modificación de la temporada no proteja a los peces más jóvenes al grado esperado.

Actualmente, no se puede recomendar ninguna de las medidas anteriores, puesto que no es posible predecir el efecto de tal reglamentación sobre la captura real (no el descargue) de peces pequeños.

En cuanto al tercer factor, el personal de la CIAT ha recomendado solamente cuotas de captura (Tabla 25) para reglamentar la pesquería. Las cuotas rigieron en el ARCAA, o parte del mismo. Una vez alcanzada la cuota de aleta amarilla, o cuando parecía que sería alcanzada por barcos en el mar antes de la fecha de clausura, se permitía a aquellas embarcaciones que estaban sujetas a la cuota pescar otras especies, y descargar aletas amarillas capturados incidentalmente hasta un límite del 15% de su captura total de atunes. Por consiguiente, la captura de barrilete no fue reducida por las cuotas de aleta amarilla.

Los análisis precedentes demuestran que el stock de aleta amarilla en el OPO se encuentra cerca del nivel óptimo. Si se dirige el esfuerzo principalmente hacia peces asociados con delfines, tal como ocurrió en 1989 y 1990, la CPUE debería ser unas 14 toneladas diarias, al igual que en 1989 y

1990. Si la pesca es dirigida exclusivamente hacia peces pequeños durante el segundo semestre de 1991, el peso promedio de los peces en la captura disminuirá, provocando una reducción sustancial en el rendimiento por recluta. Dividiendo la captura estimada de 1991 en el OPO (316 mil toneladas) por el reclutamiento medio de 1983-1990 (95 millones de peces) produce un rendimiento por reclutamiento de 3.0 kg (6.6 libras). El peso promedio de los peces capturados sin pesca dirigida hacia peces asociados con delfines sería unos 4.5 kg o 10 libras (Figura 69). El rendimiento por reclutamiento para peces de este peso es unos 2.0 kg (4.4 libras) (Figura 60). Con 95 millones de reclutas en el OPO y un rendimiento por reclutamiento de 2.0 kg, la captura sería unas 209 mil toneladas. Ya que la flota ha pescado principalmente atunes asociados con delfines durante el primer semestre de 1991, la captura del año entero, sin esfuerzo dirigido hacia peces asociados con delfines entre julio y diciembre, sería unas 260 mil toneladas. No obstante, si se elimina la pesca de atunes asociados con delfines, el área de pesca se verá probablemente reducida de forma sustancial. Durante el período de 1976-1982, en el cual se redujo la pesca de atunes asociados con delfines, el reclutamiento medio fue 73 millones de peces, el 77% de los 95 millones estimados para el período de 1983-1990. Si ni se pescara atunes asociados con delfines, la captura sería aproximadamente 165 mil toneladas en el OPO entero. Es posible que la realidad caiga entre estos dos extremos, es decir que la pesca de atunes asociados con delfines será reducida, pero no eliminada. Por consiguiente, a niveles de esfuerzo actuales, la captura en el OPO en 1991 caerá entre 230 y 285 mil toneladas, según la proporción del esfuerzo dirigido hacia peces asociados con delfines.

Si se usan los modelos de producción para estimar la condición del stock y predecir las capturas futuras, se puede deducir a partir de las Figuras 63 y 64 que la producción podría permanecer alrededor de las 310 a 320 mil toneladas a niveles actuales de esfuerzo y si se continúa dirigiendo la mayoría del esfuerzo hacia peces asociados con delfines. Sin embargo, si la flota dirigiera una mayor porción del esfuerzo hacia peces no asociados con delfines, la captura del OPO según el modelo de producción, se reduciría a unas 200 a 220 mil toneladas. Esta reducción pudiera tardar unos 2 años en manifestarse completamente. (Cabe destacar, sin embargo, que los modelos de producción no han sido aplicados a una serie de datos de una pesquería que no incluye lances sobre delfines.)

Se deben tomar en cuenta dos puntos importantes acerca de la recomendación de una cuota de captura para el aleta amarilla. En primer lugar, el área abarcada por la cuota sería el ARCAA, y en segundo, la cantidad dependerá mucho de la composición por talla de los peces en la captura.

Con respecto al primer punto, en el área del OPO entre el ARCAA y 150°W, el tamaño promedio de los peces en la captura es cercano al crítico, y por lo tanto óptimo en cuanto a la maximización del rendimiento por recluta. No es por lo tanto necesario limitar la captura en dicha área.

En cuanto al segundo punto, se ignora en cuál grado se limitará la pesca de peces asociados con delfines. En vista de ésto, cualquier cuota que se imponga debería ser suficientemente baja como para acomodar la posibilidad que se reduzca o abandone la pesca de atunes asociados con delfines en el segundo semestre de 1991, y también permitir incrementos compatibles con la posibilidad de que dicho tipo de pesca continúe al igual que en 1990. Durante la XLIX Reunión de la Comisión, celebrada en junio de 1991, se presentaron recomendaciones específicas para la reglamentación de la pesca.

BARRILETE

Las capturas mundiales del barrilete han superado las de las otras especies de atunes desde hace muchos años. La proporción de barrilete en las capturas de las especies de mayor importancia comercial (barrilete, aleta amarilla, patudo, albacora, y aleta azul del norte y del sur) fue 50%, 42%, 45%, 44%, 49%, y 45% en 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, y 1989, respectivamente. En el Océano Pacífico el barrilete formó un 57%, 50%, 51%, 47%, 54%, y 48% de la captura en 1984, 1985, 1986, 1987, y 1988, y 1989, respectivamente. En la Figura 70 se presentan las capturas mundiales de barrilete, divididas por zonas. Es evidente que las capturas en el Océano Pacífico son muy superiores a las del Océano Atlántico o Índico, y que las capturas en la parte central y occidental del Pacífico son mucho más elevadas

que las del Océano Pacífico oriental (OPO). Las capturas en el OPO permanecieron aproximadamente al mismo nivel desde 1961 hasta 1990, con excepción del incremento en el período 1975-1981; las capturas de otras áreas, en cambio, han aumentado marcadamente.

Existen pesquerías sustanciales de barrilete en el Océano Pacífico noreste cerca de Baja California, las Islas Revillagigedo, y la Isla Clipperton, y en el Océano Pacífico sudeste cerca de América Central, el norte de Sudamérica, la Isla de Cocos-Banco de Brito, y las Islas Galápagos. La zona de aguas cálidas a la altura de México meridional que separa estas dos regiones generalmente carece de barrilete, pero en algunos años, como sucedió en 1956, la distribución de barrilete ha sido continua de norte a sur. La pesca de barrilete en el OPO tiene lugar más cerca del litoral que la del aleta amarilla, pero en los últimos años ha aumentado la proporción de barrilete capturado mar afuera. En el Océano Pacífico central se explota el barrilete en menor escala cerca de las islas de Hawaii y la Polinesia Francesa (las Islas Marquesas, Tuamotu, y Sociedad). Hacia el oeste, cerca de Fiji, las Filipinas, Indonesia, Japón, Papua Nueva Guinea, Nueva Zelanda, las Islas Salomón, etc., se explota el barrilete en forma más significativa.

La captura de barrilete en el OPO varía considerablemente de un año a otro (Figura 71). A fines de la década de los cincuenta se obtuvieron grandes capturas de barrilete al sur de 5°S, y desde entonces hasta principios de los años setenta se lograron grandes capturas de la especie cerca de la costa, a la altura de Ecuador y el norte de Perú. Sin embargo, a principios de la década de los setenta, el centro de abundancia del grupo del sudeste se trasladó aparentemente a las aguas frente a Colombia y América Central, regresando nuevamente hacia Colombia y Ecuador a principios de la década de los ochenta. En 1990 se lograron capturas sustanciales frente a Centroamérica y el norte de América del Sur (Figura 5).

En la Figura 18 se ilustra la composición de talla de las muestras de barrilete tomadas en el OPO entre 1985 y 1990. Son evidentes las diferencias entre los años; el tamaño de los peces fue mínimo en 1988 y máximo en 1985 y 1990.

Estructura de la población

Es de importancia fundamental establecer si el barrilete que en el Océano Pacífico forma parte de una sola subpoblación o de varias subpoblaciones, y en este último caso, determinar en cuáles áreas ocurren las distintas subpoblaciones e investigar las variaciones de la distribución con el tiempo y la edad. Se han usado varios métodos para estudiar este problema, entre ellos el análisis de las estadísticas de captura, el ciclo vital, el marcado, y los datos genéticos bioquímicos. Diversas organizaciones, entre ellas la CIAT, la South Pacific Commission (SPC), el National Marine Fisheries Service (NMFS) de los EE.UU., y varias entidades japonesas han estudiado estos temas. Los resultados y recomendaciones de estos estudios se analizaron en una reunión de trabajo patrocinada por la SPC en 1980, a la que asistieron biólogos pesqueros y especialistas en genética de población; las conclusiones de esa reunión fueron analizadas a fondo en el Informe Anual de la CIAT de 1984. En resumen, existen dos hipótesis principales sobre el barrilete del Océano Pacífico: (1) la hipótesis de la subpoblación separada, que afirma que en el Océano Pacífico existen al menos dos subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas; (2) la hipótesis de gradación (o clinal), que sostiene que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia: es decir, la probabilidad de hibridización de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre los dos. En la reunión de trabajo se concluyó que la información disponible no permite decidir a favor de una u otra de las dos hipótesis.

El Informe Anual de la CIAT de 1984 contiene un análisis de la estructura de población del barrilete en el OPO, y su relación con las poblaciones en el resto del Pacífico. El marcado ha demostrado que ocurre poca mezcla de peces entre la zona del norte de México y la del norte de Sudamérica-Centroamérica. Existe una correlación moderada entre las capturas de barrilete de la zona noreste y

sudeste, sin embargo, pero en ocasiones, como sucedió en 1970, la captura es superior al promedio en una zona e inferior al promedio en la otra (Figura 71). Un examen de los datos disponibles lleva a la conclusión que el barrilete del norte de México y el de Sudamérica-Centroamérica parecen formar parte de un solo grupo que habita una zona en forma de arco cuyos extremos se encuentran en esas dos zonas; los peces que se encuentran en los extremos de la distribución se mezclan, en cierta medida, en las zonas de desove del Pacífico central y/o occidental.

Hacia fines de los años 70 y a comienzo de los 80 el personal de la CIAT realizó investigaciones de la composición química de las vértebras de los atunes, usando PIXE (*photon-induced X-ray emission spectroscopy* [espectroscopía de emisiones de rayos X inducidas con protones]), para estimar la cantidad de mezcla entre peces de distintas áreas. Se han publicado los resultados de este estudio en Informes Anuales de la CIAT y en el Volumen Colectivo de Trabajos Científicos de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, Vol. 24. El uso de esta técnica se basa en el hecho de que las distintas áreas del océano muestran características químicas, físicas, y biológicas que afectan la composición química de las partes duras de los peces. Desgraciadamente, el análisis de la estructura de los stocks con este método es caro y presenta dificultades técnicas. La interpretación de los datos es asimismo difícil, debido a que no se entienden bien los procesos que rigen la composición elemental de las partes duras.

En colaboración con científicos de la Universidad de Washington, la CIAT está realizando actualmente un estudio de un método alterno de detectar marcas naturales en las partes duras de los atunes. El método actualmente bajo investigación, que usa un detector de rayos X dispersores de energía (*energy-dispersing X-ray detector*, o EDS) unido a un microscopio electrónico de barrida, no destruye la muestra, y es por lo tanto adecuado para el estudio de la composición elemental en distintas etapas del crecimiento del pez. La técnica es barata, y ha dado bastante éxito con otras especies de peces. Tras unos experimentos preliminares con aletas amarillas, se realizó un estudio de los microconstituyentes del barrilete, usando otolitos de peces de varios tamaños capturados frente a Baja California y Hawaii. Tres elementos (calcio, estroncio, y cloro) estaban presentes en cantidades suficientemente elevadas como para ser útiles para diferenciar peces de distintas áreas. Se descubrió que el estroncio y el calcio demuestran la mayor consistencia dentro de los peces, siempre que se tomen las lecturas en la misma región del otolito. Las concentraciones de estroncio y calcio fueron muy diferentes en distintas partes del otolito (foco, región media, y borde), pero difirieron mucho menos entre áreas geográficas. Estos resultados pueden ser interpretados de dos maneras. Los peces de Baja California y Hawaii pudieran haber (1) originado todos en la misma zona de desove, o (2) originado en distintas zonas, pero el método es incapaz de detectar las diferencias que pudieran existir. Un aumento en el tamaño de la muestra mejoraría la probabilidad de detectar diferencias entre áreas (si es que existen).

Para investigar más a fondo la posibilidad de que la variación en las concentraciones observadas de estroncio y calcio en las distintas partes del otolito sea una característica general de la especie, se están tomando muestras en el Pacífico occidental con fines comparativos. Las concentraciones de calcio y estroncio medidas en otras especies han sido vinculadas a la temperatura ambiental y la tasa de crecimiento, pero estas relaciones no han sido validadas directamente para los otolitos de los peces.

En resumen, la técnica de usar rayos X dispersantes para identificar subpoblaciones de barriletes no ha producido resultados útiles, ya sea a raíz de las limitaciones del método o de una muestra de tamaño insuficiente. La variación en las concentraciones de estroncio y calcio en distintas regiones de un solo otolito justifica una investigación más amplia.

Abundancia, disponibilidad, y vulnerabilidad a la captura

En el Boletín de la CIAT, Vol. 19, N° 6, se publicó un examen de los efectos de las condiciones ambientales sobre la abundancia, disponibilidad, y vulnerabilidad a la captura del barrilete en el OPO. En uno de estos estudios se analiza la relación entre la abundancia aparente de barrilete en su segundo año de vida en el OPO y (1) el promedio de la temperatura de la superficie del mar (TSM) en la parte del

Océano Pacífico comprendida entre los 135° y los 180°W con TSM superiores a los 27.8°C (82°F); y (2) el índice de mezcla por viento (el cubo de la velocidad promedio del viento, aproximadamente proporcional al grado de mezcla causado por el viento en las capas superiores del océano) en esta zona.

El primer análisis se efectuó en vista de la alta correlación positiva entre la temperatura y la concentración de larvas de barrilete capturadas en redes de zooplancton de arrastre, lo cual permite pensar que puede haber más desove o supervivencia de huevos y/o larvas en los años más cálidos. El segundo análisis se realizó porque es posible que la supervivencia de las larvas de barrilete dependa del grado de mezcla de las capas superiores del océano. Investigaciones realizadas en el Southwest Fisheries Science Center del NMFS en La Jolla indican que en la Corriente de California el alimento apto para las larvas de anchoa en sus primeras alimentaciones suele concentrarse en grupos y estratos bien definidos. La mezcla deshace los estratos y dispersan los organismos alimenticios, de modo que muchas de las larvas no pueden obtener alimento suficiente para sobrevivir. Aparentemente, las generaciones fuertes de anchoas adultas están asociadas con vientos débiles durante la etapa larval, y viceversa, y se creyó que pudiera ocurrir lo mismo en las zonas de desove del barrilete en el Pacífico central. Se descubrió una correlación significativa entre la abundancia del barrilete y la TSM, y una correlación altamente significativa entre el barrilete y el índice de la mezcla del viento, ya que este índice es responsable del 46% de la variabilidad en la abundancia aparente del barrilete en el OPO en su segundo año de vida.

Se han realizado además investigaciones para determinar si existe una relación entre la abundancia aparente del barrilete en el OPO en su segundo año de vida y la fuerza de la Contracorriente Ecuatorial del Norte que fluye hacia el este. Si el barrilete usa esta corriente en su migración se esperaría que la cantidad de peces jóvenes transportados al OPO sería mayor cuando la corriente es más fuerte y menor cuando es más débil. Sin embargo, no se encontró una correlación significativa entre la abundancia del barrilete y los índices de la velocidad de la corriente.

En general, los resultados obtenidos por los investigadores de la CIAT, en sus intentos por relacionar la abundancia aparente del barrilete con las condiciones ambientales, indican que esta relación es compleja y sutil. Parte del problema podría quizás ser resuelto si se pudieran realizar estudios biológicos y estadísticos de toda la unidad (o de todas las unidades si hay más de una) de la población que contribuye a la pesca en el OPO, en lugar de analizar tan sólo la parte que habita el OPO durante parte de su ciclo vital. Se cuenta con datos utilizables sobre la captura, el esfuerzo y la CPUE para tan sólo algunas partes de la unidad (o unidades) de la población del Pacífico. La separación de las capturas de peces de la unidad (o unidades) de la población que contribuye a la pesca en el OPO de aquellas que no contribuyen constituye un problema adicional.

Modelos con estructura de edades

Anteriormente en el presente informe se analizó el concepto de rendimiento por recluta aplicado a modelos con estructura de edades para el aleta amarilla. Sin embargo, las poblaciones de barrilete y aleta amarilla del OPO son algo diferentes. El agotamiento natural del aleta amarilla se debe sólo a la mortalidad natural, mientras que el del barrilete se debe también a la emigración al Pacífico central y occidental. A partir de los datos de frecuencia de talla y del marcado, se calcula que la tasa anual combinada de mortalidad natural y emigración del barrilete es de aproximadamente 75 a 90%, en comparación con el 55% de la mortalidad natural del aleta amarilla.

Se han usado los datos de frecuencia de talla y de devolución de marcas para estimar la tasa de crecimiento del barrilete. Es mucho más difícil seguir la progresión de los grupos modales para esta especie que para el aleta amarilla, ya que la talla modal varía de un mes a otro de forma muy errática. Evidentemente, la causa principal de esto radica en el reclutamiento de peces del Pacífico central y la emigración en dirección opuesta, pero además parece que la vulnerabilidad de grupos de peces de distintas tallas varía considerablemente de un mes a otro en el OPO. Los datos del marcado son también útiles en este respecto, aunque su valor se ve limitado por el hecho de que la mayoría de los peces

recapturados permanecieron poco tiempo en libertad. Dos estudios recién completados (Boletín de la CIAT, Vol. 19, Nos. 4 y 6) proporcionan estimaciones de las tasas lineales de crecimiento y de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, y éstas están probando ser útiles en los estudios de modelos con estructura de edades.

En la Figura 72 se presentan los rendimientos por recluta del barrilete correspondientes a varias combinaciones de agotamiento natural (la mortalidad natural más la emigración), esfuerzo de pesca, y talla de ingreso. Para obtener los cálculos que forman la base de esta figura se integraron las estimaciones de los investigadores de la CIAT de la mortalidad por pesca específica para cada edad durante 1986-1987, el crecimiento, y el agotamiento natural. Las fuentes de los datos sobre crecimiento en peso son las siguientes:

Cómputo	Ecuación	Fuente
Crecimiento en talla	24cm/año	Boletín de la CIAT: Vol. 19, Nº 6
Relación talla-peso	$\log w = 3.02 \log l - 8.250$	Boletín de la CIAT: Vol. 4, Nº 2

Se usaron tasas anuales instantáneas de agotamiento natural de 1.5 (un 78%) y 2.0 (un 86%). Los valores en la escala horizontal son los múltiplos del esfuerzo de pesca, es decir, 0.5, 1.0, y 2.0 representan los valores del esfuerzo la mitad de, igual a, y el doble de los valores reales del esfuerzo de 1986-1987. Distintas combinaciones del esfuerzo de pesca y del tamaño de ingreso rinden rendimientos por recluta distintos, indicados por líneas en curvas. Por ejemplo, si se fija el tamaño de ingreso en 40 cm (unos 1.2 kg/2.7 libras) el rendimiento por recluta con un multiplicador de 1 es aproximadamente 0.72 kg (1.58 libras) en el recuadro superior y 0.39 kg (0.85 libras) en el inferior. En el recuadro superior se produciría el rendimiento por recluta máximo con una talla de ingreso de unos 40 cm con un multiplicador de 1, y de unos 48 cm con un multiplicador de 2 a 3. En el recuadro inferior son máximos los rendimientos por recluta a una talla de ingreso de 30 cm o menos. En general, se tendría que ejercer un esfuerzo de pesca mucho mayor al actual, o tener una edad de ingreso mucho menor que la actual, para pescar por exceso la población en el sentido de rendimiento por recluta. Esto se debe a que la pérdida en el peso total de una cohorte de peces, por mortalidad natural y emigración, excede su incremento por crecimiento, aún cuando los peces midan menos de 50 cm y estén supuestamente creciendo con rapidez.

Modelos de producción

En una sección anterior del presente informe se describen los modelos de producción, basados en los índices de abundancia de los peces, en relación al aleta amarilla. Se señaló que los modelos de este tipo no tienen validez a menos que los peces pertenezcan a una población diferenciada, es decir una en la cual haya relativamente poco intercambio entre los peces que habitan la zona estudiada (en este caso, el OPO) y aquellos de otras zonas en las que se explota la especie en cuestión, o los índices de intercambio entre las subpoblaciones de la cual sean conocidas. No se satisface ninguno de estos requisitos, ya que el mercado ha demostrado que existe intercambio de peces del Océano Pacífico oriental, central, y occidental (Figura 73), pero se ignoran las tasas de intercambio. La mayor parte de la captura de barrilete en el OPO es realizada bastante cerca de la costa, y aparentemente la mayor parte de esta captura proviene de los desoves en el Pacífico central y/o occidental, desoves que también pueden abastecer a las regiones de alta mar del OPO, central, y occidental. En consecuencia, es posible que la captura en el OPO esté determinada por la abundancia de los juveniles nacidos en el Pacífico central y/o occidental, o por la abundancia de los juveniles en esa zona o zonas que migran al OPO. A falta de una definición de la población explotada, el modelado de producción tiene poco o hasta ningún

valor para el barrilete pescado en el OPO.

Consideraciones para 1991

El modelo de rendimiento por recluta no señala que sea necesario controlar la pesca del barrilete. A un valor de agotamiento natural de 2.0, este modelo indica que se puede obtener el máximo rendimiento por recluta del barrilete adolescente del OPO mediante la pesca intensiva de ejemplares de más de 30 cm. Aunque podría pensarse que esto reduciría el reclutamiento en años subsiguientes, los conocimientos actuales sobre el desove y la estructura de la población indican que es poco probable que así suceda.

Se puede afirmar con bastante seguridad que el barrilete ha sido subexplotado en el OPO, y que esta situación no cambiará en el futuro inmediato. No obstante, es importante adquirir mayores conocimientos sobre esta especie y su relación con el ambiente, en particular por las dos razones siguientes. En primer lugar, es posible que estos conocimientos permitan pronosticar, con varios meses de anticipación, la abundancia de barrilete en el OPO, lo cual sería muy valioso para los pescadores, quienes deben decidir por adelantado si han de pescar en el OPO o en alguna otra zona oceánica. En segundo lugar, es posible que un conocimiento de las condiciones ambientales favorables para la existencia del barrilete, junto con la noción de los procesos dinámicos del océano, permita pronosticar los lugares y momentos en que existe mayor probabilidad de capturar barrilete, lo cual aumentaría la eficacia de la flota pesquera. Recientemente se analizó una gran variedad de datos sobre el barrilete y su relación con el ambiente, y en 1989 se publicó un importante informe sobre este tema (Boletín de la CIAT, Vol. 19, Nº 6).

ALETA AZUL DEL NORTE

El aleta azul ocurre tanto en el Océano Atlántico como en el Pacífico. Las capturas mundiales y del Pacífico son mucho menores que las del barrilete, aleta amarilla, patudo, y albacora; sin embargo, la pesquería posee valor económico considerable. En la Figura 74 se presentan las capturas anuales del atún aleta azul en el Océano Pacífico durante el período de 1951-1990. Las artes de superficie obtienen la mayoría de las capturas en el Pacífico oriental y occidental también. Las capturas en el Pacífico occidental fueron bien superiores al promedio durante 1978-1983, relativamente pobres en 1984, y mejoraron en 1985 y 1986. Las capturas en el Océano Pacífico oriental (OPO) fueron pobres durante 1980-1984, mejoraron en 1985 y 1986, y volvieron a ser pobres en 1987, 1988, 1989, y 1990.

En el OPO casi toda la captura es lograda por barcos cerqueros que pescan bastante cerca de la costa de Alta y Baja California. La temporada de pesca se extiende típicamente desde fines de mayo hasta mediados de octubre, aunque también se efectúan capturas esporádicas en otros meses. La captura en 1990 fue unas 1,600 toneladas, unas 400 toneladas más que en 1989, pero muy por debajo del promedio de los años 50, 60, y 70. En 1990 se capturaron aletas azules únicamente al norte de 29°N. Se logró un 87% de la captura entre julio y septiembre.

El personal de la CIAT estudia el atún aleta azul en modesta escala desde 1973. Antes de 1979, se obtenían datos de bitácora y se medían muestras de peces capturados por embarcaciones cerqueras en el OPO para determinar la composición de talla, pero a partir de ese año se intensificaron los estudios. En 1979, se preparó un análisis de los datos referentes a la evaluación de los stocks de esta especie (Informe Interno 12 de la CIAT). El Informe Anual de la CIAT para 1979 contiene un resumen de parte de este análisis. Asimismo, en 1982, los datos sobre la captura epipelágica del atún aleta azul por zona, fecha, clase de arqueo, tamaño del cardumen, tipo del mismo, etc., fueron recopilados, analizados, y publicados en el Boletín de la CIAT, Vol. 18, Nº 2. Un investigador del Far Seas Fisheries Research Laboratory (FSFRL) (ahora el National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF)) en Shimizu (Japón) trabajó en la oficina principal de la CIAT desde septiembre de 1988 hasta enero de 1989, colaborando con científicos de la Comisión en estudios del aleta azul. Se publicarán algunos de los

resultados de estos estudios en un Boletín de la CIAT en 1991. En mayo de 1990 se celebró en La Jolla, California, un taller sobre el aleta azul, patrocinado conjuntamente por la CIAT y el Australian Fisheries Service. El objetivo de la reunión era comentar e informar sobre los puntos fuertes y débiles de las técnicas de evaluación de stocks usadas para los stocks de aletas azules de los Océanos Pacífico, Índico, y Atlántico, y el Mar Mediterráneo. Las actas del taller serán publicadas como Informe Especial de la CIAT en 1991.

En la Figura 19 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta azul capturado en el OPO en 1985-1990. Entre octubre y diciembre de 1986, 1988, y 1989 se capturaron peces de tamaño extraordinariamente grande (pesando entre 105 y 460 kg/230 y 1010 libras). El peso total de estas capturas no fue muy grande, pero los peces poseían gran valor económico, ya que inmediatamente después de su captura se les transportó por avión al Japón, donde se pagan precios muy altos por aleta azul fresco.

Aletas azules fueron marcados en el OPO por el personal de la CIAT en 1958 y 1979-1980 y por el Bureau of Commercial Fisheries de los Estados Unidos, el California Department of Fish and Game (CDFG), y el Mission Bay Research Foundation en 1962-1968. Se resumen estos datos en la Tabla 26. Análisis de los datos de los peces recapturados en el OPO indican migraciones estacionales de norte al sur, alcanzando los peces su punto más norteño en julio-octubre y más sureño durante mayo y junio. Se han obtenido diez devoluciones del Pacífico occidental, todas ellas de peces que permanecieron más de 22 meses en libertad.

El marcado de aletas azules en el Pacífico occidental fue llevado a cabo por empleados de la CIAT que trabajaron en el Japón entre 1980 y 1982 y por empleados del NRIFSF durante 1980-1988. Se resumen las devoluciones hasta la fecha en la Tabla 27. Se comentan los resultados de estos experimentos en el Informe Anual de la CIAT de 1988, páginas 225-226. Las migraciones del Pacífico occidental al oriental son de interés especial. Algunas generaciones anuales, por ejemplo aquellas de 1983 y 1984, produjeron grandes cantidades de migrantes, y otras no. Las mejores capturas de la década de los 80 en el OPO fueron logradas en 1985 y 1986, y consistieron principalmente de peces de edad 2 de las generaciones anuales de 1983 y 1984. (En el presente informe se refiere a los peces en su primer año de vida como de 0 años de edad o de edad 0, aquellos en su segundo año de vida como de 1 año de edad o de edad 1, y así sucesivamente.)

El ciclo vital y la relación entre peces del Pacífico occidental y oriental

La información presentada en esta sección es fundamental a la comprensión de la sección siguiente sobre la evaluación del stock.

La única zona del Océano Pacífico donde se sabe que ocurre el desove es en las inmediaciones del Japón. Aparentemente, algunos peces permanecen toda su vida en el Pacífico occidental. Otros migran al OPO, probablemente durante el primer o segundo año de vida en el caso de la mayoría o hasta todos. Los que se desplazan durante el primer año se encuentran expuestos a la pesca de arrastre (sedal con anzuelo y cebo) veraniega y otoñal dirigida sobre atunes aleta azul pequeños y otras especies frente al Japón antes de empezar su viaje al OPO en el otoño o invierno. Los que se desplazan en el segundo año de vida se encuentran además expuestos a la pesca de arrastre invernal y demás formas de pesca que se practican en las inmediaciones del Japón, antes de comenzar su viaje al OPO en la primavera, el verano, o el otoño. Despues de atravesar el océano, los peces migrantes son pescados por barcos cetreros frente a Alta y Baja California.

No está ni confirmada ni refutada la hipótesis que peces de talla inferior a unos 100 cm, que forman la mayor parte de la captura del OPO, abandonen el Pacífico occidental cada otoño o invierno. Es poco común capturar un aleta azul de ese tamaño en el OPO entre noviembre y abril, lo cual pudiera indicar que hayan abandonado la región. Si es así, es poco probable que recorran la distancia entera al Pacífico occidental, ya que el período mínimo de libertad observado para un pez marcado liberado en el OPO y recapturado en el Pacífico occidental es de 674 días; si la mayoría de ellos migrara al Pacífico

occidental cada otoño o invierno, y regresara al OPO cada primavera, entonces sería probable que se hubiera recapturado algunos de ellos en el Pacífico occidental en el invierno o primavera al cabo de menos de unos 100 o 150 días en libertad. Además, los gastos energéticos de realizar una migración tan larga son tan elevados que probablemente no sería factible para un pez efectuar dos migraciones tales por año durante varios años seguidos.

Tras una estadía en el OPO, que pudiera o no ser interrumpida por visitas al Pacífico central u occidental, los sobrevivientes regresan al Pacífico occidental, donde presuntamente desovan eventualmente. No se sabe cuánto tiempo permanecen en el OPO, pero los resultados de estudios recientes de la composición por edades parecen indicar que la mayoría de los peces regresa al Pacífico occidental antes de alcanzar los tres años de edad. Sin embargo, es casi seguro que algunos peces permanecen en el OPO al menos 2 años, ya que peces marcados en el OPO han sido recapturados allí mismo después de haber estado hasta 2 años en libertad. En el OPO se capturan peces de por lo menos 6 ó 7 grupos de edad, y es por consiguiente posible que algunos peces permanezcan allí por lo menos 5 ó 6 años.

De vez en cuando se capturan peces grandes en el OPO, especialmente cerca de la Isla Guadalupe (Méjico) y las Islas Channel (Alta California). Los más grandes tienen casi seguramente más de 10 años de edad, pero no han vivido necesariamente en el OPO desde alcanzar la edad de año y medio o dos años, aproximadamente. Es posible que hayan llegado allí por primera vez poco antes de ser capturados, o que hayan cruzado el Pacífico en ambas direcciones más de una vez. Parece sin embargo poco probable que todos los peces grandes pudieran desovar en el Pacífico occidental cada año, ya que se han capturado algunos en el OPO durante la temporada de desove.

Evaluación del stock

La escasa captura de aleta azul en el OPO y occidental en algunos años preocupa a los investigadores de la CIAT, y se ha prestado especial atención a las escasas capturas en el OPO durante 1980-1984 y 1987-1989. La reducción en las capturas en el OPO en años recientes pudiera ser debido a (1) una disminución en la abundancia total de peces de más de unos 60 cm de talla, causada por la fuerte explotación de peces en el primer año de vida cerca del Japón, (2) una reducción del esfuerzo pesquero en el OPO, (3) una disminución en la vulnerabilidad a la captura de aquellos peces que migraron al OPO, y/o (4) una reducción en la disponibilidad del aleta azul en el OPO (es decir, una reducción en la proporción de la población que migró al OPO o una estadía más corta en dicha zona de aquellos peces que sí realizaron la migración).

Con respecto a la primera posibilidad, datos inéditos del NRIFSF sobre la composición por edad de la captura de aletas azules lograda por barcos japoneses durante 1966-1986 (Tabla 28) indican que no ha ocurrido una reducción en las capturas de peces mayores de edad 0, ni tampoco un aumento en la proporción de peces de edad 0 a la de peces mayores, lo cual parece eliminar esta hipótesis.

En cuanto a la segunda posibilidad, a partir de fines de los años 70 se ha ido reduciendo la cantidad de barcos cerqueros menores, que anteriormente habían sido responsables de la mayoría de las capturas de aletas azules en el OPO. Se deberían estudiar los datos de esfuerzo y captura de una forma que permitiera determinar hasta qué punto la reducción en las capturas se debe a la disminución del esfuerzo de barcos de varias capacidades. Por lo tanto se entablaron los siguientes datos correspondientes a la zona al norte de 23°N y el período de mayo a octubre para 1975 a 1987: (a) tonelaje de aleta azul capturado; (b) número de lances cerqueros; (c) porción de los lances que capturó aleta azul; (d) tonelaje de aleta azul capturado por lance positivo; y (e) porcentaje de aleta azul capturado frente a México y los Estados Unidos. Se logran casi todas las capturas de aleta azul al norte de 23°N, y la gran mayoría de ellas entre mayo y octubre. El período de 1975 a 1987 incluye años con capturas normales y subnormales. En la Figura 75 se presentan algunos de los resultados obtenidos. La mayor disminución ocurrió en las capturas (excepto en las clases 2 y 3 de arqueo). La cantidad de lances realizados por barcos de las clases 3, 4, y 5 disminuyó en un 50%, mientras que la captura media por lance positivo sobre aletas azules permaneció más o menos igual. La proporción de lances que capturó aletas azules

fue mayor en 1985 y 1986 que en los otros años con capturas de aleta azul medias o superiores al promedio, 1975-1980 y 1982. La porción de las capturas lograda frente a México y los Estados Unidos permaneció más o menos igual para cada clase de arqueo durante el período en cuestión. La cantidad de aleta azul capturado por lance positivo permaneció más o menos igual, pero el número de lances sobre la especies disminuyó. Estos datos indican que la mayoría de la disminución en las capturas de aleta azul se debe a una menor disponibilidad o vulnerabilidad y/o a un esfuerzo reducido. Los datos de marcado (Boletín de la CIAT, Vol. 20, No. 1) y de composición de edad (resumidos más adelante) indican que la reducción en la disponibilidad es un factor importante en las capturas reducidas en el OPO.

En cuanto a la tercera posibilidad, no existe ninguna razón obvia por sugerir que la vulnerabilidad a la captura de los peces en el OPO haya disminuido, y por lo tanto se descarta esta posibilidad hasta que se presenten pruebas al contrario.

Pasando finalmente a la cuarta posibilidad, el personal de la NRIFSF y la CIAT han reunido datos de composición por edad (Tabla 28). Se calcularon coeficientes de correlación para 10 parejas de datos (Tabla 29, recuadro superior), usando los datos en la Tabla 28. Tres de éstos fueron significativos al nivel de 5%. El número de peces de edad 2 en el OPO y occidental está correlacionado negativamente (Prueba 6), lo cual indica que capturas pobres en el OPO podrían ser debidas, al menos parcialmente, a que una proporción de la población total mayor a lo normal no migrara del Pacífico occidental al oriental. Las capturas de peces de edad 1 y 2 en el OPO están correlacionadas positivamente (Prueba 7), lo cual indica que la captura de peces de edad 2 en el OPO puede ser predicha, aunque no muy bien, a partir de la captura de peces de edad 1 en el OPO un año antes. Las capturas de peces de edad 0 y 1 en el Pacífico occidental están altamente correlacionadas (Prueba 8), lo cual indica que la captura de peces de edad 1 en el Pacífico occidental puede ser predicha a partir de la captura de peces de edad 0 en el Pacífico occidental un año antes.

El coeficiente de correlación de las capturas de peces de edad 0 en el Pacífico occidental y las capturas de peces de edad 2 en el OPO dos años después es 0.386 (Tabla 29, Prueba 2). A pesar de que esta relación no es significativa al nivel de 5%, es posible que indique que la captura de peces de edad 2 en el OPO esté vinculada al reclutamiento de dos años antes, suponiendo que la captura de peces de edad 0 en el Pacífico occidental sea un índice válido del reclutamiento. Ya que la captura de peces de edad 2 en el OPO parece estar relacionado con el reclutamiento de dos años antes (Prueba 2) y la captura de peces de edad 2 en el Pacífico occidental en el mismo año (Prueba 6), se calculó un coeficiente de correlación múltiple (Prueba 11). El coeficiente de determinación múltiple resultante fue altamente significativo, indicando que un 55.6% ($0.746^2 \times 100$) de la variación de las capturas de peces de edad 2 en el OPO es explicado por (1) una relación positiva al reclutamiento en el Pacífico occidental y (2) una relación negativa a la captura en el Pacífico occidental. Ya que la mayor parte de la captura en peso del OPO en la mayoría de los años consiste de peces de edad 2, el reclutamiento y la emigración del Pacífico occidental parecen ejercer influencias importantes sobre las capturas totales en el OPO.

En general, los resultados del análisis de edad de captura tienden a apoyar la conclusión tentativa de los estudios de datos de marcado que las variaciones en las porciones de peces del Pacífico occidental que migran al OPO son por lo menos parcialmente responsables de las variaciones en las capturas en el OPO.

Esta información sugiere al menos tres temas de investigación de alta prioridad. El primero es más estudios de la estructura de las poblaciones. Hace falta una investigación más a fondo de la conclusión tentativa que existe una sola población principal de la cual porciones variables migran al OPO en diferentes años. Si se confirma esta conclusión, se deberían hacer esfuerzos para determinar cuáles condiciones oceanográficas influyen sobre la migración de peces del Pacífico occidental al oriental. Sería también de interés saber si los aletas azules criados en el Mar del Japón son genéticamente distintos de los que se crían al sur del Japón. Se obtendría posiblemente mayor información de estudios genéticos bioquímicos, pero éstos serían probablemente caros y de larga duración. El segundo es un mayor estudio de los datos de captura, frecuencia de talla, y edad de las pesquerías del Pacífico occiden-

tal y oriental, y un análisis de éstos enfocado en el Pacífico entero. Tal como se comenta más arriba, científicos del NRIFSF han recopilado recientemente datos sobre la composición por edades de aletas azules capturados en el Pacífico occidental entre 1966 y 1986. El personal de la CIAT está trabajando actualmente en un análisis similar del OPO. Posteriormente, si se dispone del tiempo y los medios financieros necesarios, científicos del NRIFSF y la CIAT colaborarán en un estudio de los datos del Pacífico entero. El tercero sería un análisis de rendimiento por recluta. Esto ya se ha llevado a cabo, usando solamente los datos en la Tabla 30. Las fuentes de los datos de crecimiento con relación al peso fueron como sigue:

Cómputo	Ecuación	Fuente
Crecimiento en talla	$l = 219(1 - e^{-0.21t})$	Inf. Anual CIAT, 1984: 258
Relación talla-peso hasta mayo del tercer año de vida	$\log w = 3.40 \log l - 20.1$	Inf. Anual CIAT, 1980: 120
Relación talla-peso después de mayo del tercer año de vida	$\log w = 2.78 \log l - 7.67$	California Department of Fish and Game, datos inéditos

Se fijó el coeficiente anual de mortalidad natural en 0.2 y 0.3 y los coeficientes anuales de mortalidad por pesca en 1.0 para períodos de capturas importantes, 0.0 para períodos de capturas nulas o muy bajas, y 0.5 para períodos de transición. Se supuso que los peces comienzan una migración de oeste a este en su primer año de vida y luego una de este a oeste en su tercer año (Opción 1), o sino que comienzan una migración de oeste a este en su segundo año de vida y luego una de este a oeste en su tercer año (Opción 2). En la Figura 76 se presentan gráficos que demuestran los rendimientos por recluta posibles con distintas edades de ingreso a la pesquería, y con tres multiplicadores del vector de esfuerzo de pesca. Ya que los valores de mortalidad natural y por pesca, y especialmente el segundo, son esencialmente conjetas, no se deberían tomar literalmente los resultados de estos análisis. No obstante, parece que un aumento de la edad de ingreso a la pesquería a unos 2.5 años (90-100 cm) maximizaría el rendimiento total (es decir, las capturas en el Pacífico occidental y oriental) de los peces que migran al OPO.

PATUDO

En la Tabla 31 se presentan datos sobre las capturas de patudo en el Océano Pacífico. Las capturas de esta especie en el Océano Pacífico oriental (OPO) logradas por todas artes en años recientes fueron muy parecidas a las de barrilete, pero marcadamente inferiores a las de aleta amarilla (Tabla 1). Se captura el patudo principalmente con palangre. Al principio de los años 50 se practicaba muy poca pesca con palangre en el OPO, y las capturas eran por consiguiente bajas. Sin embargo, a mediados de la misma década, barcos japoneses comenzaron a pescar en esta zona, y las capturas de patudo aumentaron, y por lo tanto los investigadores de la CIAT han prestado mayor atención a la especie. Entre 1965 y 1989 se publicaron ocho trabajos sobre la pesca palangrera japonesa del patudo y especies afines en el OPO.

Las capturas estimadas de patudo por las artes epipelágicas en el OPO aumentaron hacia fines de los años 60 y en los años 70, y disminuyeron a partir de 1981 (Tabla 31). El aumento en las capturas se debió evidentemente a dos factores. En primer lugar, la captura del patudo no está reglamentada, lo cual pudo haber causado un aumento en las capturas reales, ya que los pescadores habrían preferido en algunos casos pescar esta especie y no el aleta amarilla, debido a que la captura de éste último estuvo

controlada en una región considerable del OPO durante la última parte de cada año entre 1966 y 1979. Simultáneamente, la pericia de los pescadores en capturar patudo probablemente mejoró. En segundo lugar, las estadísticas recientes son más precisas. Se paga el mismo precio a los pescadores por el patudo y el aleta amarilla capturados con artes de superficie, y por lo tanto las capturas de patudo han sido registradas frecuentemente como capturas de aleta amarilla. No obstante, desde que se promulgaron las reglamentaciones se registran con más frecuencia las dos especies por separado, y en las localidades donde no se hace así se ha aumentado la cobertura de descargues por parte de los empleados de la CIAT, quienes estiman las proporciones de las dos especies en descargues mixtos.

Los estudios de los investigadores de la CIAT sobre el patudo capturado por artes epipelágicas han consistido principalmente en (1) anotar y procesar los datos de captura y esfuerzo basados en los cuadernos de bitácora y la información sobre el peso descargado, (2) la toma de datos de frecuencia de talla en las plantas enlatadoras, y (3) el análisis de estos datos. Además, durante el período 1959-1978 se marcaron 611 patudos capturados por artes epipelágicas, y se han recapturado 15 de éstos.

En la Figura 77 se presentan las distribuciones de la captura de superficie de patudo en el OPO, promediadas para el período de 1981 a 1987. La información proviene de datos de bitácora recopilados por el personal de la CIAT. Las capturas mayores fueron logradas frente al norte de Sudamérica y en alta mar al oeste de Centro- y Sudamérica. Durante el tercer trimestre se capturó patudo frente a Baja y Alta California.

En la Figura 20 se presentan datos de frecuencia de talla de patudos capturados por barcos cerqueros en el OPO entre 1985 y 1990 y medidos por empleados de la CIAT. Aproximadamente la mitad de la captura, por peso, consiste de peces de talla inferior a los 100 cm.

Los investigadores del NRIFSF y la CIAT terminaron recientemente un análisis de la pesca epipelágica de patudo en el OPO. Se descubrió que existe una sobreposición considerable en las tallas de patudos capturados por la pesca palangrera y de superficie. Un 64% de la captura de patudo se obtiene en cardúmenes no asociados, un 29% en cardúmenes asociados con objetos flotantes, y el resto en cardúmenes asociados con ballenas, tiburones, y delfines. Durante el período de 1971 a 1986, el promedio de captura de patudo por lance positivo fue de 23 toneladas (22 y 28 toneladas, respectivamente, en cardúmenes no asociados y en cardúmenes asociados con objetos flotantes). Se capturó un 76% del patudo capturado en cardúmenes puros (que no están mezclados con otras especies de importancia comercial) en cardúmenes no asociados, y un 28% en cardúmenes asociados con objetos flotantes.

En la Figura 78 se presentan las distribuciones de la captura de patudo por unidad de esfuerzo lograda por palangreros japoneses en el OPO, promediadas para el período de 1981 a 1987. Las tasas de captura por anzuelo (número de peces capturados por 100 anzuelos) fueron elevadas en la mayor parte del OPO, excepto en la zona al norte de 5°N y al este de 125°W. Las tasas de captura más elevadas fueron registradas (1) entre 120°W y el Ecuador desde 10°S hasta 5°N durante todo el año, (2) al nordeste de Hawaii entre 20°N y 33°N desde 122°W hasta 140°W durante el primer y cuarto trimestre, y (3) frente al sur del Perú y el norte de Chile entre 18°S y 25°S desde 80°W hasta 90°W durante el tercer y cuarto trimestre.

En la región ecuatorial del norte, entre la línea ecuatorial y 10°N, donde se aplicó un fuerte esfuerzo de pesca, las tasas de captura por anzuelo fueron relativamente bajas durante el segundo semestre del año, especialmente en la parte occidental de esta región. En cambio, en la región ecuatorial del sur, entre la línea ecuatorial y 15°S, las tasas de captura fueron relativamente elevadas en la parte occidental de la región durante todo el año.

La distribución del esfuerzo no coincide bien con las zonas con las tasas más elevadas de captura de patudo por anzuelo, a pesar de que fue la especie más importante capturada por los palangreros japoneses. Por ejemplo, es aparente una fuerte concentración de esfuerzo en aguas ecuatoriales (8°N a 15°S y al oeste de 110°W), pero las tasas de captura por anzuelo de patudo en esta zona no fueron particularmente elevadas. Además, aunque las tasas de captura por anzuelo fueron bastante elevadas

al nordeste de Hawaii y frente al sur del Perú y el norte de Chile, no se aplicó mucho esfuerzo en esas zonas. Puede ser que esto se deba a que en la región ecuatorial se pudo capturar el patudo durante todo el año y los peces fueron generalmente grandes, mientras que más al norte y más al sur la presencia del patudo fue más estacional, y los peces solían ser más pequeños.

Se presentan en la Figura 80 los datos de frecuencia de talla del patudo capturado con palangre durante 1981-1987 en la zona delineada en la Figura 79. La mayoría de los peces capturados median entre unos 90 y 170 cm. La composición de talla varía considerablemente de año a año. Las proporciones de peces más pequeños alcanzaron un máximo durante 1982 y 1986, y aquellas de peces más grandes durante 1983 y 1984.

En general, se usan dos métodos para analizar los efectos de la pesca sobre una población de peces: el modelo con estructura de edades, y el modelo de producción. Estos modelos se describen detalladamente en la sección del presente informe que trata del aleta amarilla.

Modelos con estructura de edades

El modelo de rendimiento por recluta (un tipo de modelo con estructura de edades) suministra información sobre el rendimiento por recluta que puede esperarse con varias combinaciones de esfuerzo de pesca y tamaños de ingreso. El modelo se basa en datos sobre la talla a la edad o el peso a la edad y la mortalidad natural. Ambos, especialmente la mortalidad natural, son difíciles de estimar. Se calculó no obstante el rendimiento por recluta de patudo con respecto a varias combinaciones de esfuerzo de pesca (F) y de talla de ingreso. Los datos sobre la talla a la edad se obtuvieron según una ecuación de crecimiento de patudo presentada en el Boletín de la CIAT (Vol. 11, Nº 2). Puesto que con los datos actualmente disponibles es imposible estimar en forma confiable el coeficiente de mortalidad natural (M) del patudo, se emplearon valores anuales experimentales de 0.4, 0.6, 0.8, y 1.0. En la Figura 81 se presentan los resultados, con tallas de ingreso de 40 cm (2 kg o 4 libras), 60 cm (5 kg o 12 libras), 90 cm (17 kg o 38 libras), 120 cm (40 kg o 87 libras), y 150 cm (76 kg o 167 libras) y valores de F de 0.0 a 1.6. En cada caso, el rendimiento por recluta fue mínimo a una talla de ingreso de 150 cm, así que el estudio se limitará a los otros cuatro valores, 40, 60, 90, y 120 cm. Según las Figuras 20 y 80, parece que la mayoría del patudo capturado por cerqueros y palangreros se recluta a una talla de unos 60 a 90 cm y 90 a 120 cm, respectivamente. Sin embargo, en 1980 y 1982-1984 se capturaron en la pesca cerquera grandes cantidades de patudo entre los 40 y 60 cm. A un valor de M de 0.4, el rendimiento por recluta es aproximadamente igual para todas las tallas de ingreso con valores de F hasta 0.4. A valores de F de 0.6 o más, el rendimiento por recluta es menor para una talla de ingreso de 40 cm, y a valores de F de 0.8 o más es menor para una talla de ingreso de 60 cm. A un valor de M de 0.6, el rendimiento por recluta es aproximadamente igual a todos valores de F para tallas de ingreso de 60, 90 y 120 cm. Es asimismo aproximadamente igual para una talla de ingreso de 40 cm con valores de F hasta 0.6, pero a valores mayores de F el rendimiento por recluta es menor. A un valor de M de 0.8 el rendimiento por recluta es aproximadamente igual a todos valores de F , a cualquier talla de ingreso. A un valor de M de 1.0 el rendimiento por recluta es aproximadamente igual a todos valores de F para tallas de ingreso de 40, 60 y 90 cm, pero menor para una talla de ingreso de 120 cm. En general, a valores elevados de M se obtienen los rendimientos por recluta mayores con tallas de ingreso pequeñas o intermedias (40, 60, y 90 cm), y a valores bajos de M se obtienen los rendimientos por recluta mayores con tallas de ingreso intermedias (90 y 120 cm). Aunque actualmente no se sabe cuál valor de M es más aplicable a la población de patudo explotada por la pesca epipelágica y palangrera del OPO, lo más probable es que caiga entre 0.4 y 0.8. A estos niveles, los análisis anteriores indican que el rendimiento por recluta alcanzaría el máximo a una talla de ingreso entre unos 90 y 120 cm. Esto significa que la talla de ingreso promedio para la pesca epipelágica es inferior a aquella que lograría un rendimiento por recluta máximo, y que aquella de la pesca palangrera es superior a esa talla. Sin embargo, se recalca que estas estimaciones se basan en datos inadecuados, así que son poco confiables.

Modelos de producción

Los modelos de producción pueden ser aplicados solamente a peces de poblaciones separadas; en consecuencia, sólo se pueden usar para el patudo del OPO si hay relativamente poco intercambio entre estos peces y aquellos de las zonas más al oeste. En la Tabla 32 se detallan los movimientos de patudos marcados por varias organizaciones que permanecieron en libertad durante períodos largos. Las distancias recorridas son inferiores a aquellas registradas para las otras especies de atunes de importancia comercial, pero no se debe exagerar el significado de ésto, dada la escasez de las devoluciones.

En la Figura 82 se presentan los datos del esfuerzo, la captura y la captura por unidad de esfuerzo (cantidad de peces capturados por cien anzuelos) correspondientes a 1954-1987, en la parte del OPO delineada en la Figura 79. Se escogió esta zona porque incluye las zonas principales de pesca de patudo, y se cree que la inclusión de datos de zonas con grandes cantidades de esfuerzo y pocas capturas de patudo ocultaría la posible relación entre el esfuerzo y la captura de patudo. En 1954-1960, el esfuerzo y la captura fueron bajos, y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) elevada. De 1961 a 1964, el esfuerzo y la captura fueron muy superiores a los de 1954-1960. En 1961 la CPUE fue ligeramente inferior a 3 peces por 100 anzuelos, y en 1964 se redujo a menos de 1.5 peces por 100 anzuelos. De 1964 a 1985 el esfuerzo fluctuó entre 50 y 130 millones de anzuelos, y la captura entre 0.4 y 1.3 millones de peces, pero la CPUE permaneció aproximadamente constante, cerca de 1 pez por 100 anzuelos. El esfuerzo aumentó a unos 145 millones de anzuelos en 1986 y 170 millones en 1987, mientras que la CPUE permaneció alrededor de 1 pez por 100 anzuelos. Es normal que la CPUE disminuya al aumentar el esfuerzo, y una pequeña reducción no indica necesariamente una pesca excesiva (desde el punto de vista de reducir el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS), como se informa en la sección del presente informe que trata del aleta amarilla). Sin embargo, la reducción de la CPUE a menos de la mitad de lo que era cuando el esfuerzo era bajo puede indicar una reducción de la población a un nivel inferior al necesario para producir el RPMS. No obstante, puede resultar significativo el hecho de que las capturas se hayan más que triplicado en el período 1965-1987, mientras que las CPUE permanecieron casi iguales. Esto puede deberse a una intensificación de la pesca de patudo por parte de los pescadores palangreros debido al precio elevado del mismo. Por ejemplo, es posible que el mayor empleo de las artes palangreras de profundidad a fines de los años setenta haya mantenido la CPUE del patudo al mismo nivel mientras se reducía su abundancia. El desconocimiento actual sobre los niveles de intercambio de peces entre la zona analizada y las zonas adyacentes contribuye también a la incertidumbre en la interpretación de los datos.

BARRILETE NEGRO

El barrilete negro forma solamente una muy pequeña parte de los descargues de atunes capturados en el Océano Pacífico oriental, pero tiene bastante importancia comercial en varios países latinoamericanos. Forma además un recurso de magnitud importante, que probablemente será explotado más fuertemente a medida que aumente la demanda de atún. Por consiguiente, es prudente obtener todo conocimiento posible sobre esta especie.

El conocimiento actual del barrilete negro proviene principalmente de los datos de bitácora de los barcos, de datos sobre los pesos de peces descargados en las enlatadoras, de estómagos, góndolas, y mediciones de peces obtenidas en las enlatadoras, de góndolas recolectadas en cruceros de mercado para estudios histológicos, de estudios de larvas (orientados principalmente a otras especies), de datos de recaptura de barriletes negros marcados incidentalmente cuando se marca aleta amarilla o barrilete, y de estudios actuales en el Laboratorio de la CIAT en Achotines.

En la Tabla 1 se presentan los datos sobre los descargues de barrilete negro por barcos atuneros de 1961 a 1990. Estos datos incluyen sólo el pescado descargado; se sabe que se capturan cantidades mayores, pero como no se descargan, no se incluyen en las estadísticas. Además, esta especie es cap-

turada por pequeños barcos basados en Latinoamérica, de los cuales no se obtienen datos. Las capturas reales son así superiores a las indicadas en la tabla. En la Figura 83 se presentan las zonas de captura de 1980 a 1983 de barcos de los que se obtuvieron datos de bitácora.

En el Informe Interno 17 de la CIAT se presenta un análisis de la relación peso-talla del barrilete negro. En un crucero de marcado, realizado en 1981, se hicieron algunas observaciones sobre la habilidad natatoria, la temperatura del cuerpo, y el tiempo requerido para la evacuación gástrica; el análisis de los resultados se publicó en una revista científica en 1984. Se terminaron recientemente estudios para determinar las zonas y la duración de desove, el tamaño al alcanzar la madurez sexual, la proporción de sexos, la fecundidad, y la frecuencia del desove, y se publicaron los resultados en el Boletín de la CIAT, Vol. 19, Nº 2. El cálculo del potencial reproductivo tiene una importancia primordial en lo referente a la dinámica de poblaciones de los peces, ya que es un determinante básico de la productividad. Además, ya que la cantidad de peces de tamaño capturable disponible a la pesca depende en gran parte del éxito del desove y de la sobrevivencia durante los primeros estadios del ciclo vital, los estudios de este tipo pueden producir información de valor potencial para realizar pronósticos.

Se han capturado grandes cantidades de larvas y juveniles de barrilete negro y de otras especies de escómbridos (atunes y caballas), en particular frente a América Central y cerca de la desembocadura del Mar de Cortez. Además, se han marcado 1,502 barriletes negros, de los cuales se han recapturado 107. En el Informe Anual de la CIAT de 1982 se presenta información sobre las migraciones y el crecimiento del barrilete negro, basada en estos datos.

Los datos sobre larvas y juveniles, junto con los datos de marcado y de bitácora, proporcionan los índices de abundancia del barrilete negro con relación a las demás especies de escómbridos. Esta información parece indicar que la producción anual potencial de esta especie es muy superior a los niveles actuales de descargue.

Actualmente se están realizando estudios extensivos del barrilete negro en el laboratorio de la CIAT en Achotines (Panamá). Se está estudiando el crecimiento de larvas y juveniles mediante la cría en el laboratorio de peces capturados en el mar y la examinación de los otolitos de peces capturados en el mar. Se están realizando experimentos de laboratorio para comprobar la hipótesis de que los incrementos en los otolitos son formados a diario, mediante la sumersión de los peces en soluciones de hidrocloro de tetraciclina o calcina y agua de mar durante varias horas y la examinación de los otolitos de los mismos al cabo de varios días subsiguientes. Se están examinando con microscopio secciones histológicas de larvas y juveniles para determinar su estado nutritivo, con miras a comprender el potencial de mortalidad causada por la inanición. Se han realizado experimentos para desarrollar criterios para establecer la condición nutritiva de peces capturados en el mar mediante el examen de la condición celular de peces sometidos a regímenes controlados de alimentación e inanición en el laboratorio. Se están realizando estudios de campo para averiguar más a fondo el efecto del ambiente sobre el crecimiento y la sobrevivencia de las larvas en el océano. Se han muestreado barriletes negros larvales para estos estudios, usando una red de bongo en puntos de muestreo fijos cerca del Laboratorio de Achotines. También se está llevando a cabo un estudio del desarrollo muscular y del intercambio térmico. Los resultados de estos estudios podrán ser aplicados en gran parte a otras especies de atunes. Recientemente fue publicado un trabajo en el cual se describe el crecimiento de barriletes negros criados en cautiverio.

APPENDIX 1 – ANEXO 1
STAFF* – PERSONAL*

DIRECTOR

James Joseph, Ph.D. (University of Washington)

SCIENTIFIC – CIENTIFICO**Chief Scientists – Científicos Dirigentes**

Richard B. Deriso, Ph.D. (University of Washington)

Tuna-billfish Program

– Programa Atún-picudo

Martin A. Hall, Ph.D. (University of Washington)

Tuna-dolphin Program

– Programa Atún-delfín

Senior Scientists – Científicos Principales

Pablo R. Arenas, Ph.D. (University of Washington)

Biology

– Biología

William H. Bayliff, Ph.D. (University of Washington)

Biology

– Biología

David A. Bratten, B.S. (San Diego State University)

Biology

– Biología

Michael G. Hinton, M.S. (University of Washington)

Biology: statistics

– Biología: estadística

Witold L. Klawe, M.A. (University of Toronto)

Biology

– Biología

(to October 31

– hasta el 31 de Octubre)

Daniel Margulies, Ph.D. (University of Maryland)

Biology

– Biología

Robert J. Olson, Ph.D. (University of Wisconsin)

Biology

– Biología

Patrick K. Tomlinson, B.S. (Humboldt State University)

Biology: population dynamics

– Biología: dinámica de poblaciones

Alexander Wild, Ph.D. (University of British Columbia)

Biology

– Biología

Associate Scientists – Científicos Asociados

Alejandro A. Anganuzzi, Lic. (Universidad Nacional de Mar del Plata)

Biology: population dynamics

– Biología: dinámica de poblaciones

Thomas P. Calkins, B.S. (University of Washington)

Biology

– Biología

Edward H. Everett, B.A. (San Jose State University)

Biology: statistics

– Biología: estadística

Terry J. Foreman, M.S. (San Diego State University)

Biology

– Biología

Marco A. García, Lic. (Universidad de Oriente)	
Biology: mathematics	– Biología: matemática
Robert R. Lauth, M.S. (University of Washington)	
Biology	– Biología (Achotines, Panamá)
Richard J. Lindsay, B.S. (Long Island University)	
Biology	– Biología
Milton F. López, B.S. (University of Rhode Island)	
Computer science	– Ciencia de computadoras
Ashley J. Mullen, B.A. (University of Warwick)	
Biology: mathematics	– Biología: matemática
Richard G. Punsly, M.S. (University of Washington)	
Biology: population dynamics	– Biología: dinámica de poblaciones
Kurt M. Schaefer, M.S. (San Diego State University)	
Biology	– Biología
Vernon P. Scholey, B.S. (University of Washington)	
Biology	– Biología (Achotines, Panamá)
Michael D. Scott, M.A. (University of California at Los Angeles)	
Biology	– Biología
Gayle Ver Steeg, B.S. (Iowa State University)	
Computer programmer	– Programadora de computadoras

Assistant Scientists – Científicos Auxiliares

Ernesto Altamirano Nieto, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)	
Biology	– Biología
Armando Enrique Carrasco Arevalo, B.S. (University of West Florida)	
Biology: statistics	– Biología: estadística (Cumaná, Venezuela)
Adrián Celaya Ortega, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California Sur)	
Biology: statistics (from February 17)	– Biología: estadística desde el 17 de febrero (Mazatlán, México)
Richard K. Childers, B.S. (Humboldt State University)	
Biology: statistics	– Biología: estadística (Manta, Ecuador)
David R. Cormany, B.A. (Western Washington University)	
Biology (to July 27)	– Biología hasta el 27 de julio
Alvin Delgado Martínez, Lic. (Universidad de Oriente)	
Biology: statistics	– Biología: estadística (Cumaná, Venezuela)

- Leonardo García, Lic. (Universidad de Guayaquil)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
 (Manta, Ecuador)
- Pablo X. Guerrero Verduga, Lic. (Universidad de Guayaquil)
 Biology: statistics
 (from November 1
 — Biología: estadística
 desde el 1 de noviembre)
 (Manta, Ecuador)
- Craig F. Heberer, B.S. (Humboldt State University)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
 (Mayaguez, Puerto Rico)
- Alberto Morales Yáñez, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)
 Biology
 — Biología
 (Ensenada, México)
- Hideki Nakano, Ph.D. (Hokkaido University)
 Biology
 (from March 8
 — Biología
 — desde el 8 de marzo)
- Eric E. Pedersen, B.S. (Humboldt State University)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
 (Ensenada, México)
- Andris Purmalis, B.S. (University of Michigan)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
 (Panamá, R.P.)
- Lesly Rodríguez, Lic. (Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua)
 Biology
 — Biología
- Jorge L. Sayegh, Lic. (Universidad de Oriente)
 Biology: statistics
 (to September 28
 — Biología: estadística
 hasta el 28 de septiembre)
 (Cumaná, Venezuela)
- Osvaldo A. Silva, Ict. Pis. (Instituto de Altos Estudios de la Técnica
 en la Industria y Economía Pesquera, Astrakhan, USSR)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
 (Panamá, R.P.)
- Enrique Ureña Portales, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)
 Biology: statistics
 — Biología: estadística
- Nicholas W. Vogel, B.A. (University of California at Santa Barbara)
 Biology
 (from September 4
 — Biología
 desde el 4 de septiembre)
- Jeanne B. Wexler, B.S. (Humboldt State University)
 Biology
 — Biología

TECHNICAL – TECNICO

Javier Barandiarán, B.A.C (Universidad de Puerto Rico)	– Representante en el muelle: técnico de laboratorio
Waterfront contact: laboratory technician	
Sharon A. Booker Data secretary	– Secretaria de datos
Joanne E. Boster Statistical technician	– Técnica en estadística
Jesús Mario Budria Gracia Maintenance supervisor	Supervisor de mantenimiento (Achotines, Panamá)
Julio Carranza Waterfront contact: laboratory technician	– Representante en el muelle: técnico de laboratorio (Coishco, Perú)
Nannette Y. Clark Statistical technician	– Técnica en estadística
Juan A. Gracia, J.D. (Universidad Católica de Puerto Rico)	– Representante en el muelle: técnico de laboratorio
Waterfront contact: laboratory technician	(Mayaguez, Puerto Rico)
Kenton J. Heldoorn, B.S. (University of California at San Diego)	– Técnico de laboratorio desde el 1 de octubre)
Laboratory technician (from October 1	
Manuel R. Inclan Waterfront contact: laboratory technician	– Representante en el muelle: técnico de laboratorio desde el 1 de diciembre) (Ensenada, México)
(from December 1	
Lisa L. Ruddick, B.A. (University of California at San Diego)	– Técnico de laboratorio hasta el 31 de agosto)
Laboratory technician (to August 31	
Janet E. Vallette, B.A. (San Diego State University)	Asistente de datos
Data assistant (from November 28	desde el 28 de noviembre)

ADMINISTRATIVE – ADMINISTRATIVO

Lydia M. Avila Bilingual secretary	– Secretaria bilingüe
Berta N. Juárez Bilingual secretary to the Director	– Secretaria bilingüe del Director

Daniel R. Lilly, B.S. (Marquette University)
Administrative assistant

— Ayudante administrativo

Nicholas J. Webb, B.A. (University of York)
Translator

— Traductor

*All staff members at La Jolla unless otherwise noted

*Todos en La Jolla, a menos que se indique lo contrario

APPENDIX 2 – ANEXO 2

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION – COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL

Balance Sheet, September 30, 1990 –

Balance General, 30 de Septiembre de 1990

Assets – Activo

Current assets – Activo circulante

Cash – Efectivo	\$62,547
Accounts receivable – Cuentas por cobrar	9,493
Employee advances – Anticipos a los empleados	124,693
Deposits and other assets – Depósitos y otro activo	<u>1,649</u>
Total current assets – Activo total circulante	198,382
Real property, at cost – Propiedad raíz, al costo	<u>325,775</u>
	<u>\$524,157</u>

Liabilities and fund balances – Pasivo y balance de los fondos

Current liabilities – Pasivo circulante

Accounts payable – Cuentas por pagar	\$56,628
Accrued expenses – Gastos acumulados	<u>258,147</u>
Total current liabilities – Pasivo total circulante	314,775

Fund balance – Balance de los fondos

General fund (deficiency) – Fondo general (déficit)	(116,393)
Real property fund – Fondo propiedad raíz	<u>325,775</u>

Total fund balance – Balance total de los fondos

	209,382
	<u>\$524,157</u>

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION – COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL
Statement of Revenue and Expenses for the Year Ended September 30, 1990 –
Declaración de Ingresos y Gastos Correspondiente al
Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1990

Revenue – Ingresos

Government contributions for joint expenses – Contribuciones de los gobiernos a los gastos combinados	
United States of America – Estados Unidos de América	\$2,835,000
Japan – Japón	101,380
Costa Rica	-
France – Francia	-
Nicaragua	-
Panama – Panamá	-
	<hr/>
Total contributions – Contribuciones totales	2,936,380
Contract revenue – Ingresos por contrato	29,724
Interest income – Ingresos por interés	18,333
Other revenue – Otros ingresos	<hr/> 60,155
	<hr/>
Total revenue – Ingreso total	3,044,592
<i>Expenses – Gastos</i>	
Salaries – Sueldos	1,649,376
Employee benefits – Beneficios laborales	301,841
Contract expenses – Gastos por contratos	243,063
Travel expenses – Gastos de viajes	239,133
Scientific technician costs – Gastos de los técnicos científicos	406,158
Printing and postage – Imprenta y franqueo	51,277
Legal and professional – Legales y profesionales	11,453
Materials and supplies – Materiales y suministros	200,419
Rent and utilities – Alquiler y servicios públicos	71,261
Insurance and taxes – Seguros e impuestos	25,713
Miscellaneous-Miscelánea	<hr/> 16,561
	<hr/>
Total expenses – Gastos totales	3,216,255
Excess (deficiency) of revenue over expenses – Exceso (déficit) de gastos sobre ingresos	<hr/> <u>\$ (171,663)</u>

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION – COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL
Statements of Changes in Fund Balances for the Year Ended September 30, 1990 –
Declaración de Cambios en el Balance de los Fondos Correspondiente al
Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1990

	General fund – Fondo general	Real property fund – Fondo propiedad raíz	Total
Balance (deficiency) at September 30, 1987			
Balance (déficit) hasta el 30 de septiembre de 1987	\$ 241,835	325,775	567,610
Excess of expenditures over revenues			
Exceso de gastos sobre ingresos	<u>(186,565)</u>	<u>-</u>	<u>(186,565)</u>
Balance (deficiency) at September 30, 1988			
Balance (déficit) hasta el 30 de septiembre de 1988	55,270	325,775	381,045
Excess of expenditures over revenues			
Exceso de gastos sobre ingresos	<u>(171,663)</u>	<u>-</u>	<u>(171,663)</u>
Balance (deficiency) at September 30, 1989			
Balance (déficit) hasta el 30 de septiembre de 1988	<u>\$ 116,393</u>	<u>325,775</u>	<u>209,382</u>

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION – COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL
Statements of Cash Flows for the Year Ended September 30, 1990 –
Declaración de Actividad de Efectivos Correspondiente al
Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1990

Excess of expenditures over revenues – Exceso de gastos sobre ingresos	\$ (171,663)
Adjustments to reconcile excess of expenditures over revenues to net cash used by operating activities – Ajustes para reconciliar exceso de gastos sobre ingresos con efectivo neto usado por actividades de operación:	
(Increase) decrease in accounts receivable – (Aumento) reducción de cuentas por cobrar	(7,327)
(Increase) decrease in employee advances – (Aumento) reducción en anticipos a los empleados	(7,712)
Increase in deposits – Aumento de los depósitos	(130)
Increase (decrease) in accounts payable – (Aumento) reducción en cuentas por pagar	27,828
Increase in accrued expenses and other liabilities – Aumento de gastos acumulados y otro pasivo	<u>27,496</u>
Total adjustments – Ajustes totales	40,155
Net cash used by operating activities – Efectivo neto usado por actividades de operación	(131,508)
Cash and cash equivalents at beginning of year – Efectivo y equivalentes al principio del año	<u>194,055</u>
Cash and cash equivalents at end of year – Efectivo y equivalentes al fin del año	<u>62,547</u>

APPENDIX 3 – ANEXO 3
CONTRIBUTIONS BY IATTC STAFF MEMBERS PUBLISHED DURING 1990
CONTRIBUCIONES POR PERSONAL DE CIAT PUBLICADOS DURANTE 1990

Outside journals and books – Revistas externas y libros

- Parma, Ana M., and Richard B. Deriso. 1990. Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selective mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci.*, 47 (2): 274-289.
- Parma, Ana M., and Richard B. Deriso. 1990. Experimental harvesting of cyclic stocks in the face of alternative recruitment hypotheses. *Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci.*, 47 (3): 595-610.
- Sayigh, Laela S., Peter L. Tyack, Randall S. Wells, and Michael D. Scott. 1990. Signature whistles of free-ranging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: stability and mother-offspring comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 26 (): 247-260.
- Joseph, James. 1990. Status of the tuna fishery in the eastern Pacific Ocean with regard to management. In Miles, Edward L. (editor), *Management of World Fisheries: Implications of Extended Coastal State Jurisdiction*, University of Washington Press, Seattle and London: 210-226.
- Kearney, Robert. 1990. Does extended jurisdiction enable us to do better in fisheries management? (a summary of what we haven't really said). In Miles, Edward L. (editor), *Management of World Fisheries: Implications of Extended Coastal State Jurisdiction*, University of Washington Press, Seattle and London: 273-281.
- Hall, M. A., and S. D. Boyer. 1990. Incidental mortality of dolphins in the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean during 1988. *Inter. Whaling Comm., Rep. Comm.*, 40: 461-462.
- Bayliff, William H., and Richard B. Deriso. 1990. The fishery for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean during the 1980s. *Tuna Newsletter* (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish Sci. Center, La Jolla), 99: 6-7.
- Foreman, Terry J., and Yoshio Ishizuka. 1990. Giant bluefin tuna off Southern California, with a new California size record. *Calif. Fish Game*, 76 (3): 181-186.
- Wells, Randall S., and Michael D. Scott. 1990. Estimating bottlenose dolphin parameters from individual identification and capture-release techniques. *Int. Whaling Comm., Special Issue*, 12: 407-415.
- Olson, Robert J., and Vernon P. Scholey. 1990. Captive tunas in a tropical marine research laboratory: growth of late-larval and early-juvenile black skipjack *Euthynnus lineatus*. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 88 (4): 821-828.
- Joseph, James. 1990. Some observations on fisheries management in the South Pacific Ocean. In Herr, Richard (editor), *The Forum Fisheries Agency: Achievements, Challenges and Prospects*. Inst. Pacif. Studies, Univ. South Pacif.: 229-248.
- Coan, Atilio L., Gary M. Rensink, Christina H. Perrin, and Forrest R. Miller. 1990. Summary of the 1989 North and South Pacific albacore fisheries data. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Admin. Rep.*, LJ-90-21: iii, 38 pp.
- Mullen, Ashley. 1990. Mathematical Biology [book review]. *Nat. Res. Model.*, 4 (4): 563-565.
- Quinn, Terrance J., II, Richard B. Deriso, and Philip R. Neal. 1990. Migratory catch-age analysis. *Canad. Jour. Fish. Aquat. Sci.*, 47 (12): 2315-2327.

Schaefer, Kurt M. 1990. Geographic variation in morphometric characters and gill raker counts of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the Pacific Ocean. Maguro Gyogyo Kyogikai Gijiroku, Suisancho-Enyo Suisan Kenkyusho (Proceedings of the Tuna Fishery Research Conference, Japan Fisheries Agency-Far Seas Fisheries Research Laboratory): 144-152.