

SECCIÓN II

Síntesis panorámica y estudios de casos sobre ordenación de la capacidad en América Latina y el Caribe

1. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina: una síntesis de estudios de casos

Max Agüero (Ph.D)

Director General

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)

Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes

Santiago, Chile

(centro@icsed.org y Max.Agüero@icsed.org)

Mauricio Claverí (MS)

Investigador Asociado

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)

Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes

Santiago, Chile

(centro@icsed.org y mclaveri@icsed.org)

RESUMEN

Este artículo provee una visión general y rápida de las principales características de las pesquerías en la región de América Latina y el Caribe, destacando los aspectos más relevantes tratados en los once estudios de casos que se presentan a continuación en esta sección.

Los estudios de casos fueron realizados por especialistas pesqueros de América Latina y el Caribe, quienes fueron contratados por FAO recientemente para analizar problemas relativos a capacidad, sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización de pesquerías en diferentes países de la región.

La primera parte presenta una breve descripción de las principales áreas de pesca, especies y niveles de producción. Luego, se discuten los principales flujos comerciales y beneficios derivados de la actividad pesquera y las principales características de las políticas de ordenamiento y gestión de la capacidad.

La segunda parte de este artículo, presenta una síntesis en base a los once estudios de caso que le siguen, respecto de los orígenes, determinantes y aspectos más relevantes de las políticas de gestión de la capacidad tratados por cada uno de los autores.

1. INTRODUCCIÓN

La preocupación por los problemas de la capacidad en América Latina y el Caribe (sobrecapacidad, infrautilización y sobrecapitalización), han empezado a adquirir importancia creciente solo en la última década. No obstante, su medición, evaluación y ordenamiento es aún incipiente. Igualmente precario es el estado del conocimiento respecto a los aspectos conceptuales y metodológicos, como así mismo las bases de datos e información necesaria para ello.

Once estudios de casos realizados recientemente por destacados especialistas Latinoamericanos fueron preparados a solicitud de FAO para presentar y analizar

problemas de capacidad en pesquerías específicas de la región. Estos estudios de caso consideraron los principales factores que han contribuido a generar problema de sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobre utilización en pesquerías pelágicas, betónicas y demersales tanto en el sector industrial como artesanal.

Aunque la naturaleza de las pesquerías consideradas en estos estudios de caso es diversa, resaltan similitudes en cuanto a causas y condiciones que han permitido el surgimiento de problemas de capacidad en muchas de ellas. Así, es posible constatar que factores de orden institucional, como derechos de propiedad y acceso inadecuados y sus correspondientes incentivos, están en la base del problema de la capacidad, no obstante que también aspectos de la biología de los recursos y desarrollo tecnológico son de importancia en este problema.

Con objeto de proveer una breve base respecto de las características de las pesquerías en la región, se presentan en la primera parte de este artículo, una apretada síntesis de los principales aspectos de las pesquerías en LAC, en términos de áreas o países importantes, principales especies y niveles de producción junto a los correspondientes flujos comerciales y los beneficios que ellas generan. Se discuten también brevemente aspectos relevantes de las políticas pesqueras, sus instituciones y la capacidad de gestión existente actualmente en LAC.

La síntesis de los aspectos más relevantes de los estudios de caso se realiza en términos de las principales causas y factores que han contribuido a la sobrecapacidad en las pesquerías consideradas, discutiendo a continuación aspectos relevantes de las políticas de gestión de las mismas. Se destacan factores causales de la sobrecapacidad discutidos por los diferentes autores tales como: deficientes sistema de monitoreo, control, vigilancia y fiscalización; sistemas de información y datos inadecuados, insuficiente conocimiento e información sobre la dinámica pesquera, integración vertical en la estructura industrial del sector pesquero, debilidades en los sistemas de financiamiento, insuficiencia de infraestructura, capacidades técnicas e institucionales para la gestión de la capacidad, ausencia de mecanismo de exclusión para la pesca artesanal, existencia de externalidades, poca transparencia o politización de las decisiones de gestión, pesquerías compartidas secuenciales o encadenadas, acuerdo multilaterales y de exportación internacional de embarcaciones o capital.

2. LAS PESQUERÍAS EN AMÉRICA LATINA: ANTECEDENTES BÁSICOS

2.1 Áreas de pesca, especies y producción

América Latina posee ecosistemas marinos altamente productivos con abundantes especies. Tres de los grandes Ecosistemas Marinos del Mundo se encuentran en las costas del sur de la región, siendo el más importante el Sistema de la Corriente de Humboldt (Chile, Perú y Ecuador) que contribuyen casi con el 20 por ciento del total de pesca de captura mundial. Otros ecosistemas importantes en la región son la Plataforma Patagónica (Argentina y Uruguay) y la Plataforma Sur del Brasil (NOAA 2003).

De acuerdo a las últimas cifras sobre producción pesquera (de captura y cultivo) publicadas por FAO (faostat 2004) para el año 2001, América Latina y El Caribe aportó 17 902 309 toneladas contribuyendo así con aproximadamente un 13,7 por ciento al total mundial de 129 942 674 toneladas ese año. Cerca del 70 por ciento del total regional lo aportó sólo Perú y Chile. En orden de importancia le siguen México, Brasil, Argentina y Ecuador, aportando entre ellos aproximadamente el 92,5 por ciento del remanente total regional.

A pesar de la gran diversidad de especies y ecosistemas de la región, las capturas provienen fundamentalmente de unos pocos países que explotan unas pocas especies. Destacan Chile y Perú con la extracción de pequeños pelágicos, cuyo destino principal es la producción de harinas y aceites de pescado. Estos dos países se ubican entre las cinco primeras naciones en el ranking mundial de capturas y son las principales

exportadoras de harinas y aceites de pescado del mundo. Sin embargo, su ubicación en el ranking mundial de acuerdo a valor es baja, evidenciando así el reducido valor de mercado de sus principales especies de captura.

No obstante lo anterior, la Pesca y Acuicultura en la región constituyen una importante fuente de divisas, empleo y alimentación, especialmente para los sectores de menores ingresos. Destaca además, la creciente importancia que vienen adquiriendo el valor de la pesca artesanal y el cultivo de camarones, salmón y en menor grado especies tales como tilapia, bagres, abalones y algunos mitilidos entre otros.

La estructura de producción se caracteriza por su naturaleza heterogénea. Tanto la composición de las capturas como las artes y equipos de pesca y las embarcaciones, que determinan además la distribución de las rentas y beneficios de la actividad pesquera, presentan grandes diferencias entre los países, entre regiones, entre especies y pesquerías mismas. Con fines analíticos y de gestión, las pesquerías en la región se agrupan generalmente en: pesca industrial y pesca artesanal (y acuicultura costera y de agua dulce). La pesca deportiva solo asume alguna importancia comercial en muy pocos países de la región (fundamentalmente México, Argentina y Brasil), al igual que la pesca de alta mar.

Actualmente, se estima que los stocks más importante comercialmente en la región están ya siendo plenamente explotados (Thorpe y Bennett, 2001) y en la mayoría de ellos ya se han impuesto medidas regulatorias o restricciones a la entrada. Notable es el caso de las pesquerías pelágicas de Chile y Perú (con una captura promedio anual que oscila en el rango de los 12 a 15 millones de toneladas por año). En ambos países estas pesquerías están declaradas en «régimen de plena explotación» por lo cual no se permite la entrada de nuevas embarcaciones a las pesquerías y las autoridades pesqueras imponen periódicamente una cuota total de captura.¹ El objeto de estas medidas ha sido tradicionalmente para proteger el reclutamiento y los rendimientos de biomásas (como por ejemplo, México, Ecuador, Brasil y Argentina).

2.2 Flujos comerciales, beneficios y rentas

Los flujos de producción e intercambio comercial están dominados fundamentalmente por unos pocos países, principalmente por Perú, Chile, México, Argentina y Brasil, los que capturan alrededor del 90 por ciento del total regional y de los cuales aproximadamente 75 por ciento corresponden a especies pelágicas tales como anchovetas, sardinas y jureles. Las capturas de crustáceos son también importantes por su alto valor de mercado (especialmente en Ecuador, Brasil, México y Panamá, entre otros).

De acuerdo a FAO 2004 (FISHSTAT Plus), las exportaciones pesqueras de LAC excluyendo acuicultura, tuvieron un valor cercano a 6,9 millones de dólares en 2001, de los cuales solo cinco países concentraron el 72 por ciento de ellos (Argentina, Brasil, Chile, México y Perú).

Por otro lado, la creciente acuicultura regional² se está concentrando en salmónidos, crustáceos y especies de rápido crecimiento tales como las tilapias. El valor de la producción acuícola regional se ha incrementado cerca de ocho veces en las últimas décadas, pasando de \$EE.UU. 337 millones en 1984 a \$EE.UU. 2,98 mil millones en el año 2000 (representando el 5,3 por ciento del valor total de la producción global). Nuevamente y al igual como sucede en las pesquerías de captura, la acuicultura solo asume una importancia comercial significativa en un reducido número de países y especies. Destacan para el año 2000 en importancia relativa en términos de valor: Chile (42,5 por ciento del valor total regional), Brasil (20,7 por ciento), Ecuador (10,8 por

¹ Chile impone además desde 2001, un Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA).

² La producción acuícola en la región ha crecido sobre 714 veces en peso, desde 1970 con 1 221 toneladas (0,03 por ciento del total global producción) a 871 874 toneladas en 2000 (representando 1,9 por ciento de la producción global).

ciento), Colombia (8,6 por ciento) y México (7 por ciento). Los principales grupos de especies de cultivo han sido peces, crustáceos y moluscos, destacándose entre estos, las especies de camarón blanco, salmón del atlántico y salmón cojo, truchas y tilapias.

Es importante hacer notar que tanto en las pesquerías de cultivo como de captura, se observa una fuerte concentración en la producción y ventas en un reducido número de países y productores (al interior de cada país) lo que hace presumir que gran parte de las rentas generadas por el sector pesquero están siendo apropiadas por un pequeño número de participantes, fundamentalmente los dueños de las plantas de proceso (integradas verticalmente con las flotas) y de las fincas y centros de cultivos acuícola. Los premisos, licencias y derechos de acceso a los recursos y ecosistemas son normalmente nulos o de un valor bajo y mas bien nominal

2.3 Políticas, instituciones y capacidad de gestión en LAC

En general, la mayoría de los países de la región tienen cuerpos legales en funcionamiento para el manejo de la pesca y la acuicultura con una explícita y marcada tendencia a objetivos de conservación, empleo y seguridad alimentaria. En aquellos en que la pesca es una actividad comercial importante tales como Perú, Chile, Argentina, Brasil y Ecuador entre otros, existen actualmente Leyes de Pesca en los que invariablemente el objetivo explicitado es la conservación, la pesca sustentable y consideraciones de orden social. No obstante, en repetidas ocasiones y en forma inadvertida estos objetivos múltiples son excluyentes entre si.

Recientemente (última década) alguna de las Leyes de Pesca han introducido conceptos de eficiencia tales como minimización de costos en la captura y procesamiento, aumento del valor agregado sobre las capturas o mejoras en los sistemas de comercialización.

Recientemente, algunas Leyes de Pesca de los países de la región muestran explícitamente preocupación por problemas derivados de la sobrecapacidad y la necesidad de un adecuado manejo de ella; no más de un par de países han iniciado acciones efectivas para este objetivo.

En términos institucionales, el sector pesquero en LAC esta situado bajo la responsabilidad de algún ministerio ya sea: Economía (Chile), Agricultura o Ganadería (Argentina, Honduras, Guatemala) de Recursos Naturales y Medio Ambiente (Nicaragua) entre otros. No existe hoy ningún país de la región con un Ministerio de Pesca³, a pesar de que este sector constituye una de las principales fuentes de ingresos de divisas en Chile, Perú y Ecuador entre otros.

Para la gestión pesquera, la gran mayoría de los países dispone de reducidos presupuestos operacionales, inadecuada infraestructura y medios junto con insuficiente personal capacitado para una eficiente labor en función de los objetivos propuestos. No obstante, en los principales países pesqueros aún sobreviven dificultosamente, los institutos de investigación (y fomento) pesquero creados en la décadas de los 60 con ayuda de FAO. La importancia que estos institutos han tenido en la generación de conocimiento y bases de datos para la gestión es incuestionable. Sin embargo, la tendencia creciente a la privatización de muchas de las áreas tradicionalmente en manos de los gobiernos, esta dejando en difícil situación financiera a estas instituciones, las que no han podido mejorar sus capacidades profesionales ni adecuar sus antiguas estructuras de funcionamiento a las nuevas exigencias impuestas por la tecnología, la institucionalidad financiera internacional y la globalización de los mercados, entre otros.

Por otro lado y en forma paralela, la investigación científica y tecnológica también esta sufriendo en el sector pesquero los cambios derivados de la privatización del

³ Hasta julio del 2002, Perú era el único país de la región que contaba con un Ministerio de Pesca. Sin embargo a partir de esa fecha el sector pesquero y acuícola fueron reasignados al Vice Ministerio de Pesca situado bajo el Ministerio de la Producción.

sistema productivo global. Como consecuencia, el financiamiento para este objetivo es reducido dentro del ya reducido presupuesto de investigación característica de las economías de la región.⁴ Se observa además, un criterio casi exclusivo en la asignación de los escasos fondos de investigación hacia las áreas de la Biología y Oceanografía con exclusión de fondos asignables a los aspectos de la gestión misma con base a otras ciencias tales como la Economía Pesquera, Sociología y Antropología Pesquera y demás cuerpos conceptuales asociados.⁵

3. CAPACIDAD PESQUERA, SOBRECAPACIDAD Y MANEJO DE CAPACIDAD EN AMÉRICA LATINA: SÍNTESIS DE ONCE ESTUDIOS DE CASO

3.1 Aspectos conceptuales

Si bien los conceptos de capacidad y sobrecapacidad pesquera han estado presentes en la mente tanto de pescadores como académicos y tomadores de decisión en la región desde hace ya unas décadas, la preocupación por las causas, consecuencias y gestión de la sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización es solo reciente. Por lo mismo, no existe aun una definición formal y ampliamente compartida con fines de gestión de estos conceptos ni medidas efectivas para su gestión ni una real voluntad política para su implementación, en la mayoría de los países de LAC.

En los principales países pesqueros de la región, es posible encontrar documentos académicos e informes técnicos, boletines, diagnósticos coyunturales y demás publicaciones pesqueras, que dan cuenta de la existencia de capacidad no utilizada (infrautilización) o sobrecapitalización de las flotas, artes y equipos pesqueros, reflejando con ello la existencia de una importante sobrecapacidad pesquera en la región. No obstante, sus magnitudes no están aun debidamente cuantificadas ni sus causas claramente establecidas.

En general, las causas y determinantes del nivel de la capacidad, sobrecapacidad, infrautilización de la capacidad y sobrecapitalización pesquera tienen su origen fundamentalmente en factores de orden institucional, económico o bioeconómico, especialmente cuando las pesquerías se desarrollan en el contexto de una economía de mercado competitivo (aunque normalmente imperfecto), como es la situación prevaleciente en los países de América Latina (excepto Cuba).

Las causas potenciales de la infrautilización obedecen generalmente a razones de corto plazo o friccionales de mercado, en el que desajustes o variaciones temporales en los precios, costos de producción u otros factores pueden determinar la no plena utilización de la capacidad; también la sobrecapacidad puede ser el factor responsable de la infrautilización. Sin embargo, las causas de la sobrecapacidad están radicadas generalmente en los sistemas de propiedad, tenencia, acceso o uso de los recursos ícticos (libre acceso). Otras causas de la sobrecapacidad discutidas por Cunningham y Gréboval (2001) son: la naturaleza cambiante de la industria pesquera, el cambio tecnológico, el desarrollo de los mercados de productos pesqueros y la resiliencia de las ganancias de la industria resultantes tanto del progreso técnico como de la alta demanda y nivel mismo de la capacidad ya adquirido a un momento dado del desarrollo de una pesquería. Se agregan a estos, otros factores contribuyentes tales como los subsidios usados por los países para la promoción y fomento de la pesca y construcción de embarcaciones, integración vertical

⁴ Se estima que la investigación científica y tecnológica en países de la región no supera el 1,5 por ciento del PIB, mientras que en países desarrollados este porcentaje bordea el 5 por ciento (ver d.C. EU).

⁵ En Chile, país que goza de un mejor presupuesto que otros países de la región en términos relativos para la investigación pesquera, obtenido mediante el cobro de licencias y aportes fiscales, solo entre el 5 y el 10 por ciento del total es asignado a Proyectos de investigación de carácter no biológico u oceanográfico (Agüero 2003, IDDDRA).

de la industria y sistemas inapropiados de monitoreo, control y vigilancia (Agüero, 2004) junto a políticas gubernamentales inadecuadas.

Como señala Pascoe *et al.*, 2004 (este vol.):

«La capacidad y la utilización de la capacidad son conceptos a corto plazo que se refieren a la aptitud de la flota existente para aumentar su producción, teniendo en cuenta circunstancias actuales. Por el contrario, la sobrecapacidad y la sobrecapitalización son conceptos a más largo plazo, que indican cuanto puede ser necesario reducir la flota actual para poder lograr el nivel de producción establecido como objetivo a largo plazo».⁶

En la literatura reciente (Pascoe *et al.*, este vol, Gréboval este vol, Ward y Metzner, 2002, Gréboval, 2003, Squires y Gréboval, 2003, Cunningham y Gréboval, 2001, Holland y Sutinen, 1998) se han identificado como posibles causas u orígenes de la sobrecapacidad, infrautilización de capacidad y sobrecapitalización entre otros, los siguientes factores:

- *Políticas de acceso o derechos de propiedad mal definidos (libre acceso)*
- Políticas de gestión pesquera (fijación de CTP's, vedas, etc)
- Políticas nacionales de incentivos económicos tales como subsidios y otros
- Existencia de pescadores ocasionales (de tiempo parcial o pesca ilegal)
- Progreso tecnológico o cambios en sistemas de producción (mejoras de eficiencia)
- Crecimiento de mercados para productos pesqueros (mejoras en precio y Demanda)

En los trabajos presentados en este volumen, se han señalado además de los factores anteriormente enumerados, los siguientes factores que contribuyen a los problemas de sobrecapacidad:

- *Sistemas inadecuados o implementación poco efectiva de, MCV y Fiscalización*
 - Ver: Ehrhardt, López, Verona, González-Cano, Vasconcellos *et al.*,
- *Sistemas de Información y datos insuficientes, incompletos o erróneos*
 - Agüero *et al.*, López, Verona.,
- Insuficiente conocimiento e información sobre la dinámica pesquera
 - Agüero *et al.*, López, Ormaza, Zapata *et al.*,
- Integración vertical de la estructura industrial del sector pesquero
 - Wosnitza *et al.*, Zapata *et al.*, Agüero *et al.*
- Debilidades del Sistemas de Financiamiento formal e informal para la pesca
 - López, Zapata *et al.*
- Insuficiente infraestructura y capacidades técnicas e institucionales para la gestión de la capacidad
 - Agüero *et al.*, López, Wosnitza *et al.*, Zapata *et al.*
- Pesca artesanal no regulada, de libre acceso o sin mecanismos de exclusión
 - Wosnitza *et al.*, López, Ehrhardt, Vasconcellos *et al.*, González-Cano
- Externalidades (de stock, aglomeración, artes, tecnológicas y ecológicas)
 - Seijo, Agüero *et al.*, Verona, Ehrhardt
- Poca transparencia o politización de las decisiones de gestión
 - Verona, Ormaza, López, Wosnitza *et al.*, Vasconcellos *et al.*
- Pesquerías trans-zonales, altamente migratorias, compartidas, secuenciales o encadenadas
 - Ehrhardt, Agüero *et al.*, Seijo, Vasconcellos *et al.*
- Acuerdos multilaterales y Exportación internacional de embarcaciones o capital para la pesca vía Joint Ventures u otros mecanismos
 - Verona.

⁶ Para mayores detalles y definiciones ver Gréboval y Munro (1999), Cunningham y Gréboval (2001), Kirkley y Squires (1999), entre otros.

Paralelamente, el precario estado de las políticas de manejo de la capacidad y sobrecapacidad pesquera junto a su débil implementación en la región, son por otro lado, manifestaciones claras del sesgado énfasis puramente biológico u oceanográfico o puramente legal, aun prevaleciente en la investigación y el tratamiento de los problemas de gestión, que por si solos, no pueden dar luces para la identificación y diseño de estrategias de gestión efectivas para su reducción ni menos de un monitoreo, control, vigilancia y fiscalización eficaz.

De acuerdo a lo anterior, las estrategias mas comunes actualmente relativas a el control de la capacidad y sobrecapacidad en la región consisten básicamente, en el establecimiento de vedas, controles a la entrada, cuotas totales de captura y en algunos pocos países y mas recientemente, en la asignación de cupos o cuotas individuales de captura o esfuerzo. En este ultimo caso, los procedimientos de asignación son esencialmente de acuerdo a capturas históricas. Mecanismos mas eficientes tales como la asignación por remate o licitación han enfrentado oposición por parte del sector industrial, que ve amenazado no solo su eventual acceso a los recursos hidrobiológicos sino también, el potencial desaparecimiento de sus ganancias anormales o rentas (extraordinarias). Igualmente, el subsector artesanal se ha opuesto a eventuales restricciones ya sea a los insumos como a los productos en aquellas pesquerías donde estos se encuentran organizados.

La literatura reciente sobre políticas de gestión de la capacidad y sobrecapacidad (Gréboval, 2004, este vol.; Ward y Metzner, 2002; Cunningham y Gréboval, 2001; Gréboval y Munro, 1999; Kirkley y Squires, 1999; Holland y Sutinen, 1998), clasifica en general las políticas de gestión de acuerdo a aquellas que proveen incentivos para que los propios pescadores regulen su capacidad a niveles apropiados y aquellas medidas tendientes a regular o controlar directamente la capacidad o lo que es lo mismo, políticas de incentivos o políticas de control. Para cada tipo de políticas o enfoque se identifican diversos instrumentos, los que en los trabajos presentados en este documento, podemos encontrarlos considerados o analizados bajo los siguientes acápite o factores:

Políticas de incentivos

- Impuestos y Subsidios
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*,
- Licencias o Permisos de Pesca
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*, Agüero *et al.*, Wosnitza *et al.*,
- Cuotas Totales Permisibles Individuales
 - Agüero *et al.*, Ehrhardt, Wosnitza *et al.*,
- Derechos Territoriales (Turf) (o por especie)
 - González-Cano, Agüero *et al.*

Políticas de control

- Cuotas Globales
 - Agüero *et al.*, Zapata *et al.*, Wosnitza *et al.*
- Restricciones al Esfuerzo
 - Vasconcellos *et al.*, González-Cano, Agüero *et al.*,
- Vedas temporales y espaciales
 - Zapata *et al.*, Vasconcellos *et al.*, González-Cano, Agüero *et al.*,
- Restricciones a la entrada
 - Agüero *et al.*,

3.2 Orígenes y determinantes de la capacidad y sobrecapacidad en América Latina

Cuando el nivel de la Capacidad Pesquera esta dimensionada en concordancia con las capacidades regenerativas de los stocks y sus costos de operación en relación a

sus ingresos potenciales son mínimos, es posible establecer bajo condiciones dadas, que la pesquería esta en un equilibrio bioeconómico generando rentas máximas (estado estacionario). Caso contrario es muy posible, *ceteris paribus*, que exista infra utilización de la capacidad⁷, o eventualmente sobrecapacidad, indicando en cualquiera de estos casos, problemas de eficiencia en la pesquería. Uno de ellos, en el largo plazo es generalmente la sobrecapitalización de la pesquería, lo que implica desde un punto de vista de la asignación de recursos, pérdidas de rentas potenciales y por tanto, una condición sub-óptima de la pesquería. Además, implica niveles excesivos de esfuerzo pesquero con mayores riesgos de sobreexplotación biológica de los stocks.

Es claro por tanto, que si bien la sobrecapacidad es fundamentalmente la consecuencia de sistemas inadecuados de propiedad y acceso a los recursos, esta surge como una respuesta racional de las unidades pesqueras a los incentivos económicos percibidos (Cunningham y Gréboval, 2001), configurados en general por estructuras de costos relativos a precios atractivos y sistemas permisivos o de fiscalización poco efectiva.

Los estudios de caso presentados en esta revisión sintética, reflejan explícitamente estas connotaciones.

De acuerdo a Ehrhardt, analizando causas que originan la sobrecapitalización de las flotas camaroneras en Guatemala y Nicaragua, dice:

«En general, existe una carrera muy marcada por pescar camarón dentro de las demarcaciones geopolíticas de cada flota y nación, lo que ha llevado a una sobre capitalización muy notable en las flotas, demostrando con ello una competencia significativa por parte de las empresas locales por asegurar una materia prima relativamente finita ante la excesiva demanda de los productos de camarón en los mercados internacionales»

Y agrega mas adelante que:

«Al proceso de libre acceso histórico que se ha observado en estas pesquerías (camarón) se agrega la usual falta de monitoreo, vigilancia y control (MVC) sobre las licencias y los permisos de pesca de camarón. Esto se debe en parte a la falta de deseo o de entendimiento político de administrar recursos que en realidad son propiedad de los estados»

Concluyendo que esta competencia por pescar,

«...ha llevado que exista un exceso de operaciones de arrastre sobre los bancos tradicionales de pesca, con lo que los rendimientos por día de pesca de los barcos han bajado, debido a la mayor participación de barcos y no debido a una reducción en la abundancia de los efectivos. Esto es, son pesquerías en que los coeficientes de capturabilidad por unidad de esfuerzo son función de los niveles de capacidad de pesca. Esta convolucion tiene connotaciones económicas y sociales de envergadura, ya que la carrera por pescar un producto de alta demanda y precio ha creado una situación generalizada de sobre inversión en flotas...»

Vasconcellos et. al. resaltan los aspectos de incentivos económicos percibidos por el sector productivo y que contribuyeron al aumento de la capacidad:

«Un factor determinante para los cambios en la capacidad de la pesca en la región fue la centralización del manejo de la pesca por el gobierno federal. Como fue sugerido por Marrul Filho (2001), la casi ausencia de un Estado regulador de la actividad pesquera hasta mediados de los años 60 fue uno de los puntos fundamentales para mantener un equilibrio entre el esfuerzo de pesca y la capacidad productiva de los recursos. Desde la década del 60, el modelo que ha predominado es el de una agencia federal (SUDEPE, IBAMA, DPA), responsable por la formulación de políticas de desarrollo y reglamentación de toda la actividad pesquera en Brasil. Partiendo del referencial ideológico de la grandeza de los mares brasileños y su potencial «ilimitado» (Marrul Filho, 2001), y teniendo como objetivo principal el desarrollo económico del sector pesquero, la centralización del manejo trajo como consecuencia las políticas de industrialización de la pesca y la elaboración de medidas de manejo

⁷ Para un análisis mas detallado del concepto de infrautilización de capacidad y sus implicancias ver Pascoe et al., este volumen.

construidas «de arriba para abajo» que, salvo algunas excepciones, no consideran las condiciones locales de los recursos ni las prácticas de pesca de los pescadores (Kalikoski, 2002), La modernización tecnológica de las flotas pesqueras fue uno de los principales instrumentos utilizados para incrementar la producción de pescado, elevando excesivamente la capacidad de pesca en la región»

Wosnitza *et al.*, señalan que entre los factores determinantes del exceso de capacidad de pesca en la pesquería de la merluza peruana están:

«-El acceso libre y la entrada de una nueva Flota Nacional en los años 90, que no estaba limitada por acuerdos anuales como fue el caso de la flota arrastrera extranjera.

-El desplazamiento de embarcaciones arrastreras desde otras partes del mundo hacia la costa peruana y su incorporación en la flota nacional peruana con el consentimiento del gobierno de turno.

- Una creciente demanda para merluza en el mercado internacional debido a la desaparición del bacalao y la sobre-pesca de otras poblaciones de merluza.

- Un rápido mejoramiento de la tecnología de pesca y un incremento de las inversiones en plantas de procesamiento.

- Cambio estructural en la distribución y densidad de la merluza durante el evento El Niño inusualmente largo entre 1991 y 1993.

- La probable necesidad de cambios mayores en las capturas permisibles durante eventos El Niño incluyendo años posteriores, que no se habían tomado en cuenta.

- Falta de una política pesquera a largo plazo.»

3.3 Políticas de gestión de la capacidad y sobrecapacidad

En América Latina, los conceptos relativos a sobrecapacidad o infrautilización de la capacidad no son aun ampliamente compartidos. Por otro lado, los intentos por medir o cuantificar la capacidad y sobrecapacidad son escasos y los métodos desarrollados más recientemente en Europa y Norteamérica para este objetivo, son aun casi desconocidos en la región. Por lo mismo, las bases de datos y los registros históricos no consideran aun explícitamente indicadores o parámetros para medir capacidad pesquera en forma apropiada. Se hace necesario por tanto, no solo avanzar en los aspectos conceptuales y metodológicos para la definición y medición de la capacidad y sobrecapacidad sino además, en la provisión de los datos e información necesaria para ello.

Tampoco se han delineado políticas nacionales específicas, coherentes y oportunas para atacar los problemas de la sobrecapacidad, infrautilización o sobrecapitalización; paralelamente, la efectiva implementación de políticas de gestión de la capacidad pondrá de manifiesto la necesidad de sistemas efectivos y oportunos de monitoreo, control, vigilancia y fiscalización, los cuales aún operan en forma deficitaria y con graves falencias en la región.

Verona, analizando la evolución de la capacidad de pesca de la flota que opera sobre la merluza en el caladero Argentino y refiriéndose a las políticas de gestión comenta:

«Las autoridades pesqueras argentinas no han delineado una política federal de pesca que incluya un plan de acción específico para evaluar y administrar la reducción de los excesos de capacidad de pesca, ni cuentan con un plan de manejo para la recuperación de los efectivos de merluza, que incluya objetivos operacionales, un sistema de indicadores de referencia y un procedimiento preestablecido para la evolución de su desempeño, como para garantizar su efectividad sobre un horizonte cierto de tiempo.»

Y recomienda al respecto:

«... Implementar una política de desarrollo pesquero sustentable, adoptando un código de conducta de pesca responsable (FAO, 1995), gestionada a través de un sistema de administración transparente y participativo (FAO, 1997a), basado en principios precautorios (FAO, 1996), que incluya indicadores de referencia y evaluaciones de desempeño (FAO, 1996b) y orientada a maximizar la renta social del caladero.»

«En términos de administración de capacidad de pesca se impone recomendar la inmediata adopción de un plan de acción como el propuesto en IPOA, a fin de contar antes de 2005 con un modelo de administración de la capacidad de pesca eficiente, equitativo, participativo y transparente.»

Y más adelante agrega:

«En lo inmediato, mientras tanto se impone instrumentar un proceso de evaluación y diagnóstico de la capacidad de pesca para lo cual se recomienda conciliar las bases de datos existentes, sometiéndolas a un proceso de evaluación técnica independiente».

Agüero *et. al.*, en una evaluación del desempeño de las políticas de control de esfuerzo y sobre capacidad extractiva en las pesquerías pelágicas en la zona centro-sur de Chile, señala entre otras la siguiente conclusión respecto a la política de gestión de la capacidad:

«Los resultados muestran la existencia de una sobrecapacidad importante durante todo el periodo analizado y aun en la actualidad, producto entre otros factores de las reacciones tardías de la autoridad de regulación, que ha venido desarrollando una política de solucionar problemas suscitados en lugar de una política preventiva y de mediano y largo plazo».

López, analizando la pesquería del camarón en Panamá destaca:

«La debilidad institucional ha permitido que las medidas de manejo se ejecuten de forma ineficiente, creando un clima de falta de credibilidad de los usuarios ante la administración que emite medidas de manejo en función de la nueva problemática aparecida [sobrecapacidad], siendo en muchos casos esta última, un producto de la ineficaz ejecución de la anterior pauta de manejo.»

Y aunque señala que las medidas de manejo para el camarón fueron conceptualmente robustas, su implementación adolecía de «un tenue compromiso» con la Administración sobre el mecanismo a utilizar para la ejecución de las medidas junto con los lineamientos para el seguimiento y evaluación de las mismas».

Destaca en sus conclusiones que: «La información de indicadores biológicos y sociales en la Dirección General de Recursos Marinos y Costeros no permite valorar en su justa dimensión el aporte del sector pesquero en general, por lo que se hace necesario impulsar un diseño estadístico, con el objetivo de llenar los vacíos de información existente en el sector pesquero».

Ormaza, en un análisis exhaustivo de la pesquería del camarón y su excesiva capacidad de pesca en el Ecuador señala al respecto que:

«Los administradores de gestión y control han tenido restricciones de todo orden, incluido las políticas, lo que ha dificultado que ellos administren en función de recomendaciones científicas y técnicas, y cuando lo han hecho la aplicación de estas regulaciones no ha sido aplicada ni controlada, antes mas bien, ha servido para que florezca la corrupción particularmente a niveles de mando medio».

Mas adelante señala que:

«La información pesquera de parte de los biólogos pesqueros tiene debilidades en lo social y económico. Las entidades que investigan lo social y económico no proveen datos e información (y viceversa), para que se pueda realizar una evaluación comprensiva que sirva para formular recomendaciones integrales».

Zapata *et al.*, destaca la necesidad de un enfoque de manejo integrado en el contexto de los recursos costeros (pequeños pelágicos) destacando que:

«La política nacional de zonas costeras ha permitido involucrar una nueva concepción en la regulación de los recursos pesqueros del país, y en el caso particular de los pequeños pelágicos se ha intentado controlar la capacidad de esfuerzo pesquero de esta pesquería a pesar de las limitaciones de recursos financieros y de mantener un programa permanente de evaluación de recursos pesqueros por parte de las instituciones competentes».

De igual manera González-Cano, en un análisis que el mismo autor describe como alejado «de los análisis clásicos» y usando una matriz de puntajes para «deseo de cambio» bajo criterios múltiples, favorece estrategias de co-manejo para la gestión de los problemas de la capacidad en la pesquería de langosta al nor-este de Yucatán (México). Para ello, «es indispensable la participación de todos los involucrados en la pesquería»... «con el fin de compartir las responsabilidades para el manejo adecuado del recurso langosta».

Finalmente Seijo, analizando los riesgos de exceder puntos de referencia limite por sobrecapacidad del esfuerzo en pesquerías secuenciales como el mero en México previene que:

«... haber limitado el acceso de nuevas embarcaciones tanto artesanales como industriales a la pesquería [mero] debe tomarse solamente como un primer paso para su ordenamiento responsable ya que los riesgos de exceder puntos de referencia biológico (37,7 por ciento) y económicos (59,2 por ciento) siguen siendo relativamente altos ya que la pesquería se encuentra operando en niveles cercanos al equilibrio bio- económico. La reducción de riesgo implicaría la disminución paulatina de la capacidad de pesca de ambas flotas».

Y recomienda:

«En estudios futuros de esta pesquería se sugiere llevar a cabo análisis de riesgo mas exhaustivo que considere la incertidumbre en otros parámetros tanto biológicos (e.g. mortalidad natural), como tecnológicos (e.g. coeficiente de capturabilidad) y (e.g. precio de la especie, costo unitario del esfuerzo)

4. REFERENCIAS

- Agüero, M.** 2003. «The UN Fish Stocks Agreement and Developing Countries in South America. The Galapagos Agreement» In: Policy research: options for strengthening national, sub-national and regional institutions and policies to better address developing countries needs. IDDRA 2003. <http://www.onefish.org/id/146792>.
- Agüero, M.** 2004. «International Plan of Action for the Management of Fishing Capacity (IPOA-CAPACITY): Review of Progress in Latin América». En: FAO Fisheries Circular N°1005, FAO, Roma, 2004 (en impresión).
- Cunningham, S. y D. Gréboval.** 2001. «Managing Fishing Capacity: A Review of Policy and Technical Issues». FAO Fisheries Technical Papers N° 409. FAO, Roma. 60 p.
- Gréboval, D. y Munro, G.R.** 1999. «Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control», Cap. 1. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 1-48. Rome, FAO.
- Holland, D. y Sutinen, J.G.** 1998. Draft Guidelines on Fishing Capacity. Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity. La Jolla, USA, 15-18 April.
- Kirkley, J.E. y Squires, D.** 1999. «Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries», Cap. 3. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 75-199. Rome, FAO.
- NOAA.** 2003. <http://na.nefsc.noaa.gov/lme/text/lme15.htmv>
- Pascoe, S. y Gréboval, D. (eds).** 2003. Measuring capacity in fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, FTP N°445. Roma, FAO. 314 p.
- Pascoe, S., Kirkley, J.K., Gréboval, D. y Morrison-Paul, C.J.** 2003. «Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: 2. Issues and Methods», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 433/2. Rome, FAO. 130p.
- Thorpe, A. y Bennett, E.** 2001. «Globalization and the Sustainability of World Fisheries: A View from Latin America». *Marine Resource Economics*, Vol. 16, pp. 143-164.
- Ward, J.M. y Metzner, R.** 2002. «Fish Harvesting Capacity, Excess Capacity & Overcapacity: A Synthesis of Measurement Studies and Management Strategies», Part III. En «Report of the Expert Consultation on Catalyzing the Transition Away from Overcapacity in Marine Capture Fisheries - Rome, 15-18 October 2002», *FAO Fisheries Report*, N° 691. Rome, FAO.

2. Evaluación del desempeño de políticas de control del esfuerzo y sobrecapacidad extractiva en las pesquerías pelágicas de la zona centro-sur de Chile: sardina, jurel, anchoveta y merluza de cola

Max Agüero (Ph.D)

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)
Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes
Santiago, Chile
(centro@icsed.org; Max.Agüero@icsed.org)

Mauricio Claverí (Ms.c)

Centro Interamericano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables (ICSED)
Virgilio Figueroa N° 6665, Las Condes
Santiago, Chile
(Mauricio.Claveri@icsed.org)

Ricardo Norambuena (MS.c.)

Subsecretaría de Pesca
Bellavista 168, Piso 1, Casilla 100-V
Valparaíso, Chile
(rnorambu@subpesca.cl)

RESUMEN

En este trabajo se efectúa un análisis detallado de la capacidad y sobrecapacidad de pesca en la pesquería industrial centro-sur de Chile de recursos pelágicos, la más importante del país y de América Latina. El estudio se enfoca sobre las cuatro especies pelágicas más importantes: jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común. Comienza con un breve análisis de cada especie y su relevancia desde el punto de vista biológico, tecnológico, económico e institucional y las políticas implementadas por la autoridad de regulación desde 1970 hasta la actualidad. Se enfatizan las relaciones y efectos provocados en la evolución histórica del esfuerzo y capacidad pesquera de la flota. Posteriormente, se hace uso de dos metodologías alternativas de cálculo de capacidad y sobrecapacidad pesquera: un método bioeconómico elaborado por los autores y basado en el modelo de Schaefer (MBE) y el Enfoque de la Envoltura de Datos (DEA). Se mide la capacidad y sobrecapacidad existente en la pesquería en el período 1997-2002. Los resultados obtenidos con ambas metodologías son inesperadamente muy similares, con algunas diferencias en puntos específicos, pero manteniendo en todo momento la similitud y consistencia de los resultados. Los resultados muestran la existencia de una sobrecapacidad importante durante todo el período analizado y aún en la actualidad, producto entre otros factores de

las reacciones tardías de la autoridad de regulación, que ha venido desarrollando una política de solucionar problemas suscitados en lugar de una política preventiva y de mediano y largo plazo. Se analizan además, las causas posibles del semi-colapso de los recursos hasta fines de la década recién pasada.

El estudio permite concluir claramente que el proceso de regulación de las pesquerías evidencia falencias importantes que han contribuido al incremento desmesurado de la flota y el esfuerzo pesquero en la última década, contribuyendo al semi-colapso de los recursos, el surgimiento de una elevada sobrecapacidad difícil de revertir y a la pérdida de una gran parte de la renta pesquera perteneciente a la sociedad chilena en su conjunto.

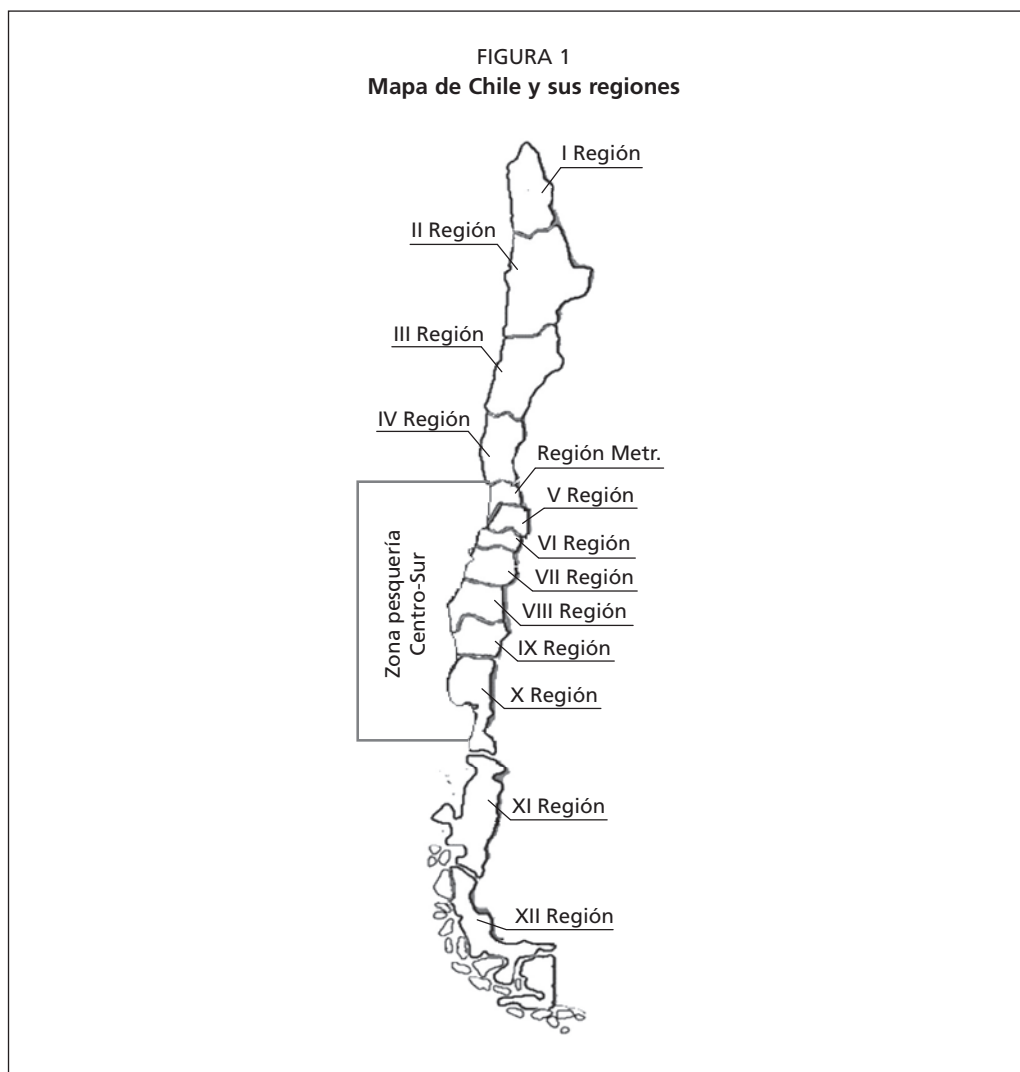
1. INTRODUCCIÓN

En la zona centro-sur de Chile (de la Vª a la Xª Región) se desarrolla una de las pesquerías industriales más importantes del país y de América Latina, llamada localmente «pesquería centro-sur». Está conformada por cuatro especies pelágicas de gran importancia económica: Jurel (*Trachurus s. murphyi*), Anchoveta (*Engraulis ringens*), Sardina Común (*Strangomera bentincki*) y Merluza de Cola (*Macruronus magellanicus*). El acelerado desarrollo que ha experimentado esta pesquería desde 1965, finalmente muestra sus consecuencias cuando a partir de 1996, tanto los rendimientos de captura como las tallas medias de los ejemplares capturados descienden abruptamente. Hasta entonces la pesca se había desarrollado bajo un contexto de relativa libertad, pero en adelante comienza a ser regulada fuertemente, restringiéndose drásticamente el esfuerzo ejercido por la flota y causando, inevitablemente, que gran parte del capital invertido en ella permaneciera inactivo.

Así, se evidenció una situación de sobrecapitalización de la flota a causa de muchas imperfecciones o ausencia de políticas y regulaciones para la administración de estas pesquerías, lo que contribuyó al crecimiento desmedido de la capacidad de pesca. La existencia de sobrecapacidad en las pesquerías implica que permanece latente una condición de alto riesgo para los recursos debido a la presión lógica de los armadores por utilizar todo su capital invertido, a la vez que se produce una pérdida de rentas de la pesquería por el hecho de que buena parte del capital pesquero permanece inactivo, lo cual implica una asignación ineficiente de los recursos escasos en la sociedad. Esta última situación se ve agravada por la característica de no maleabilidad del capital en el sector pesquero, que impide una reasignación de la flota excedente desde la pesca hacia usos alternativos.

Consecuentemente, la sobrecapacidad genera conflictos debido a las presiones económicas, sociales y políticas que impiden o dificultan la adecuada implementación de políticas y regulaciones que intentan restringir el esfuerzo pesquero (Gréboval, 1999). Las principales formas de regulación consisten en vedas, cuotas globales o individuales, impuestos, royalties, licencias y otras restricciones sobre el esfuerzo de pesca. Todos estos instrumentos presentan ventajas y desventajas y, en general, todos pueden ser efectivos o inefectivos en el control de las pesquerías dependiendo de la situación particular imperante en cada una de ellas. Sin embargo, todos estos instrumentos de regulación no resuelven adecuadamente el problema de la sobrecapacidad, al concentrarse en la preservación de los stocks de recursos y postergar la adopción de una estrategia para reducir el exceso de capital invertido en las pesquerías. Por esta razón, se hace necesario complementar los esquemas de regulación actuales con medidas de reducción de la capacidad.

De acuerdo al número de naves que componen la flota pesquera centro-sur, la capacidad de bodega de las mismas y las estimaciones acerca de la situación biológica de los recursos, es posible inferir claramente la existencia de una fuerte sobrecapitalización de las pesquerías, la cual, de no ser enfrentada directamente por medio de una estrategia



de gestión adecuada¹, continuará provocando presiones por parte de la flota industrial y de las plantas procesadoras (propietarias de la mayor parte de la flota) para conseguir que la cuotas asignadas sean lo más altas posible, y de esta forma minimizar su capacidad ociosa. Así, los riesgos para la pesquería y la sustentabilidad biológica de los recursos no desaparecerán mientras siga existiendo un exceso de capacidad extractiva.

El objetivo del presente trabajo consiste en realizar una estimación cuantitativa de la capacidad de esfuerzo existente en las pesquerías centro-sur de jurel, anchoveta, sardina común y merluza de cola, a fin de determinar, en base a las biomásas estimadas de los recursos, la magnitud de la eventual sobrecapacidad. Para esto se calculan indicadores alternativos de capacidad, utilización de la capacidad y sobrecapacidad en la pesquería centro-sur para el período 1997-2002, tomando como base tres pesquerías diferenciadas: i) jurel, ii) anchoveta y sardina común y iii) merluza de cola.

Para el cálculo de los indicadores mencionados se utilizaron dos métodos alternativos de medición de capacidad: i) un modelo bioeconómico (MB-E) de estimación de capacidad, elaborado por los autores a partir del modelo de Schaefer y ii) el enfoque del análisis de la envolvente de datos (DEA) (Pascoe *et al.*, 2003). El primero fue

¹ Una de estas medidas puede ser por ejemplo un programa tipo «buy-back» que permita acercar a las pesquerías a una situación ideal, y cuyos resultados positivos se han observado en países como Japón, Estados Unidos, Canadá, Noruega, Australia, la Comunidad Europea y Taiwán (Provincia de China).

aplicado por medio del programa computacional General Algebraic Modelling System (GAMS), mientras que el enfoque DEA fue implementado a través del programa Efficiency Measurement System (EMS), el cual es una herramienta ideal para el análisis de envolvente debido a que permite estimar fronteras de máxima eficiencia a partir de un conjunto relativamente reducido de información sobre «inputs» y «outputs» de la actividad.

Los resultados obtenidos permiten comparar estimaciones de capacidad de la flota centro-sur con ambas metodologías para el período 1997 - 2002. Se obtiene un sendero de evolución de la capacidad muy similar para ambos métodos, donde resalta la elevada capacidad de producción de la flota en el año 1997, que desciende paulatinamente a lo largo del período, particularmente en el caso de la pesquería de anchoveta y sardina común. Las estimaciones de capacidad son más elevadas cuando son obtenidas a través del método elaborado a partir del modelo de Schaefer, pero las diferencias no son de gran amplitud, y responden a detalles técnicos de la metodología. Del cálculo de los indicadores de utilización de la capacidad se infiere que, en promedio, más del 50 por ciento del capital de la pesquería permanece ocioso a lo largo del período analizado, lo que constituye una clara evidencia de sobrecapacidad. Finalmente, se estiman indicadores de sobrecapacidad para años seleccionados y con ambas metodologías se obtiene que la capacidad de la flota pesquera centro-sur tiene una dimensión varias veces superior a aquella necesaria para asegurar la sostenibilidad de los recursos.

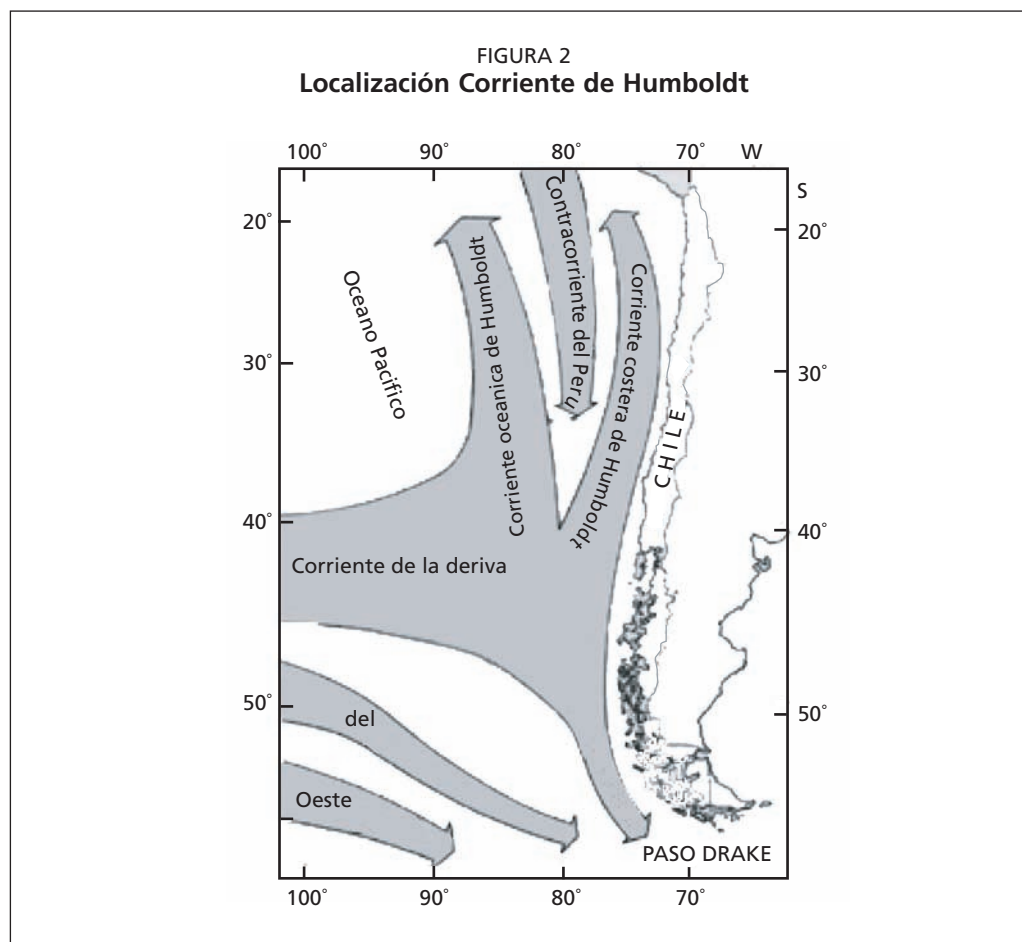
Como conclusión, se infiere que las medidas de regulación de las pesquerías existentes en la actualidad, parecen estar dando resultados con respecto a la recuperación y protección de los stocks de recursos, permitiendo esperar un escenario futuro en el cual las pesquerías se desarrollen de manera sustentable y mantengan los volúmenes de producción sustentados por la condición estructural de dichos stocks. Sin embargo, y por responder la aplicación de las actuales medidas de gestión a remediar un problema inmediato de sobreexplotación de los recursos, se ha descuidado el problema estructural de dimensionamiento y eficiencia de la flota pesquera. Por lo tanto, se propone la complementación del actual paquete de políticas de gestión pesquera con medidas adicionales que apunten a una distribución más equitativa de las rentas pesqueras de la zona centro-sur y a un redimensionamiento de la flota, para ajustarla a la capacidad de producción real de los recursos y mejorar la eficiencia y los márgenes de rentabilidad.

El presente trabajo está dividido en nueve secciones. La sección 2, presenta las características de la pesquería y sus determinantes principales desde un punto de vista biológico, tecnológico, económico y legal e institucional. La sección 3, presenta un análisis detallado de las medidas de regulación adoptadas en las tres pesquerías principales de la zona centro-sur, así como una evaluación de su desempeño, en cuanto al esfuerzo pesquero ejercido, los rendimientos obtenidos, y su relación con la abundancia de los recursos. La sección 4 presenta la metodología para la realización del análisis cuantitativo. La sección 5, presenta los resultados de las estimaciones de indicadores alternativos de capacidad y sobrecapacidad en la pesquería centro-sur para el período 1997 - 2002. La sección 6, presenta un análisis integral pesquería por pesquería, basado en los resultados de las estimaciones, a fin de repasar analíticamente lo ocurrido en las pesquerías durante el período estudiado. La sección 7, presenta las conclusiones y recomendaciones finales del trabajo. La sección 8, presenta la bibliografía utilizada. Por último, la sección 9, presenta un anexo con cuadros de datos y resultados.

2. LA PESQUERÍA Y SUS DETERMINANTES PRINCIPALES

2.1 Aspectos generales de la pesquería

Las pesquerías de Chile se desarrollan en el margen oriental del océano Pacífico, el cual a su vez es parte del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) que se extiende desde el Norte de Perú al extremo Sur de Chile (Figura 2). Este es uno de los sistemas de surgencias más productivos del planeta, debido a la acción combinada de las surgencias costeras y del transporte de nutrientes subantárticos de la corriente



del mismo nombre. Este sistema se caracteriza por contener aguas frías y de baja salinidad que fluyen en la dirección del Ecuador y que se extienden hasta 1 000 km. de la costa. Presenta baja diversidad de especies pelágicas, con stocks altamente variables en abundancia y distribución. Esta variabilidad ha estado asociada tanto a cambios ambientales como a la intensidad de explotación (Yáñez, E., 2000). El GEMCH es considerado clase I, con alta productividad (mayor a 300 gC/m²-año) y da origen a una de las pesquerías más grandes de Chile y de la región, mayoritariamente basadas en recursos pelágicos y demersales.²

En la zona costera centro-sur de Chile (32°-39°30'S) cohabitan cuatro especies pelágicas que han generado importantes pesquerías: *Trachurus s. murphyi* (jurel), *Strangomera bentincki* (sardina común), *Engraulis ringens* (anchoveta) y *Macruronus magellanicus* (merluza de cola).

2.2 Aspectos biológicos de los stocks de la pesquería centro-sur

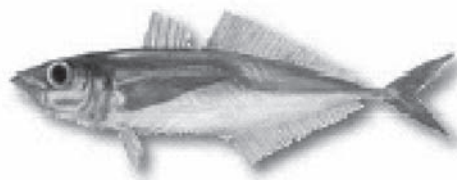
2.2.1 Recurso jurel

El jurel es una especie cuya distribución geográfica abarca principalmente el Océano Pacífico sur-oriental (frente a la costa sudamericana) y secundariamente, el Océano Pacífico sur-occidental, al sur de Nueva Zelanda.

Considerando sus características migratorias, el jurel ha sido calificado como una especie trans-zonal, ya que se encuentra en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de varios países ribereños del Océano Pacífico (Chile, Perú, Ecuador). Se distribuye entre los 10 y 180 metros de profundidad (Córdoba *et al.*, 1999), llegando en ocasiones a 300 metros de profundidad (Pastor, 1994). Según Córdoba *et al.* (1998), el recurso presenta

² NOAA Fisheries. Northeast Fisheries Science Center. Narragansett Laboratory (2003). <http://na.nefsc.noaa.gov/>

FIGURA 3
Jurel (*Trachurus s. murphyi*)



un marcado comportamiento nictimeral, distribuyéndose durante el día a mayor profundidad (50–30 metros) que durante la noche (10–40 metros). La longitud y edad máxima registrada para este recurso es de 74 cm longitud horquilla (LH) y 13 años, respectivamente (Nekrasov, 1994).

El ciclo de vida del jurel, se inicia con el desove en una extensa área concentrada en el oceánico del Pacífico sur-oriental. Durante su período de desove (agosto - febrero, aunque con mayor intensidad entre noviembre y diciembre), los ejemplares maduros realizan entre tres y 15 tandas de desove (Adrianov, 1990), a partir de las cuales se generan huevos y larvas que permanecen en el área de reproducción. Los juveniles de hasta 16 cm de LH, que se estima tienen un año de edad, han sido registrados entre los 36° y 41°S, por fuera de la ZEE chilena, hasta 137°O (Grechina, 1998). Después de esta etapa de crecimiento, los juveniles comenzarían su proceso migratorio desde el oeste hacia el este, ingresando a la ZEE en el norte y centro de Chile para finalmente desplazarse y concentrarse más al sur, en aguas de alta productividad –que constituirán sus áreas de alimentación en esta etapa del ciclo vital– siendo también allí donde se localizan las principales zonas de pesca comercial. Luego de crecer en dicha área y alcanzar la talla de primera madurez sexual (TPMS), entre los 22 y 27 cm LH, correspondiendo a dos a tres años de edad, estos ejemplares inician una migración masiva hacia el oeste en el mes de agosto, para desovar en aguas oceánicas durante los siguientes seis meses y así completar su ciclo vital.

Las características migratorias del jurel y su dinámica poblacional han estado fuertemente influidas tanto por las condiciones oceanográficas globales y particulares que ocurren en su área de distribución como por la intensidad de pesca histórica sobre el recurso. Consecuentemente, la ocurrencia de eventos El Niño (períodos cálidos) y la Niña (períodos fríos) y altas intensidades de pesca en la década pasada han influido en importantes cambios en la distribución espacio-temporal y en la dinámica poblacional del recurso frente a las costas chilenas.

Se considera que el jurel en Chile constituye una sola unidad de stock, la cual se distribuye de manera homogénea, concentrándose fundamentalmente entre la Vª y Xª. Históricamente, en estas regiones se ha capturado aproximadamente el 95 por ciento del total de los desembarques de jurel.

De acuerdo a las estimaciones de abundancia, el stock de jurel se incrementó a partir de la década de los 70 hasta llegar a aproximadamente 20 millones de t. en 1986. Esta abundancia se mantuvo hasta 1990, año en que se inicia un proceso de reducción que alcanza su punto mínimo en 1998.³

Los excedentes productivos generados por este stock hasta 1985 fueron muy superiores a las capturas de esos años, lo que explica el amplio crecimiento de la biomasa.

³ A partir de 1974 comenzó a desarrollarse la pesquería de esta especie en la zona centro-sur, tanto al interior como fuera de la ZEE. El aumento sostenido en el esfuerzo de esta pesquería, tanto en el número de naves como en la capacidad de bodega, provocó un fuerte aumento en el nivel de los desembarques, el cual se hizo que se hicieron insostenibles desde 1996 en adelante.

FIGURA 4
Merluza de cola (*Macruronus magellanicus*)



A partir de 1986 se produce una evolución similar de los excedentes y las capturas, pero desde 1990 en adelante, las capturas sobrepasan los excedentes productivos, consumiendo parte de la biomasa que los generó y reduciendo el stock total.

La disminución de la talla media de los ejemplares de jurel en todas las zonas de pesca y el aumento sostenido del porcentaje de jurel bajo la talla mínima legal (BTML), detectados en 1997, se convierten en las primeras señales de sobrepesca del recurso.

2.2.2 Recurso merluza de cola

Esta especie se distribuye en el cono Sur de América del Sur; por el lado Pacífico desde Coquimbo (30°S) hasta el extremo sur y por el lado Atlántico hasta el centro de Argentina. En Chile, la merluza de cola se distribuye desde Coquimbo al Cabo de Hornos.

Entre la V^a y IX^a región de Chile, la merluza de cola se distribuye en la plataforma y talud continental, en profundidades comprendidas entre 20 metros (juveniles) y 700 metros (adultos), mientras que desde la X Región hacia el sur se ubica en profundidades de entre 100 y 600 metros. Muestra un período de maduración que se inicia en mayo, alcanza su plena madurez en julio y presenta un corto período de desove en los meses de agosto y septiembre. La merluza de cola es un desovante parcial; en la zona sur-austral la mayor actividad reproductiva comienza a manifestarse en mayo, con un máximo en julio y disminuyendo rápidamente en septiembre-octubre. En el área norte de su distribución, la actividad reproductiva es alta en junio-julio. El recurso se recluta a la pesquería a los dos años de edad (33 cm LH), durante el período estival de cada año, en focos densos que se ubican a poca profundidad (primeros 100 metros), principalmente entre 36°S y 38°S. A partir de los cuatro años de edad y 54 cm LH (TPMS) los individuos adultos, con un comportamiento demersal, comienzan a realizar su aporte reproductivo al stock.

Esta especie posee una longevidad más reducida que otras especies de merluza. En Chile se explotan comercialmente las siguientes especies de merluza: merluza común (*Merluccius gayi gayi*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y merluza del sur (*Merluccius australis*). En las capturas de la pesquería sur-austral se ha identificado hasta el grupo de edad 14 (98 cm), siendo los más frecuentes los grupos de edad cuatro a ocho. Estudios efectuados en 1998, han concluido que esta especie constituye un solo stock frente a las costas de Chile.

Existe una estratificación latitudinal del stock, observándose tallas menores en el norte (I^a a IV^a región) que en la zona centro-sur (V^a – IX^a región). Entre 1990 y 1998 se produjo una persistente disminución de las tallas medias en la zona centro-sur, de 36 a 27 cm.

Para todo el país, se estima que la biomasa del recurso se ha visto reducida paulatinamente a partir de 1988, habiéndose estimado un valor para el año 2000 de 1 000 000 toneladas. Las estimaciones, si bien son apenas aproximadas, dan cuenta de un stock de merluza de cola en la VIII^a región de 334 000 toneladas.

FIGURA 5
Anchoveta (*Engraulis ringens*)



FIGURA 6
Sardina común (*Strangomera bentincki*)



El fuerte aumento de las capturas de la flota cerquera ha generado, a partir de 1994, una gran remoción de ejemplares juveniles del stock, lo que ha reducido la biomasa desovante y el stock total de merluza de cola.

2.2.3 Recursos anchoveta y sardina común

Se considera que la anchoveta y la sardina común, constituyen una pesquería mixta. Operacionalmente, la flota no es capaz de separar la actividad pesquera de anchoveta respecto de la que se realiza sobre la sardina común. Por lo tanto, las condiciones y explotación de ambos recursos se analizan en forma conjunta.

El stock conjunto de ambos recursos en la zona centro-sur se distribuye entre el límite norte de la Vª región y el sur de la Xª región.

Recurso anchoveta

La anchoveta se distribuye desde el norte de Perú (6°S) hasta el sur de Chile (44°S), formando grandes cardúmenes en zonas costeras (no más allá de 30 millas náuticas desde la costa) y poco profundas (alrededor de los 50 metros de profundidad), principalmente en golfos y bahías. Es una especie con baja longevidad (cuatro años) que alcanza su primera madurez sexual en su primer año de vida, que corresponde aproximadamente a 12 cm de longitud total (LT). Es un desovante parcial con un período reproductivo principal que ocurre entre agosto-septiembre y otro secundario durante enero-febrero. Tanto la anchoveta como la sardina, muestran regularidad en el crecimiento estacional, lo que se considera una respuesta poblacional a su adaptación reproductiva al ecosistema estacional que ocurre en el área centro-sur de Chile (Cubillos *et al.*, 2001). Por otra parte, el reclutamiento de esta especie presenta su máxima intensidad durante el período diciembre-enero.

Los procesos de desove y, especialmente, el reclutamiento son muy dependientes de las condiciones oceanográficas (temperatura, salinidad y oferta de alimentos) por lo que sus efectos negativos o positivos sobre la estructura y dinámica poblacional se reflejan en el corto plazo, considerando la baja longevidad de la especie. El proceso de reclutamiento comienza a observarse en noviembre, por lo cual la actividad pesquera se concentra principalmente en el período que va de diciembre a abril, el cual concentra el 75 por ciento de las capturas.

La biomasa de este recurso muestra una tendencia creciente entre 1996 y 1998. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) medida en toneladas por viaje con pesca, también se muestra creciente a partir de 1990, revelando una evolución paralela a los desembarques.

La diferencia entre los excedentes productivos y los desembarques ha mostrado una evolución desigual, siendo positiva de 1990 a 1992 y de 1996 a 1998. En tanto, los desembarques superaron a los excedentes productivos en los años 1993, 1994 y 1995. Sin embargo, los extraordinarios desembarques de 1999 fueron capaces de consumir la ganancia de biomasa del recurso que se produjo entre los años 1996 y 1998, revirtiendo la etapa de crecimiento del stock y generando señales de sobrepesca, lo que se reflejó en la abrupta caída de la biomasa a partir de 2000.

Recurso sardina común

La sardina común se distribuye en Chile principalmente entre 30° S y 43° S y comparte similares características bioecológicas con la anchoveta. Es un recurso de vida corta (5 años), cuyos individuos pueden alcanzar una talla de 20 cm LT y su distribución costera se concentra en las primeras 10 millas náuticas desde la costa, especialmente en golfos, bahías y zonas estuarinas comprendidas entre 36° S y 41° S.

El excepcional nivel de reclutamiento registrado en 1995 produjo un notable aumento en la biomasa del recurso, provocando que al año siguiente se alcanzara el máximo de la biomasa. A partir de entonces, tanto el reclutamiento como la biomasa parental muestran una disminución persistente. En los años 1999-2000 se encontraron altos valores de biomasa del recurso, que se sostienen únicamente en los elevados índices de reclutamiento de los últimos años.

La CPUE muestra una caída persistente entre los años 1990 y 1998 y la tasa de explotación del recurso a partir de 1997 supera el 30 por ciento.

2.3 Aspectos tecnológicos y de la producción

En el Cuadro 1 (véase p. 82) se muestran los desembarques industriales de las tres especies para el período 1981-2001, y la importancia de la pesquería centro-sur (PCS) (%).

2.3.1 Evolución de la flota y capacidad de bodega

En la zona centro-sur de Chile, la actividad extractiva pelágica se inició a mediados de la década de los años 40, con naves de pequeño tamaño utilizando el arte del cerco y escasa mecanización. Sólo a partir de 1965 comenzó la operación industrial con barcos de mayor capacidad de pesca (15 naves con capacidad de bodega de 47 m³ en promedio), la cuál aumentó al doble el año siguiente y se mantuvo hasta fines de los años 70. Todo este desarrollo ocurrió bajo condiciones de libre acceso, las que se mantuvieron hasta 1986.

Debido al mejoramiento de las capacidades tecnológicas de prospección de los recursos pelágicos disponibles en el área centro-sur, y a vacíos legales de la época, se registró un explosivo aumento del esfuerzo pesquero entre 1980 y 1997. En este período el número de naves aumentó en 300 por ciento, y la capacidad de bodega en 2 000 por ciento. La implantación de las medidas de administración de los recursos y, en particular, la puesta en vigencia del régimen de Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA), provocaron que a partir de 1998, y hasta 2002, el número de barcos en actividad disminuyera en 62 por ciento y la capacidad de bodega en 39 por ciento (IFOP, 2003) (Cuadro 2, véase p. 83).

Entre 1987 y 1997, la capacidad de bodega de la flota de la pesquería centro-sur tuvo un aumento de un 273 por ciento, pasando de 33 126 m³ a 123 590 m³. Este incremento se debió principalmente a dos factores: el aumento del número de naves, de 93 a 184, y el incremento en el tamaño de las mismas.

CUADRO 1
Evolución de los desembarques industriales de las principales especies pelágicas
(en miles de toneladas)

Período	Jurel	Merluza de cola	Anchoveta	Sardina común
Promedio 1981-1990*	1 626	85	590	68
1991	3 013 83%	150 100%	835 12%	465 100%
1992	3 189 85%	197 100%	1 203 17%	333 100%
1993	3 202 85%	71 99%	1 296 10%	88 100%
1994	4 022 92%	69 100%	2 444 11%	117 100%
1995	4 375 93%	192 100%	1 876 6%	40 100%
1996	3 865 91%	360 100%	1 189 19%	142 100%
1997	2 885 88%	60 89%	1 591 11%	241 100%
1998	1 572 91%	337 92%	407 45%	226 100%
1999	1 186 89%	288 90%	1 697 49%	504 100%
2000	1 218 84%	76 96%	1 523 21%	432 100%
2001	1 620 81%	145 87%	642 19%	49 100%
2002	1 313 97%	114 85%	61 100%	35 100%
2003	1 328 87%	84 57%	438 19%	40 100%

* Incluye desembarques artesanales.

Los porcentajes indican la participación de la pesquería Centro-Sur.

Fuente: SERNAPESCA, Anuarios Estadísticos de Pesca e Informes Sectoriales Pesqueros.

CUADRO 2
Número de naves, capacidad de bodega (m³) y viajes con pesca de la flota operativa centro sur.
Período 1997-2002

Año	Nº de naves	Capacidad de bodega		VCP
		Total	Promedio	
1997	153	122 727	802	4 335
1998	170	128 998	759	7 908
1999	166	127 457	768	10 304
2000	165	127 415	772	7 526
2001	121	103 502	855	4 688
2002	82	78 989	963	4 387

VCP: Viajes con pesca.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de SUBPESCA

Históricamente, la flota cerquera centro-sur ha experimentado un gran dinamismo tanto en composición y estructura como en tecnologías de captura. Hasta 1978 las naves eran de diseño americano (puente a proa) y a partir de 1979 se introdujo el primer barco de plantilla nórdica (puente a popa). El diseño nórdico permite un mejor desempeño en condiciones adversas, ya que al no usar panga (un tripulante menos) y tener dos hélices laterales, aumenta su maniobrabilidad.

2.3.2 Sistemas de captura

Actualmente, la flota de la pesquería centro-sur es en su mayoría cerquera, y se dedica casi exclusivamente a la extracción de jurel. De todas maneras, una parte importante de la flota centro-sur emplea otros artes y aparejos de pesca (Cuadro 3), como arrastre, espinel/palangre, enmalle y trampa.

En los últimos tres años, las principales empresas han seleccionado las naves más modernas, de mayor tamaño, poder de pesca y autonomía para capturar las cuotas asignadas, programando las salidas de pesca para reducir costos y optimizar la operación. Dichas naves cuentan con sofisticados sonares y ecosondas, poderosos motores marinos y veloces equipos viradores, además de redes de pesca de gran tamaño. Actualmente, la totalidad de la flota posee redes jureleras y sólo una parte cuenta con redes anchoveteras (40 por ciento). El 50 por ciento de la capacidad de bodega posee refrigeración, lo que permite mejor conservación de la pesca a bordo.

Las redes para capturar jurel usadas por la flota industrial, tienen en promedio 24 cuerpos con un largo promedio de 680 brazas y una altura (o profundidad) de 106 brazas. En cambio, las redes anchoveteras tienen en promedio 18 cuerpos con una longitud promedio de 450 brazas y una altura promedio de 70 brazas. Durante el año 2002, operaron 65 naves de la flota industrial de cerco que acumularon una capacidad

CUADRO 3
Número de embarcaciones, según arte y aparejo de pesca principal empleado

Período	Artes y aparejos de pesca					Total
	Cerco	Arrastre	Espinel/ palangre	Enmalle	Trampas ¹	
1993	410	72	115	40	2	639
1994	48%	74%	77%	100%	50%	59%
	383	72	88	32	3	578
1995	49%	72%	77%	100%	33%	59%
	370	70	74	28	3	545
1996	49%	71%	81%	100%	33%	59%
	385	73	45	19	2	524
1997	51%	73%	80%	100%	100%	59%
	397	80	48	14	2	541
1998	54%	75%	79%	100%	100%	60%
	321	105	61	5	2	494
1999 ²	51%	75%	74%	100%	50%	60%
	303	99	51	4	5	461
2000	52%	75%	79%	100%	44%	60%
	285	92	40	3	8	428
2001	53%	74%	85%	100%	38%	61%
	248	69	31	1	7	356
	46%	71%	55%	0%	57%	51%

Los porcentajes indican la participación de la pesquería Centro-Sur.

¹ En la pesquería industrial las trampas se utilizan en la pesca de centolla, centollón, langostas y cangrejos, aunque es muy infrecuente (Subsecretaría de Pesca).

² Los datos correspondientes a este año fueron obtenidos como el promedio aritmético de los años 1998 y 2000, a causa de que Subsecretaría de Pesca no presentó la información desagregada para este año.

Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), Chile

de bodega total de 70 300 m³ y un tamaño promedio de bodega de aproximadamente 1 100 m³, concentrándose mayoritariamente en la VIIIª Región (97 por ciento).

Esta flota es, con muy poca diferencia, la misma que opera sobre la merluza de cola, anchoveta y sardina común en la misma región. La flota cerquera de la pesquería centro-sur orienta su actividad extractiva básicamente sobre el jurel, y alternativamente reorienta su esfuerzo sobre los otros tres recursos. Este comportamiento puede observarse en el período de migración del jurel hacia el oeste, con motivo de realizar su proceso de desove, alejándose de la zona de pesca entre Octubre y Enero, coincidiendo con el período donde se presentan los mayores desembarques de estas especies.

Al ser la misma flota la que opera sobre las cuatro especies pelágicas consideradas, la anchoveta, sardina común y merluza de cola se capturan a través de las mismas artes y aparejos de pesca que el jurel, es decir, fundamentalmente se utilizan las redes de cerco. Sin embargo, existe además en la zona centro-sur una importante flota cuya especie objetivo principal es la merluza de cola, y utiliza para su captura redes de arrastre. Estas redes no pueden tener tamaños de luz de malla inferiores a los 130 mm., y está prohibida la utilización de cubrecopos (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002).

Las capturas de merluza de cola son efectuadas fundamentalmente por la flota cerquera, que en la actualidad desembarca aproximadamente el 91 por ciento del total nacional.

2.3.3 Rendimientos

El análisis de los rendimientos de pesca en las diversas pesquerías se realiza en esta sección, utilizando como indicador de rendimiento toneladas capturadas por viaje con pesca (VCP). Este es un indicador simple de rendimiento, sobre todo adecuado a la disponibilidad de información existente, que constituye una medida alternativa de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Usualmente, las naves están autorizadas para capturar varias especies, y al salir del puerto no siempre se conoce con certeza sobre que especie se concentrará su operatoria, pero puede tenerse una noción de ello si se observan las capturas al momento del desembarque. Por lo tanto, si una nave al regreso de un viaje desembarca jurel, se asume que operó sobre ese recurso.

En la pesquería del jurel, los rendimientos de pesca fueron decrecientes en el período 1983 - 1991, pasando de 238 a 172 toneladas/VCP; luego se produce un incremento brusco hasta 267 toneladas/VCP en 1993, el cual se mantiene hasta 1996, disminuye en 1997 y comienza a aumentar debido a las medidas de administración de las pesquerías implantadas a partir de 1997 (Cuadro 4).

Los rendimientos de la flota cerquera que opera sobre la merluza de cola registraron fuertes fluctuaciones durante las temporadas 1984 - 1985 a 1988 - 1989, que fueron desde 40 a 120 toneladas/dfp (día fuera de puerto). Analizando la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como indicador de su abundancia, se observa que entre 1988 y 1997 se produce una disminución progresiva de este indicador, con una caída abrupta a partir de 1991. Este resultado está indicando el efecto provocado por el aumento del esfuerzo sobre el stock de merluza de cola, que provocó una reducción de sus niveles de abundancia. En 1998, el rendimiento se incrementa, presumiblemente a causa de una mayor presión de la flota sobre este recurso ante la escasez de jurel, luego se estabiliza hasta el 2000, y finalmente se reduce como consecuencia de las cuotas impuestas y la mayor disponibilidad de jurel (Cuadro 4).

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para la anchoveta, medida en toneladas por viaje con pesca, presenta una tendencia creciente a partir de 1990 y una caída pronunciada en 2000 y 2001, para repuntar bruscamente en 2002.

En el caso de la sardina común, este indicador presenta una caída persistente entre los años 1990 y 1998, siendo este último año para el cuál se presentan estimaciones (Subsecretaría de Pesca, Memorandum Técnico N° 47, 1999, p. 2-3). Según estimaciones

CUADRO 4
Promedio anual de los rendimientos de la flota Centro-Sur (en toneladas/VCP)

Especie	Año					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	230	328	367	360	397	430
Merluza de cola	152	264	191	180	131	121
Anchoveta	138	136	222	169	109	218
Sardina común	189	145	194	166	135	131

Fuente: Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), Chile

propias, el indicador toneladas/VCP se recupera en el año siguiente para luego volver a una tendencia paulatinamente declinante (Cuadro 4).

2.3.4 Capacidad y sobrecapacidad del esfuerzo

A partir de 1998 en adelante, las regulaciones aplicadas, tales como vedas, cierre de pesquerías, cuotas y LMCA, tendieron a reducir el número de naves en operación, lo que llevó a los armadores a operar con barcos de mayor tamaño y poder de pesca, lo que incrementó el tamaño medio de las naves en operación y los rendimientos por viaje de pesca nominales (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 32, 2002, p. 15) (ver Cuadro 2).

Hacia el final de la década pasada, en el área comprendida entre la V^a y X^a región hubo 186 naves cerqueras autorizadas, que representaban una capacidad de bodega de 139 340 m³. En esa época, la duración promedio de los viajes de pesca se incrementó de 0,8 a tres días, producto de la expansión de la operación de la flota cerquera en la X^a Región (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 71, 2000).

En 2002 se encontraban autorizadas para operar sobre anchoveta y sardina común un total de 144 y 145 naves, respectivamente, que corresponde a una capacidad de bodega equivalente a 111 000 m³ (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 35, 2002, p. 4). Inicialmente, sólo las naves de menor tamaño de la flota industrial centro-sur se orientaron a la captura de estas especies. Sin embargo, a partir de las regulaciones impuestas sobre el jurel en 1997, se produjo un fuerte aumento del esfuerzo pesquero ejercido sobre la anchoveta y la sardina común, explicado sobre todo por un aumento de la capacidad de bodega promedio de la flota orientada hacia estos recursos. Para el año 2003, el número de naves industriales inscritas⁴ para operar sobre estos recursos era 28, con una capacidad de bodega acumulada de 28 729 m³, equivalente al 26 por ciento de la flota autorizada.

El tamaño de la flota para el año 2002 puede apreciarse en el Cuadro 5, que muestra: la cantidad de naves autorizadas para la pesca de jurel por unidad de pesquería, el número de naves inscritas para operar sobre el jurel en la temporada y el porcentaje de la flota inscrita respecto de la autorizada. En todos los casos, se acompaña información de la capacidad de bodega asociada.

Para interpretar el Cuadro 5, debe tenerse en cuenta que una nave puede estar inscrita para operar en varias unidades de pesquerías, no sólo en una. Y efectivamente, sucede que las naves se inscriben en su unidad de pesquería original y en alguna de la unidades de pesquería vecina simultáneamente. Por ejemplo, la flota de naves autorizadas e inscritas en la unidad de pesquería de la V^a – IX^a región es prácticamente la misma que la flota de la X^a región, y tiene por objetivo la biomasa de jurel que se concentra frente a ambas unidades de pesquería. Por esta razón, la fila de total no se corresponde con la

⁴ Existe una determinada cantidad de naves autorizadas para la pesquería; sin embargo, no pueden operar sin estar inscritas. Y aún así, una vez inscritas no están obligadas a operar, de aquí las diferencias que puedan existir entre la flota de naves autorizadas, inscritas y operativas.

CUADRO 5
Naves autorizadas e inscriptas para la captura de jurel, y capacidad de bodega. Año 2002

Unidad de pesquería (regiones)	Autorizadas		Inscriptas		% inscriptas/autorizadas	
	Número naves	Bodega acumulada (m ³)	Número naves	Bodega acumulada (m ³)	Número naves %	Bodega acumulada (m ³) %
I - II	125	45 000	76	29 100	61	65
III - IV	112	64 935	11	11 967	10	18
V - IX	175	130 185	50	58 477	29	45
X	194	138 768	52	57 373	27	41
Total ¹	309	173 980	189	91 247	61	52

1: Se descuentan las inscripciones en otra pesquerías.

Fuente: Subsecretaría de Pesca (Mayo, 2002).

suma de las anteriores ya que deben descontarse las naves que figuran en más de una unidad de pesquería.

Un análisis simple y preliminar permite inferir la magnitud de la capacidad sobrante en la pesquería centro-sur, donde menos del 30 por ciento de la flota autorizada está inscrita para operar. Sin embargo, como la mayoría de las naves están autorizadas en ambas pesquerías de la zona centro-sur (regiones V^a-IX^a y X^a) la relación no es tan directa, aunque da una idea de la magnitud de la sobrecapacidad. Además, vemos que la capacidad de bodega promedio de las naves que operan sobre el jurel entre la V^a y X^a región es de aproximadamente 1 136 m³, muy superior a la bodega promedio de la flota autorizada, que es de aproximadamente 730 m³. La razón de esta diferencia es que con la instauración de los límites máximos de captura por armador (LMCA), los pescadores decidieron poner en operación a las naves más eficientes de su flota, y dejar inactivas las restantes. De los datos podemos inferir que las naves más grandes son las que incorporan la mejor tecnología de captura y conservación de la pesca, por lo cual fueron las seleccionadas para operar.

2.4 Aspectos económicos

2.4.1 Pesquería del jurel

La información que resume el desempeño económico de la pesquería centro-sur del jurel se presenta en los Cuadros 6 y 7. El Cuadro 6 muestra las cuotas establecidas y los desembarques para la pesquería industrial del jurel en la zona Centro- Sur; en tanto, en el Cuadro 7 pueden verse los productos finales elaborados a partir de las capturas de jurel, y sus precios de exportación en dólares.

2.4.2 Pesquería de merluza de cola

Como se ha mencionado, esta especie se captura principalmente a través de dos modalidades: cerco y arrastre. La talla media de los ejemplares capturados con cerco es de 45 cm, y para las capturas con arrastre es de 54 cm.

En el 2001 existían 24 plantas de proceso asociadas al recurso merluza de cola entre la V^a y X^a Región, dedicadas a la producción de harina y aceite, que procesaron 124 991 toneladas

CUADRO 6
Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur del jurel

Concepto	Años				
	1998	1999	2000	2001	2002
Cuotas	Sin cuota	1 800 000	Sin cuota	1 048 100	1 285 400
Desembarques	1 425 985	1 054 487	1 021 869	1 310 260	1 337 250

Fuente: Subsecretaría de Pesca

de materia prima, y 13 plantas dedicadas a la producción de congelado, las cuáles procesaron 10 046 toneladas. Ninguna planta se centra exclusivamente en la merluza de cola, por lo cual resulta difícil asociar el empleo de este recurso con los productos elaborados. Para el conjunto de las plantas, la merluza de cola representa en promedio sólo el 6,6 por ciento de su abastecimiento total (Informe Técnico N° 82, SUBPESCA).

Con la merluza de cola se hacen congelados a bordo y en tierra en las modalidades sin cabeza, sin vísceras y sin cola (HGT), filetes, calugas (fish blocks), skinless loins, porciones, surimi, harina y aceite. Del desembarque industrial total en el 2001, el 87,5 por ciento fue destinado a la elaboración de harina y aceite de pescado, el 10,1 por ciento a la elaboración de productos congelados y el 2,4 por ciento a la elaboración de surimi. El consumo nacional interno de merluza de cola es casi nulo. Durante el año 2001 las exportaciones de productos congelados de merluza de cola alcanzaron \$EE.UU. 16 177 500, mientras que durante el año 2000 sólo llegaron a \$EE.UU. 7 098 500 (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002).

En el Cuadro 8 se presentan las cuotas de capturas establecidas para la pesquería industrial centro-sur de merluza de cola, y los desembarques respectivos.

2.4.3 Anchoqueta y sardina común

Ambos recursos en general, tomados conjuntamente, representan el segundo recurso de importancia para la actividad pesquera que se desarrolla en la zona centro-sur de Chile después del jurel.

La anchoqueta puede alcanzar un tamaño de 17 cm y los desembarques son destinados a la producción de harina de pescado, que se utiliza para preparar alimentos de distintos animales, como el cerdo. Chile disputa con Perú el primer lugar en la producción de harina de pescado en el mundo.

La sardina común alcanza solamente hasta 12 cm de longitud y su principal destino es la industria de enlatados. En el Cuadro 9 pueden verse las cuotas de captura establecidas y los desembarques de anchoqueta y sardina común para la pesquería industrial centro-sur.

CUADRO 7
Productos elaborados del recurso jurel para la pesquería Centro-Sur
(% respecto al total nacional), año 2001

Producto	Unidades de pesquería		Precios promedios (\$EE.UU./ton.)
	Vª – IXª región	Xª región	
Aceite	87	3	640
Congelado	98	-	550
Conservas	91	-	817
Fresco enfriado	100	-	385
Harina	78	20	520
Surimi	100	-	1 800

Fuente: Departamento Análisis Sectorial, Subsecretaría de Pesca.
Informe Técnico N° 92

CUADRO 8
Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur de la
merluza de cola

Concepto	Años				
	1998	1999	2000	2001	2002
Cuotas	Sin cuota	Sin cuota	198 000	136 000	115 000
Desembarques	309 306	258 789	72 794	135 200	94 090

CUADRO 9

Cuotas de captura y desembarques de la pesquería industrial Centro-Sur de la anchoveta y sardina común

Concepto	Años					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Cuotas ¹	Sin Cuota	Sin Cuota	Sin Cuota	173 000	282 300	240 000
Desembarque Anchoveta	181 000	831 700	325 800	31 400	60 000	86 180
Desembarque Sardina Común	225 800	503 500	431 600	48 860	35 700	40 300

¹ Cuota conjunta para ambos recursos.

Fuente: Subsecretaría de Pesca.

2.5 Aspectos institucionales y de política

2.5.1 Pesquería del jurel

En 1981, el decreto N° 458 establece una talla mínima legal para la captura de jurel de 26 cm (LH). Esta norma fue modificada en 1983, permitiendo un porcentaje de tolerancia de 20 por ciento del desembarque total de jurel según peso.

En el año 1991, la pesquería del recurso jurel fue declarada en estado y régimen de plena explotación en la zona centro-sur (regiones V^a a IX^a) a través de la Ley General de Pesca y Acuicultura y, por lo tanto, desde entonces se mantiene cerrado el acceso a la pesquería. Esta medida significó la suspensión de la recepción de solicitudes y autorizaciones de pesca a partir de ese año.

En diciembre de 1996, una resolución de la Subsecretaría de Pesca modifica la tolerancia bajo talla mínima legal (BTML), estableciéndola en un 35 por ciento en número. Este indicador fue la base de decisión para seguir la estructura del stock y definir períodos de vedas biológicas de reclutamiento. Sin embargo, el mecanismo de control de esta norma se establece recién en 1999.

Posteriormente, en 1997, se declara el estado y régimen de plena explotación en la X^a región con el consiguiente cierre de la pesquería en esa región, el cuál se mantiene actualmente.

En los años 1997, 1998, 1999 y 2001 se establecieron vedas biológicas (de reclutamiento) orientadas a disminuir la mortalidad por pesca de los juveniles, y en 1998 se establecieron vedas reproductivas para proteger el stock desovante.

A partir de septiembre de 1999 se estableció que las medidas de manejo se aplicaran a toda la población de jurel.

Desde febrero de 2001, la actividad pesquera industrial se regula mediante la aplicación de Límites Máximos de Captura por Armador (LMCA).

2.5.2 Pesquería de merluza de cola

En 1980 se establecen normas de selectividad para la pesquería de arrastre consistentes en:

- Fijación de un tamaño mínimo de malla de 130 mm.
- Prohibición del uso de cubre-copos⁵.

En 1998 se suspende por un año (medida que se continua hasta 2004) la recepción de solicitudes y el otorgamiento de autorizaciones de pesca para extraer merluza de cola. También se declara a la pesquería de merluza de cola en estado de plena explotación y desde entonces se ha mantenido cerrado el acceso de nuevas embarcaciones.

⁵ Debe recordarse sin embargo que la pesquería centro-sur (regiones V a X) está conformada principalmente por naves cerqueras, y no de arrastre.

A partir del año 2000 comienzan a aplicarse cuotas globales de captura a la pesquería de la merluza de cola. Esta política responde a la necesidad de mantener regulada la mortalidad por pesca ejercida por la flota cerquera sobre el stock juvenil y adulto del recurso.

En noviembre de ese año (2000) se establece mediante decreto una veda de reclutamiento para el recurso desde el 31 de octubre al 31 de diciembre del 2000 en el área de la pesquería correspondiente de la Vª a Xª región. A partir de 2001 comienzan a aplicarse los LMCA.

2.5.3 *Pesquería de anchoveta y sardina común*

El acceso a la pesquería de sardina común y anchoveta se mantuvo indirectamente regulado, ya que ambas especies se consideraron fauna acompañante del recurso jurel entre la Vª y Xª regiones, cuyas unidades de pesquería se han mantenido con su acceso cerrado a partir de 1991.

La puesta en operación del control satelital de las zonas de pesca a partir de agosto de 2001, y la prohibición de que la flota industrial pueda operar dentro del área de reserva artesanal, llevó a una fuerte disminución de las capturas de la flota industrial, la cual se supone se mantendrá mientras esta flota no pueda acceder a las zonas en que se concentra mayormente el recurso.

La administración de la pesquería de anchoveta y sardina común se basa en la aplicación de dos vedas biológicas: la primera busca proteger al stock parental durante su máxima actividad reproductiva (del 21 de julio al 31 de agosto de cada año) y la segunda intenta proteger la máxima intensidad del proceso de reclutamiento (entre el 10 de diciembre y el 20 de enero de cada año). Ambas vedas son aplicadas entre la Vª y Xª región.

En 2001 se fijaron cuotas globales para anchoveta y sardina común como consecuencia de estudios de Subsecretaría de Pesca que revelaron la excesiva capacidad de la flota en relación a la biomasa estimada de los recursos.

Durante el mes de febrero de 2001, con la entrada en vigencia de la Ley 19.713, la actividad pesquera industrial se reguló mediante el mecanismo de LMCA.

3. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES DE POLÍTICA

3.1 Pesquería del jurel

Las medidas impuestas a partir de 1997 lograron disminuir substancialmente los desembarques de jurel (Cuadro 10). Dado el diagnóstico de sobreexplotación que se tuvo del recurso, a partir del año 1998 la Subsecretaría de Pesca recomendó el establecimiento de cuotas globales anuales de captura, las que se fijaron a partir del año 1999. Sólo a partir de ese año, éstos han estado en el orden de los excedentes productivos que genera el stock.

Durante 1999, la información recabada arrojó como resultado la existencia de un deterioro estructural del stock de jurel, por lo que el objetivo de la regulación cambia significativamente, y pasa a ser la restauración de los volúmenes de stock.

Las cuotas propuestas para el año 2000 no fueron aceptadas por el Consejo Nacional de Pesca, y Subsecretaría de Pesca se vio obligada a complementar las cuotas con vedas biológicas. Los nuevos datos recolectados a lo largo del año 2000 indicaron que los resultados no habían sido los esperados, y que el recurso se encontraba con claros signos de sobreexplotación, por lo cual se evaluaron dos caminos: (1) adoptar una política de recuperación del stock de jurel en el mediano y largo plazo, lo cual implicaba un costo socioeconómico muy elevado o (2) establecer tasas de explotación del recurso que aseguraran la mantención del stock en el nivel existente, aún soportando una alta posibilidad de colapso de la pesquería. La decisión se inclinó por la segunda opción, que implicaba menores costos socioeconómicos, aunque elegía enfrentar un alto riesgo para la sustentabilidad del recurso.

CUADRO 10
Síntesis de regulaciones aplicadas a la pesquería del jurel

Año	Medida	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1980	Autorización para realizar actividades pesqueras.	Resolución de la Subsecretaría de Pesca.	Control de acceso.	Permitió individualizar las características del esfuerzo.
1981	Fijación de tamaño mínimo de extracción = 26 cm LH	Control en los desembarques de Talla Mínima Legal (TML).	Protección de la fracción juvenil del stock.	Indicador para establecer vedas de reclutamiento.
1983	Establecimiento de margen de tolerancia de BTLM ¹ en los desembarques.	Máx=20 % (en peso) BTLM ¹ en el desembarque.	Operativizar la medida anterior.	Dada la alta abundancia y disponibilidad de adultos.
1991	Declaración de estado y régimen de plena explotación en la unidad de pesquería.	Suspensión de recepción de solicitudes y otorgamiento de nuevas solicitudes.	Controlar el esfuerzo para mantener la viabilidad del stock y de la actividad extractiva.	Se evitó crecimiento de flota. Ha permitido mantener cerrado acceso de nuevas naves a unidad de pesquería. Se transgredió la Ley en San Antonio. No evitó aumento de esfuerzo generado por sustituciones de naves menores por otras con mayor desarrollo tecnológico y capacidad de pesca.
1991	Restricción territorial.	Prohibición de pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Proteger actividades pesqueras artesanales.	No tiene efectos, debido a que el recurso se concentra fuera de la zona protegida.
1996	Modificación del margen de tolerancia.	Fijación de tolerancia de 35% (en n°) BTLM en el desembarque.	Mejorar la operatividad en la fiscalización de la medida.	La modificación permitió mejorar los controles en los desembarques, pero no evitó los descartes después de lances con alta proporción de ejemplares BTML.
1997	Vedas de reclutamiento y pesca bajo régimen de investigación.	Superación del 35% BTML en desembarque total de la flota. Pescas de investigación con acceso restringido.	Proteger la fracción juvenil del stock el proceso de reclutamiento a la pesquería. Monitorear el recurso y permitir viabilidad de la actividad económica.	Las vedas permitieron reducir significativamente la mortalidad por pesca y evitar que aumentara el grado de sobrepesca del stock. Las sucesivas pescas de investigación evitaron continuar con la carrera olímpica por pescar, monitorear permanentemente el recurso y desarrollar diferentes modelos de asignación por empresa.
1998	Sistema de posicionamiento automático para naves industriales.	Control satelital automático y permanente del lugar de operación de cada nave de la flota.	Cautelar que las naves operen sólo en las unidades de pesquerías donde fueron autorizadas.	Se ha podido controlar, fiscalizar e infraccionar operaciones ilícitas (por ejemplo dentro de la franja de reserva artesanal o en regiones donde no poseen autorización).
1999	Primera cuota global anual de captura y se decretan vedas Continúa régimen de investigación.	Fraccionamiento espacial y mensual de la cuota global. Reserva de cuota para investigación.	Restaurar la estructura y abundancia del recurso.	Logra establecer niveles de captura del orden de los excedentes productivos. Sin embargo no resuelve el problema de sobrecapacidad de pesca.

CUADRO 10 (Continuación)

2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador de acuerdo a la historia de los desembarques.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar eficiencia del régimen de operación de la flota, procesamiento de materia prima y comercialización de productos.	Racionaliza el esfuerzo y la operación (con menos naves se pesca la misma cantidad, programadamente y de mejor calidad).
------	--	--	--	--

¹BTML: Bajo talla mínima legal.

Fuente: Elaboración propia en base a Informes Técnicos, Subsecretaría de Pesca.

Desde febrero de 2001, la actividad pesquera industrial se regula mediante la aplicación de LMCA. Esta medida consiste en distribuir anualmente la cuota global anual de captura asignada al sector industrial en cada unidad de pesquería, entre los armadores que tengan naves con autorización de pesca vigente para realizar la actividad extractiva. Las cuotas son además transferibles y asimilables por lo tanto a un sistema de CIT's, lo que significa un gran avance para la regulación pesquera.

La ley contempla además la posibilidad de que los armadores se sometan a esta medida en forma conjunta con otros armadores y que elijan operar con un número de naves menor al que el armador o grupo de armadores posee. Esto posibilita a los armadores sumar sus límites máximos y operar con menos naves. El objetivo al cual apunta esta política es lograr una operación más eficiente.

Existe evidencia de que en el primer mes de aplicación de esta política, se generó una discontinuidad de operación ya que entre la V^a y X^a región, las cuotas asignadas se consumieron prematuramente. Sin embargo, a partir del segundo mes comenzó a operar en la zona una flota mucho más reducida en cuanto a su capacidad de esfuerzo, y la operación comenzó a desarrollarse en forma continuada.

3.2 Pesquería de merluza de cola

Con respecto a este recurso, Subsecretaría de Pesca adoptó a partir de 2000 un objetivo de manejo consistente en la recuperación del stock desovante, que había sufrido una fuerte remoción de ejemplares juveniles y disminución del stock total detectada a partir de 1994. De todas maneras, la gestión llegó bastante tarde a la pesquería, sólo después de que las restrictivas medidas impuestas sobre la pesca del jurel reorientaron masivamente el esfuerzo de la pesquería hacia la merluza, poniendo en serio riesgo su supervivencia.

La actual política de regulación, consiste en la aplicación de LMCA, lo que ha generado que no sólo se estableciera un cierto marco de seguridad sobre la sostenibilidad biológica del recurso, sino que se avanzara sobre los procesos de operación de la flota de manera de contribuir también a la sostenibilidad de la pesquería. Según las evaluaciones efectuadas por IFOP (Subsecretaría de Pesca, Informe Técnico N° 82, 2002), la operación de la flota industrial bajo esta medida ha evidenciado cambios substanciales, apreciándose una mayor eficiencia en las capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota en zonas de mayor rendimiento. Debido a esto, las autoridades incorporaron el último año al modelo con un coeficiente de capturabilidad (q) más alto que el de temporadas pasadas.

3.3 Pesquería de anchoveta y sardina común

Un aspecto que influyó fuertemente en los niveles de explotación de estos recursos correspondió a las regulaciones que a partir del año 1997 fueron aplicadas a la pesquería del jurel. Estas orientaron el esfuerzo de naves de gran tamaño y poder de pesca a operar sobre anchoveta y sardina común. De esta manera, la gran capacidad extractiva de la flota quedó claramente demostrada al registrarse en el año 1999 un desembarque industrial total de 1,3 millones de toneladas.

CUADRO 11

Síntesis de Regulaciones aplicadas a la pesquería de Merluza de Cola

Fecha	Medidas	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1980	Restricciones al arte de pesca.	Tamaño mínimo de malla 130 mm. Prohibición de cubre-copos.	Conservación de la fracción juvenil del stock.	Sólo regula a la flota arrastrera. Sin embargo, la flota Centro-Sur es fundamentalmente cerquera.
1991	Restricción territorial.	Se prohíbe la pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Destinar un área exclusiva de pesca para explotación artesanal.	No tiene efectos, debido a que el recurso se concentra fuera de la zona protegida.
1998	Declaración de estado y régimen de plena explotación en la unidad de pesquería.	Se suspende el otorgamiento de nuevas autorizaciones de pesca.	Evitar un aumento del esfuerzo de pesca.	Se evitó que la flota continuara aumentando, aunque no alteró la situación de sobreexplotación imperante.
2000	Primera cuota global anual de captura.	Fijación de un tope máximo para las capturas de la pesquería.	Regular la gran mortalidad por pesca a la que estaba sometido el recurso.	Se logró revertir el deterioro del stock de merluza de cola, pero se incrementó la sobrecapacidad de producción.
2000	Vedas temporales.	Desde el 31 de octubre hasta el 31 de diciembre.	Proteger a los especímenes del recurso en su primera madurez sexual.	La política permitió el mejoramiento del stock desovante del recurso.
2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador según registros individuales históricos de desembarque.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar la eficiencia del régimen de operación.	Provocó un aumento en la eficiencia de las capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota.

A pesar de la aplicación de dos vedas biológicas anuales, los análisis efectuados han permitido concluir que éstas no son suficientes para evitar la sobreexplotación, por lo cual se ha recomendado la aplicación de medidas complementarias para controlar los niveles de mortalidad por pesca.

En el año 2000, en base a estimaciones realizadas de la biomasa total de ambos recursos, se llegó a la conclusión de que el cierre de la pesquería y la aplicación de vedas no eran suficientes para evitar la sobreexplotación, debido a que la capacidad de la flota era lo suficientemente elevada como para producir una cantidad excesiva de desembarques en muy poco tiempo. Estos resultados trajeron aparejada la decisión de fijar cuotas totales permisibles para ambos recursos a partir del siguiente año.

Subsecretaría de Pesca recopiló información indicativa de que el esfuerzo conjunto de la flota industrial y artesanal sobre el stock de anchoveta y sardina común superaba los excedentes productivos generados por ambos recursos y, a partir de ese momento, se adopta el objetivo de manejo de reducir el esfuerzo pesquero aplicado sobre los recursos.

La implementación en agosto de 2001 del control satelital para resguardar las zonas protegidas de la pesca industrial se constituyó en el instrumento más efectivo para reducir radicalmente los desembarques industriales, dado que el grueso del stock de anchoveta y sardina común se concentra en las zonas costeras, reservadas a la actividad artesanal.

3.4 Comentarios generales

Del análisis de las medidas de administración y estudios aplicados a las pesquerías de jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común, puede concluirse que las políticas de administración pesquera de los recursos mencionados han venido de la mano de la necesidad, y han llegado demasiado tarde para evitar el semi-colapso de los stocks. La abrupta caída de los rendimientos industriales, sobre todo del jurel, principal recurso objetivo de la flota industrial, fue el motivo imperante en la intensificación de las políticas de administración y regulación de la explotación de los recursos. Esta

CUADRO 12

Síntesis Regulaciones aplicadas a la pesquería de Anchoveta y Sardina Común

Fecha	Medidas	Mecanismo	Objetivo	Desempeño de la medida
1991	Cierre del acceso a la pesquería.	Suspensión de otorgamiento de nuevas autorizaciones.	Evitar un aumento del esfuerzo de pesca.	Evitó aumento de capacidad. Cierre pesquería de jurel no impidió sobreexplotación.
1991	Restricción territorial.	Se prohíbe la pesca industrial dentro de las primeras 5 millas.	Destinar un área exclusiva de pesca para explotación artesanal.	Inefectivo por ausencia de controles que dificultan probar violación de franja de reserva artesanal.
1998	Vedas temporales.	21 de Julio a 31 de Agosto y 10 de Diciembre a 20 de Enero.	La primera busca proteger el stock parental en fase reproductiva, y la segunda, proteger el reclutamiento.	Control de capturas y resguardar especies protegidas. A agravado la sobrecapitalización.
2000	Declaración régimen plena explotación.	Suspensión ingreso nuevas solicitudes.	Controlar el esfuerzo pesquero.	Evitó continuo aumento, sin alterar la situación de sobreexplotación imperante.
2001	Restricción territorial efectiva.	Sistema satelital posicionamiento automático.	Proteger el área de reserva artesanal.	Drástica disminución de los desembarques de ambos recursos debido a concentración de recursos de áreas restringidas.
2001	Límite máximo de captura por armador (LMCA).	Asignación de capturas máximas por armador de acuerdo a la historia.	Evitar el aumento de la sobrecapitalización y mejorar la eficiencia del régimen de operación.	Provocó aumento en la eficiencia de capturas, producto de una mejor planificación de la operación de la flota.
2001	Plan de reducción del esfuerzo.	Ajuste de las cuotas en valores más bajos.	Permitir recuperación del stock de los recursos.	Crecimiento de las biomasa. Sin embargo, no alteró el problema de la sobrecapacidad.

conclusión se desprende del hecho que recién a partir de 1999 comienzan a imponerse cuotas a la pesquería del jurel, dando inicio a un intento serio por recuperar un stock del recurso que ya venía tolerando excesivas tasas de sobreexplotación desde 1986. A partir de 1990, la biomasa de jurel evidencia un abrupto descenso que tiene su punto culminante en 1998, cuando el stock se estima en un 20 por ciento del tamaño estimado en 1989. Sin embargo, los desembarques aún continúan incrementándose hasta 1996, año a partir del cual los rendimientos de pesca caen desmesuradamente. Recién en 1999 se toman serias medidas contra la sobreexplotación, como respuesta y auxilio al derrumbe de la rentabilidad económica privada de la pesquería.

La política administrativa nuevamente se muestra ineficiente con respecto a la pesquería de los principales recursos sustitutos del jurel: sardina común, anchoveta y merluza de cola. Las restricciones impuestas en la pesquería del jurel reorienta el sobredimensionado esfuerzo pesquero sobre estos recursos, sometiéndolos a enormes tasas de mortalidad por pesca. Es así que la biomasa de los recursos anchoveta y merluza de cola se ven dramáticamente disminuidos hacia finales del siglo, en tanto la biomasa de sardina común se sostiene por los elevados niveles de reclutamiento que experimenta. Nuevamente, y como una reacción tardía ante el incipiente derrumbe de las pesquerías, intervienen las autoridades de gestión tratando de salvar a los recursos por medio de vedas y cuotas.

En 2000 se establecen cuotas de captura para proteger la merluza de cola, el recurso preferido ante las restricciones impuestas sobre el jurel, y como esto causa una nueva reorientación de la actividad de la flota ahora sobre los recursos anchoveta y sardina común, en 2001 se anuncia por primera vez el establecimiento de cuotas sobre los mismos. Sin embargo, durante este lapso lejos se estuvo de poder evitar que la flota pesquera causara severos daños sobre todos estos recursos, pues la política de gestión

predominante se vio superada por los acontecimientos y tuvo que correr detrás de los problemas, apagando incendios en lugar de prevenirlos.

Si bien el establecimiento de los LMCA ha representado un avance para la regulación al mejorar el desempeño de la industria sin deteriorar el recurso, se optó por mejorar la eficiencia de la industria y la conservación del recurso en vez de socializar las rentas de las pesquerías mediante una licitación de las cuotas a los armadores. Si las cuotas, además de transferibles, fueran subastadas mediante un sistema público, abierto y transparente, se lograría no sólo incrementar la eficiencia de operación de la industria, sino además socializar las rentas de las pesquerías que hoy son captadas casi exclusivamente por el sector privado.

4 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS

Existen diversas metodologías para estimar capacidad de esfuerzo en las pesquerías, las cuáles han sido ampliamente tratadas en trabajos como Holland y Sutinen (1998), Gréboval y Munro (1999), Kirkley y Squires (1999), Ward y Metzner (2002), Pascoe, Kirkley, Gréboval y Morrison-Paul (2003), Pascoe, Gréboval y Kirkley (2003), Pascoe y Gréboval (2003), (Pascoe et al, este vol.), entre otros.

De acuerdo al problema estudiado, las características de la información y el volumen de datos disponible, los autores de este trabajo decidieron emplear dos métodos alternativos: i) cálculo de capacidad usando un método desarrollado por los autores, bioeconómico basado en el modelo de Schaefer (MBE) (Schaefer, 1954 y Gordon, 1954) y ii) el enfoque del análisis de la envolvente de datos (DEA) (Kirkley y Squires, 1999).

El empleo de dos metodologías alternativas se debe a la intención de realizar una comparación de los cálculos entre ambas, a fin de verificar la similitud de los mismos y garantizar la consistencia del análisis, particularmente, debido a la diversidad de enfoques existentes en la teoría y usados para medir capacidad.

4.1 Medición y análisis de capacidad y sobrecapacidad pesquera mediante el modelo bioeconómico (MBE)

La aplicación de esta metodología es posible debido a la definición teórica de capacidad, que permite estimarla desde el punto de vista de los insumos o de la producción. Es decir, es posible asimilar la capacidad a volúmenes de captura o a niveles de esfuerzo.

El modelo aquí utilizado consiste en la adaptación de las fórmulas desarrolladas por Schaefer en 1954 (Schaefer, 1954), y que fueron ampliamente adoptadas posteriormente como una herramienta para analizar la dinámica bioeconómica de las pesquerías (modelo de Gordon-Schaefer). Los cálculos son realizados por medio del programa computacional General Algebraic Modelling System (GAMS), que tiene amplia difusión en cálculos y estimaciones de modelos cuantitativos y dinámicos.

Para el cálculo inicial se parte de la utilización de la ecuación de capturas Q^e , tal como fue definida por Schaefer (1954):

$$Q^e(rb, t) = q^e(rb, t) \cdot f^e(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (1)$$

Donde: Q^e : capturas efectivas

q^e : coeficiente de capturabilidad

f^e : esfuerzo efectivo

B^{es} : biomasa de la especie es , donde corresponde a las 3 pesquerías estudiadas (jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común).

rb : rangos de bodega de la flota. (Anexos, ver Cuadro A, 11).

t : años del período considerado. $t = 1997, \dots, 2002$.

A partir de esta expresión despejamos para q^e , el coeficiente de capturabilidad, que depende de cómo se definan las unidades de esfuerzo y es asimilable a un indicador de la eficiencia técnica de la flota pesquera (Cunningham *et al.*, 1985);

$$q^e(rb, t) = Q^e(rb, t) / f^e(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (2)$$

Luego, definiendo el esfuerzo potencial (f^p) en base al número de embarcaciones, la capacidad de bodega y la cantidad anual de viajes de pesca, y reemplazándolo en la ecuación (1), junto con el q^e , se calcula la capacidad pesquera de la flota (Q^p) como:

$$Q^p(rb, t) = q^e(rb, t) \cdot f^p(rb, t) \cdot \sum_{es=1}^3 B_{(t)}^{es} \quad (3)$$

Para calcular la capacidad de la flota para cada una de las tres pesquerías consideradas, se parte de la fórmula:

$$Q^e(rb, es, t) = q^e(rb, es, t) \cdot f^e(rb, es, t) \cdot B(es, t) \quad (4)$$

De (4) se obtiene q^e de acuerdo a (2), para luego reemplazar en (3) nuestra estimación del esfuerzo potencial (f^p) y calcular la capacidad pesquera como:

$$Q^p(rb, es, t) = q^e(rb, es, t) \cdot f^p(rb, es, t) \cdot B(es, t) \quad (5)$$

4.1.1 Utilización de la capacidad (*capacity utilisation*).

Existe una medida sencilla de comparación entre los desembarques anuales efectivos y aquellos que definen la capacidad de la flota, denominada utilización de la capacidad (CU):

$$CU(rb, es, t) = Q^e(rb, es, t) / Q^p(rb, es, t) \quad (6)$$

donde:

$$0 \leq CU(rb, es, t) \leq 1$$

Este coeficiente permite determinar la proporción de la capacidad de producción de la flota centro-sur que ha operado efectivamente en cada pesquería y en cada año.

4.1.2 Sobrecapacidad

Existen diversas maneras de definir la sobrecapacidad: de acuerdo al máximo rendimiento sostenido, máxima rentabilidad económica, nivel objetivo predeterminado o cuotas globales de capturas. Parece lo más adecuado en este estudio restringirse a lo que en la literatura se conoce como sobrecapacidad de corto plazo (Kirkley y Squires, 1999), lo que implica calcular la sobrecapacidad a partir de la capacidad de producción obtenida de los datos reales del período analizado, es decir en nuestro estudio 1997-2002. La sobrecapacidad de largo plazo requiere calcular la capacidad de producción teniendo en cuenta la biomasa del recurso que prevalecería en cada escenario: máximo rendimiento sostenible, máxima rentabilidad económica, libre

acceso, etc. Como se dispone solamente de datos de biomasa efectiva, y no la que hubiera existido bajo otras condiciones de la pesquería, en principio sería recomendable concentrarnos en las medidas de sobrecapacidad de corto plazo, lo cual permite simplificar considerablemente el análisis, además de adecuarse al tamaño del período que estamos analizando.

La definición de sobrecapacidad (OVC) empleada en este estudio, toma como referencia las cuotas globales de captura y se expresa como:

$$OVC (rb, es, t) = Q^p (rb, es, t) / Q^{TAC} (rb, es, t) \quad (7)$$

Donde Q^{TAC} es el nivel de captura definido por las cuotas totales disponibles.

Finalmente, una alternativa considerada es realizar los cálculos similares para la flota completa, sin distinguir por categorías de capacidad de bodega. En este caso, la ecuación de capacidad sería:

$$Q^p (es, t) = \sum_{i=1}^{10} Q^i (es, t) \quad (8)$$

Donde: i : categoría de flota, de acuerdo a la capacidad de bodega.
 $i = 1, \dots, n$
 Q^i : corresponde a la capacidad estimada para cada categoría de la flota, es decir, $Q^p (rb, es, t)$.

4.2 Medición de capacidad y sobrecapacidad pesquera mediante el análisis de la envolvente de datos (DEA)

La base teórica del método DEA se encuentra en el concepto micro-económico de la frontera de posibilidades de producción (Silberberg, E. 1978), que analiza diferentes combinaciones de los insumos de producción utilizados eficientemente para obtener distintos niveles de producto. El agregado de estos niveles de producción se denomina *frontera de posibilidades de producción*.

El método DEA trabaja con una serie de unidades de producción, donde a cada una de ellas se le asocia un determinado nivel de utilización de los factores productivos y un resultado o producto determinado. Posteriormente, identifica las unidades de producción más eficientes, donde la eficiencia se mide como producto por unidades de factores empleados.

La aplicación del enfoque DEA se realiza por medio del programa Efficiency Measurement System (EMS), el cual elabora un índice de eficiencia para cada unidad de producción (llamadas unidades de decisión o DMU), el cual mide la distancia radial que separa la posición de cada unidad de decisión y la frontera estimada, tomando como referencia a las unidades más eficientes. Sobre la base de este índice, podemos estimar el nivel de producción eficiente de cada unidad de decisión, o dicho de otra manera, cual sería el nivel de producción obtenido por cada unidad si ésta hubiese sido tan eficiente como las unidades tomadas como referencia para elaborar la frontera.

De esta forma, se elabora una frontera de producción tomando como parámetro las unidades de producción más eficiente en base al ratio producto-insumo y, posteriormente, en base al score de eficiencia calculado por el programa, se transportan las unidades ineficientes sobre la frontera de producción. Por último, la capacidad de producción de toda la pesquería se obtiene como la sumatoria de los niveles de capacidad o producción de frontera calculados.

Para realizar el análisis DEA, se consideró las tres pesquerías conocidas: jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común.

Se ha realizado un análisis de capacidad para cada año y en cada pesquería, a fin de efectuar un cálculo de capacidad por especie y por año.

Debe tenerse en cuenta que el enfoque DEA, si bien es totalmente consistente con la teoría microeconómica, adolece de una base biológica, ya que está completamente disociado de las características y evolución biológica de los recursos, y no incorpora en el análisis las biomásas de las especies. Pero aún así, parece ser uno de los enfoques más consistentes que ha sido desarrollado en los últimos años para tratar el problema de la sobrecapacidad en las pesquerías.

5. RESULTADOS DE LAS ESTIMACIONES DE CAPACIDAD Y ANÁLISIS CUANTITATIVO DE SOBRECAPACIDAD

En ésta sección se presenta una estimación y cálculo de medidas de capacidad, utilización de la capacidad y sobrecapacidad en pesquerías de jurel, merluza de cola, anchoveta y sardina común ubicadas entre la V^a y X^a Región de Chile por medio de programas computacionales GAMS (MBE) y EMS (DEA). Los resultados corresponden al período 1997-2002.

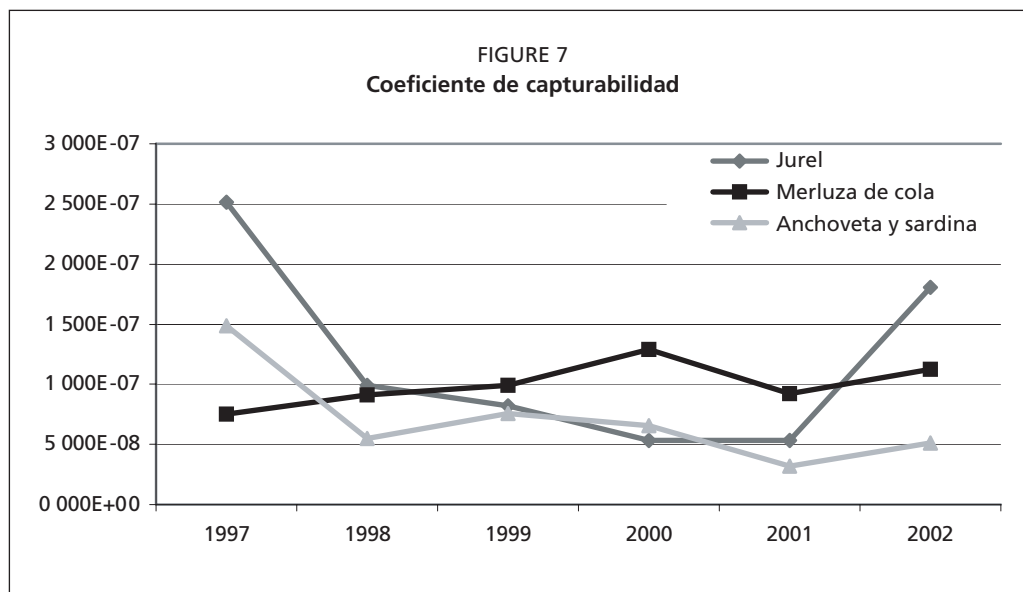
5.1 Estimaciones de capacidad

Los cálculos están basados en los datos de desembarques, viajes o salidas de pesca y capacidad de bodega de la flota industrial de las pesquerías de jurel, merluza de cola y anchoveta-sardina común de la zona centro-sur obtenidos de registros oficiales según especie (Subsecretaría de Pesca, SERNAPESCA).

En el Anexo pueden observarse los cuadros que resumen los datos utilizados: desembarques de la flota por rango de bodega, viajes de pesca en salidas para cada especie, la capacidad de bodega por rango en m³ y el esfuerzo efectivo, obtenido como el producto de la capacidad de bodega por los viajes de pesca. Además, también se presenta un cuadro con los estimados del esfuerzo potencial, obtenidos como el producto de la capacidad de bodega de la flota y los viajes de pesca potenciales y las estimaciones del coeficiente de capturabilidad (q), obtenidos por medio de la ecuación (2) del MBE. Este último índice es una aproximación de la eficiencia de cada rango, en pesquerías, siendo un concepto muy próximo a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) ya que es un indicador de la eficiencia con que opera la flota.

Una representación gráfica del coeficiente de capturabilidad puede verse en la Figura 7. En ella puede notarse la fuerte caída del coeficiente a partir de 1997 en la pesquería de jurel, que está en relación directa al deterioro del stock de jurel que comienza a operarse a partir de 1996. La leve mejoría en la biomasa del recurso puede apreciarse en el repunte del coeficiente en el último año. En la pesquería de merluza de cola, el coeficiente no sufre alteraciones importantes en todo el período, mientras que en la pesquería de anchoveta y sardina común se produce una fuerte caída inicial y luego se mantiene relativamente estable.

Finalmente, en el Cuadro A7 del Anexo pueden verse las biomásas estimadas para cada recurso en el período 1997-2002 sobre la base de estimaciones hidroacústicas. La estimación hidroacústica para el jurel en el año 2002 dio como resultado una biomasa estimada de 1 900 000 toneladas, aproximadamente un 30 por ciento de la estimación del año anterior. Esta fuerte caída, según las explicaciones de Subsecretaría de Pesca (Reporte Técnico N° 92, SUBSE, 2002), no sería demasiado real, y estaría motivada por una suerte de redistribución espacial del recurso, que provocó una disminución de la abundancia y una baja concentración del recurso en la zona investigada. Evaluaciones indirectas del stock, realizadas por IFOP, concluyen que la biomasa total de jurel para el año 2002 se encontraría en el rango de 5,2 a 10,5 millones de toneladas, con un valor medio de 7,6. Los organismos de regulación consideran esta última medición mucho más acertada y la adoptan para sus investigaciones y cálculos de cuota. En este trabajo



se decidió adoptar esta estimación con la finalidad de mantenerse en un marco de uniformidad analítica, además de no contar con datos o estimaciones alternativas.

Finalmente, se está en condiciones de obtener indicadores de capacidad de producción para la flota autorizada en cada pesquería en el período 1997-2002.

En los cuadros 13 y 14 se observan las capacidades de producción según DEA y MBE, calculadas con EMS y GAMS respectivamente.

De la comparación de ambas metodologías surge que las capacidades calculadas según MBE son superiores a las capacidades obtenidas mediante DEA, salvo para jurel en el año 2002, donde la capacidad DEA es mayor aunque por escaso margen (Figura 8). Esta diferencia se debe a que al calcular el esfuerzo potencial de la flota para estimar su capacidad en base al MBE, se toman como parámetros las embarcaciones que operaron con más intensidad durante el año, mientras que en el análisis DEA se extiende el desempeño de las naves más eficientes al resto de la flota, produciéndose así un desfasaje entre ambas metodologías.

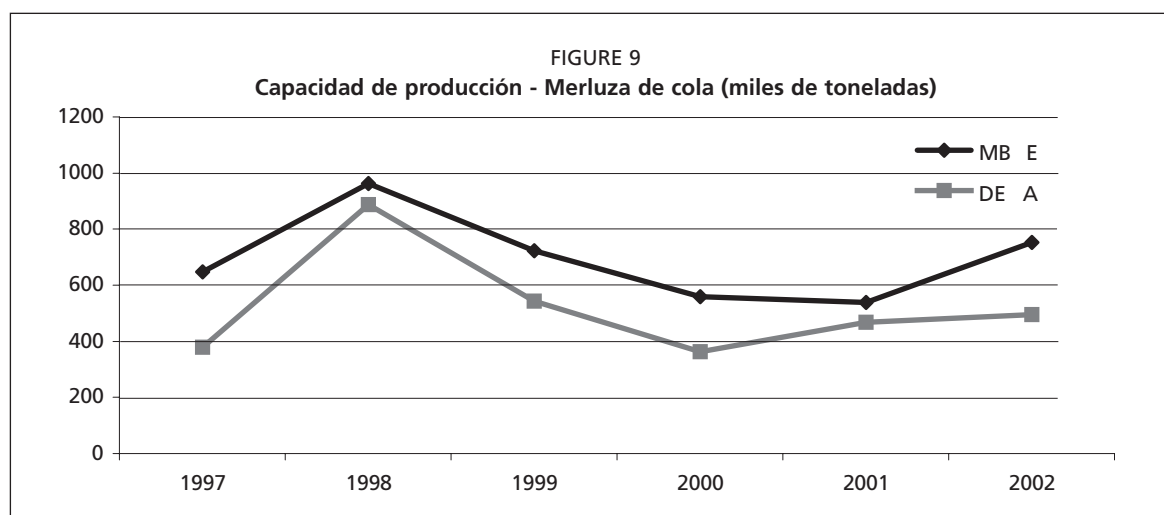
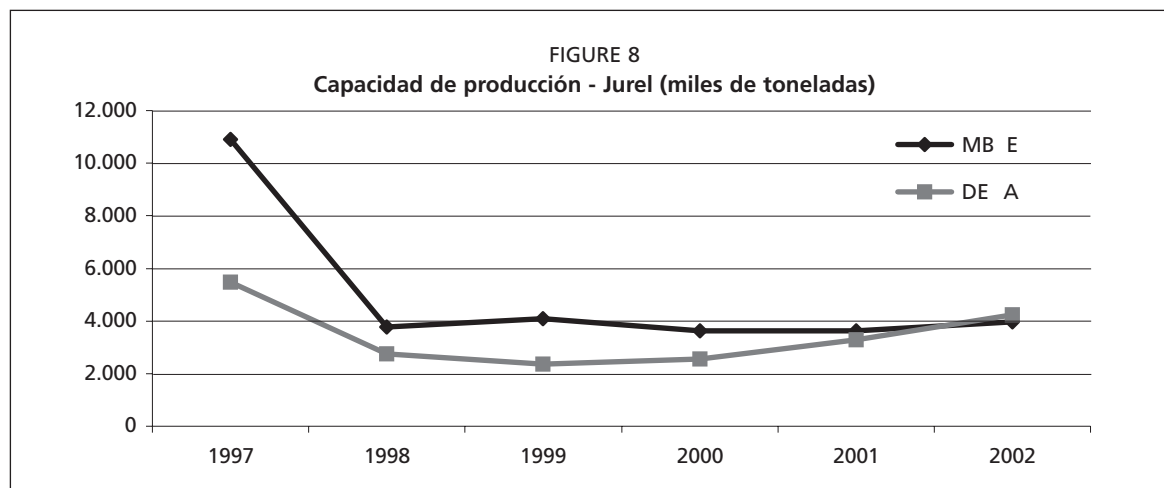
En la pesquería del jurel, con ambos métodos la capacidad es muy alta en 1997 y luego disminuye radicalmente a partir de 1998, manteniéndose relativamente estable a partir de allí.

En la pesquería de merluza de cola (Figura 9), la capacidad MBE es superior a la DEA en todos los años. Nuevamente, vemos una evolución similar de la capacidad obtenida mediante ambos métodos, evidenciando un valor particularmente alto en 1998, y un retorno a los valores previos en 1999. Se insinúa una tendencia al incremento a partir de 2001. Queda claramente expuesto como en 1998 gran parte de la flota industrial de la pesquería centro-sur se vuelca a la merluza de cola sustituyendo con otros recursos las fuertes restricciones impuestas en la pesquería del jurel.

En la pesquería de anchoqueta y sardina común, la capacidad evoluciona paralelamente a lo largo del período con ambos métodos. El valor es muy alto en 1997, mientras que en 1998 cae fuertemente, se recupera en 1999 y vuelve a caer en 2000 para recuperarse levemente en 2002 (Figura 10). Nuevamente, es muy notorio como las regulaciones sobre el jurel y la merluza reorienta el esfuerzo de la flota sobre estos recursos.

5.2 Utilización de la capacidad (UC)

Un indicador importante son los coeficientes de utilización de la capacidad (UC) definidos en la ecuación (6) del MBE, que indican la proporción de la capacidad de producción que fue efectivamente utilizada.



CUADRO 13
Capacidad de producción en base al método DEA (en miles de toneladas)

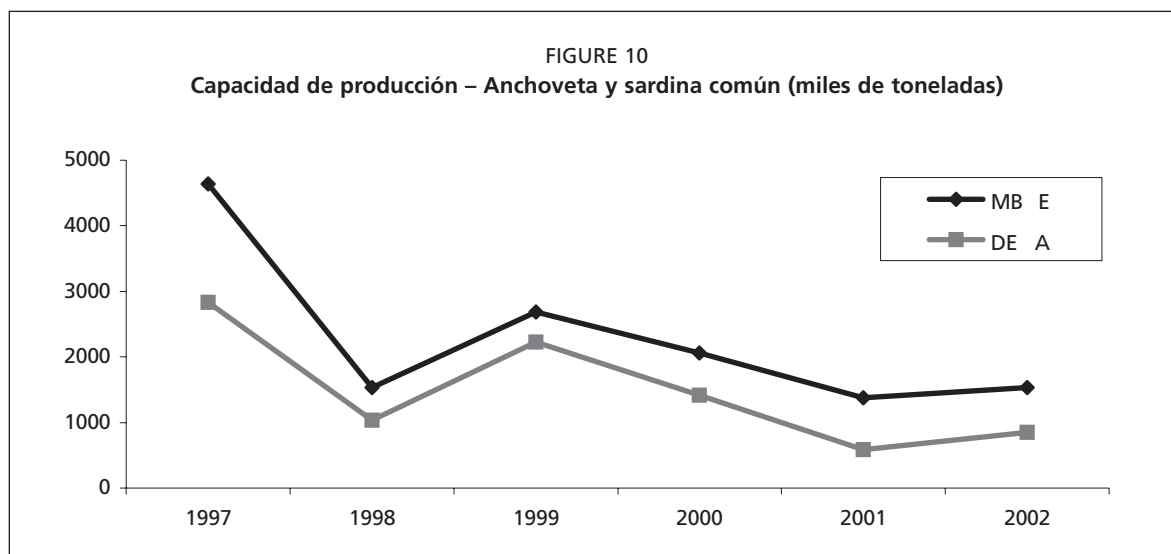
Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	5 486	2 758	2 354	2 566	3 275	4 231
Merluza de cola	378	887	543	363	468	496
Anch&sard	2 833	1 035	2 227	1 417	584	847

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

En los cuadros 15 y 16 se muestran los valores de UC obtenidos mediante DEA y MBE respectivamente. Los valores no necesitan demasiada explicación, dado que se obtuvieron en relación directa a la capacidad de producción. De esta manera, como la capacidad según MBE es superior a la capacidad DEA en todos los casos, excepto en la pesquería del jurel en el año 2002, los índices de utilización de capacidad son inferiores en MBE, excepto en el jurel 2002.

La utilización de la capacidad en la pesquería de jurel varía en torno al 40 por ciento de acuerdo al análisis DEA, y 30 por ciento en MBE. Sin embargo, en las otras dos pesquerías, el índice es mucho más volátil, oscilando entre un 10 por ciento y un 54 por ciento según DEA, y entre 4 por ciento y 45 por ciento de acuerdo al MBE.

Para las pesquerías de merluza de cola y anchoveta-sardina común, el nivel de utilización de la capacidad es infrecuentemente elevada en el año 1999, revelando la



CUADRO 14
Capacidad de producción en base a MBE (en miles de toneladas)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	10.897	3.784	4.079	3.634	3.636	3.967
Merluza de cola	647	962	723	559	538	753
Anch&sard	4.641	1.529	2.687	2.056	1.377	1.531

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

reorientación de la flota a la explotación de estos recursos debido a las cuotas impuestas ese año sobre la pesquería de jurel. La abrupta caída ocurrida el siguiente año para la pesquería de merluza de cola es el reflejo de las cuotas que comenzaron a restringir las capturas del recurso a partir de 2000. En tanto, se mantiene fuerte la presión sobre la anchoqueta-sardina común, debido a que no se imponen cuotas sobre estos recursos hasta el 2001. En la pesquería de jurel, las cuotas impuestas a partir de 1999 permite regular la magnitud del esfuerzo pesquero aplicado sobre el recurso, lo que puede verse en la relativa estabilidad que mantiene el indicador de utilización de la capacidad a partir de ese año.

5.3 Sobrecapacidad

Para calcular la sobrecapacidad de producción de acuerdo a la ecuación (7) necesitamos conocer las cuotas de captura fijadas por la autoridad de regulación. En el Cuadro A8 del Anexo se pueden ver las cuotas globales de captura para cada pesquería. La cuota sobre el jurel se aplica por vez primera en 1999, para merluza de cola en 2000 y para anchoqueta y sardina común en 2001.

Ahora podemos aplicar (7) y obtener estimaciones de sobrecapacidad. Los cuadros 17 y 18 dan nuestras estimaciones de sobrecapacidad de producción mediante DEA y el MBE respectivamente.

La sobrecapacidad según MBE es mayor a la DEA, excepto el caso conocido de la pesquería de jurel en el año 2002.

Cuando el indicador es mayor que 1 está revelando la presencia de sobrecapacidad. El análisis DEA revela una sobrecapacidad de más del triple de las cuotas de capturas impuestas en la mayoría de los casos. El indicador obtenido mediante el MBE es similar al DEA en la pesquería de jurel; sin embargo, para la merluza de cola en el año 2002 y en ambos casos de la pesquería de anchoqueta y sardina común, la sobrecapacidad

CUADRO 15
Utilización de la capacidad en base al método DEA

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	0,461	0,517	0,448	0,398	0,400	0,316
Merluza de Cola	0,142	0,349	0,477	0,200	0,270	0,190
Anch&sard	0,101	0,315	0,540	0,487	0,084	0,096

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 16
Utilización de la capacidad en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	0,232	0,377	0,259	0,281	0,361	0,337
Merluza de cola	0,083	0,322	0,358	0,130	0,235	0,125
Anch&sard	0,062	0,213	0,447	0,335	0,035	0,053

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca.

alcanza niveles altísimos, revelando una capacidad de producción de entre seis y ocho veces el volumen de capturas impuesto por las cuotas.

Del análisis surge claramente que la sobrecapacidad existe y que es muy significativa. Si no existieran las cuotas, la disponibilidad de los recursos muy probablemente estaría vulnerable a una sobre-pesca.

Aún con cuotas, y asegurando la explotación sustentable de los recursos, los resultados muestran la existencia en una flota sobredimensionada que se ve obligada a mantenerse inactiva en su mayor parte. El stock de capital queda paralizado de esta manera y no puede ser destinado a usos alternativos, donde el costo de oportunidad sería mucho menor. Además, los industriales no se resignan tan fácilmente a la paralización de la mayor parte de su flota y mantienen una fuerte presión sobre la autoridad de regulación para que establezca mayores cuotas, perpetuando así la tasa de sobreexplotación a la cual son sometidos los recursos.

Hemos elaborado un indicador distinto de sobrecapacidad de producción, cuyos resultados pueden observarse en los cuadros A9 y A10 del Anexo, que no es más que la diferencia entre capacidad de producción y cuotas. La intención es obtener una medida de sobrecapacidad en toneladas, que nos permita conocer el volumen de pesca en que la capacidad de la flota excede las magnitudes impuestas por el organismo de regulación, y obtener un parámetro de referencia necesario en un supuesto escenario de regulación de la capacidad.

Por su parte, en los cuadros 19 y 20, se muestra el ratio capacidad/biomasa, por año y especie según DEA y el MBE, el cual es un indicador muy valioso para nuestros propósitos debido a que nos permite identificar la proporción de la biomasa de cada

CUADRO 17
Sobrecapacidad de producción en base al análisis DEA

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	1,31	1,80 ¹	3,13	3,29
Merluza de Cola	-	-	-	1,84	3,20	4,31
Anch&sard	-	-	-	-	3,37	3,00

¹El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 18
Sobrecapacidad de producción en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	2.27	2.55 ¹	3.47	3.09
Merluza de cola	-	-	-	2.82	3.69	6.55
Anch&sard	-	-	-	-	7.94	5.42

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001
Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

recurso que puede ser extraída en un contexto estático, si la flota autorizada en su totalidad hubiera operado a su máxima eficiencia.

El ratio DEA muestra una gran oscilación entre valores bajos, que indican una capacidad de casi un 14 por ciento de la biomasa en el caso de la pesquería de anchoveta-sardina común en el año 2001 y valores muy elevados en la pesquería de jurel, especialmente en 1997, donde la capacidad es de 1,5 veces la biomasa estimada según DEA y el triple según MBE. Estos resultados son altamente coincidentes con los graves problemas detectados en la pesquería de jurel, que ha sido la pesquería más afectada por los problemas de sobreexplotación.

6. ANÁLISIS POR PESQUERÍA

6.1 Pesquería del jurel

En la Figura 11, puede observarse como a partir de 1999 la capacidad calculada con el método DEA comienza a aumentar. Una de las razones por la cual esto ocurre se relaciona con la recuperación de la biomasa estimada del jurel en la zona centro-sur, que produjo un incremento de los rendimientos de la pesquería, lo cual para el método DEA es indiferenciable de un aumento de la eficiencia de la flota ya que no incorpora en la evaluación parámetros biológicos.

De todas maneras, parte del aumento de capacidad se debe en efecto a un aumento de la eficiencia operativas de las naves, como consecuencia de la utilización, a partir de la aplicación de los LMCA (2001), de las naves más grandes y con mayor equipamiento de tecnología para participar de las operaciones de captura. De esta forma, el aumento estimado de capacidad responde a dos razones fundamentales: i) biológica y ii) tecnológica. La primera origina un sesgo positivo en las estimaciones de capacidad al desplazar la frontera de posibilidades de producción no a causa de

CUADRO 19
Ratio capacidad – biomasa en base al análisis DEA

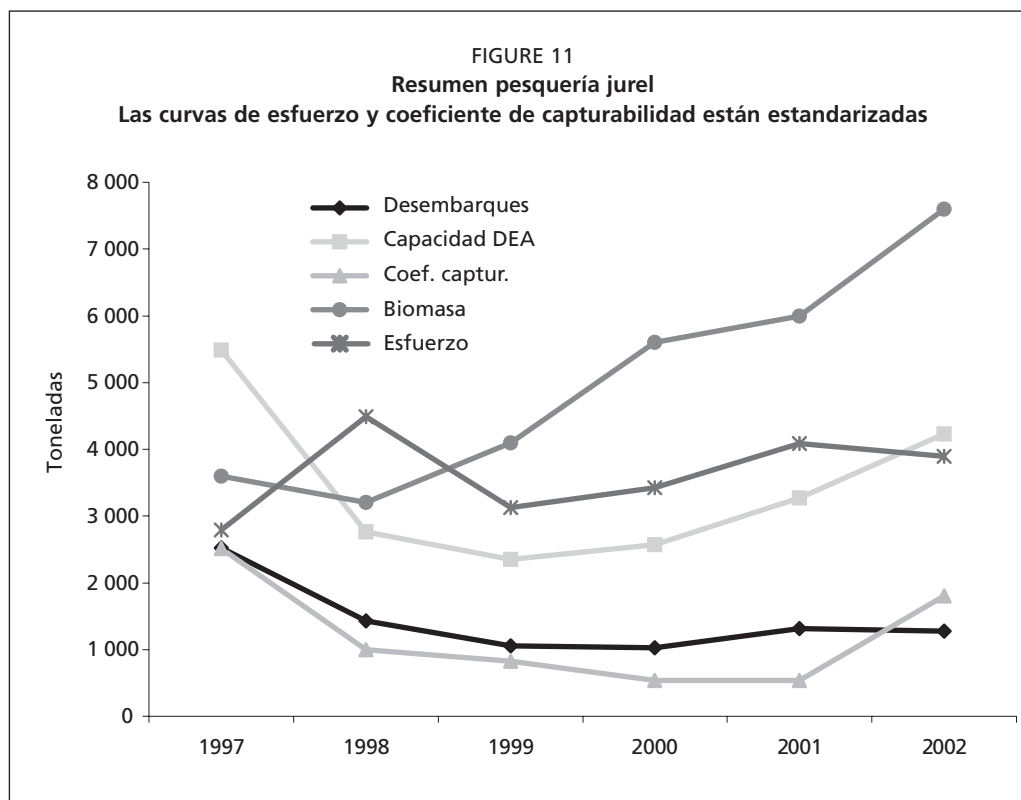
Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	1.52	0.86	0.57	0.46	0.55	0.56
Merluza de Cola	0.17	0.32	0.28	0.25	0.31	0.33
Anch&sard	0.61	0.25	0.55	0.41	0.14	0.24

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO 20 -
Ratio capacidad – biomasa en base al MBE

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	3.03	1.18	1.00	0.65	0.61	0.52
Merluza de cola	0.29	0.34	0.37	0.38	0.35	0.50
Anch&sard	0.99	0.37	0.66	0.60	0.32	0.43

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca.



mejoras en la eficiencia de captura o en la mayor intensidad de uso de los factores, sino a causa de una mayor abundancia del recurso. La segunda internaliza el hecho que se ha seleccionado para operar las naves más eficientes debido a la necesidad de extraer las cuotas asignadas individualmente por medio del régimen LMCA con el menor costo posible.

El coeficiente de capturabilidad, tomado como una medida de la eficiencia de operación de la flota, es decreciente hasta el año 2001, y en el 2002 revierte la tendencia producto del empleo de las naves de mayor eficiencia. El aumento de la capacidad a partir de 1999 se explica entonces a partir del esfuerzo ejercido (capacidad de bodega de la flota por número de viajes), que también crece a partir de ese año.

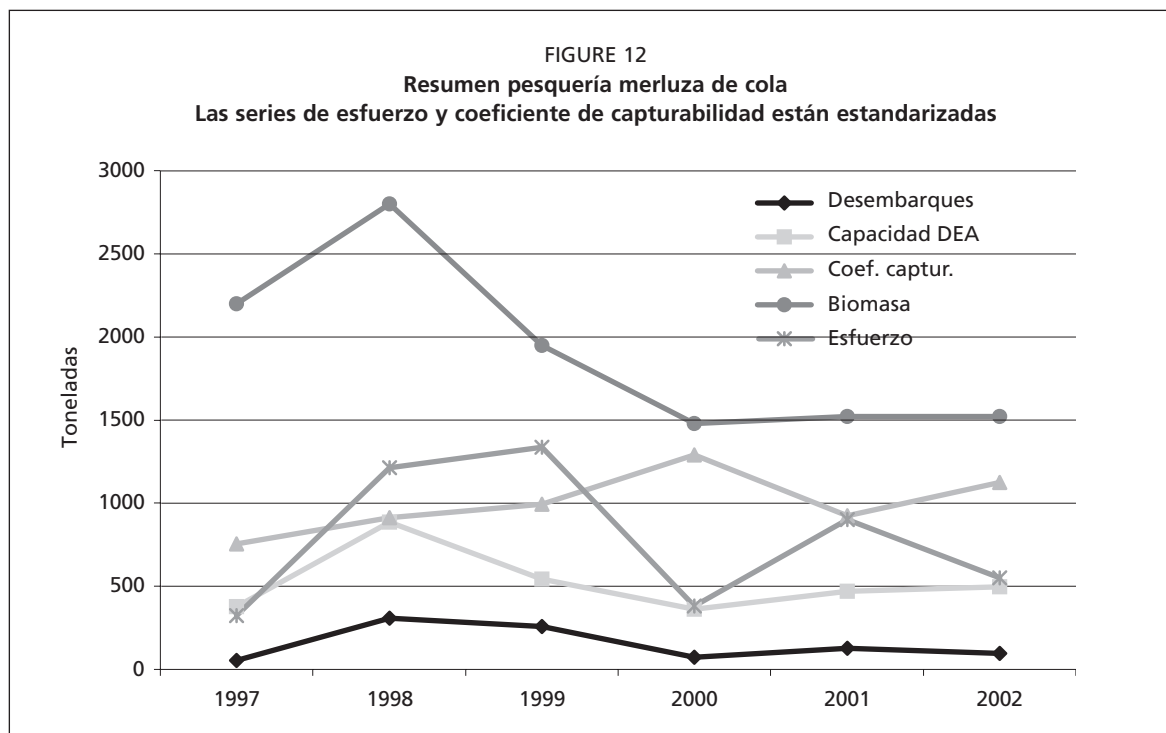
En el último año de la serie, la capacidad crece debido al aumento de la eficiencia de la flota (fuerte incremento del coeficiente de capturabilidad) y los mejores rendimientos producto de la mayor disponibilidad del recurso. A su vez, el esfuerzo ejercido se retrae producto de la aplicación de los LMCA.

Los desembarques muestran una tendencia decreciente hasta el 2000, producto de la degradación del estado del recurso y las regulaciones aplicadas, y a partir de allí su evolución se ve determinada por los niveles de cuota impuestos, mostrando un mediano repunte en 2001 a causa del aumento de los niveles de esfuerzo previo a la aplicación del régimen LMCA.

Finalmente, si se tiene en cuenta que los desembarques en 2001 y 2002 son equivalentes a la cuota total fijada, con muy poca diferencia, se advierte que los niveles de capacidad están considerablemente por encima de esos valores, lo cual revela rápidamente el grado de sobrecapacidad existente actualmente en la pesquería.

6.2 Pesquería de merluza de cola

La capacidad estimada por el método DEA es relativamente estable en todo el período, con excepción del año 1998 que prácticamente duplica el valor de los restantes años. La razón es la ya conocida reorientación sobre este recurso de la flota que operaba mayormente sobre el jurel hasta 1997. Los efectos son fácilmente observables en la



curva de biomasa de la merluza de cola, que muestra una tendencia creciente hasta 1998 y un pronunciado declive a partir de ese momento (Figura 12).

Este shock que sufrió la pesquería de merluza de cola también puede advertirse en el fuerte aumento del esfuerzo de pesca ejercido a partir de 1998, que permanece elevado en 1999 y sólo se reduce con las cuotas de capturas establecidas en el año 2000. El hecho que el esfuerzo caiga tan drásticamente en 2000 se debe a que ese año no se colocó cuota sobre la extracción de jurel, por lo cual la flota volvió masivamente a concentrarse sobre este recurso y abandonó la pesquería de merluza de cola. El nuevo incremento del esfuerzo al año siguiente obedece a la aplicación de cuota sobre el jurel y una nueva reorientación, no ya tan masiva, de la flota hacia la merluza de cola.

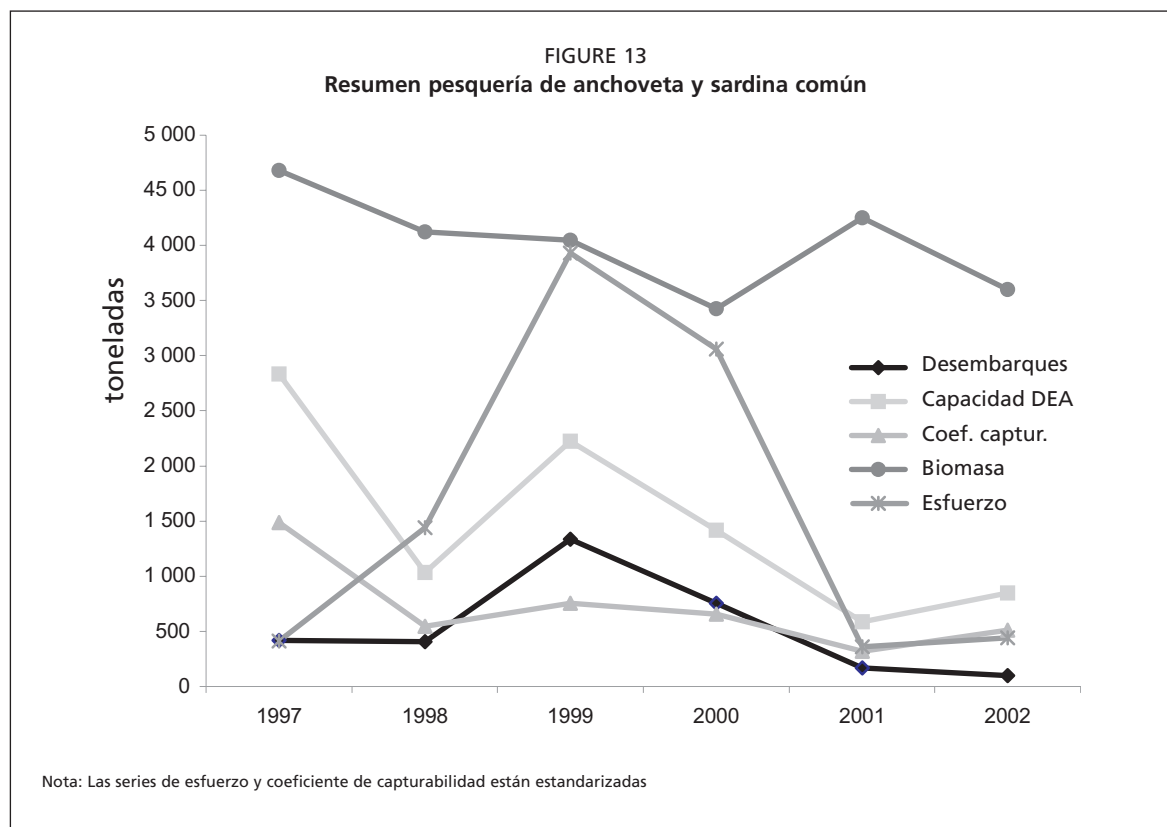
El coeficiente de capturabilidad es creciente hasta el año 2000, y junto con el aumento del esfuerzo de pesca en los años 1998 y 1999 ocasiona una fuerte degradación de la biomasa del recurso. A partir del año 2000, el coeficiente de capturabilidad y el esfuerzo ejercido por la flota varían con direcciones contrarias, lo que permite que la biomasa del recurso se estabilice de allí en adelante.

La aplicación de los LMCA en 2001 produce una caída en el esfuerzo de pesca, por la no operación de gran parte de la flota, y un aumento de la eficiencia de operación por selección de las naves más eficientes que se observa en el aumento del coeficiente de capturabilidad. Como consecuencia, la capacidad se mantiene relativamente estable y con un muy leve aumento.

A partir del 2000 los desembarques son muy similares a las cuotas de captura fijadas por las autoridades de regulación, y muy inferiores a los niveles estimados de capacidad de la flota, por lo cual se concluye que a pesar de asegurar la sustentabilidad del recurso permanecen en la pesquería altos índices de sobrecapacidad.

6.3 Pesquería de anchoveta y sardina común

En esta pesquería, el efecto de las regulaciones aplicadas sobre el jurel se sienten en toda su intensidad un año más tarde que en la pesquería de merluza de cola, y se produce a raíz del colapso sufrido por esta. El shock puede verse claramente notando como el esfuerzo de pesca aumenta en 1998, pero el gran salto se produce en 1999, tras el colapso de la merluza de cola.



La capacidad muestra su nivel más alto en 1997, sin embargo los recursos no la sufren ya que el esfuerzo es bajo como consecuencia de la mayor importancia económica de los recursos jurel y merluza de cola. Posteriormente, cae en 1998 y se recupera en 1999, donde ahora sí la mayor parte de la flota se concentra en la explotación de anchoveta y sardina común, causando una fuerte presión sobre su abundancia. A partir de ese año, la capacidad disminuye fuertemente a causa de la efectivización de la restricción de las cinco millas para el sector industrial y se recupera levemente en el último año, producto de la aplicación de los LMCA que induce a una mayor eficiencia en la operatoria de la flota (Figura 13).

La capacidad de producción de la flota sigue un sendero paralelo al coeficiente de capturabilidad, que actúa como una proxy de la eficiencia de operación. Se produce una fuerte caída inicial y una recuperación al año siguiente. Sin embargo, a partir de 1999 vuelve a producirse una tendencia negativa en ambas series, producto de las regulaciones sobre los recursos que originaron que sólo un sector marginal de la flota operara sobre ellos, y a partir de 2001, con la aplicación de los LMCA, se produce, al igual que en las otras dos pesquerías, un aumento de la eficiencia y de la capacidad.

Por su parte, la biomasa conjunta de anchoveta y sardina común muestra una evolución relativamente independiente del resto de los indicadores. En particular, no resulta tan afectada por la gran presión pesquera ejercida por la flota en 1999, aunque sí se recupera notoriamente en el 2001 cuando la flota industrial pierde gran parte del acceso a los recursos producto de la zona exclusiva de pesca artesanal. La razón se debe a los elevados índices de reclutamiento experimentados principalmente por la sardina común, que le ha permitido soportar los años de fuerte intensidad de pesca. A partir del 2001, la abundancia de los recursos en la zona centro-sur está más relacionada con el esfuerzo de pesca efectuado por la flota artesanal que por la industrial.

Si bien las cuotas industriales fijadas por la autoridad de regulación son algo superiores a los desembarques, son muy inferiores a la capacidad estimada de la flota industrial en la pesquería centro-sur, por lo cual, al igual que en las otras dos

pesquerías, en la pesquería de anchoveta y sardina común persiste aún fuertes índices de sobrecapacidad.

7. SÍNTESIS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El objetivo principal de este trabajo fue determinar y cuantificar la sobrecapacidad existente en la pesquería industrial centro-sur de Chile, una de las pesquerías más importantes del país y de la región por las magnitudes de las biomásas de los recursos y su significación económica.

Los estudios realizados en Chile hasta el momento, dan cuenta inequívocamente de la presencia de sobrecapacidad de captura en la pesquería; sin embargo, las conclusiones se basan en estimaciones biológicas del estado de los recursos y en comportamientos aledaños de la flota. Nuestra intención fue obtener una estimación cuantitativa y fácilmente interpretable del volumen de capacidad sobrante.

Para este objetivo, se han empleado dos caminos alternativos: i) el método del Análisis de la Envoltura de Datos (DEA), cuya aplicación fue realizada a través de técnicas de programación matemática utilizando el programa EMS y ii) la aplicación de un método bioeconómico basado en el modelo de Schaefer (MBE), cuya estimación fue realizada por medio del programa GAMS. Las diferencias entre las estimaciones obtenidas por los dos métodos se deben a las diferencias de detalles técnicos entre ambas técnicas, que surgieron al efectuar supuestos muy diferentes en ambos casos. No obstante, los resultados son muy similares, sobre todo, y quizá lo más importante, en la variación temporal de los índices estimados con ambas técnicas, los cuáles evolucionan en forma prácticamente paralela.

Para tener una referencia en base a la cual interpretar los resultados, hemos estimado un índice que mide la proporción de la capacidad de captura de la flota con respecto a la biomasa de cada recurso (Cuadros 19 y 20). Este índice revela que la capacidad de captura ha disminuido con respecto a la biomasa de jurel en el período 1997-2002; aún así se mantiene en valores superiores al 50 por ciento y 60 por ciento en los análisis DEA y MBE respectivamente, los cuales son valores extremadamente altos si se considera que se aconseja no autorizar niveles de captura superiores al 40 por ciento de la biomasa desovante, que a su vez representa no más que el 50 por ciento de la biomasa total. En la pesquería de merluza de cola, la capacidad de producción estimada con ambas técnicas se mantiene relativamente estable en todo el período, y nunca supera el 35 por ciento de la biomasa estimada en el análisis DEA y, salvo en el 2002, no supera el 40 por ciento de la biomasa según el MBE. La capacidad de producción en la pesquería de anchoveta-sardina común ha variado significativamente en todo el período 1997-2002, medida con ambos métodos. La proporción de la capacidad en la biomasa conjunta de anchoveta y sardina común varía de la misma forma, entre niveles mínimos de un 14 por ciento en 2001 y máximos de 61 por ciento y 55 por ciento en 1997 y 1999 en el análisis DEA. En el MBE, los valores extremos son un mínimo de 32 por ciento en 2001 y máximos de 99 por ciento y 66 por ciento en 1997 y 1999 respectivamente.

Los índices de sobrecapacidad estimados sólo fueron calculados para los años en los cuáles existe una meta clara y efectiva de extracción, es decir, para los años con regulación vía cuotas. En la pesquería del jurel, la sobrecapacidad es baja en 1999, primer año en el que se fija cuota, y muy alta de allí en adelante. En 1999 la sobrecapacidad en la pesquería del jurel resultó baja debido a que la cuota establecida estuvo basada en cálculos muy optimistas sobre el estado del recurso, que provocó una fuerte caída en los rendimientos en el año siguiente. La capacidad de la flota operativa para 2001-2002 resultó ser más del triple de la capacidad óptima para la extracción de los niveles de captura autorizados. La sobrecapacidad en la pesquería de merluza de cola es muy elevada, y con tendencia creciente en el período analizado. Es importante observar que la sobrecapacidad aumenta significativamente en el lapso 2000-2002; sin embargo, la razón no es un crecimiento de la capitalización de la flota, sino una importante caída de

los niveles de captura permisibles. Esto es, mientras la autoridad de regulación define niveles adecuados de extracción, inferiores cada año, la sobrecapacidad crece en forma natural al mantenerse inalterada la flota. En la pesquería de anchoveta y sardina común hay una importante disparidad en las medidas de sobrecapacidad obtenidas por DEA y el MBE, y que en el último caso es mucho más elevada. Sin embargo, la conclusión para ambas metodologías es común, y es que la sobrecapacidad existe y es más que importante. En el mejor de los casos, la capacidad es el triple del nivel de capturas definido como óptimo.

Luego del análisis cuantitativo, es claro que la sobrecapacidad en la pesquería centro-sur es muy alta y que resulta imperante tomar medidas regulatorias para reducirla. Este enorme nivel de sobrecapacidad se ha traducido en una gran presión ejercida sobre la autoridad de regulación por parte de aquellos empresarios que eventualmente serían afectados por una reducción de las cuotas, y ésta presión ha resultado determinante en la adopción de una estrategia de manutención del stock de jurel existente, en lugar de una estrategia de recuperación del stock, que hubiera sido lo más apropiada dado el amplio nivel de vulnerabilidad al cual se encontraba sometido el recurso.

Actualmente, y a partir de 2001, se adoptó el régimen de límite máximo de captura por armador (LMCA), asimilable a un sistema de cuotas individuales transferibles (CIT). El impacto inicial fue provocar una distorsión en la planificación del régimen de operación de la flota, causando un agotamiento prematuro de la cuota asignada. Sin embargo, con el tiempo generó una mayor y mejor planificación de la flota, el empleo de las naves más adecuadas y, en conjunto, provocó una mejora muy significativa en la eficiencia de la operatoria general de las pesquerías. Los niveles de capturas fijados por las cuotas fueron extraídos con un esfuerzo pesquero mucho menor y, por tanto, con un costo mucho más bajo.

Sin embargo, si bien la flota activa u operativa se redujo a través de los LMCA, el resto de las naves permanecieron en puerto inactivas y aún formando parte de la capacidad de captura. Por lo tanto, la conclusión es que si bien el sistema de LMCA, compatible con las características reunidas por las medidas de ajuste de incentivos, ha permitido aumentar la eficiencia y reducir costos, no ha logrado reducir la capacidad de captura ni la sobrecapacidad de una manera significativa. Por lo tanto, se propone evaluar la viabilidad de medidas que permitan remover de la pesquería a las embarcaciones sobrantes. Una política que ha demostrado ser efectiva en los países que lograron reducir la capacidad de esfuerzo en sus pesquerías, es un régimen tipo recompra (buy-back), ajustado a las posibilidades económicas del país, que contemple las posibilidades existentes de reubicación del capital pesquero en otros sectores de la economía.

Si bien las medidas de ajuste de los incentivos de inversión en el largo plazo son muy efectivas en el control de la capacidad, debido a la característica de no maleabilidad del capital, es muy improbable que tengan alguna utilidad en reducir la sobrecapacidad una vez esta se ha presentado en la pesquería. La razón es que para los pescadores la sobrecapacidad se convierte en un costo hundido que no puede ser aplicado a otros usos económicos.

Los resultados de una reducción en la inversión en capital conseguido por las medidas de ajuste de los incentivos, de ninguna manera pueden ser confundidos con una reducción en la capacidad, sólo con una caída de la tasa de crecimiento del capital en la pesquería. Es cierto que en el largo plazo, la paralización de la inversión va a provocar la desaparición progresiva de la sobrecapacidad a través de la depreciación real que significa el deterioro físico de la flota excedente. Sin embargo, no parece ser éste el objetivo perseguido.

Por lo tanto, se propone como un modelo de regulación óptima aquél que resultare de aplicar inicialmente la medida de ajuste de los incentivos más conveniente para la pesquería analizada (por ejemplo, CIT's, impuestos, royalties, etc) y, una vez modificados los incentivos de inversión en la dirección pretendida, complementar esta

política con un programa tipo recompra (buy-back) que acerque a la pesquería a su punto de máxima eficiencia económica desde un punto de vista no sólo privado sino también social.

8. REFERENCIAS

- Adrianov, D.P. 1990. «Algunos Antecedentes de la Reproducción del Jurel (*Trachurus murphyi*) (Nichols), en las Aguas Peruanas» *Voprosy Iktyologii*. 25(1) pp. 96-104 (texto en ruso).
- Cunningham S., Dunn, M.R. y Whitmarsh, D. 1985. «Fisheries Economics: An Introduction». Mansell Publishing Limited, London, pp. 30-31.
- Córdoba *et al.* 1998. «Evaluación Hidroacústica de Jurel», *FIP*, IFOP: 96 – 13.
- Córdoba *et al.* 1999. «Evaluación Hidroacústica de Jurel», *FIP*, IFOP: 98 – 11.
- Cubillos, L.A., Arcos, D.F., Bucarey, D.A. y Canales, M.Y. 2001. «Seasonal Growth of Small Pelagic Fish off Talcahuano, Chile (37°S, 73°W): A Consequence of their Reproductive Estrategy to Seasonal Upwelling?», *Aquatic Living Resour* 14, pp. 1-10.
- Gordon, H. 1954. «The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery», *Journal of Political Economy* 62, pp. 124-42.
- Gréboval, D. y Munro, G.R. 1999. «Overcapitalization and Excess Capacity in World Fisheries: Underlying Economics and Methods of Control», Cap. 1. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 1-48. Rome, FAO.
- Grechina, A. 1998. «Historia de Investigaciones y Aspectos Básicos de la Ecología del Jurel, *Trachurus symmetricus murphyi* (Nichols) en Alta Mar del Pacífico Sur». En: Arcos, D. (Ed). «Biología y Ecología del Jurel en Aguas Chilenas», pp. 11-34.
- Holland, D. y Sutinen, J.G. 1998. «Draft Guidelines on Fishing Capacity», *Documento preparado para FAO*. April 1998.
- Instituto de Fomento Pesquero. 2003. «Investigación Situación Pesquería Pelágica Centro Sur 2002», *Informe Final para la Subsecretaría de Pesca*, Valparaíso, Chile. 110 p.
- Kirkley, J.E. y Squires, D. 1999. «Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries», Cap. 3. En: Gréboval, D. (Ed). «Managing Fishing Capacity, Selected Papers on underlying Concepts and Issues», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 386, pp. 75-199. Rome, FAO.
- Nekrasov, V. V. 1994. «Estructura de Edad y Tamaño de las Concentraciones Comerciales». En: Arcos, D. y A. S. Grechina (Eds). «Biología y Pesca Comercial del Jurel en el Pacífico Sur», pp. 47-53.
- Pascoe, S., Gréboval, D. y Kirkley, J.E. 2003. «A Framework for Capacity Appraisal in Fisheries».
- Pascoe, S., Kirkley, J.E., Gréboval, D. y Morrison-Paul, C.J. 2003. «Measuring and Assessing Capacity in Fisheries: 2. Issues and Methods», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 433/2. Rome, FAO. 130p.
- Pascoe, S. y Gréboval, D. 2003. «Measuring Capacity in Fisheries», *FAO Fisheries Technical Paper*, N° 445. Rome, FAO. 314p.
- Pastor, E. 1994. «El Recurso Jurel (*Trachurus murphyi*) Especie de Alto Valor Comercial», *Revista de Circulación Mundial Pesca*, Vol. 62.
- Schaefer, M. 1954. «Some Aspects of the Dynamics of Population Important to the Managment of the Comercial Marine Fisheries», *Inter American Tropical Tuna Comisión Bulletin* 1, pp. 27-56.
- Serra, R. y Zuleta, A. 1999. «Investigación Evaluación del Stock de Jurel 1999», *Informe final*, IFOP/SUBPESCA, 69 p. + Anexos.
- Silberberg, E. 1978. «The Structure of Economics: A Mathematical Análisis», McGraw-Hill, New York.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 82.
- Subsecretaría de Pesca. 1999. Memorándum Técnico N°. 47, pp. 2-3.

- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 32, pp.15-16.
- Subsecretaría de Pesca. 2000. Informe Técnico N°. 71.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 35, pp. 4-5.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Informe Técnico N°. 82.
- Subsecretaría de Pesca. 2002. Reporte Técnico N°. 92.
- Ward, J.M. y Metzner, R. 2002. «Capacidad, exceso de capacidad y sobrecapacidad pesquera. Síntesis de los estudios de medición y estrategias de ordenación». En: Informe de la Consulta de Expertos sobre el fomento de la eliminación de la sobrecapacidad en la pesca marina», *FAO Informe de Pesca* N° 691. Roma.
- Yáñez, E. 1991. «Relationships Between Environmental Changes and Fluctuating Major Pelagic Resources Exploited in Chile (1950-1988)». En: Kawasaki, T., Tanaka, S., Toba, Y. y Taniguchi, A. (Eds). «Long-Term Variability of Pelagic Fish Populations and their Environment», *Pergamon Press*, Great Britain, pp. 301-309.

ANEXO: CUADROS

CUADRO A1
Desembarques de la flota centro-sur (miles de toneladas)

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	0,28	0,40	0,34	0,23	0,01	0,00
	CAT02	15,05	2,13	0,82	0,15	0,89	0,40
	CAT03	135,67	60,73	25,99	9,11	4,33	11,30
	CAT04	399,75	127,18	80,90	51,91	25,59	17,51
	CAT05	766,20	361,22	294,58	242,41	269,81	309,75
	CAT06	467,34	245,64	199,64	198,57	229,33	218,71
	CAT07	302,02	188,60	107,98	95,27	159,60	146,15
	CAT08	258,94	278,70	219,70	270,67	401,04	425,88
	CAT09	129,37	73,11	73,06	86,52	106,10	108,64
	CAT10	52,49	88,86	52,16	67,37	114,37	98,92
	Total	2 527,12	1 426,56	1 055,16	1 022,22	1 311,07	1 337,25
Merluza de cola	CAT01	0,00	0,01	0,09	0,08	0,00	0,00
	CAT02	0,04	0,11	0,24	0,10	0,70	1,18
	CAT03	2,37	7,41	6,84	1,71	5,88	20,50
	CAT04	5,48	26,86	17,21	1,35	4,97	4,69
	CAT05	9,86	80,19	67,49	12,45	27,23	14,36
	CAT06	10,53	56,84	46,84	3,03	23,31	14,43
	CAT07	3,43	32,99	27,15	10,56	12,78	16,51
	CAT08	8,22	55,77	62,04	28,81	28,86	8,95
	CAT09	11,65	37,11	21,21	14,33	14,81	11,66
	CAT10	1,95	12,30	9,77	0,38	7,89	1,82
	Total	53,54	309,58	258,87	72,80	126,42	94,09
Anch&sard	CAT01	4,49	0,28	24,63	13,29	1,18	0,00
	CAT02	89,11	42,67	142,76	52,33	0,92	1,00
	CAT03	79,90	76,87	164,24	73,09	5,36	10,56
	CAT04	104,95	197,01	462,59	172,25	4,18	3,15
	CAT05	5,56	4,88	186,99	191,02	10,15	19,36
	CAT06	2,65	2,59	82,54	105,54	10,98	21,27
	CAT07	0,01	1,00	79,86	55,03	9,69	16,18
	CAT08	0,19	0,38	2,36	1,70	4,12	9,58
	CAT09	0,00	0,03	38,32	21,68	0,10	0,00
	CAT10	0,00	0,04	17,75	3,48	2,16	0,00
	Total	286,86	325,75	1 202,03	689,42	48,85	81,10

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A2

Viajes de pesca de la flota centro-sur, por rango

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	70	130	49	29	17	3
	CAT02	150	114	59	30	38	14
	CAT03	315	481	159	65	51	62
	CAT04	708	527	326	224	116	89
	CAT05	899	1059	757	711	785	863
	CAT06	352	643	483	501	650	551
	CAT07	242	474	234	278	376	309
	CAT08	253	584	503	671	800	857
	CAT09	55	157	133	212	283	176
	CAT10	56	222	160	166	209	229
	Total		3 100	4 391	2 863	2 887	3 325
Merluza de cola	CAT01	4	4	21	17	5	3
	CAT02	5	36	61	38	42	52
	CAT03	33	133	215	78	295	421
	CAT04	50	159	143	33	82	62
	CAT05	63	293	316	71	156	63
	CAT06	56	196	205	33	122	57
	CAT07	22	84	92	38	68	42
	CAT08	42	149	184	59	119	31
	CAT09	25	80	68	38	42	27
	CAT10	10	39	42	2	41	11
	Total		310	1 173	1 347	407	972
Anch&sard	CAT01	29	17	514	283	29	0
	CAT02	460	521	1 065	573	7	15
	CAT03	171	481	927	536	62	89
	CAT04	229	1 070	2 100	1 047	49	32
	CAT05	19	84	731	1 056	89	114
	CAT06	10	56	352	437	64	122
	CAT07	4	21	194	181	30	54
	CAT08	3	68	67	35	36	39
	CAT09	0	22	107	69	19	0
	CAT10	0	4	37	15	6	0
	Total		925	2 344	6 094	4 232	391

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A3
Capacidad de bodega de la flota centro-sur (metros cúbicos)

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Anch&sard	CAT01	465	703	1 195	790	179	
	CAT02	3 780	4 404	4 348	3 717	950	350
	CAT03	7 161	8 256	9 755	7 797	2 205	1 630
	CAT04	10 718	15 496	20 189	18 778	3 507	2 055
	CAT05	9 637	17 588	27 557	26 525	13 004	7 538
	CAT06	6 527	13 184	15 255	13 048	12 078	9 798
	CAT07	1 248	6 501	9 006	10 296	3 738	3 833
	CAT08	3 014	10 594	13 538	15 038	9 048	1 579
	CAT09		6 667	6 667	6 667	4 968	
	CAT10		3 651	1 801	1 801	1 801	
	Total		42 550	87 044	109 311	104 456	51 477
Jurel	CAT01	989	1 459	1 236	567	381	182
	CAT02	5 497	5 493	3 996	2 178	1 847	713
	CAT03	10 472	12 901	10 768	7 349	5 243	3 232
	CAT04	20 189	21 455	20 219	18 944	11 823	2 055
	CAT05	30 162	30 162	29 312	30 162	25 046	17 626
	CAT06	17 420	17 420	17 420	17 420	15 263	14 098
	CAT07	11 570	11 570	11 570	11 570	10 296	10 296
	CAT08	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497
	CAT09	4 927	6 667	6 667	6 667	6 667	4 968
	CAT10	3 651	3 651	3 651	3 651	3 651	3 651
	Total		121 372	127 272	121 334	115 003	96 714
Merluza de cola	CAT01	252	333	838	417	333	333
	CAT02	1 563	2 340	3 746	5 064	2 732	1 683
	CAT03	5 860	10 296	12 416	9 076	8 163	6 597
	CAT04	15 680	17 580	16 948	14 022	11 121	2 671
	CAT05	22 190	29 314	27 514	15 005	21 140	14 716
	CAT06	16 420	17 420	17 420	15 213	15 263	14 098
	CAT07	10 365	11 570	10 296	7 572	10 296	7 776
	CAT08	14 997	16 497	16 497	16 497	16 497	16 497
	CAT09	4 927	6 667	6 667	6 667	6 667	4 968
	CAT10	3 651	3 651	3 651	1 801	3 651	3 651
	Total		95 903	115 666	115 991	91 334	95 862

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A4

Esfuerzo efectivo de la flota centro-sur (m³ * VCP)¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	7 601	13 109	5 159	2 493	2 172	206
	CAT02	44 995	35 611	18 085	10 046	13 144	5 051
	CAT03	165 573	248 555	84 267	34 943	26 586	34 299
	CAT04	475 313	358 284	224 555	155 775	84 667	65 088
	CAT05	829 976	979 157	701 145	661 346	731 641	797 510
	CAT06	379 638	701 554	527 291	539 587	708 795	599 116
	CAT07	318 452	609 114	301 008	353 868	480 520	398 466
	CAT08	379 418	872 831	749 705	1 004 067	1 195 845	1 281 227
	CAT09	90 690	262 490	224 011	354 678	465 326	294 345
	CAT10	102 313	405 452	292 336	303 238	381 650	417 810
Total		2 793 969	4 486 156	3 127 562	3 420 040	4 090 347	3 893 118
Merluza de cola	CAT01	438	681	2 790	2 265	808	491
	CAT02	1 563	11 353	19 718	12 061	14 370	18 203
	CAT03	17 999	70 489	111 572	39 793	147 925	208 142
	CAT04	34 294	109 389	99 694	21 813	54 650	39 463
	CAT05	58 676	272 070	293 589	66 198	143 167	58 507
	CAT06	61 225	213 102	225 076	35 970	131 274	61 193
	CAT07	28 134	107 996	118 256	47 728	86 154	53 958
	CAT08	62 433	224 151	277 068	88 857	178 274	46 723
	CAT09	40 531	132 380	113 790	63 177	69 567	44 142
	CAT10	18 105	71 062	76 513	3 601	74 663	20 053
Total		323 397	1 212 673	1 338 066	381 463	900 852	550 876
Anch&sard	CAT01	3 154	1 861	37 591	24 113	1 637	0
	CAT02	137 463	158 978	320 062	170 387	2 350	5 250
	CAT03	82 443	246 340	483 589	281 966	34 992	50 549
	CAT04	152 237	721 405	1 427 141	715 064	34 371	21 235
	CAT05	16 611	77 937	677 270	969 133	81 970	104 962
	CAT06	11 098	61 242	389 501	478 969	69 642	128 738
	CAT07	4 992	26 687	248 973	230 357	38 263	69 418
	CAT08	4 504	103 058	102 045	52 518	55 580	61 569
	CAT09	0	37 693	178 534	113 550	31 808	0
	CAT10	0	7 301	66 622	27 009	10 804	0
Total		412 502	1 442 502	3 931 326	3 063 064	361 417	441 721

¹ Esfuerzo efectivo calculado de acuerdo a f^e (rb, es, t) en la ecuación (1) del MBE

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A5
Esfuerzo potencial de la flota centro-sur (m³ * VCP)¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	36 000	36 000	36 000	36 000	36 000	36 000
	CAT02	198 835	198 835	198 835	198 835	198 835	198 835
	CAT03	684 980	684 980	684 980	684 980	684 980	684 980
	CAT04	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261	1 521 261
	CAT05	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157	3 016 157
	CAT06	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914	2 194 914
	CAT07	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967	1 075 967
	CAT08	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689	1 682 689
	CAT09	779 984	779 984	779 984	779 984	779 984	779 984
	CAT10	430 759	430 759	430 759	430 759	430 759	430 759
	Total	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545	11 621 545
Merluza de cola	CAT01	8 454	8 454	8 454	8 454	8 454	8 454
	CAT02	153 422	153 422	153 422	153 422	153 422	153 422
	CAT03	836 460	836 460	836 460	836 460	836 460	836 460
	CAT04	925 466	925 466	925 466	925 466	925 466	925 466
	CAT05	762 153	762 153	762 153	762 153	762 153	762 153
	CAT06	555 943	555 943	555 943	555 943	555 943	555 943
	CAT07	254 530	254 530	254 530	254 530	254 530	254 530
	CAT08	511 405	511 405	511 405	511 405	511 405	511 405
	CAT09	186 663	186 663	186 663	186 663	186 663	186 663
	CAT10	87 612	87 612	87 612	87 612	87 612	87 612
	Total	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107	4 282 107
Anch&sard	CAT01	82 130	82 130	82 130	82 130	82 130	82 130
	CAT02	531 501	531 501	531 501	531 501	531 501	531 501
	CAT03	951 185	951 185	951 185	951 185	951 185	951 185
	CAT04	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849	3 189 849
	CAT05	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324	2 358 324
	CAT06	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647	1 042 647
	CAT07	334 358	334 358	334 358	334 358	334 358	334 358
	CAT08	468 002	468 002	468 002	468 002	468 002	468 002
	CAT09	226 662	226 662	226 662	226 662	226 662	226 662
	CAT10	0	0	0	0	0	0
	Total	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658	9 184 658

¹ Esfuerzo potencial calculado de acuerdo a f^p (rb, es, t) en la ecuación (3) del MBE
Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

TABLA A6
Coefficientes de capturabilidad de la flota centro-sur, por rango¹

Pesquería	Rango	Años					
		1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	CAT01	1,014E-08	9,455E-09	1,610E-08	1,619E-08	7,036E-10	9,283E-10
	CAT02	9,293E-08	1,867E-08	1,099E-08	2,726E-09	1,126E-08	4,156E-08
	CAT03	2,276E-07	7,636E-08	7,522E-08	4,655E-08	2,713E-08	1,734E-07
	CAT04	2,336E-07	1,109E-07	8,787E-08	5,951E-08	5,038E-08	1,415E-07
	CAT05	2,564E-07	1,153E-07	1,025E-07	6,545E-08	6,146E-08	2,044E-07
	CAT06	3,420E-07	1,094E-07	9,235E-08	6,572E-08	5,392E-08	1,921E-07
	CAT07	2,634E-07	9,676E-08	8,750E-08	4,807E-08	5,536E-08	1,930E-07
	CAT08	1,896E-07	9,978E-08	7,147E-08	4,814E-08	5,589E-08	1,749E-07
	CAT09	3,963E-07	8,704E-08	7,954E-08	4,356E-08	3,800E-08	1,943E-07
	CAT10	1,425E-07	6,849E-08	4,352E-08	3,968E-08	4,995E-08	1,246E-07
	Total	2,512E-07	9,937E-08	8,229E-08	5,337E-08	5,342E-08	1,808E-07
Merluza de cola	CAT01	2,970E-09	2,710E-09	1,722E-08	2,448E-08	4,161E-10	3,533E-09
	CAT02	1,107E-08	3,463E-09	6,132E-09	5,644E-09	3,222E-08	4,267E-08
	CAT03	5,988E-08	3,753E-08	3,142E-08	2,903E-08	2,613E-08	6,479E-08
	CAT04	7,268E-08	8,768E-08	8,854E-08	4,170E-08	5,983E-08	7,816E-08
	CAT05	7,636E-08	1,053E-07	1,179E-07	1,270E-07	1,251E-07	1,614E-07
	CAT06	7,816E-08	9,526E-08	1,067E-07	5,700E-08	1,168E-07	1,551E-07
	CAT07	5,548E-08	1,091E-07	1,177E-07	1,495E-07	9,757E-08	2,013E-07
	CAT08	5,988E-08	8,886E-08	1,148E-07	2,191E-07	1,065E-07	1,260E-07
	CAT09	1,307E-07	1,001E-07	9,559E-08	1,533E-07	1,400E-07	1,738E-07
	CAT10	4,906E-08	6,181E-08	6,546E-08	7,092E-08	6,956E-08	5,973E-08
	Total	7,526E-08	9,117E-08	9,921E-08	1,290E-07	9,233E-08	1,124E-07
Anch&sard	CAT01	3,043E-07	3,620E-08	1,618E-07	1,609E-07	1,703E-07	0,000E+00
	CAT02	1,385E-07	6,506E-08	1,101E-07	8,967E-08	9,174E-08	5,293E-08
	CAT03	2,071E-07	7,565E-08	8,386E-08	7,569E-08	3,605E-08	5,805E-08
	CAT04	1,473E-07	6,621E-08	8,003E-08	7,033E-08	2,860E-08	4,119E-08
	CAT05	7,154E-08	1,517E-08	6,817E-08	5,755E-08	2,913E-08	5,123E-08
	CAT06	5,102E-08	1,024E-08	5,233E-08	6,434E-08	3,710E-08	4,589E-08
	CAT07	5,523E-10	9,093E-09	7,920E-08	6,975E-08	5,960E-08	6,476E-08
	CAT08	8,778E-09	8,960E-10	5,707E-09	9,459E-09	1,745E-08	4,322E-08
	CAT09	0,000E+00	2,110E-10	5,299E-08	5,575E-08	7,389E-10	0,000E+00
	CAT10	0,000E+00	1,395E-09	6,578E-08	3,759E-08	4,709E-08	0,000E+00
	Total	1,486E-07	5,474E-08	7,550E-08	6,572E-08	3,180E-08	5,100E-08

¹ Calculado a través de la ecuación (2) del MBE

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A7
Volúmenes de biomasa en miles de toneladas, en base a estimaciones hidroacústicas

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	3 600	3 200	4 100	5 600	6 000	7 600
Merluza de Cola	2 200	2 800	1 950	1 480	1 520	1 520
Anch&sard	4 680	4 125	4 050	3 425	4 250	3 600

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A8
Cuotas totales de captura permisibles (TAC), en miles de toneladas

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	1 800	-	1 048	1 285
Merluza de Cola	-	-	-	198	146	115
Anch&sard	-	-	-	-	173	282

Fuente: Subsecretaría de Pesca

CUADRO A9
Sobrecapacidad de producción en miles de toneladas (DEA)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	554	1 142 ¹	2 227	2 945
Merluza de Cola	-	-	-	165	322	381
Anch&sard	-	-	-	-	411	565

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A10
Sobrecapacidad de producción en miles de toneladas (MBE)

Pesquería	Años					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Jurel	-	-	2 279	2 210 ¹	2 588	2 682
Merluza de cola	-	-	-	361	392	638
Anch&sard	-	-	-	-	1 203	1 249

¹ El cálculo se hizo suponiendo una TAC equivalente al promedio aritmético de los valores para los años 1999 y 2001

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Subsecretaría de Pesca

CUADRO A11
Rangos

Esp	Rango m ³
CAT01	0-199
CAT02	200-399
CAT03	400-599
CAT04	600-799
CAT05	800-999
CAT06	1 000-1 199
CAT07	1 200-1 399
CAT08	1 400-1 599
CAT09	1 600-1 799
CAT10	1 800 o +

3. Evaluación y administración de la capacidad de pesca de acuerdo a criterios de pesca sustentables aplicables a especies anuales: las pesquerías de camarón de Guatemala y Nicaragua como un ejemplo

Nelson M. Ehrhardt

*División de Biología Marina y Pesquerías
Escuela Rosenstiel de Ciencias Marinas y Atmosféricas
Universidad de Miami
4600 Rickenbacker Causeway
Miami, Florida 33149
(nehrhardt@rsmas.miami.edu)*

RESUMEN

Los camarones tropicales se caracterizan por tener ciclos de vida cortos y alta fecundidad, estar sometidos a fuertes intensidades de pesca, poseer una alta demanda y tener una importancia económica considerable. Estas características han dado como resultado que estos recursos se encuentren en plena explotación o sobre explotados. En Nicaragua y Guatemala que constituyen los casos de análisis de este trabajo, se observa que los procesos de administración de las pesquerías de camarones difieren tanto conceptualmente como estratégicamente. En Nicaragua, la administración pesquera apunta a mantener una mortalidad de pesca constante mediante la adopción de cuotas de captura anuales biológicamente aceptables y una regulación de las capacidades de pesca acorde a la disponibilidad de cuotas a niveles de equilibrio económico en las operaciones de las embarcaciones. En Guatemala, la estrategia de administración pesquera se basa en una captura constante que se espera corresponda a la captura máxima sostenible del recurso. Con ello se espera maximizar las capacidades de pesca sin considerar las variaciones naturales de abundancia de los efectivos que pueden ser significativas entre estaciones.

En general se observa que la productividad de los recursos de camarón recibe una mayor influencia de los efectos ambientales que de un impacto de las capacidades de pesca, mientras que estas últimas están limitadas por las economías del sector que recientemente, se han visto afectadas por las bajas en los precios internacionales del camarón, producto de la gran oferta de camarón de acuicultura de países asiáticos, especialmente de Tailandia, Viet Nam y China. Sin embargo, se observa que a altos niveles de explotación existen ineficiencias económicas más que biológicas derivadas de una sobre explotación por crecimiento en la que se producen pérdidas de biomasa al no permitir que los individuos alcancen un mayor tamaño y por tanto un mejor precio por el producto desembarcado. También se observa que las capacidades de pesca históricas han estado controladas por un punto de equilibrio económico de

las operaciones de las flotas. Esto último representa un proceso en el que la carrera por pescar ha aumentado las capacidades de pesca hasta el punto en que el costo de la materia prima (camarón desembarcado) ha alcanzado los límites permisibles por los sistemas económicos globales imperantes que limitan el precio de exportación del camarón hacia los mercados internacionales.

En los dos casos analizados existen problemas de monitoreo, vigilancia y control de las actividades de la pesca de camarón que, en gran medida, han permitido que exista un escape de producto a través de las pesquerías artesanales que compran el producto a las flotas industriales, con el consiguiente impacto económico al sistema productivo. El proceso de control de las capacidades de pesca de las flotas artesanales difiere entre los dos países; Guatemala, mediante una ley de pesca, promueve la pesca artesanal del camarón mientras que Nicaragua controla las capacidades de pesca industrial mediante decretos ministeriales, aún cuando, no controla el acceso de las flotas artesanales a la pesca del camarón.

1. INTRODUCCIÓN

Las especies de camarones peneidos que habitan en zonas someras de la plataforma continental en las zonas tropicales y subtropicales de las Américas, sustentan pesquerías de la más alta importancia económica y social. Una estimación aproximada del valor en muelle o de primera venta de los desembarques de estos camarones en la región considerada, sobrepasa los \$EE.UU. 1 400 millones por año correspondiendo a más de 400 mil toneladas de producto. Estas pesquerías aportan empleos primarios en flotas, muelles, abastecimientos, procesamiento industrial, transporte y otras industrias conexas a varias decenas de miles de personas que habitan en las zonas costeras, las cuales usualmente corresponden a las más deprimidas económicamente. En el área del Istmo Centroamericano, estas especies aportan unos \$EE.UU. 300 millones por año al sector extractivo o de primera venta y forman el principal recurso pesquero de exportación en la toda la región Centroamericana.

Las especies de camarón que se consideran en este estudio tienen ciclos de vida cortos, entre 12 a 18 meses, habitando en zonas de fondos blandos predominantemente fangosos, usualmente asociadas a sistemas deltaicos en la desembocadura de los ríos provenientes de grandes cuencas (Amazonas, Demerara, Orinoco, Magdalena, y Mississippi), en zonas costeras dominadas por sistemas lagunares costeros con presencia conspicua de bosques de mangle, y zonas costeras fangosas o de fondos blandos correspondiendo a la acumulación de sedimentos provenientes del deslave continental. En su gran mayoría, estas especies desovan en aguas exteriores mas profundas de la plataforma continental y posteriormente experimentan una mortalidad terminal. Por medio de una serie de procesos físicos de transporte en las corrientes costeras y también haciendo uso de corrientes de marea combinadas con migraciones nictamerales, las larvas migran hacia zonas de cría en aguas interiores o protegidas en donde se desarrollan hasta alcanzar una edad de tres a cuatro meses, a partir de la cual inician el proceso de maduración que los conducirá a ejecutar la migración de desove y posterior muerte (Ehrhardt *et al.* 2001, Rogers *et al.*, 1993). Con ello, a través de sus cortas historias de vida, las especies experimentan altos niveles de mortalidad natural de orígenes muy diversos.

Una característica propia de estas especies es que su abundancia experimenta grandes cambios estacionales e interanuales además de tendencias cíclicas de más largo plazo, usualmente de orden decadal (Figuras 1, 2 y 3). Dichos cambios están regulados en gran medida por factores del medio ambiente (Ehrhardt y Legault, 1999; Hettler y Chester 1982) aunque los efectos denso-poblacionales son igualmente importantes (Ehrhardt *et al.*, 2001). Combinaciones de salinidad y temperatura juegan papeles preponderantes en el crecimiento de estas especies y por consiguiente instrumentales en superar las etapas iniciales de vida que son críticas para la supervivencia hasta

alcanzar la reproducción (Wyban *et al.*, 1995). En general, la migración de juveniles hacia aguas exteriores se inicia con el advenimiento estacional de las lluvias (Figura 4), sin embargo, el éxito del reclutamiento no está asociado en forma simple con la intensidad de las lluvias sino más bien a un conglomerado de condiciones ambientales que afectan en forma diferencial a cada uno de los estadios de vida (Ehrhardt y Legault, 1999). Las variables ambientales que juegan un papel directo o indirecto sobre el éxito del reclutamiento pueden ser tan variadas como son la intensidad y dirección neta de los vientos, niveles del mar, flujos de mareas, temperaturas, salinidad como función de lluvias y flujos de ríos, etc. Al mismo tiempo, las especies de camarones peneidos forman parte importante de la base de la cadena trófica en los sistemas biológicos tropicales y subtropicales. Esta condición impone sobre las especies, valores muy altos en la tasa de mortalidad natural, la que puede variar entre 1,8 y 3 anualmente. La alta mortalidad natural a que están sometidas las especies las hace poseer tasas de reproducción muy elevadas para así persistir como especies fundamentales en los ecosistemas tropicales costeros.

Con relación a las variaciones de orden decadal que se observan en las abundancias de algunas especies de camarones, aún no se tiene un conocimiento acabado suficiente sobre su origen o causa; sin embargo, lo más probable es que estén asociadas a cambios ambientales globales importantes (White y Downton, 1991). La Figura 5 corresponde al camarón rosado de la Florida, Estados Unidos, en que durante el período 1964-1994 el reclutamiento promedio decadal de cada mes sigue muy aproximadamente el patrón general de un promedio mensual decadal pero del nivel medio del mar en el sur de la Florida. Cambios en el nivel medio del mar influyen sobre los mecanismos de retención de las larvas en el medio físico para que logren llegar a las áreas de cría (Pineda, 1994). Al mismo tiempo los niveles promedio del mar cambiaron como función de la intensidad de los regímenes de vientos en el Océano Atlántico, demostrado por la significativa disminución del Índice de Verano de la Oscilación del Atlántico Norte (Figura 6) durante el mismo período (1964-1994).

Las características de las dinámicas poblacionales descritas anteriormente hacen que las especies de camarones tropicales posean una alta tasa de renovación poblacional, lo cual a su vez define una alta tasa de respuesta de los efectivos a la explotación. Lo anterior tiene un impacto significativo sobre la intensidad de pesca que estos recursos son capaces de soportar.

El desarrollo histórico de las pesquerías de camarones tropicales en las Américas, data desde fines de la década de 1950, pero exhibe una tendencia de crecimiento en flotas y en esfuerzo pesquero que se hace efectivo a partir de principios de la década de 1960, cuando los mercados internacionales, principalmente aquellos de los Estados Unidos y Japón, comenzaron a incrementar notablemente su demanda por productos derivados del camarón. Desde entonces las pesquerías de camarón americanas han sufrido cambios muy significativos que van desde pesquerías que inicialmente se caracterizaron fundamentalmente por ser internacionales, por la participación de flotas multinacionales que operaban por fuera de las 6 millas náuticas de los mares territoriales de los países, a pesquerías que pasaron a ser nacionales con la adopción generalizada de las 200 millas de las Zonas Económicas Exclusivas a partir de mediados de la década de 1970. Con ello, flotas internacionales fueron nacionalizadas en diferentes países y bajo diferentes arreglos comerciales que imprimieron características particulares a cada una de estas flotas y pesquerías. De forma usual estas flotas pasaron a formar parte integral de las empresas locales procesadoras de camarón en que la gestión económica de las flotas está ligada al costo de la materia prima que las plantas designan de acuerdo a los márgenes esperados de las exportaciones. Como ejemplo, la Figura 7, muestra la progresión histórica de la flota internacional que operó sobre la plataforma continental comprendida entre Guyana y Brasil con base en Georgetown, Guyana. En ella se aprecia el desarrollo inicial de la flota a partir de 1960 pero que

desde 1977 comienza a reorganizarse hasta alcanzar un tamaño estabilizado de una flota nacional guyanesa que opera desde entonces exclusivamente dentro de los límites nacionales de Guyana. En general, existe una carrera muy marcada por pescar camarón dentro de las demarcaciones geopolíticas de cada flota y nación, lo que ha llevado a una sobre capitalización muy notable en las flotas, denotando con ello una competencia significativa por parte de las empresas locales por asegurar una materia prima relativamente finita ante la excesiva demanda de los productos de camarón en los mercados internacionales.

Al proceso de libre acceso histórico que se ha observado en estas pesquerías, se agrega la usual falta de monitoreo, vigilancia y control (MVC) sobre las licencias y los permisos de pesca de camarón. Esto se debe en parte a una falta de deseo o de entendimiento político de administrar recursos que en realidad son propiedad de los Estados. Con ello los gobiernos decretan gestiones de administración pero existe una capacidad casi nula de control sobre la implementación de las medidas de administración adoptadas. Por otra parte, debido a la importancia económica y social que estos recursos representan para los países en vías de desarrollo, ha hecho que cualquier regulación destinada a reducir la capacidades de pesca sea recibida con una reacción negativa por parte de los usuarios y preventiva por los gobiernos ante las implicaciones políticas que tales reducciones puedan significar en el orden político-social debido a la disminución de empleos que una reducción en capacidad de pesca necesariamente trae consigo. Lo anterior ha dado como resultado una sobre capacidad de pesca generalizada que ha resultado en grandes ineficiencias económicas en el uso del recurso, hasta un proceso de sobre explotación por crecimiento en la mayoría de los casos y una sobre pesca por reclutamiento en otros.

Por otra parte, los valores diferenciales pagados por los camarones desembarcados tienden a favorecer a aquellos de mayor tamaño, consecuentemente existe una oportunidad potencial de maximizar u optimizar el valor de las pesquerías mediante la explotación de aquellos tamaños que mas contribuyen a la economía de los sistemas de producción. Sin embargo, los esquemas de acceso generalmente no controlado, y en muchos casos desmedido, del esfuerzo de pesca artesanal ha dado como resultado una sobre capacidad de pesca artesanal en las zonas mas someras impactando los tamaños mas pequeños de la población explotable de camarones con la consiguiente pérdida de rendimiento económico y de utilidad por recluta de estos recursos. Por estas razones, algunas de las pesquerías de camarones tropicales han sido administradas con una visión que ha consistido en evitar la sobre pesca por crecimiento de forma tal que se permita el escape de los tamaños menores para que así crezcan y con ello se optimice el valor de las capturas a futuro.

Las estrategias destinadas a optimizar las capturas según los tamaños comerciales mayores consisten en evitar que las intensidades de las operaciones de pesca ocurran durante las épocas de mayor reclutamiento de juveniles a los bancos de pesca utilizando para ello vedas o la definición de áreas cerradas a las operaciones de pesca. Sin embargo, a partir de la década de 1980 se observó a través de toda la región una notable artesanalización de las operaciones pesqueras del camarón. Esto ha consistido en un proceso muy complejo dentro del marco del libre acceso sin que haya existido una posibilidad tangible de control. Esto ha permitido que cada día más pescadores artesanales se incorporen al proceso de captura de las especies en aguas someras, y por tanto de tamaños mas pequeños dentro de las categorías comerciales, con una gran variedad de sistemas de pesca. Por otra parte, es bien conocido que los compradores artesanales de camarón adquieren el producto directamente desde los barcos pesqueros industriales, en un proceso ilegal que tiene grandes magnitudes y, que en algunos países de las Américas, ha causado un impacto económico en las operaciones de las flotas industriales por pérdidas de captura antes de realizar el desembarque. Este proceso de traspaso de captura en alta mar ha creado el casi colapso económico de algunas flotas

industriales o ha encarecido el costo de la materia prima procesada por los dueños de las flotas industriales.

Las flotas industriales operan redes de arrastre de fondo en diversas disposiciones las que pueden, según el tamaño de la embarcación y las características de los bancos de pesca, variar de dos a seis en número. Esta modalidad de pesca crea un impacto total sobre la fauna existente en los bancos de pesca y uno de los problemas más agudos que existe en la actualidad es la captura incidental de juveniles de peces, tortugas marinas, mamíferos marinos, etc., en las regiones en que operan estas flotas. Ortiz *et al.* (2000) han estimado que en la pesquería de camarón en el Golfo de México y costa Sur-Este de Estados Unidos se capturan, en forma incidental, aproximadamente 450 000 toneladas métricas de juveniles de peces. Entre estos se encuentra un estimado de 17 500 millones de juveniles de corvinas capturadas anualmente, especies que en forma adulta consumen camarón como parte de sus dietas. Con ello se concluye, que las pesquerías de camarón han agotado en gran medida la existencia de depredadores naturales del camarón y, como consecuencia los patrones naturales de producción de estas especies deben haber aumentado considerablemente ante la disminución de la mortalidad natural de los camarones por la disminución de la depredación.

Desde un punto de vista institucional, las pesquerías de camarón en la región que cubre este estudio están reguladas por decretos ministeriales en muchos países y por leyes de pesca en otros tantos. Los sistemas de administración pesquera basados en decretos ministeriales han probado ser jurídicamente débiles en cuanto a la consecución de una optimización ya sea biológica, económica o social de los recursos camaroneros ya que dichos decretos ministeriales están sujetos a cambios repentinos y arbitrarios, según sea la conveniencia de orden político o económico del gobierno en gestión. Con ello, en muchas ocasiones se prescinde de nociones hasta obvias sobre las estrategias de ordenación pesquera que optimizarían los procesos de producción.

En las secciones siguientes se analiza la situación de las capacidades de pesca en las pesquerías de camarones de Nicaragua y de Guatemala, utilizando resultados obtenidos de trabajos realizados por el autor en dichos países.

2. EL PROBLEMA DE LA EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO DE PESCA EN LAS PESQUERÍAS DE CAMARONES: LOS CASOS DE GUATEMALA Y NICARAGUA COMO EJEMPLOS

Las condiciones de desarrollo histórico de las pesquerías de camarón en Guatemala y en Nicaragua difieren substancialmente, aunque los mercados a que tienen acceso ambas pesquerías es fundamentalmente el de los Estados Unidos con algunas alternativas de productos introducidos en los mercados de la Unión Europea y Japón. Las razones para estas diferencias son consecuencia de cambios políticos considerables, la mayoría de ellos derivados de largos conflictos armados dentro de cada nación lo cual llevó a que las industrias camaroneras se adaptaran a las oportunidades disponibles dentro de las condiciones políticas y económicas imperantes. En el caso específico de Nicaragua, se pasó de una economía de propiedad privada con características autocráticas hasta fines de los años de 1970 en que la industria camaronera alcanzó su máximo desarrollo, a una economía centralizada durante la década de 1980 en que una gran fracción de las flotas camaroneras abandonaron el país, y luego a una economía de propiedad privada pluralista a partir de 1990 en que las flotas y las plantas de procesamiento se han vuelto a desarrollar a su máxima capacidad. En el caso de Guatemala la industria camaronera ha sido ejercida fundamentalmente por un consorcio industrial mixto que ha contribuido históricamente entre un 70 por ciento y un 90 por ciento de la flota industrial desde mediados de los años de 1960, y con participación de otros grupos menores a partir de fines de los años de 1970. A pesar de una guerra civil que se extendió por casi cuatro décadas, y de la alternancia de gobiernos militares y democráticos que influyeron sobre

las condiciones económicas y sociales imperantes, la industria camaronera guatemalteca alcanzó un estado de pleno desarrollo desde su temprano inicio.

2.1 Nicaragua

En Nicaragua las pesquerías de camarón están ubicadas en el Océano Pacífico y en el Mar Caribe y las flotas que participan en estas pesquerías son artesanales e industriales, no pudiendo participar las flotas en ambos litorales debido a que los cupos de pesca dentro de las licencias de pesca son exclusivos de acuerdo a litorales. Tres especies de camarón se explotan en el Mar Caribe (Cuadro 1) de las cuales el camarón rojo es de una importancia muy significativa seguida del camarón blanco. En el litoral Pacífico de Nicaragua se desarrolla una pesquería de camarones basada en seis especies (Cuadro 1) las cuales, por su importancia comercial y abundancia en las capturas se pueden categorizar en camarones rojo, blanco y café. Esta última pesquería está muy influida por los grandes cambios en abundancia que experimentan las especies debido a los cambios ambientales generados por procesos ENOS (El Niño - Oscilación del Sur). En efecto, las respuestas de los efectivos de camarón a dicho proceso atmosférico/oceánico han sido diversas pero fundamentalmente han consistido en una disminución significativa de las abundancias, y por ende de las capturas, durante el mismo año ENOS. Sin embargo, en los años siguientes a dichos procesos se ha observado un incremento muy significativo de las abundancias y capturas. En la Figura 8 se muestra la abundancia y captura mensual de todas las especies combinadas de camarón que contribuyen a la pesquería del Litoral Pacífico nicaragüense (Ehrhardt *et al.*, 2000). En la misma se aprecian los incrementos de la abundancia en 1966 como consecuencia del proceso ENOS de 1965, en 1984 y 1985 como resultado del gran fenómeno ENOS de 1982-1983, en 1988 asociado con el año ENOS 1987, un aumento sostenido entre 1994-1996 como consecuencia de los años ENOS 1991-1993 y finalmente en 1999 como consecuencia del conspicuo proceso ENOS observado en 1997 y 1998. Por otra parte, los cambios estacionales e interanuales en abundancia y capturas observados con el principal recurso camaronero del litoral Caribe de Nicaragua (Figura 1) indican una mayor estabilidad en la producción anual y un nivel de abundancia muy superior a aquel observado en el litoral Pacífico.

Bajo las condiciones usuales de alta variabilidad en la abundancia estacional e interanual de las especies de camarón disponibles a las flotas nicaragüenses, se hace difícil pensar que pueda existir un proceso económico viable para mantener una alta capacidad de pesca que permanece ociosa durante los largos períodos de bajas abundancias en algunas de estas pesquerías. Por otro lado, en la Figura 9 se observa el proceso histórico de participación de barcos en las pesquerías nicaragüenses. En ella se puede observar que las flotas alcanzaron su máximo desarrollo hacia mediados de la década de 1970. Aquellos niveles de flotas parecen haber sobrepasado la capacidad de pesca necesaria para hacer un uso eficiente de los recursos debido a que los desembarques de todas las especies de camarones en el Litoral Caribe aparecen estabilizadas después de sobrepasar los 60 barcos operando en la pesquería (Figura 10), mientras que en el caso del Pacífico (Figura 11) existe una mucho mayor variabilidad en las capturas por razón de los cambios notables en abundancia estacional, pero a pesar de ello se infiere que para tamaños de flota mas allá de las 15 embarcaciones pareciera que los desembarques varían grandemente sin una tendencia.

La situación contemporánea de las capacidades de pesca es que el número de embarcaciones que operan en ambas pesquerías parecen estabilizadas a un nivel correspondiente al máximo histórico en Litoral Pacífico, mientras que en el Caribe el número de embarcaciones que participan activamente en la pesquería es considerablemente menor que aquel del pleno apogeo de la pesquería. El gobierno de Nicaragua, tiene registrado que en el 2003 existen 73 cupos de pesca (un cupo = una embarcación) otorgados; sin embargo, sólo se están utilizando alrededor

de 69 embarcaciones, mientras que en el litoral Pacífico existen 20 cupos y un número similar de embarcaciones operando activamente.

De lo anterior se desprende que las flotas industriales se han expandido hasta cuando la captura estacional por barco justifica su operación lo cual se demuestra en la Figura 12 en que las flotas del Caribe de Nicaragua en el período de 20 años entre 1980 y 2000 tuvieron rendimientos anuales predominantemente entre 60 y 70 mil libras de colas por año por barco, con un promedio de 65 125 libras de colas, mientras que para el mismo período pero en el Litoral Pacífico dichos desembarques oscilaron entre 40 y 60 mil libras de colas con un promedio de 55 664 libras de colas. Los guarismos anteriores se consideran como valores límites operacionales que se muestran relativamente estables en la historia contemporánea de estas dos pesquerías a pesar de los grandes cambios en tamaños de las flotas y en las abundancias de los recursos contemplados. Por otro lado, las flotas operaron un promedio de 240 días de pesca por año y el costo promedio por día de pesca estimado por el Centro de Investigaciones Pesqueras y Acuícolas (CIPA/ADPESCA/MIFIC) de Nicaragua para la temporada de pesca 2000-2001 asciende a \$EE.UU. 536. Con esto se infiere que el costo total de operación por barco por año llegó a \$EE.UU.128 640 y, por tanto, el costo por libra de cola desembarcada sería de \$EE.UU. 1,98 en el Caribe y \$EE.UU. 2,31 en el Litoral Pacífico lo cual coincide muy aproximadamente con el rango de precios promedio de \$EE.UU. 2-\$EE.UU. 2,78 pagado en muelle por producto desembarcado en la estación de pesca 2000 - 2001.

Un aspecto interesante a notar es que en Nicaragua por sobre el 60 por ciento de los barcos de la flota industrial pertenecen a armadores/exportadores que deben contratar el procesamiento del producto, mientras que las plantas de procesamiento tienen diferentes arreglos con los armadores, poseen en algunos casos algunos barcos industriales y en gran proporción fomentan el acopio de camarones desde las pesquerías artesanales. Se puede resumir entonces que las flotas industriales nicaragüenses trabajan en base a economías que más bien se identifican con un punto de equilibrio económico y que por tanto la industria considera el costo por día de pesca como el costo directo aplicable a la materia prima y no espera una renta de las operaciones de la flota que poseen. De esta forma pareciera que el tamaño de las flotas se incrementa de forma competitiva hasta que el valor de las tasas de captura por barco disminuya hasta alcanzar los costos que significa operar un barco por día de pesca. Lo anterior pareciera importante como estrategia operacional del subsector extractivo si se considera que la rentabilidad del recurso se establece a los niveles de exportación del producto procesado. Por tanto un elemento fundamental que limita el esfuerzo de pesca es el precio máximo que puede ser pagado por el camarón desembarcado dadas las condiciones de precios de exportación y tasas de captura competitivas con otras embarcaciones en las flotas locales.

Un aspecto importante en las operaciones de pesca de camarón es la competencia creada por las flotas artesanales. En el Litoral del Caribe existen 2 861 pescadores artesanales dedicados exclusivamente a la pesca de camarón, y 703 en el Litoral Pacífico (Cisneros *et al.*, 2002). Estos pescadores tienen muy diversos arreglos para la entrega y comercialización de sus productos pudiendo algunos estar directamente asociados a centros de acopio que llevan el producto a las plantas procesadoras que especialmente no posean embarcaciones industriales, otros entregan el producto a acopiadores quienes lo comercializan directamente a restaurantes y consumidores, mientras otros por localización geográfica relativa a las plantas procesadoras entregan el producto directamente a éstas. La problemática mayor que trae consigo el aumento de las capturas artesanales, es que éstas están conformadas por camarones de un tamaño menor que en las pesquerías industriales lo que da como resultado un agotamiento prematuro de las biomásas poblacionales de camarón que podrían estar disponibles secuencialmente con un valor mayor cuando son capturados por las flotas industriales.

En general, el proceso de artesanalización de las pesquerías de camarón en Nicaragua es el resultado de un proceso económico y social complejo en que la falta de empleo o de

oportunidades de mejores empleos en las regiones costeras ha llevado a que se desarrollen las pesquerías artesanales sin una planificación apropiada, y sin una posibilidad real de mantener las capacidades de pesca bajo control mediante la vigilancia y el control de los derechos adquiridos desde el Estado para el acceso a los recursos pesqueros. En este sentido cualquier persona que desee entrar a la pesca artesanal solo debe inscribirse en los registros nacionales, si es que lo desea, no habiendo restricciones a su entrada a la pesquería. Este aspecto contrasta significativamente con el congelamiento de cupos que existe para las flotas industriales desde fines de los años de 1990.

Por otra parte, la venta ilegal de camarón a pescadores artesanales por parte de las tripulaciones de las flotas industriales sigue siendo un problema significativo al que no se le vislumbra una solución simple por las ramificaciones económicas y sociales que esta actividad ha adquirido. Dichas ramificaciones se refiere tanto entre los pescadores artesanales que compran el producto como entre los pescadores industriales que venden el producto y las plantas procesadoras que carecen de flotas que compran este producto. La ausencia de una Ley de Pesca hasta mayo del 2004 que regulara y enmarcara los procesos de control de capacidad de pesca en Nicaragua fue, tal vez, el problema más significativo que no permitió un arreglo de ordenamiento económico y social en estas pesquerías. Por otro lado, la ausencia de financiamientos por parte del Gobierno para fiscalizar los procesos de pesca, enunciados mas arriba, ha hecho que el recurso camarón no este siendo aprovechado a los niveles que pudieran generar mejores rendimientos económicos que los actuales. Sin embargo, este tema tiene profundas ramificaciones cuando se considera que de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Nicaragua (INEC) (<http://www.inec.gob.ni>) el nivel de desempleo en la regiones rurales de Nicaragua es por sobre el 60 por ciento y en donde los salarios promedios mensuales en las zonas rurales de la costa Atlántica (Caribe) varía entre 11 y 18 dólares EE.UU. mensuales per capita (INEC, op cit.) mientras que en las zonas rurales del Litoral Pacífico varía entre 12 y 19 dólares EE.UU. mensuales per capita. En estas condiciones, la pesca artesanal ofrece oportunidades netas para los niveles de extrema pobreza que se observa en estas regiones y mas aún teniendo las oportunidades de economías de pequeña escala que se observa en las organizaciones de pescadores artesanales en Nicaragua. Así por ejemplo, Cisneros, *et al.* (2002) menciona que los ingresos per capita en todas las pesquerías artesanales (peces y camarones) es de 269 y 149 dólares EE.UU./mes en los litorales Caribe y Pacífico, respectivamente. De ello se infiere que los ingresos de los pescadores artesanales de camarón debería duplicar dichas cifras per capita debido al mayor precio pagado por el camarón desembarcado relativo a peces y moluscos (Cisneros *et al.*, 2002). De esta forma, las pesquerías artesanales del camarón ofrecen oportunidades inigualables de trabajo cuando existe un desempleo rural galopante y no existen controles estrictos sobre las regulaciones pesqueras pertinentes a limitar el acceso a las pesquerías artesanales. En resumen, la sobre capacidad de las pesquerías artesanales del camarón en Nicaragua se identifica con un libre acceso y una falta de control de la administración pesquera ante la fuerte presión política creada por los cada vez mas grandes grupos de pescadores en las regiones mas desvalidas económicamente, y a un enmarañamiento de la industria procesadora que maquila la producción de los armadores y, a la vez, compra directa o indirectamente productos al pescador artesanal. La alta demanda por producto en las procesadoras contribuye significativamente al proceso de artesanalización. La falta de marco de referencia de una autoridad que administre los recursos pesqueros de una forma eficiente y de desarrollo armónico considerando procesos sostenibles a mas largo plazo, sean tal vez los puntos mas críticos que han generado la desorganización reinante en las pesquerías del más alto nivel económico en la nación.

2.2 Guatemala

En Guatemala, los camarones blanco, azul, rojo, café y chacalín (Cuadro 1) tienen importancias relativas de orden diverso en los desembarques, habiendo sido las capturas de chacalín y camarón blanco las más significativas seguidos por el camarón café con anterioridad al gran fenómeno ENOS de 1997-1998. El de menor importancia de acuerdo a las estadísticas de desembarques disponibles es el camarón azul, el cual sólo se encuentra disponible a la pesquería en los estadios de mayor tamaño. Con el colapso del recurso chacalín después del proceso ENOS 1997-1998, la pesquería de camarones en Guatemala sufrió una virtual paralización de varios años.

Con anterioridad a la Ley de Pesca de Guatemala aprobada en noviembre del 2002, los recursos camaroneros estaban reservados a las flotas industriales, aspecto que fue debatido intensamente por los pescadores artesanales y otros intereses privados. A pesar de aquella disposición, una encuesta de las pesquerías en Guatemala realizada a fines de los años 1990 por la entonces DITEPESCA (ahora UNIPESCA) dependiente del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (MAGA) dio como resultado que los pescadores artesanales desembarcaban aproximadamente 1,6 millones de libras de camarón anualmente, lo cual implicaba que las pesquerías ilegales artesanales de camarón generaban un gran porcentaje de los desembarques anuales de camarón. Con la ratificación de la nueva Ley de Pesca, se establece en su Artículo 51 que la pesca comercial de pequeña escala (con embarcaciones de 1 a 1,99 toneladas de registro neto) tiene derecho a la captura de peces, crustáceos y moluscos. Esta autorización se hace a través de Permisos o Licencias por medio de la autoridad rectora (MAGA), previo dictamen técnico de la Autoridad Competente (UNIPESCA). Con ello abre las posibilidades de pescar legalmente camarón a las embarcaciones que dominan los tamaños utilizados por los pescadores artesanales. De esta manera, en forma similar a aquella observada en Nicaragua, tanto flotas industriales como artesanales tienen acceso a los recursos de camarón.

En la Figura 13 se muestra la tendencia histórica del desarrollo de la flota industrial camaronera de Guatemala (Ehrhardt, 1999a). El tamaño de la flota se mantuvo relativamente constante entre los años 1970 y 1983 cuando el nivel de embarcaciones en operación efectiva varió sin una tendencia significativa entre 27 y 33 barcos. Sin embargo, comenzando en 1984 y hasta 1989, la flota aumentó considerablemente alcanzando un nuevo nivel promedio de 62 embarcaciones operando pero se reduce por el retiro de una fracción de la flota en 1990 pero desde entonces se inicia una nueva tendencia al aumento en el número de embarcaciones hasta 1996 cuando flota alcanzó las 77 embarcaciones en operación.

El proceso de incremento en los tamaños de la flota camaronera parece haber impactado las modalidades operacionales de la flota, ya que como se observa en la Figura 14 el número de días por viaje de pesca por mes sigue una tendencia decreciente a medida que aumentó el número de barcos operando efectivamente por mes (Ehrhardt *et al.*, 1999b). Este proceso de reducción de la duración de los viajes permitió que aumentara el número de viajes realizados por las embarcaciones cada mes. Esto se observa en la Figura 15 en que se muestra la tendencia creciente del número de viajes mensuales realizados por embarcación a medida que aumenta el número de éstas operando por mes. Como consecuencia de estos cambios operacionales, el número promedio total de días operados mensualmente por barco se ha mantenido lo cual implica que el tiempo efectivo de pesca ha disminuido puesto que el tiempo de navegación entre puertos-caladeros-puerto ha aumentado con el aumento del número de viajes. Con ello se tiene que el total de viajes de pesca por mes empleados en la pesquería no aumentaron en forma proporcional directa a los incrementos de la flota.

De los procesos anteriores se debería esperar que los costos operacionales por peso capturado de camarones se incrementaran, ya que existe un costo fijo de navegación entre caladeros y puerto que es superior a medida que aumenta el número de viajes

mensuales por embarcación, costos que no están justificados con un aumento de las capturas ya que éstas están siendo cada vez más afectadas por la disminución del promedio del número de días efectivos de pesca que cada embarcación emplea en promedio a medida que aumentó el número de las mismas.

La producción anual por barco disminuyó en un 66 por ciento cuando la flota aumentó de 30 embarcaciones a 77 (Figura 16) y los rendimientos por embarcación promediaron las 88 969 libras-cola en el período cuando la flota varió entre 55 y 77 barcos (1992-1996 en la Figura 13). De acuerdo a Ehrhardt (1999a) el costo promedio anual por barco para el período 1992-1996 fué de \$EE.UU. 133 656 y el precio promedio pagado por libra de camarón desembarcado en esa época y sin distinción de especies fué de \$EE.UU. 1,46. Si este precio promedio se aplica a las capturas promedio anuales desembarcadas por barco se tiene que cada barco en promedio obtuvo \$EE.UU. 129 845 por año el cual está ligeramente por debajo del costo de operación por barco por año. Esto sería una indicación que las flotas industriales camaroneras en Guatemala se incrementaron en número hasta cuando las capturas promedio por barco generaron ganancias que eran compatibles con los costos de operación. Aunque lo anterior es similar a lo observado en el caso de Nicaragua en que las flotas industriales tienden a trabajar en un esquema de equilibrio bio-económico bajo un sistema de libre acceso, la diferencia reside en que las flotas camaroneras en Guatemala están casi en su totalidad integradas a plantas de procesamiento.

En la actualidad no existe en Guatemala información suficiente para analizar las condiciones de producción anual ni índices económicos que sean aplicables a las pesquerías artesanales, pero ciertamente que éstas se desarrollarán bajo el nuevo esquema jurídico de libre acceso y se crearán arreglos que facilitarán el procesamiento de la materia prima generada por estas pesquerías. Consecuentemente, la capacidad irrestricta de pesca de las pesquerías artesanales en Guatemala llegará a tener las mismas consideraciones de ordenamiento que aquéllas en Nicaragua.

3 METODOLOGÍA

Las metodologías para la determinación y análisis de la capacidad pesquera dependen en gran medida de las estrategias adoptadas por los países para ordenar y administrar sus pesquerías. Así por ejemplo en el caso de Nicaragua, se ha adoptado para el camarón cuotas anuales de pesca basadas en una proyección de las capturas futuras basándose en el criterio de mantener una mortalidad de pesca constante. El nivel de mortalidad de pesca constante adoptado en Nicaragua fué uno conservativo identificado como $F_{0.10}$ (o la mortalidad de pesca correspondiente a la pendiente sobre la curva de rendimiento por recluta que es el 10 por ciento de la misma pendiente pero en el origen de dicha curva). A las cuotas definidas bajo esta estrategia se les denominan capturas biológicamente aceptables porque varían estacionalmente en proporción a los niveles de abundancia disponible de los recursos y corresponden al nivel estratégico de mortalidad de pesca elegido para la administración de la pesquería. En la Figura 17, se muestra el proceso para la adopción de cuotas anuales que son biológicamente aceptables. El algoritmo de cálculo que se ha adoptado para estimar las abundancias estacionales y las mortalidades de pesca de las especies de camarón es aquel desarrollado por Ehrhardt y Legault (1996) que consiste en un análisis mensual de cohortes por tallas calibrado según valores de mortalidades totales mensuales obtenidas desde la aplicación previa de una curva de pesca por tallas. Los valores de abundancia promedio y mortalidad de pesca efectiva de cada grupo de talla estimada por el método anterior se utilizan para proyectar hacia adelante las abundancias esperadas en cada mes de la próxima temporada de pesca en que se desea aplicar la cuota. Para el reclutamiento proyectado se ha utilizado el promedio de los últimos reclutamientos pero también se ha utilizado una función desovante - recluta con parámetros ambientales para determinar el reclutamiento futuro. Con las abundancias promedio y el reclutamiento así proyectados se determina

la cuota anual de pesca según una aplicación directa de la ecuación de captura en donde los valores de mortalidad de pesca son aquellos de la mortalidad de referencia adoptada ($F_{0.10}$). Esto es

$$C = \sum_{l=1}^n w_l \times N_l \times \left[\frac{E_l * F_{0.10}}{E_l * F_{0.10} + M} \right] [1 - \exp(-(E_l * F_{0.10} + M))]$$

donde C es la cuota anual, w_l es el peso promedio de los individuos en la clase de talla l , N_l es la abundancia de la clase de talla l , y M es la tasa de mortalidad natural mensual. La variable E_l se define como el factor de explotación de la clase de talla l que depende de la selectividad y disponibilidad de las especies al sistema de pesca. En el caso actual, E se define como función de la mortalidad de pesca F_l relativa a la mortalidad de pesca máxima de alguna talla l (F_{MAX}):

$$E_l = \frac{F_l}{F_{MAX}}$$

En la Figura 17 se observa que una vez que las cuotas anuales hayan sido definidas de acuerdo al objetivo de administración pesquera adoptado, las mismas se deben distribuir de acuerdo a algún criterio bio-económico para el dimensionamiento de la flota. En este sentido, en Nicaragua se ha adoptado que el número de embarcaciones industriales deba corresponder a aquel en que el valor de la captura (como fracción de la cuota anual) por barco sea equivalente al costo de operación anual por barco; es decir, se ha adoptado una estrategia de punto de equilibrio bio-económico para definir las capacidades de pesca aplicables a las pesquerías de camarón. Con ello se auspicia un régimen de mayor empleo en detrimento de una mayor rentabilidad a nivel de flotas y de la pesquería en general. Un aspecto fundamental en el proceso anterior es la falta de consideración de los mecanismos de distribución de la cuota biológicamente aceptable en el componente artesanal del sistema. Con ello se estima se pudiera estar sobre estimando considerablemente la capacidad de pesca en la pesquería de camarones de Nicaragua.

En el caso de Guatemala no existe un proceso de evaluación de recursos tal como el que se requiere para la determinación de las cuotas anuales biológicamente aceptables que se utiliza en Nicaragua (Figura 17). El Gobierno, sin embargo, ha establecido como estrategia de explotación la capacidad de pesca que corresponda con la máxima producción sostenible de los recursos pesqueros, incluyendo al camarón. Esto es, una estrategia de captura constante a los máximos niveles observados en la pesquería. Esta estrategia difiere grandemente de aquella de capturas biológicamente aceptables bajo un esquema de mortalidad de pesca constante puesto que no tiene un criterio de sostenibilidad de largo plazo. Esto se debe a que las capturas máximas sostenibles de los camarones se obtienen con información que usualmente corresponde a aquellas épocas en que la abundancia de las especies fué máxima, la cual se dio bajo una serie de condiciones ambientales que influyeron positivamente sobre el reclutamiento. Si estas condiciones no se repiten a menudo, entonces las capturas máximas sostenibles no se repetirán con tanta frecuencia y como tal no son función de la capacidad de pesca que se define como óptima en un modelo de producción tradicional y que solo existió al momento de realizarse las capturas máximas sin tener en consideración las fluctuaciones de abundancia como función de las fluctuaciones del ambiente. La problemática fundamental con tal aproximación para la administración pesquera es que los recursos pueden ser conducidos fácilmente a una sobre explotación y hasta un posible colapso de la pesquería. Lo anterior, en un intento de capturar niveles equivalentes al máximo histórico con el tamaño de una flota predeterminada para esos niveles de producción,

solo bastarán varios años consecutivos de bajo reclutamiento para crear una situación de altas tasas de mortalidad de pesca. Bajo estas condiciones, la medida de mortalidad de pesca será siempre la razón entre las capturas máximas que se trataron de desembarcar y la abundancia promedio de los recursos, que en la temporada de pesca pueden ser mucho mas bajas que aquellas que generaran las capturas máximas observadas.

De esta forma, en el caso de Guatemala se utilizan las metodologías tradicionales de determinación bio-económica de los niveles de esfuerzo bajo condiciones de equilibrio poblacional con algún modelo de producción multi-específico, que conjuntamente aglomera la productividad de todas las especies de camarón. El proceso metodológico se muestra en la Figura 18. Históricamente se reconoce que la industria pesquera en Guatemala no fue regulada para prevenir la incorporación de un exceso de esfuerzo pesquero (en la forma de número de barcos, días de pesca, etc.) y bajo dicha condición los desembarques tendieron a un punto de equilibrio que corresponde a un nivel de flota donde el valor de la captura igualó al costo incurrido para obtener dicha captura. Este punto se le reconoce en el Diagrama A de la Figura 18 como el punto de Equilibrio en una pesquería de Acceso Abierto (EAA). El nivel de tamaño de flota con que se consigue el punto EAA produce un nivel de captura que puede estar significativamente por debajo del nivel de la Captura Máxima Sostenible (CMS) que desea el Gobierno de Guatemala, como objetivo de la administración pesquera.

Por otra parte, la función de producción biológica de largo plazo, también reconocida como la curva de producción sostenible, representa la capacidad biológica que tiene un stock de generar biomasa excedente. Esta biomasa excedente es función de las características del crecimiento, mortalidad natural y el reclutamiento de nuevos individuos de las especies explotadas, sin embargo en el caso de la pesquería de camarón de Guatemala, dicha curva de producción representa en realidad el conglomerado de especies que explota conjuntamente y por tanto es una curva con una dinámica difícil de definir. El modelo más simple que expresa la dinámica de producción excedente de un stock fué desarrollada por Schaefer (1957), y es el procedimiento básico que, siguiendo la estrategia de administración pesquera en Guatemala, será utilizado en este estudio para dimensionar bio-económicamente los niveles de capacidad de pesca que deberían utilizarse en la pesquería de camarón Guatemalteca. En dicho modelo se expresa que la captura en equilibrio de un stock aumenta a medida que el esfuerzo de pesca (E) aumenta, llegando hasta un máximo (CMS) a un nivel de esfuerzo que se define como E^{CMS} después del cual las capturas disminuyen como consecuencia de una disminución notable de la abundancia poblacional que afecta la capacidad del stock de reponer la biomasa pescada.

La curva de producción de excedentes de biomasa, o desembarques en equilibrio (C), es una de forma parabólica con relación a la capacidad de pesca dada por

$$C = \alpha E - \beta E^2$$

Ya que el objetivo de la administración pesquera es el de mantener el esfuerzo de pesca (número de barcos) a un nivel tal que se generen las máximas capturas sostenibles entonces se evaluará cual es ese nivel mediante la estimación de la posición del punto sobre la curva de producción en que una tangente al mismo punto tiene pendiente cero. Esto último puede expresarse matemáticamente como la derivativa de la captura C con referencia al esfuerzo de pesca E en la función parabólica de producción sostenible anterior y luego haciendo dicho resultado igual a cero. Matemáticamente esto se expresa como

$$\frac{dC}{dE} = 0$$

La derivativa resulta ser

$$\alpha - 2\beta E = 0$$

de donde se obtiene que el esfuerzo correspondiente a las capturas máximas sostenibles (CMS) es

$$E^{CMS} = \frac{\alpha}{2\beta}$$

y la captura máxima sostenible es

$$C^{CMS} = \frac{\alpha^2}{4\beta}$$

Por definición acceso abierto implica ausencia de control por parte del gobierno sobre los derechos de propiedad y acceso a los recursos sin el cual no puede restringir su uso de alguna forma predeterminada con el propósito de optimizar la explotación y aprovechamiento de los mismos. En estas pesquerías, por ser el recurso una propiedad común y abierta a los usuarios, la pesquería se expandirá mientras exista la posibilidad potencial de obtener ganancias de las operaciones pesqueras. Al no contar con restricciones al esfuerzo, los niveles de esfuerzo se incrementarán hasta un punto en que los costos de la pesca sean iguales a las ganancias que se obtienen por el producto desembarcado. Lo anterior se muestra en el Diagrama A de la Figura 18 en que la curva de producción de excedentes o de capturas sostenibles que se definiera en el párrafo anterior se define ahora como la curva de valor total (VT) sostenible puesto que simplemente se basa en el producto del valor promedio unitario (p) de las capturas veces las capturas sostenibles correspondientes ($\alpha E - \beta E^2$) a cada nivel de esfuerzo (E). El punto de equilibrio de acceso abierto es aquel definido como EAA en el Diagrama A de la Figura 18 y que genera un valor VT^* con un costo CT^* similar al valor VT^* , los cuales se obtienen mediante la implementación de un esfuerzo definido como E^{EAA} .

Cabe destacar que el costo total de las operaciones necesarias para generar una captura sostenible se calcula mediante la ecuación dada por

$$CT = wE$$

en donde w es el costo promedio de cada unidad de esfuerzo en un año. Dado que la unidad de esfuerzo es número de barcos, entonces w se definirá como el costo promedio de operar un barco durante un año. Puesto que en el diagrama se necesita tener información de las capturas y el esfuerzo que se requirió para realizarlas en cada período de tiempo considerado, entonces se requiere que los costos promedio hayan sido corregidos por las depreciaciones de las monedas locales con referencia al Dólar y así como también de los efectos de la inflación y pérdida del poder comprador del Dólar. De esta forma el costo promedio corresponde al período de la serie histórica de datos sobre captura y esfuerzo que se utiliza en los análisis.

En forma similar al argumento anterior, se supone que el valor promedio pagado por el producto desembarcado (p) en la ecuación del valor total (VT) de los desembarques que se expresa por

$$VT = p(\alpha E - \beta E^2)$$

es también un promedio corregido por las condiciones de devaluación de la moneda local y corregido por la depreciación del poder comprador del dólar.

Puesto que bajo el esquema de acceso libre o abierto se tiene que $VT^*=CT^*$, entonces se establece que

$$p(\alpha E - \beta E^2) = wE$$

de donde se despeja el esfuerzo E que da como resultado una ecuación para la estimación de E^{EAA} . Así se tiene que

$$E^{EAA} = \frac{p\alpha - w}{p\beta}$$

Por último, las capturas en el punto EAA se estiman directamente de la función de producción sostenible considerando en esta oportunidad el esfuerzo definido en la ecuación de más arriba. Esto es,

$$C^{EAA} = \alpha E^{EAA} - \beta (E^{EAA})^2$$

Las pesquerías de camarón representan casos únicos de explotación en que el interés económico está puesto en la captación de moneda dura, por ser el camarón un producto fundamentalmente de exportación. De esta forma, las economías de una industria no están puestas en los rendimientos económicos de una flota sino en la captación de materia prima al menor costo posible para su procesamiento y exportación. Este es el caso de las pesquerías de camarón en Guatemala en que las plantas industriales tienen asociadas a ellas flotas que aseguran los niveles de materia prima necesaria para su gestión comercial. Bajo estas consideraciones es que el objetivo del Gobierno de Guatemala es el de generar las mayores capturas que pueda rendir un recurso y obtener esos rendimientos con un dimensionamiento óptimo de la inversión en esfuerzo de pesca para que de esta manera no se desperdicie capital en sobre inversiones de flotas y operaciones de pesca. Esto se puede obtener en las pesquerías de camarón si se logra que la función de costo pase exactamente por el máximo de la curva de valor sostenible mediante un ajuste del precio pagado por la materia prima. En el Diagrama B que se presenta en la Figura 18 se verifica dicha situación.

En el diagrama indicado, se observa que el valor total (VT^{**}) de los productos capturados iguala al del costo total (CT^{**}) incurrido en obtenerlos a un nivel de esfuerzo de pesca (E^{VMS}) que corresponde necesariamente con el valor máximo sostenible total pero con un precio mínimo suficiente, p_{\min} , que ajusta la condición. En términos de los parámetros económicos, dicho nivel de esfuerzo se define ahora como

$$E^{VMS} = \frac{\alpha}{\beta} - \frac{w}{\beta p_{\min}}$$

y la importancia de dicha relación es que permite estimar el costo unitario mínimo ya que E^{VMS} es igual a E^{CMS} que requiere la estrategia objetivo de administración pesquera en Guatemala.

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN

Las regulaciones destinadas a controlar las capacidades de pesca en Guatemala y en Nicaragua tienen similitudes y también deferencias notables. En Nicaragua en mayo del año 2004 se aprobó la Ley de Pesca que le da un marco jurídico más sólido a las políticas de regulación pesquera. Aun deben establecerse los reglamentos que se requieren para hacer más eficiente el proceso de administración pesquera a través de tal

Ley. En el caso de Guatemala, la ley de Pesca fue aprobada en el mes de diciembre del 2002 que contiene Artículos genéricos que pueden ser de utilidad para la administración de las capacidades de pesca una vez que las regulaciones sean desarrolladas e incluidas en la Ley. El proceso en Nicaragua correspondió anteriormente a la aprobación de la Ley de Pesca a uno basado en Decretos Ministeriales y Presidenciales los cuales agregaban una gran flexibilidad al quehacer político pero daban poca seguridad que los mandatos emanados de tales Decretos pudieran consolidarse a través del tiempo ya que los mismos podían, y en efecto lo fueron, revocados por diferentes gobiernos bajos diferentes visiones, estrategias o conveniencias mas de orden político que de orden natural de los recursos renovables. A pesar de ello, los otorgamientos de derecho al acceso a la pesca, y por consiguiente al proceso de capacidad pesquera, se otorga a largo plazo en Guatemala (10 años) para asegurar así la sostenibilidad de las inversiones, sin embargo, este otorgamiento dificulta en gran manera la reducción de las capacidades de pesca en caso de que las abundancias de los recursos disminuyan en forma significativa. Un aspecto diferencial muy importante entre los dos tipos de mecanismos jurídicos para las administraciones pesqueras de ambos países es que en Nicaragua se establece una administración pesquera basada en criterios de sostenibilidad de los recursos de camarón y en Guatemala en base a su máxima explotación.

A continuación se presentan los principales aspectos jurídicos de regulación de las capacidades de pesca en los dos países considerados en estos análisis:

4.1 Nicaragua

En el mes de junio del 2004, la Asamblea Nacional de Nicaragua aprobó en lo general la Ley de Pesca la cual estuvo en trámite de aprobación desde 1995. Queda aun el desarrollo de los Reglamentos de la misma Ley por lo que en su parte fundamental el proceso legal de las actividades pesqueras en el momento de escribir este trabajo todavía se fundamenta en Acuerdos Presidenciales y Ministeriales. En lo que sigue se dan las bases legales mas importantes que enmarcan el proceso jurídico relacionado con la pesca en Nicaragua.

De acuerdo al Decreto Presidencial N° 100-2001 sobre «Lineamientos de Política para el Uso sostenible de los Recursos Pesqueros y Acuícolas» publicado en La Gaceta – Diario Oficial No. 219 del 19 de noviembre del 2001, se establece en el Artículo 1 sobre Lineamientos Generales los aspectos que enmarcan los derechos de propiedad y acceso a los recursos pesqueros en Nicaragua. En el Numeral 2 de dicho Artículo establece que: *«El objetivo particular de la Política Pesquera y Acuícola Nacional es lograr el aprovechamiento sostenible de los recursos pesqueros y de la producción acuícola, mediante la optimización del uso de las pesquerías y cultivos tradicionales, la promoción de los no tradicionales, el mantenimiento de la calidad del medio ambiente de los ecosistemas que les dan soporte, buscando el mejoramiento de la rentabilidad de los actores económicos directa o indirectamente involucrados en el sector»*. Mientras que en el Numeral 3 dice que *«Los recursos pesqueros y las tierras y aguas nacionales utilizadas para el cultivo de organismos acuáticos es patrimonio nacional y del dominio del Estado y se otorga su explotación a los usuarios directos, mediante la emisión de derechos de acceso para su captura, recolección, extracción o cultivo»*. Por otro lado, los aspectos de ordenación pesquera y sus objetivos generales se dan en el Numeral 5: *«La ordenación de la pesca y la acuicultura deberá asegurar el mantenimiento de la calidad, la diversidad y disponibilidad de los recursos pesqueros y los medios para el cultivo en cantidad suficiente para las generaciones presentes y futuras, en un contexto de desarrollo sostenible, alivio a la pobreza y seguridad alimentaria»* y en el Numeral 6: *«El uso sostenible de los recursos pesqueros implica que la productividad de las poblaciones de organismos acuáticos satisfagan las necesidades cambiantes de las generaciones actuales y futuras manteniendo intacto su potencial productivo, para lo cual los recursos deberán ser manejados de una manera racional y oportuna»*. Es importante notar aquí que el

Decreto N° 100-2001 define uso y desarrollo sostenible de los recursos pesqueros y con ello el Estado de Nicaragua reconoce las características finitas y renovables de los recursos pesqueros y establece la necesidad de usar correctamente los excedentes de producción que dichos recursos generan en forma anual.

La responsabilidad de elaborar las políticas de pesca están dadas en el Numeral 16 del Artículo 1: «*La elaboración de las políticas de uso sostenible de la actividad pesquera y acuícola es responsabilidad del Ministerio de Fomento, Industria y Comercio (MIFIC), en plena coordinación con el Ministerio de Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA). La emisión de los derechos de acceso a la explotación y cultivo, es responsabilidad única del nivel central del MIFIC*». Para la elaboración de las políticas se define en el Artículo 2, Numeral 13 del mencionado Decreto que ordenación pesquera es: «*Todas aquellas medidas de control o las regulaciones que se formulan, basadas en datos científicos para mantener la capacidad autoregenerativa de las poblaciones o para reabastecerlas a niveles que permitan capturas dinámicamente sostenibles*». En el Numeral 14 expresa que las Normas Técnicas de Pesca deberán estar de acorde con los Criterios e Indicadores de Sostenibilidad de los Recursos Pesqueros y Acuícolas. Lo anterior tiene implicancias importantes en cuanto requiere una manera específica de ordenar las pesquerías según un objetivo de la administración pesquera. Por ello en el Artículo 3 Numeral 3 del Decreto Presidencial 101-2001 establece que: «*En los derechos de acceso a la actividad pesquera comercial se distinguirán dos regímenes; el de libre acceso y el de acceso limitado*», en donde el acceso limitado según el Numeral 7 del Artículo 3 corresponde a: «*... la modalidad que se caracteriza por restringir el acceso al aprovechamiento en aquellas pesquerías desarrolladas o en plena explotación para controlar la mortalidad por pesca, mediante la definición de una cuota global anual de captura por cada unidad de pesquería y el control del esfuerzo de pesca (número permisible de embarcaciones y/o artes de pesca y/o cuota de captura por unidad de esfuerzo)*». Las pesquerías de camarón han sido declaradas en Nicaragua como en plena explotación y por tanto regidas por el Numeral anterior en que están sometidas a un acceso limitado y administradas mediante una cuota global anual de captura que determina el número anual permisible de embarcaciones que puedan operar en la pesquería. Por último, en el mismo Artículo 3, pero en el Numeral 8 se establece que: «*La Cuota Global Anual de Captura se determinará sobre la base de las capturas biológicamente aceptables o dinámicamente sostenibles, la cual variará anualmente en función de las fluctuaciones de abundancia, basada además, en el reclutamiento y estado de explotación del recurso, por lo cual el esfuerzo de pesca deberá ser periódicamente ajustado, de conformidad con los Criterios e Indicadores de sostenibilidad establecidos*». Estos lineamientos otorgados por el Decreto anterior están representados en los procesos indicados en el diagrama de flujo dado en la Figura 17 para el control de la capacidad de pesca mediante la definición del número de embarcaciones determinado por las economías en el punto de equilibrio bio-económico generado de acuerdo a las cuotas anuales de pesca que sean dinámicamente sostenibles.

Los criterios de sostenibilidad a que se hace referencia en el Decreto Ministerial 100-2001 son aquellos que fueran desarrollados por el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA) (Ehrhardt *et al.*, 2000). En el desarrollo de dichos criterios se establece como premisa que los recursos de camarón están significativamente regulados en su abundancia por procesos ambientales de corto y largo plazo que tienen consecuencias importantes en la definición de criterios de sostenibilidad para las pesquerías. Por otro lado, se menciona que las características de la explotación mediante capacidades de pesca reguladas permitirían que los rendimientos de los recursos de camarón puedan cambiar notablemente. En la Cuadro 2, 3 y 4 tomadas de Ehrhardt *et al.* (2000) se presentan los problemas más sobresalientes que impactan la definición de criterios de sostenibilidad de las pesquerías de camarón en Nicaragua, sus posibles causas y efectos (Cuadro 2) así como los criterios de sostenibilidad

(Cuadro 3) y los índices de corroboración de sostenibilidad para las pesquerías de camarón en Nicaragua (Cuadro 4). En los conceptos dados en los cuadros anteriores se aprecia la importancia que tiene el control de las capacidades de pesca en todos los eventos que llevan a una pesquería a ser sostenible en el largo plazo. Bajo los criterios de sostenibilidad establecidos anteriormente, el Ministerio de Fomento, Industria y Comercio (MIFIC) estableció el objetivo de la administración de los recursos de camarón con una estrategia de mortalidad de pesca constante a través de la adopción de capturas anuales biológicamente aceptables, las que también podrían denominarse como capturas máximas dinámicamente sostenibles generadas por los recursos de acuerdo a las dinámicas de sus abundancias temporales.

Un aspecto preocupante con referencia a las regulaciones de las capacidades de pesca es la característica de libre acceso de las flotas artesanales que continuamente entran a las pesquerías de camarón, las cuales al estar en estado de plena explotación, son consideradas por el Decreto 100-2001 como de acceso limitado. Lo anterior implica que el Gobierno de Nicaragua no ha controlado una capacidad de pesca adicional muy importante que no está considerada dentro de los marcos legales del acceso a la pesca.

4.2 Guatemala

El Decreto Número 80-2002 que crea la Ley de Pesca en Guatemala aprobado por el Organismo Legislativo el 26 de noviembre del 2002 y sancionado por el Organismo Ejecutivo el día 17 de diciembre del 2002, contiene en su introducción: *«Que es deber del Estado evitar la sobreexplotación y el exceso de capacidad de pesca aplicando medidas de ordenación, con el fin de asegurar que el esfuerzo de pesca sea proporcional a la capacidad de producción de los recursos hidrobiológicos y al aprovechamiento máximo sostenido de los mismos, estableciendo acciones para rehabilitar las poblaciones en la medida de lo posible»*. Basado en lo anterior la Ley de Pesca establece los aspectos que enmarcan los derechos de propiedad y acceso a los recursos pesqueros en Guatemala en el Título 1 (Disposiciones Básicas), Capítulo 1 (De Las Normas Básicas) y Artículo 4 (Bienes Nacionales): *«Son bienes nacionales del dominio público, los recursos hidrobiológicos silvestres contenidos en el mar territorial, zona contigua, zona económica exclusiva, aguas internas y aguas interiores naturales; compete al Estado ejercer las facultades del dominio sobre ellos, determinando el derecho de pescarlos, administrándolos y velando por su racional aprovechamiento»*. Y al mismo tiempo en el Artículo 5 sobre Concesiones establece que *«La pesca y la acuicultura son actividades cuyo ejercicio será objeto de concesión y no podrán ser monopolio directo o indirecto, ni exclusividad de ninguna persona individual o jurídica, pública o privada; todos pueden dedicarse a ellas, sujetándose dicho ejercicio a la ley específica, a las conexas que los norman y sus reglamentos, así como a las leyes que sobre el particular se emitan en el futuro»*. La autoridad declarada responsable de administración de los recursos pesqueros se define en el Artículo 6: *«El Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, en adelante denominado MAGA, a través de la UNIPESCA, que en adelante se denominará autoridad competente, o la que en el futuro la sustituya, cuando lo considere necesario convocará al sector pesquero o acuícola para tratar asuntos relacionados con el uso, aprovechamiento y manejo de los recursos hidrobiológicos»*. La estrategia de administración se basa en el criterio de precaución (Artículo 7. Criterio de precaución. *El Estado deberá aplicar ampliamente el criterio de precaución en la conservación ordenación y explotación de los recursos hidrobiológicos con el fin de protegerlos y preservar el medio acuático, tomando en consideración los datos científicos más fidedignos disponibles*). El criterio de precaución lo define la Ley en base al: *«Principio del Código de Conducta para la pesca responsable de FAO, el cual indica que la falta de información científica adecuada, no debería utilizarse por los Estados como excusa para no tomar medidas de ordenación para conservar las especies objeto de la pesca»*.

En el Título II (Pesca), Capítulo I (Disposiciones Generales) está el Artículo 13 que establece las medidas de administración: «*La autoridad competente implementará medidas de ordenación para la conservación y el uso sostenible a largo plazo de los recursos pesqueros, las cuales deberán basarse en la mejor evidencia disponible de datos técnicos y científicos*». Mientras que en el Capítulo III dispone los artículos concernientes a las capacidades de pesca y los objetivos de la administración pesquera. En efecto en el Artículo 57 que establece las medidas de ordenación menciona: «*Tanto el esfuerzo de pesca total por pesquería como la capacidad de soporte del recurso, será determinado y establecido por la autoridad competente con base técnica y la mejor evidencia científica disponible para implementar las medidas de ordenación pertinentes*». Y en el Artículo 58 hace referencia a la optimización de los recursos pesqueros: «*La autoridad competente debe velar porque el aprovechamiento de los recursos pesqueros sea sostenible y a largo plazo, para lo cual deberá determinar el esfuerzo pesquero que permita el rendimiento máximo sostenible de la pesquería y evitar superar ese esfuerzo para impedir el agotamiento de estos recursos. En ausencia de bases técnicas y científicas podrá aplicar el criterio de precaución*».

El acceso a la pesca de camarón esta autorizado mediante licencias o permisos otorgados por un período de cinco años a los pescadores artesanales según el Artículo 51 del Capítulo II de la Ley, mientras que las licencias para las flotas comerciales existentes se otorgan por un período de 10 años y según el Artículo 59 del Capítulo III se expresa que: «*El otorgamiento de nuevas licencias para la pesca debe estar fundamentado únicamente en la evidencia técnica y científica que el recurso pesquero no se encuentre agotado o en plenitud de agotamiento*». Lo anterior implica que la sobre explotación tendría que llegar a los niveles de agotamiento del recurso para poner límite al crecimiento de las capacidades de pesca en la pesquería del camarón, lo cual se contraponen a la estrategia de limitar el esfuerzo de pesca al nivel equivalente al máximo rendimiento sostenible de la pesquería que se menciona en el Artículo 58 del mismo Capítulo.

Con el colapso del chacalín en 1998 como principal recurso camaronero en los desembarques hasta ese año, se demuestra la necesidad de contar con capacidades de predicción de las capturas mediante procesos que permitan dimensionar dinámicamente las capacidades de pesca con anticipación a posibles colapsos como el ocurrido. Al mismo tiempo indica la inoperancia de los rendimientos máximos sostenibles como un objetivo de administración de las pesquerías de camarón, ya que como se menciona en la sección anterior, dichos máximos están definidos en el caso de los camarones mas como función de cambios ambientales que por efectos de la capacidad de pesca.

Por otro lado la veda como un instrumento para la protección de juveniles de camarón para así permitirles crecer y aumentar con ello el peso de las capturas futuras dentro de una estación de pesca, fué instaurada en Guatemala en 1987 y tiene una duración de un mes usualmente en el mes de mayo de cada año. Inicialmente la veda tuvo lugar en abril y mayo en algunos años, en otros en abril pero luego consistentemente se eligió el mes de mayo para su implementación. Ehrhardt (1999a) analizó los resultados de dicha veda y explica que la mayor abundancia de reclutas corresponde al período de Julio a diciembre y por lo tanto el efecto real de la veda puede no ser el esperado para los propósitos de la administración. También en el mismo análisis se demuestra que la veda aceptada por la industria correspondió siempre a los meses en que las capturas por viaje fueron mínimas, por lo tanto, la veda correspondió a una época conveniente para las economías de las operaciones de la flota pero no cumple con la estrategia de proteger a los reclutas y juveniles de las especies en las épocas de mayor exposición al esfuerzo de pesca. De esta manera, la instrumentación de una veda en períodos poco óptimos o estratégicos no ha ayudado al proceso de control de capacidades de pesca.

5. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN

Las pesquerías de camarón tanto en Nicaragua como en Guatemala se encuentran en estados de plena explotación, con la connotación que en Guatemala después del proceso ENOS de 1997-1998 los recursos de chacalín sufrieron una enorme caída que llevó a la casi paralización de la pesquería. Las condiciones altamente cambiantes de las abundancias de los recursos de camarón indican la necesidad de dimensionar las capacidades de pesca de acuerdo a criterios de riesgo más estrictos para evitar así condiciones de ineficiencias económicas que se producen cuando las abundancias de las especies declinan considerablemente. A continuación se muestran resultados de análisis realizados con referencia a los rendimientos económicos de las flotas camaroneras en Nicaragua y en Guatemala con el propósito de indicar tendencias con referencia a los objetivos de la administración pesquera adoptadas en los dos países. Cabe destacar que en dichos análisis no se consideran procesos exógenos que obligan a una competencia desmedida de la industria camaronera de estos países con respecto a los precios internacionales extraordinariamente bajos que se han pagado en los dos últimos años en Estados Unidos por el camarón proveniente de cultivos en los países orientales.

5.1 Nicaragua

Ehrhardt *et al.* (2000) realizaron un análisis sobre los rendimientos de pesca incluyendo los valores históricos de los desembarques y los costos asociados a las operaciones por día de pesca de las flotas camaroneras en el Litoral Pacífico y Caribe de Nicaragua. Con ello se evaluó la capacidad que cada especie de camarón tiene de sustentar independientemente la operatividad de las flotas. Los resultados indicaron que solo el camarón rojo del Caribe puede sostener una flota operacionalmente viable debido a que el valor promedio mensual de las capturas de la especie por día de pesca sobrepasan ligeramente los costos promedio mensual por día de operación. Como consecuencia de los resultados anteriores, en el Litoral Pacífico, sólo el conglomerado de especies permite la sustentabilidad económica de las operaciones de una flota más bien restringida de aproximadamente 15 a 20 barcos. En la Figura 19 se muestran las ganancias promedio mensual por día de pesca como resultado de las operaciones históricas de la flota en el Litoral Pacífico. En la Figura se observa que solo existen períodos esporádicos, usualmente asociados con los incrementos en las abundancias después de procesos ENOS, en que las ganancias son significativas. Sin embargo, en la gran mayoría de los meses en la historia de la pesquería el promedio de ganancia por día de pesca es muy reducido, próximo a cero, o negativo. En el caso del Caribe, las ganancias promedio mensual por día de pesca como resultado de las operaciones históricas de la flota (Figura 20) muestran un cambio muy significativo en que a partir del año 1991 (período 312 en la Figura 20) se encuentran en su gran mayoría en valores menores de \$EE.UU. 1 000 promedio mensual por día de pesca. La Figura se caracteriza por tener un muy amplio rango de ganancias promedio mensual por día de pesca. Sin embargo, los límites superiores del rango corresponden a operaciones históricas durante las décadas de 1960 y 1970 y a una época durante los 1980 en que por la baja explotación de los recursos de camarón y la baja competencia entre barcos por los recursos debido a lo reducido de las flotas, se observó rendimientos de pesca inusualmente altos. Lo anterior, refleja ganancias promedio mensuales muy por arriba de las observadas en la última década.

La entrada ilegal de embarcaciones artesanales en las operaciones camaroneras pueden y deben tener un impacto negativo en la productividad de estas flotas no tan solo como producto de las capturas de individuos de tamaño más pequeños en las zonas someras que estas flotas operan, sino que además existe un incremento de la transferencia ilegal de producto en el mar desde los barcos camaroneros a pequeñas embarcaciones que posteriormente comercializan el producto. Esta pérdida de rendimiento económico no ha sido evaluada por carecer de la información pertinente para tal objetivo.

5.2 Guatemala

Las flotas camaroneras explotan cualquiera de las especies principales disponibles con un menor o mayor grado de selección, pero en cualquier caso la producción total de todas las especies de camarón disponibles en un año es lo que finalmente determina la capacidad económica de la pesquería en si. Esto ha sido corroborado por Ehrhardt (1999a) quien encontró que con excepción del chacalín, ninguna de las otras especies de camarón genera suficientes desembarques que puedan justificar los costos de operación de las flotas.

En el análisis de la pesquería realizada por Ehrhardt (1999a), la curva del valor global anual de la captura de las tres especies principales (camarón café, blanco y chacalín) en la pesquería utilizando el valor promedio pagado para todas las especies (\$EE.UU. 1,46/lb.-cola) se analizó con referencia a los costos totales anuales de las embarcaciones en la flota. La curva del valor de las capturas totales de las tres especies en un sistema de acceso libre es igual al costo de producción (en el punto en que la curva del valor de la captura corta a la recta de costo en la Figura 18, Diagrama A) cuando el tamaño de la flota es de aproximadamente 55 embarcaciones. Al mismo tiempo si se considera el objetivo de la administración pesquera en Guatemala la de mantener una flota que genere los rendimientos máximos sostenibles, este correspondió en los análisis a una flota de 40 embarcaciones. Por otro lado, Ehrhardt (1999a) presenta resultados de haber ajustado el precio pagado en muelle por libra de cola desembarcada que genera un punto de equilibrio económico en el máximo del valor de la curva de valor de la captura, o equivalente a los rendimientos máximos sostenibles que espera la administración lo cual teóricamente corresponde al Diagrama B de la Figura 18. Dicho punto de equilibrio se logra con las mismas 40 embarcaciones estimadas anteriormente, sin embargo, el precio pagado por libra correspondería a \$EE.UU. 0,93. Esta condición representaría el ideal de una pesquería que desea no tener una renta en el proceso de captura pero si asegurar el máximo de materia prima para elaboración al menor costo por libra posible. Cabe destacar que estos resultados son bajo la suposición de equilibrio poblacional que suponen los modelos y el concepto de administración pesquera considerando los rendimientos máximos sostenibles. Por lo tanto, los mismos no consideran ningún cambio dinámico en las poblaciones de camarón lo cual, en principio puede significar un gran inconveniente del objetivo de administración pesquera adoptado en el Capítulo III, Artículo 58 de la nueva Ley de Pesca de Guatemala.

De los resultados de los análisis citados anteriormente se desprende que en Guatemala el tamaño de la flota está sobre dimensionada y que la Ley de Pesca no contiene en la actualidad los reglamentos jurídicos necesarios que permitan una estrategia de reducción de las capacidades de pesca existentes. Por el contrario, la Ley permite el libre acceso a las flotas artesanales (Capítulo II, Artículo 51) con lo que se tendrá entonces una mayor incorporación de esfuerzo de pesca que afectará los análisis realizados, ya que se habrá de encontrar una equivalencia económica de flotas múltiples artesanales e industriales que poseen poderes de pesca muy distintos actuando sobre especies múltiples en un esquema económico que difiere substancialmente el uno del otro.

6. CONCLUSIONES

Las pesquerías de camarón en las regiones tropicales y subtropicales de América están sujetas a enormes fluctuaciones estacionales e interanuales en abundancia debido a procesos ambientales que afectan de una manera u otra a la intensidad del reclutamiento. Las diferencias en las dinámicas poblacionales entre las especies son también significativas, sin embargo, se observa que en general es un conglomerado de especies las que en el Istmo Centroamericano son capaces de sostener operaciones económicamente viables de las flotas. Esto contrasta con algunos otros lugares en la región en que una especie por su abundancia sostiene una pesquería.

La variabilidad de corto y largo plazo en las abundancias crea problemas de ajustes a lo que podría denominarse niveles óptimos de las capacidades de pesca. Estas pesquerías, sin embargo, muestran que operan en una modalidad en que no se considera una rentabilidad a nivel de flota sino más bien se espera generar precios competitivos de la materia prima en un producto que es fundamentalmente para la exportación o mercados locales sofisticados. Mediante la ausencia de una renta en flotas se logra pasar ésta en forma de capitalización al producto de exportación.

Las pesquerías de camarón han estado sujetas a grandes cambios en el precio pagado por el producto terminado a niveles internacionales como consecuencia de los bajos precios de los productos de la acuicultura del camarón, especialmente de origen Asiático. Con ello ha habido serias repercusiones en la obsolescencia de la capacidad de pesca simplemente porque no es comercial operar en pesquerías cuyos rendimientos no justifican los costos. Por otra parte estas pesquerías se han caracterizado por una gran competencia por pescar. Ello ha llevado que exista un exceso de operaciones de arrastre sobre los bancos tradicionales de pesca, con lo que los rendimientos por día de pesca de los barcos han bajado, debido a la mayor participación de barcos y no debido a una reducción en la abundancia de los efectivos. Esto es, son pesquerías en que los coeficientes de capturabilidad por unidad de esfuerzo son función de los niveles de capacidad de pesca. Esta convolución tiene connotaciones económicas y sociales de envergadura, ya que la carrera por pescar un producto de alta demanda y precio ha creado una situación generalizada de sobre inversión en flotas que afecta la efectividad económica de la pesquería en general.

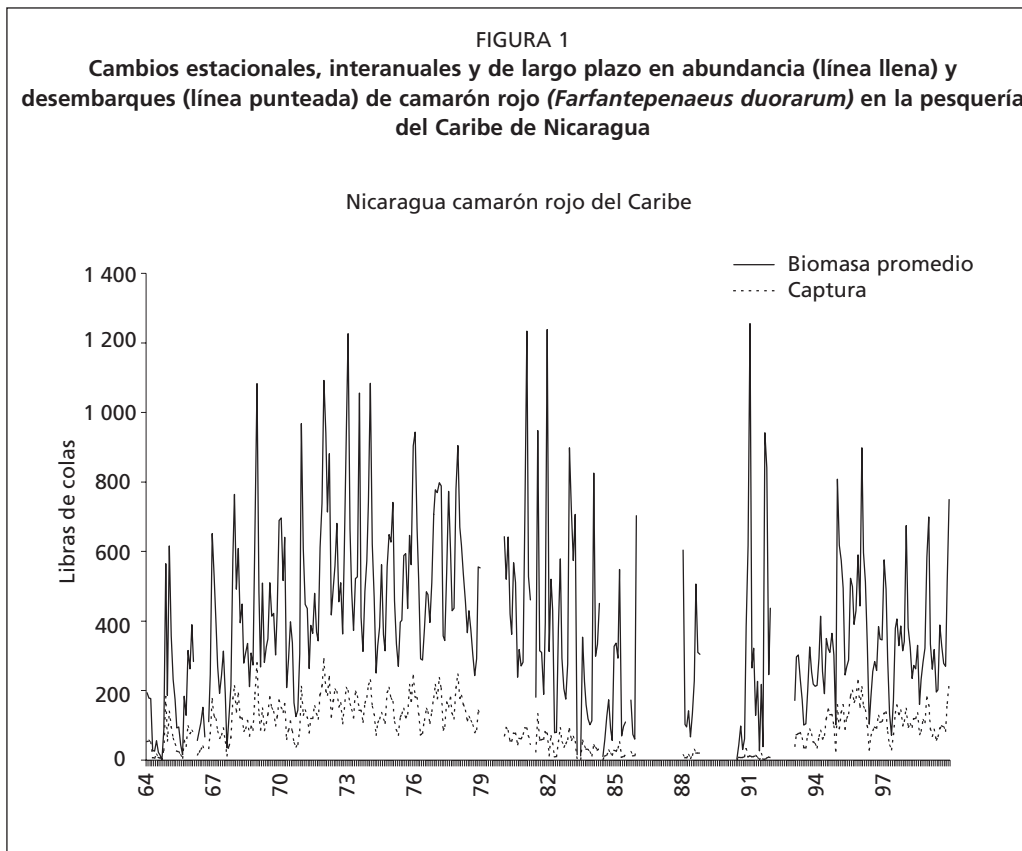
En Nicaragua y Guatemala, las pesquerías de camarón están siendo administradas con conceptos que difieren grandemente en cuanto se refiere a regular las capacidades de pesca. Mientras que en Nicaragua se persigue una estrategia de mortalidad de pesca constante, en Guatemala se ha adoptado una estrategia de captura constante que corresponde a los rendimientos máximos sostenibles. En el primero de los casos se tiene la necesidad de regular dinámicamente las capacidades estacionales de pesca, mientras que en el segundo de los países se tiene que afrontar una sobre capacidad de pesca que no permite pensar en un sistema sustentable de muy largo plazo, ya que algunas de las especies han colapsado dejando las flotas paralizadas por largo tiempo.

La principal problemática que se identifica con relación a la reducción de las capacidades de pesca en estas pesquerías es el valor social de las mismas por el empleo que generan en zonas económicamente marginadas de la sociedad. En este sentido, en casos como en Nicaragua y Guatemala, que poseen altas tasas de desempleo y extremadamente bajos salarios per capita en las regiones rurales, se ha fomentado que exista una migración de trabajadores a las pesquerías artesanales. De esta forma una capacidad de pesca que se desconoce en la actualidad, pero que es de mucha significancia, está casi fuera del control de los gobiernos y en directa competencia con las flotas industriales. Por otro lado en Guatemala, la pesca artesanal del camarón era ilegal hasta diciembre del 2002 cuando se promulgó la nueva Ley de Pesca que autoriza la entrada de los artesanales a la pesca del camarón. En Nicaragua, por el contrario, la pesquería del camarón esta definida como en plena explotación y, como tal, no se puede incrementar los cupos de pesca que permitirían la entrada de nuevas embarcaciones industriales o artesanales. Sin embargo, la pesquería artesanal de camarones es amplia y teóricamente ilegal en ambos litorales de Nicaragua, pero hasta cierto punto es una actividad promovida por plantas procesadoras que no tienen acceso a flotas. Las complicaciones de vigilancia y control que han impuesto estos desarrollos han dado como resultado que la implementación de las medidas de regulación pesquera sea cada día menos eficiente y con ello contribuyendo a un proceso que carece de orden.

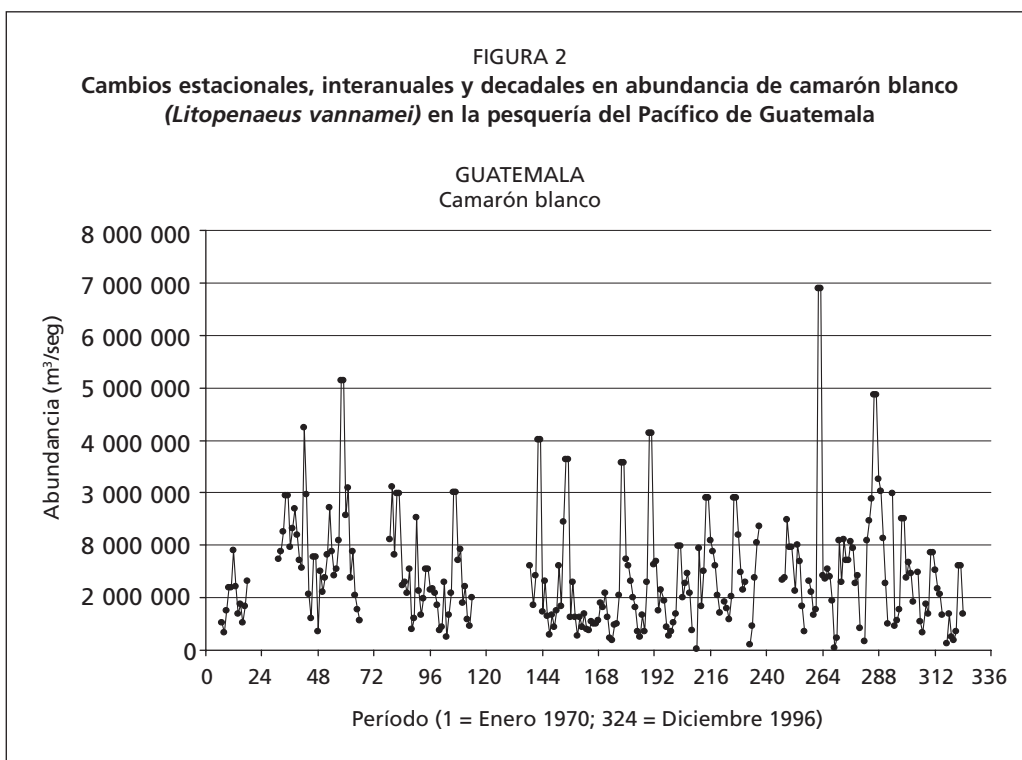
7. REFERENCIAS

- Cisneros, R., Rosales, D., González, I., Dávila, T., Soza, D., Rayo, A.J., Sánchez, R. y de Mendoza, A. 2002. Diagnóstico de la actividad pesquera y acuícola. Dirección de Fomento y Promoción, ADPESCA. Ministerio de Fomento, Industria y Comercio. 86p.
- Ehrhardt, N.M. 1999a. Análisis bio-económico de las pesquerías de camarón de la costa del Pacífico de Guatemala. Informe Final. Comisión de Recursos Hidrobiológicos. Gremial de Exportadores de Productos No Tradicionales. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Ehrhardt, N.M., Cotto, A., Perez, M. y Velásquez, L. 2000. Definición de indicadores y criterios de sostenibilidad para los recursos pesqueros de Nicaragua. Informe Final Programa de Apoyo al Sector Ambiental de Nicaragua PASMA-DANIDA. Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de Nicaragua. Managua, Agosto del 2000.
- Ehrhardt, N.M. y Legault, C.M. 1996. Crustacean stock assessment techniques incorporating uncertainty. Pages 111-131. In: Report of the WECAFC Ad Hoc Shrimp and Groundfish Working Group of the Guianas-Brazil Continental Shelf and CFRAMP Shrimp and Groundfish Subproject Specification Workshop. Port of Spain, Trinidad and Tobago. 8-12 January 1996. *FAO Fisheries Report No. 544, Supplement*.
- Ehrhardt, N.M., y Legault, C.M. 1999. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida Bay dynamics. *Estuaries*, 22: 471-483.
- Ehrhardt, N.M., Legault, C.M. y Restrepo, V.R. 2001. Density-dependent linkage between juveniles and recruitment for pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in southern Florida. *ICES Journal of Mar Science*, 58: 1100-1105.
- Ehrhardt, N.M., Menéndez, M.O. y Rosales, F. 1999. Evaluación del estado de explotación de las pesquerías de camarón de la costa del Pacífico de Guatemala. Informe Final. Comisión de Recursos Hidrobiológicos. Gremial de Exportadores de Productos No Tradicionales. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Ehrhardt, N.M. y Shepherd, D. 2000. Assessment of the shrimp fishery in Guyana. Report of the FAO/CFRAMP Stock assessment workshop. Georgetown, Guyana.
- Hettler, W.F. y Chester, A.J. 1982. The relationship of winter temperature and spring landings of pink shrimp. *Fish. Bull.* 80(4).
- Ortiz, M., Legault, C.M. y Ehrhardt, N.M. 2000. An alternative method for estimating bycatch from the U.S. shrimp trawl fishery in the Gulf of Mexico, 1972-1995. *Fish. Bull.* 98: 583-599.
- Pineda, J. 1994. Internal tidal bores in the near shore: water fronts, seaward gravity, currents, and the on shore transport of neustonic larvae. *J. Mar. Res.* 52: 427-458.
- Rogers, B.D., Shaw, R.F., Herke, W.H. y Blanchet, R.H. 1993. Recruitment of the post larval and juvenile shrimp (*Penaeus aztecus* Ives) from offshore to estuarine waters of the northwestern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science* 36: 337-394.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Pacific Ocean. *Bull. Int-Am. Trop. Tun. Comm.* 2:247-268.
- White, M.E. y Downton, M.W. 1991. The shrimp fishery in the Gulf of Mexico: relation to climatic variability and global atmospheric patterns. Pages 459-490 In: Glantz, M.H., R.W. Katz, and N. Nichols (Eds.). *Teleconnections linking worldwide climate anomalies*. Cambridge University Press. Great Britain. 535 p.
- Wyban, J., Walsh, W.A. y Godin, D.M. 1995. Temperature effects on growth, feeding rate and feed conversion of the Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*). *Aquaculture* 138 (1-4): 267-279.

ANEXO 1: Figuras



Fuente: Ehrhardt et al., 2000.



Fuente Ehrhardt et al., 1999b.

FIGURA 3
Cambios estacionales e interanuales en abundancia de camarón café (*Farfantepenaeus subtilis*) en la pesquería de Guyana

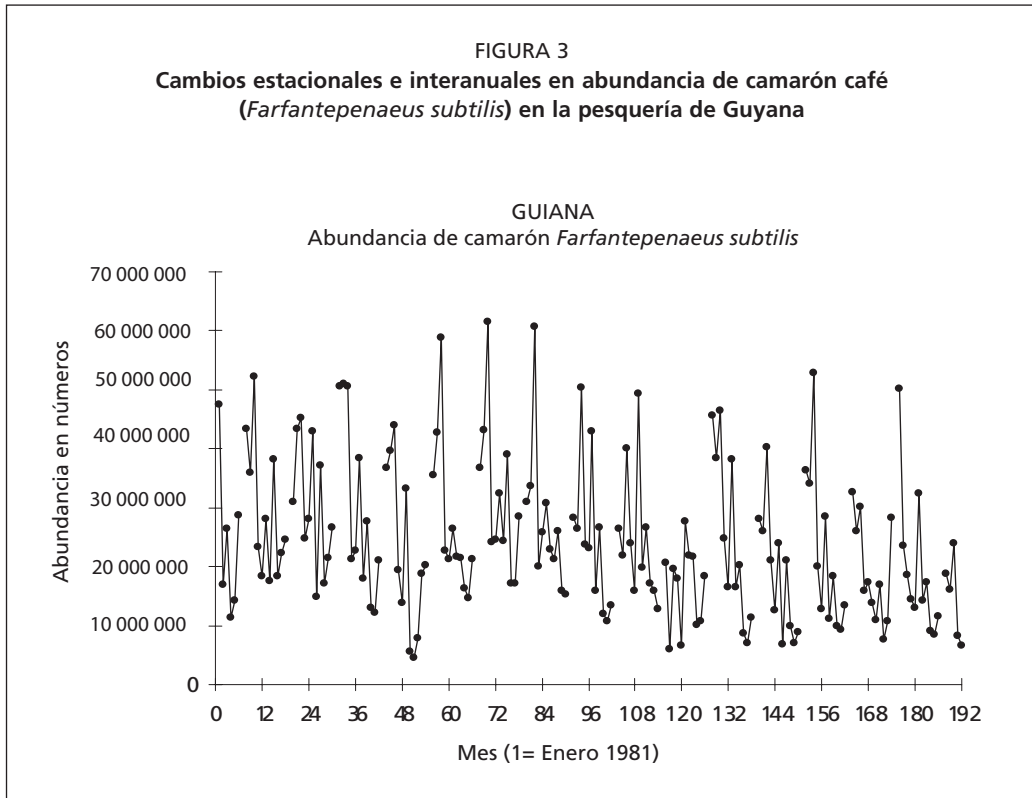


FIGURA 4
Cambios estacionales en abundancia de poslarvas de camarones *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* y *L. occidentalis* en el Golfo de San Miguel y caudales promedio estacionales de los principales ríos afluentes al Golfo de San Miguel en la Provincia de Darién, Panamá

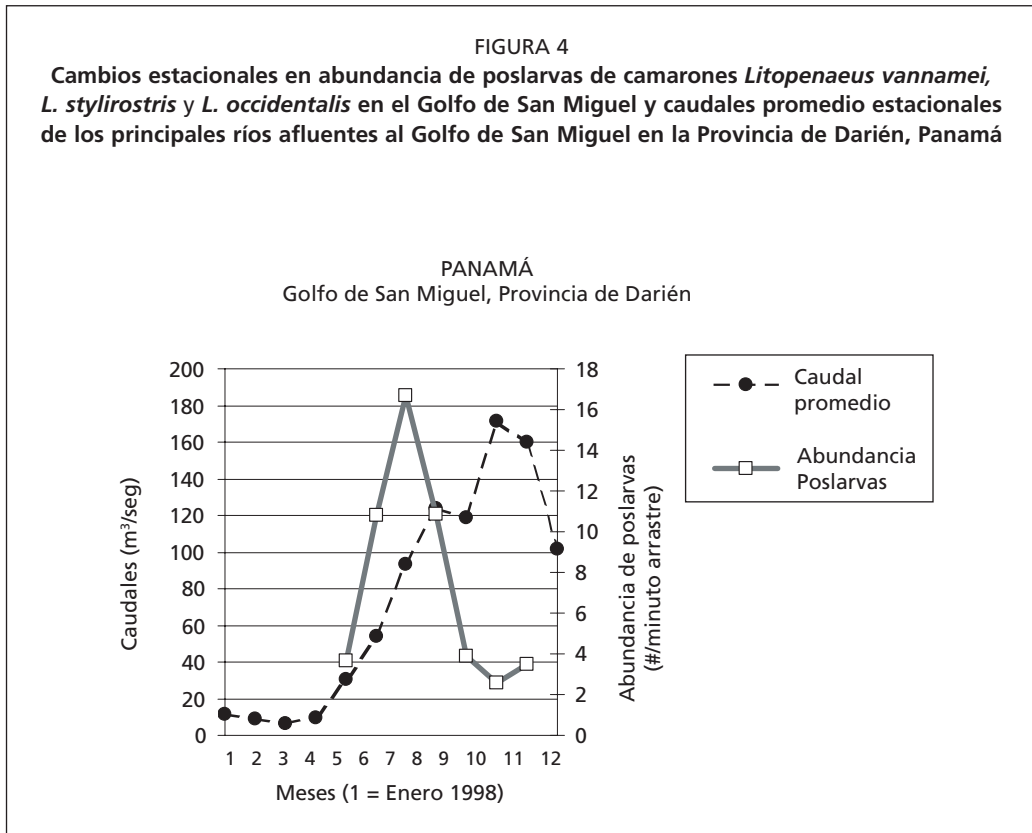


FIGURA 5
Cambios promedio decadales de las abundancias mensuales de camarón rosado, *Farfantepenaeus duorarum* en el Estado de la Florida, Estados Unidos, y tendencias promedio decadales de los niveles promedio del mar en el sur de la Florida (unidades en anomalías)

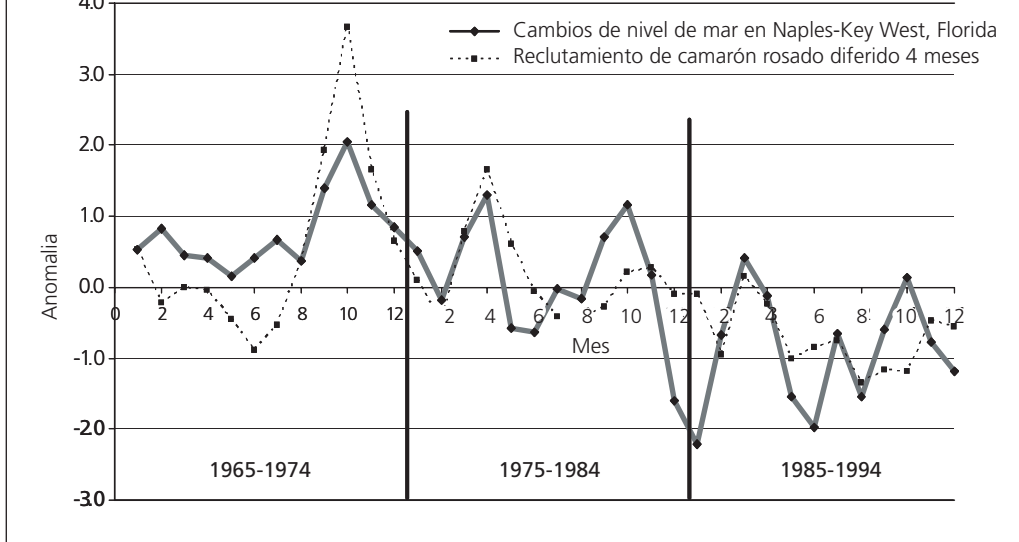
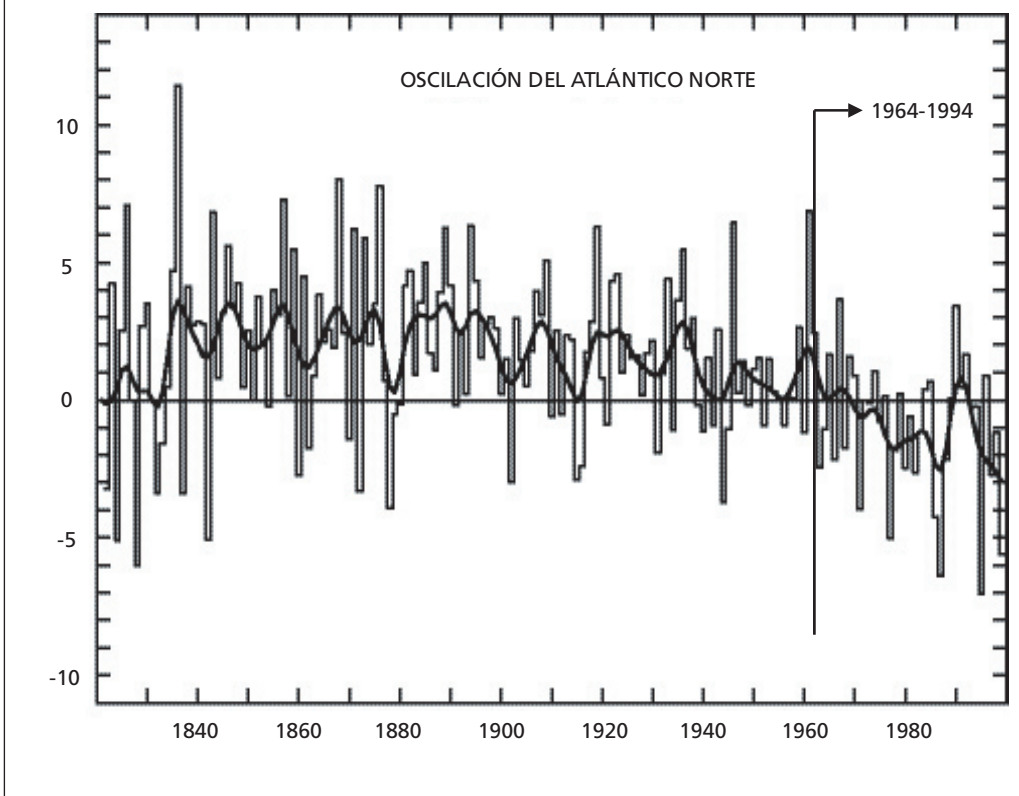
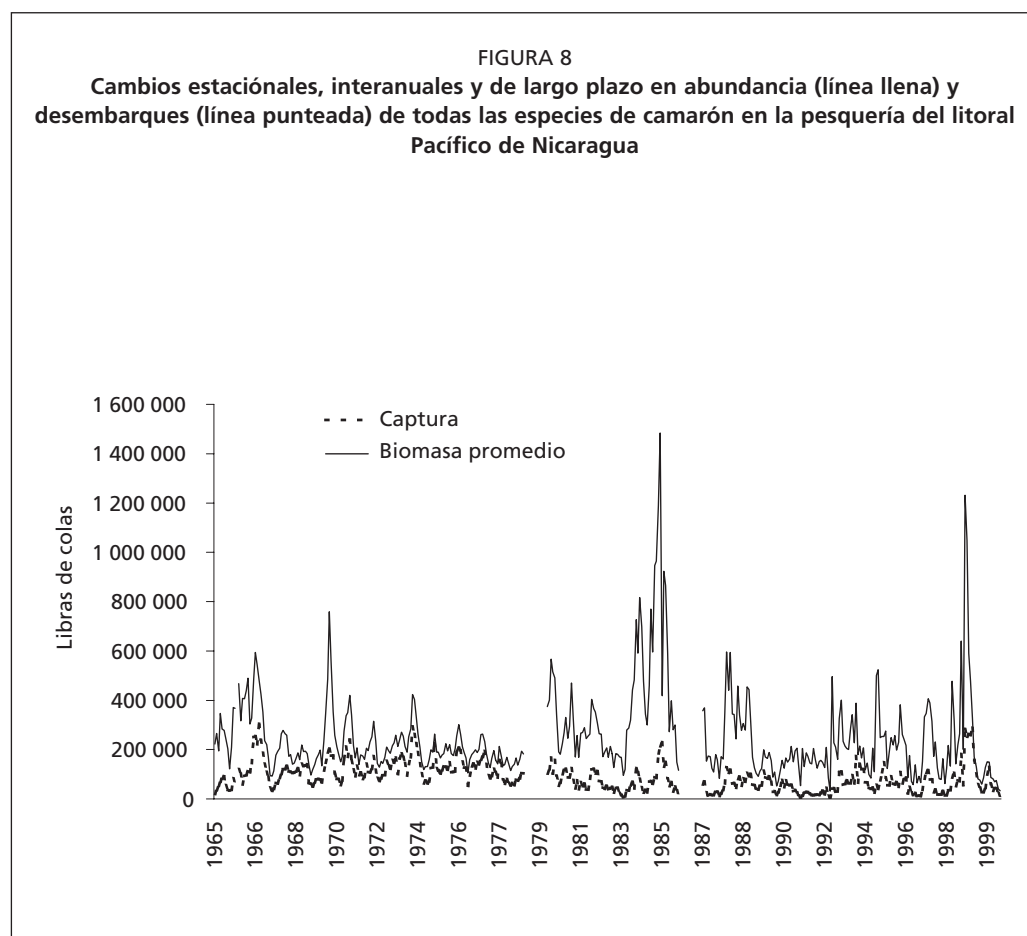
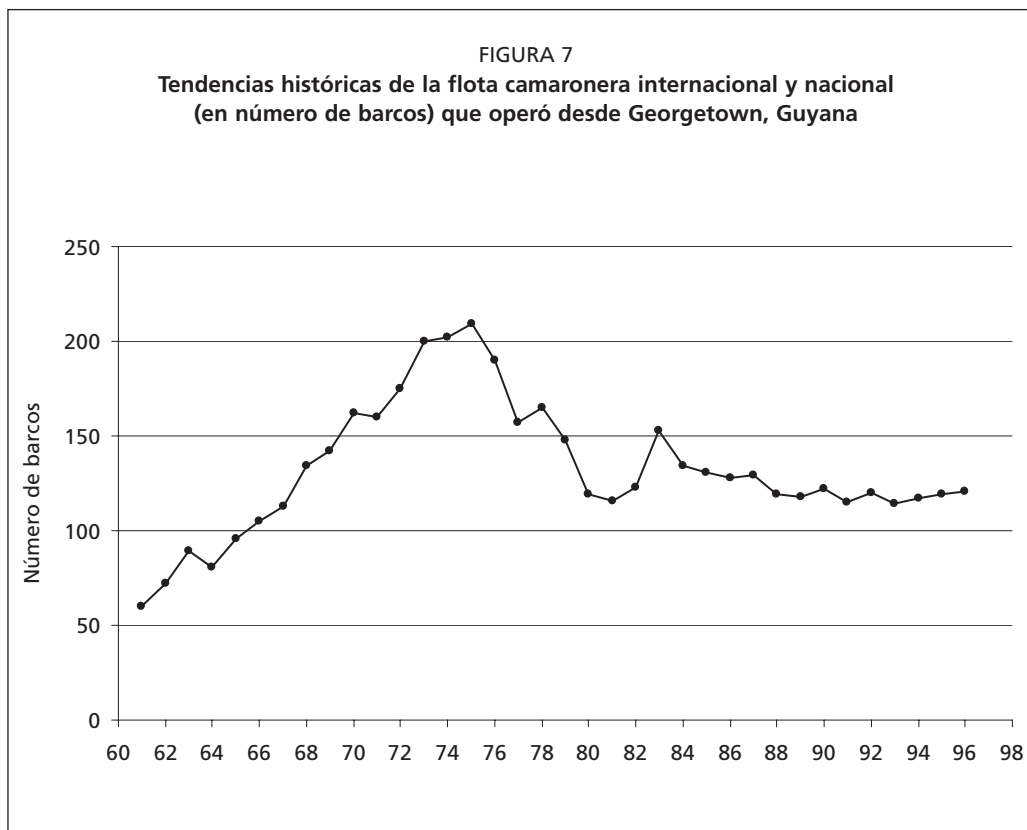


FIGURA 6
Tendencias históricas de la oscilación de verano del Atlántico norte indicando cambios de tendencia negativa en las últimas 4 décadas





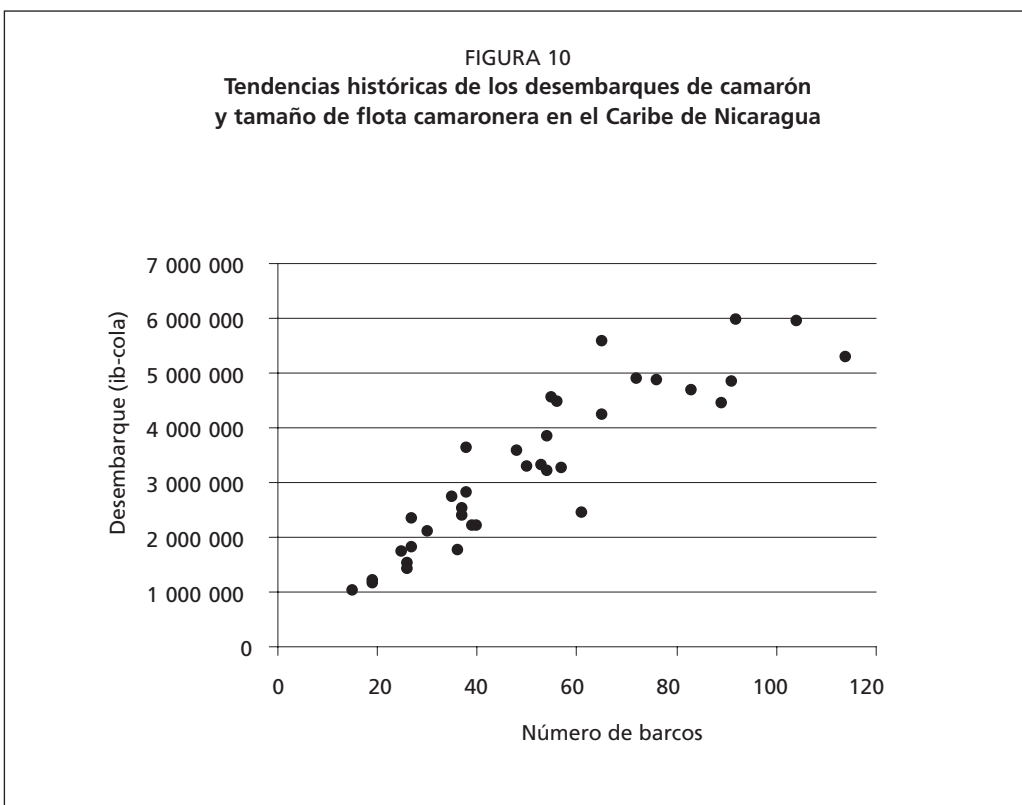
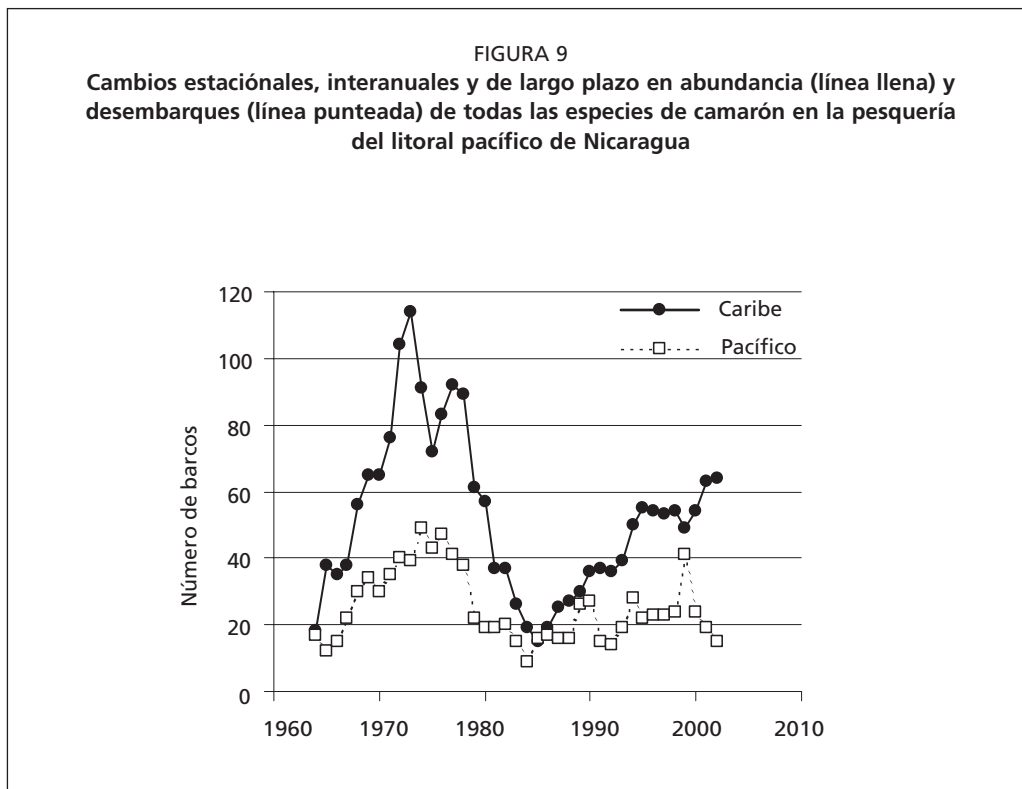


FIGURA 11
Tendencias históricas de los desembarques de camarón y tamaño de flota camaronera en el litoral pacífico de Nicaragua

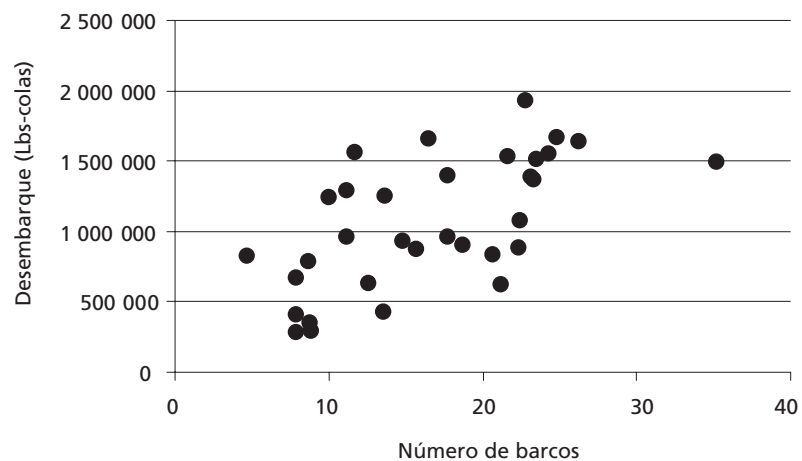
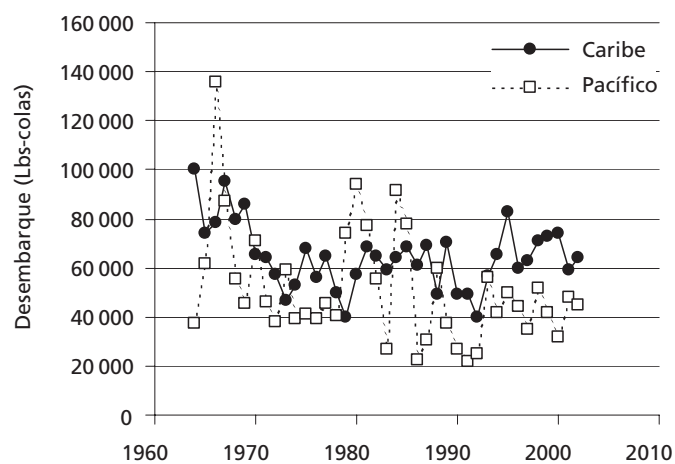


FIGURA 12
Tendencias históricas de los desembarques anuales de camarón por barco en el Caribe y litoral pacífico de Nicaragua



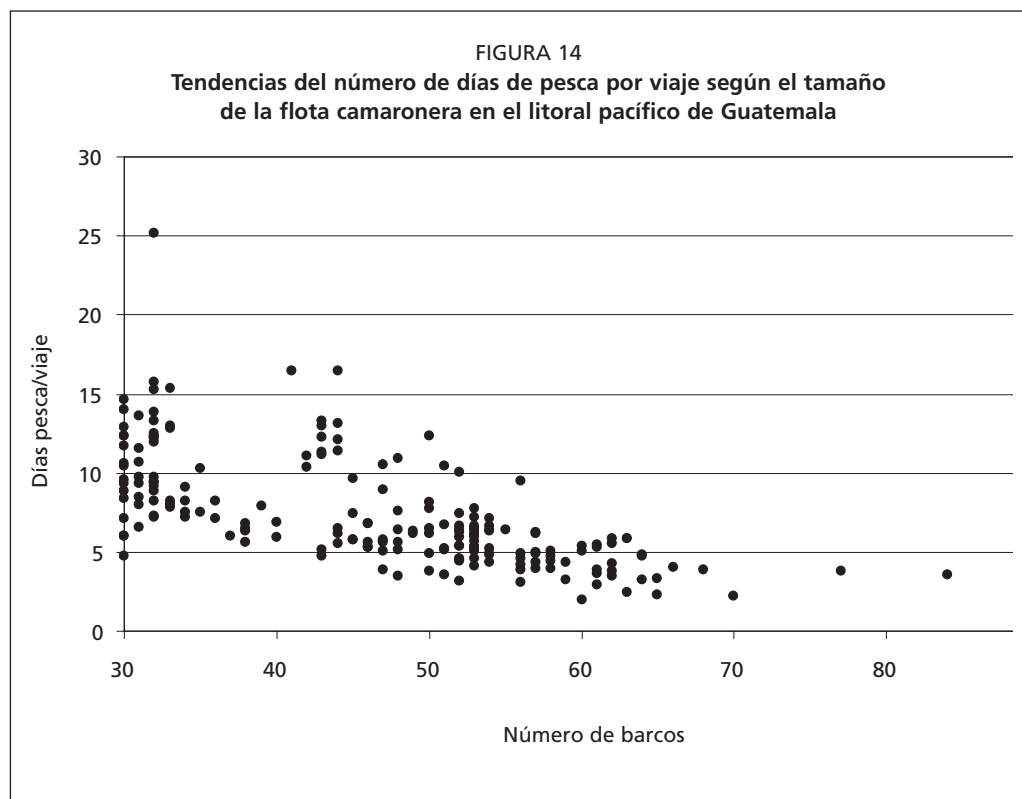
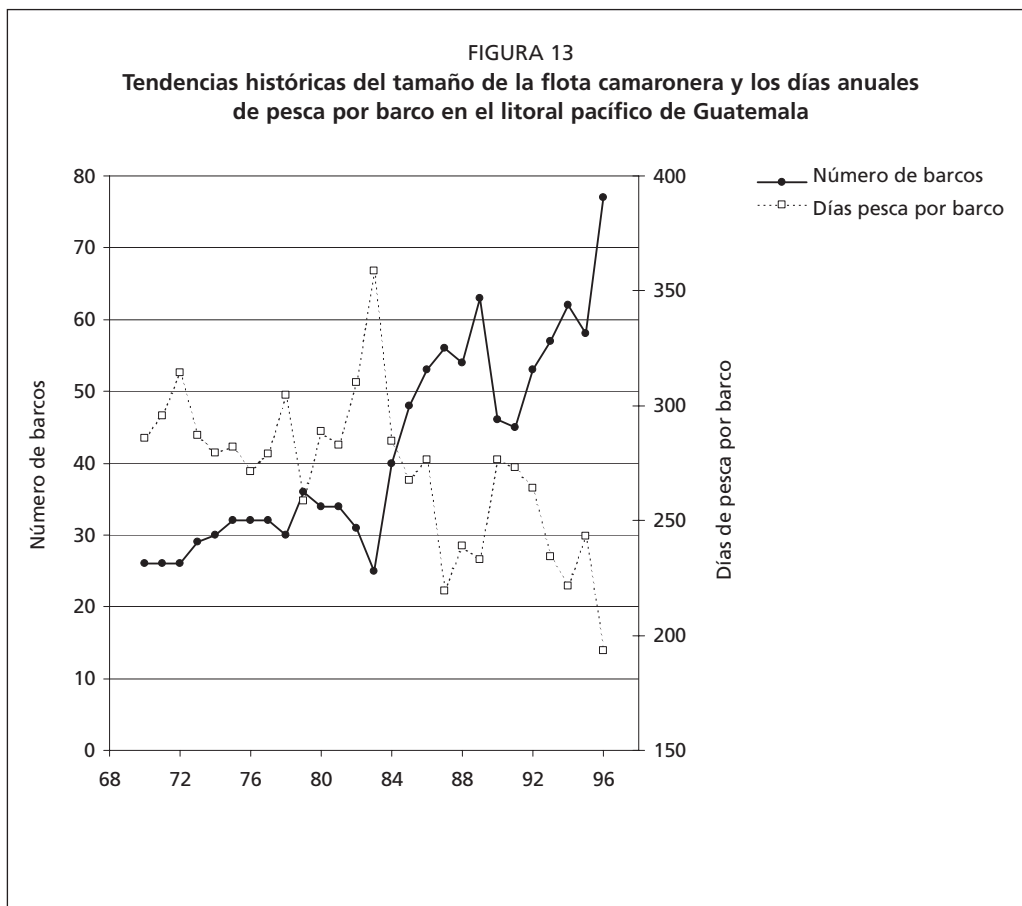


FIGURA 15
Tendencias del número de viajes por mes según el tamaño de la flota camaronera en el litoral pacífico de Guatemala

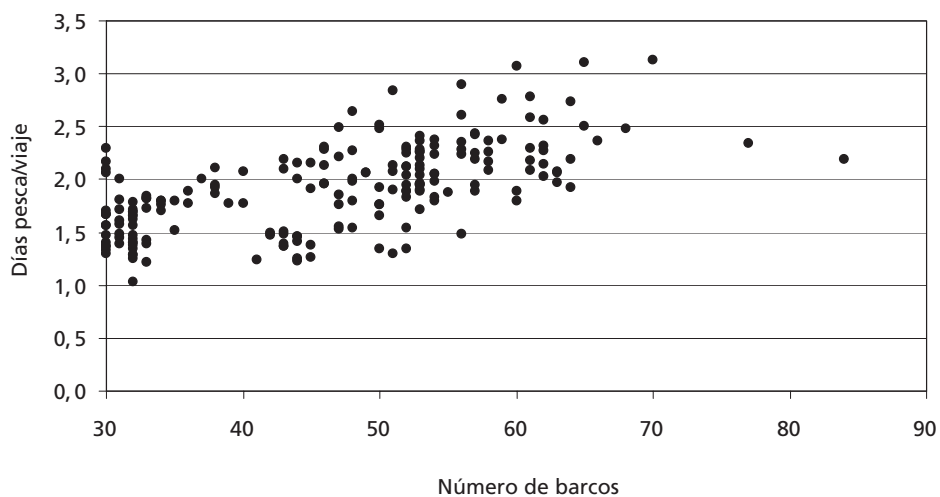


FIGURA 16
Tendencias de la captura anual (lbs-cola) por barco según el tamaño de la flota camaronera en el litoral pacífico de Guatemala

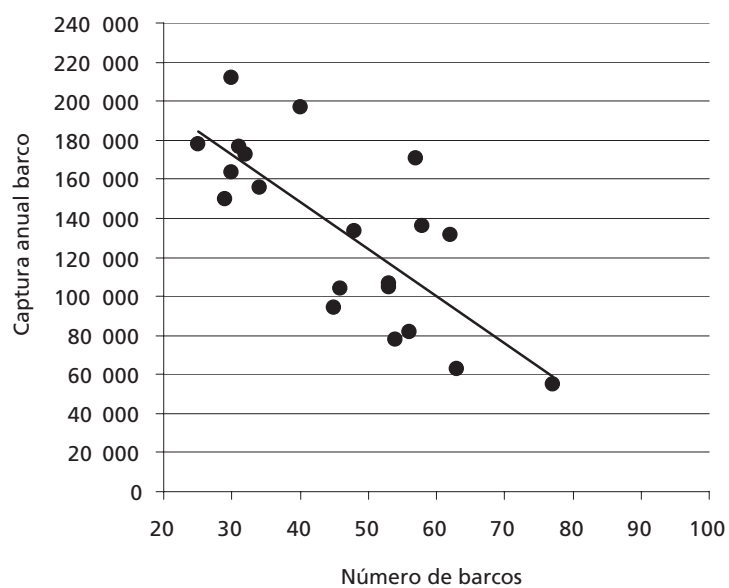


FIGURA 17
 Diagrama del proceso para la determinación de la captura biológicamente aceptable o sostenible y definición de los tamaños anuales de flota en Nicaragua

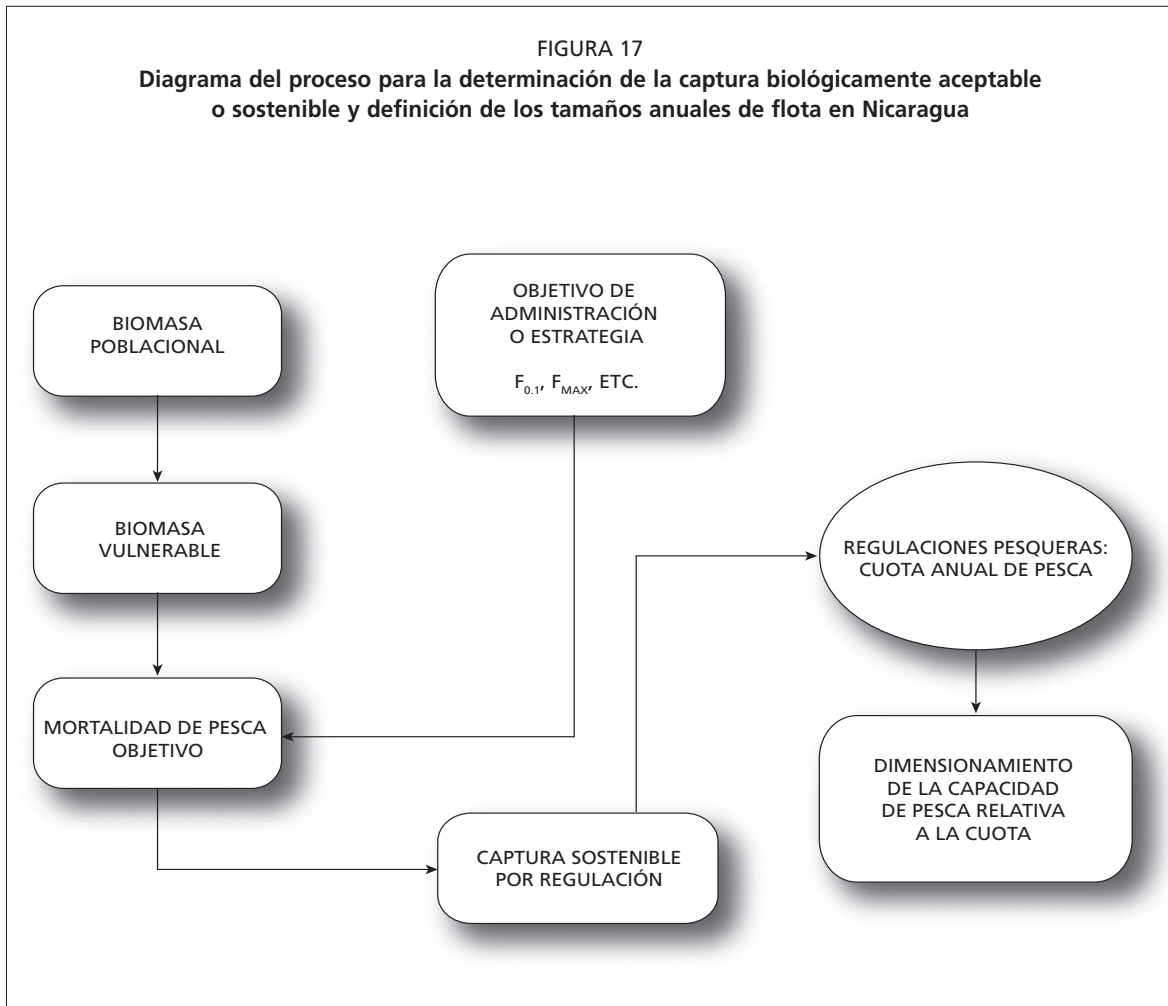


FIGURA 18

Diagrama del proceso para la determinación del punto de equilibrio económico que define el tamaño de flota E la captura máxima sostenible (Diagrama A) y definición de los tamaños de flota en equilibrio económico en el punto de máximo valor sostenible (Diagrama B) en la pesquería de camarón de Guatemala

Diagrama A

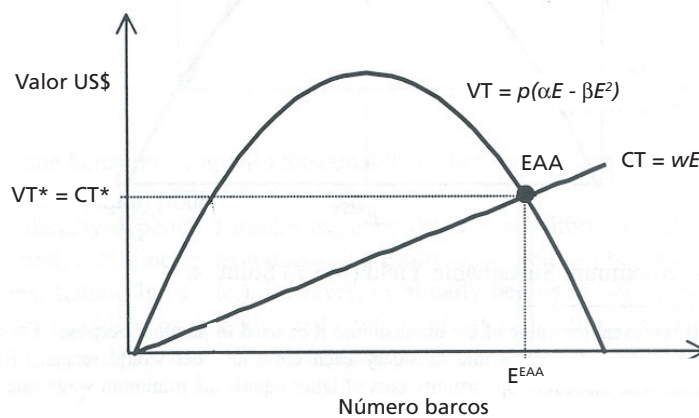
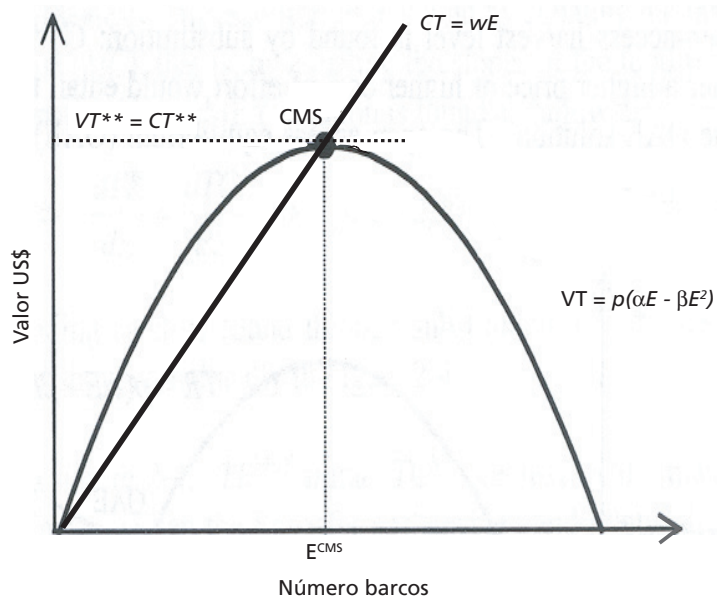
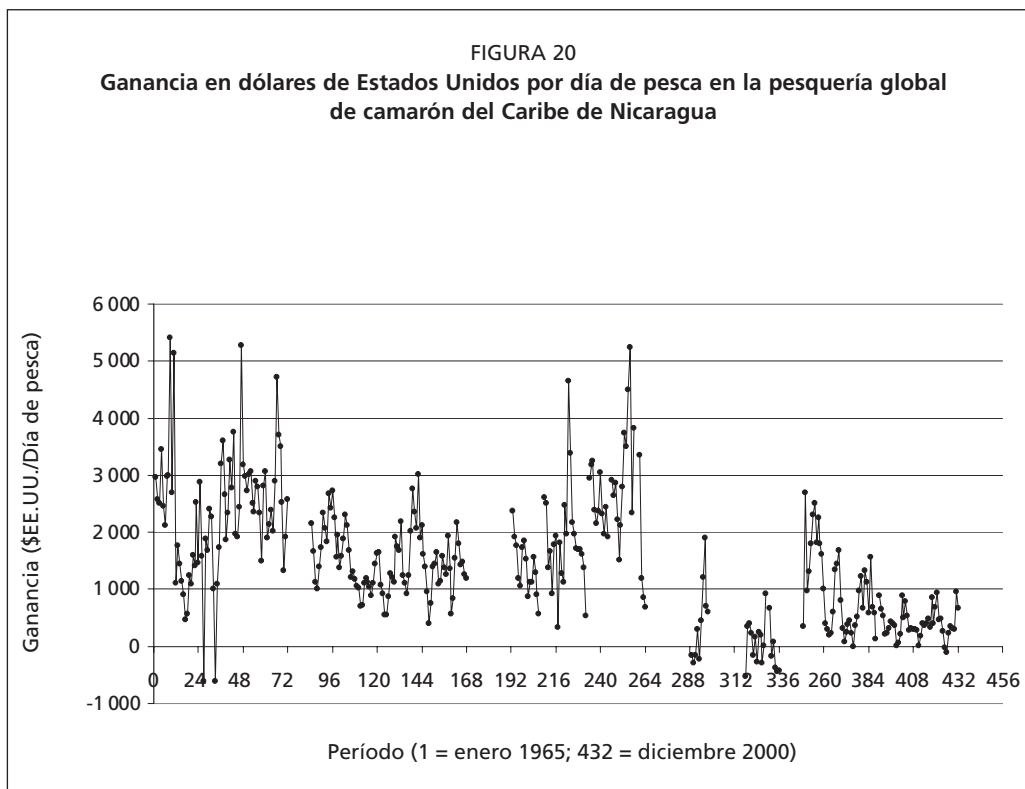
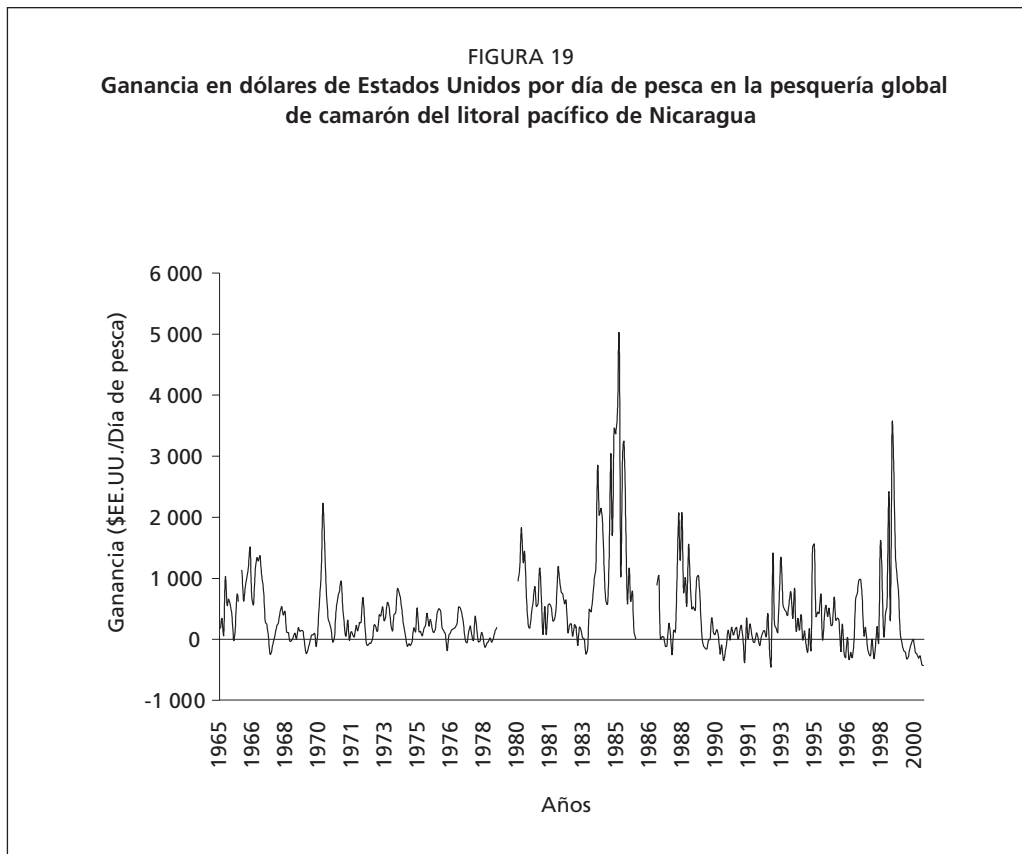


Diagrama B





ANEXO 2 : Cuadros

CUADRO 1

Especies de camarón a que se hace referencia en el texto

Nicaragua	
Litoral Pacífico	
Camarón blanco	<i>Litopenaeus vannamei</i>
Camarón rayado azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
Camarón rojo	<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>
Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>
Camarón cebra o tigre	<i>Trachypenaeus byrdii</i>
Camarón tití	<i>Xiphopenaeus riveti</i>
Caribe	
Camarón rojo	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>
Camarón rosado	<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>
Camarón blanco	<i>Litopenaeus schmitii</i>
Guatemala	
Camarón blanco	<i>Litopenaeus vannamei</i>
Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
Camarón rojo	<i>Litopenaeus brevisrostris</i>
Camarón café	<i>Litopenaeus aliforniensis</i>
Chacalín	<i>Xiphopenaeus riveti</i>
Estados Unidos de Norteamérica	
Camarón rosa o rosado	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>
Guyana	
Camarón rosado	<i>Farfantepenaeus subtilis</i>

CUADRO 2

Puntos críticos en los que se basa la definición de criterios de sostenibilidad de las pesquerías de camarón de Nicaragua

PROBLEMA	CAUSA	EFFECTOS
1. Cambios notables en las capturas en ciertos períodos.	Disminución o aumentos significativos de las abundancias de las especies debido a cuestiones de orden fundamentalmente ambiental.	Desempleo y pérdidas económicas del sector durante temporadas de baja abundancia. Exceso de esfuerzo pesquero durante las épocas de mayor abundancia.
2. Bajos rendimientos de captura por unidad de esfuerzo.	Excesiva competencia por pescar Falta de regulaciones tendientes a mejorar la producción biológica y económica del recurso	Pérdida de rentabilidad en el sector extractivo y aumento del costo de la materia prima para el sector de elaboración de productos.
3. Interacción entre pesca industrial y artesanal.	Competencia por asegurar recursos para la producción industrial y de subsistencia.	Degradación de los recursos por la competencia por pescar. Conflictos sociales severos.
4. Falta de desarrollo económico y social en el sector extractivo.	Producción entra al mercado de exportaciones a niveles superiores en la cadena de producción.	Falta de desarrollo económico y social en comunidades de pescadores.

Fuente: información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000)

CUADRO 3

Criterios para la sostenibilidad de las pesquerías de camarón de Nicaragua

CRITERIOS	EFFECTOS
1. Optimización del costo de la materia prima mediante la regulación de la capacidad de pesca.	Disminuir la competencia por pescar aumentando los rendimientos de pesca de las embarcaciones.
2. Optimización de la capacidad de pesca manteniendo una estrategia de tamaño de flotas congruente con las variaciones de la abundancia a corto y largo plazo del recurso.	Disminuir la obsolescencia del exceso de flota y desempleo de tripulaciones durante épocas de baja producción.
3. Optimización de las tallas desembarcadas.	Incrementar la rentabilidad del recurso evitando la captura de tallas pequeñas de menor valor.
4. Entender los procesos dinámicos que gobiernan la abundancia y disponibilidad de los recursos de camarones.	Asegurar el dimensionamiento dinámico de los volúmenes anuales de captura que permitan definir más exactamente las flotas y capacidades de pesca y por tanto, incrementando la rentabilidad de los recursos.
5. Mantenimiento de una infraestructura de captación de información y análisis.	Asegurar las bases de la información necesaria y estratégica congruentes con las necesidades de entender los procesos dinámicos poblacionales de los recursos.

Fuente: Información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000).

CUADRO 4
Indicadores del proceso sostenible de las pesquerías de camarones en Nicaragua

INDICADORES	EFFECTOS
1. Mantenimiento sostenido o incrementante del rendimiento producción por unidad de esfuerzo de pesca	Corroboración de la naturaleza sostenida del proceso de captura
2. Índice de eficiencia económica del valor de la captura y el costo de la misma	Corroboración de la eficiencia del sistema de producción sostenido en base a los objetivos de la administración pesquera
3. Índice de empleo, índice de compensaciones y salarios, índice de renovación de flota	Corroboración de la sostenibilidad social y técnica conseguida por la administración pesquera

Fuente: Información tomada de Ehrhardt *et al.* (2000).

4. Sobre las características dinámicas de la explotación de la langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, que influyen sobre el control de la capacidad de pesca

Nelson M. Ehrhardt

División de Biología Marina y Pesquerías

Escuela Rosenstiel de Ciencias Marinas y Atmosféricas

Universidad de Miami

4600 Rickenbacker Causeway

Miami, Florida 33149

(nehrhardt@rsmas.miami.edu)

RESUMEN

Las pesquerías de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental están en el segundo lugar en importancia económica después del camarón. Estas pesquerías tienen además gran significado social y hasta político para muchos de los países en vías de desarrollo en la región del Caribe. La especie es de relativa larga vida cuyas larvas pueden permanecer más de 10 meses en las intensas corrientes marinas que dominan en la región y por tanto, los productos de desoves en regiones corriente-arriba pueden dar como resultado colonizaciones en regiones corriente-abajo y con ello, se ha creado el concepto Pan Caribeño de la langosta espinosa. Lo anterior tiene profundas consecuencias para la administración de las diferentes pesquerías y no se cuenta en la actualidad con un mecanismo regional para el control de las capacidades de pesca.

Por otro lado, la capturabilidad de la langosta espinosa es función de los niveles de capacidades de pesca en las diferentes pesquerías. De esta manera, se observa que las pesquerías corriente-abajo tienden a generar desembarques que son independientes de las capacidades de pesca. Lo anterior se demuestra con los casos de las pesquerías de Brasil y de la Florida. En esta última se introdujo un plan de reducción en el número de trampas que se podían utilizar en la pesquería en 1992. Dicha reducción ha sido analizada por sus impactos económicos y sociales y como tal representa un ejemplo único de control de una capacidad de pesca que tiene como objetivo reducir el congestionamiento en los caladeros, el mantenimiento de los niveles de desembarques y por tanto, el aumento de los rendimientos de captura por trampa. Los resultados demuestran que en el caso de la pesquería de la Florida, las flotas operan a niveles de equilibrio económico a pesar de las reducciones significativas en el número de trampas, mientras que en Brasil la pesquería se ha «artesanalizado» por razones económicas derivadas del desempleo y aumentos en el precio de los combustibles que han impactado más significativamente a las flotas industriales que a las artesanales.

En general, las capacidades de pesca no están siendo controladas bajo las condiciones de monitoreo, vigilancia y control imperantes en la mayoría de las pesquerías de la región.

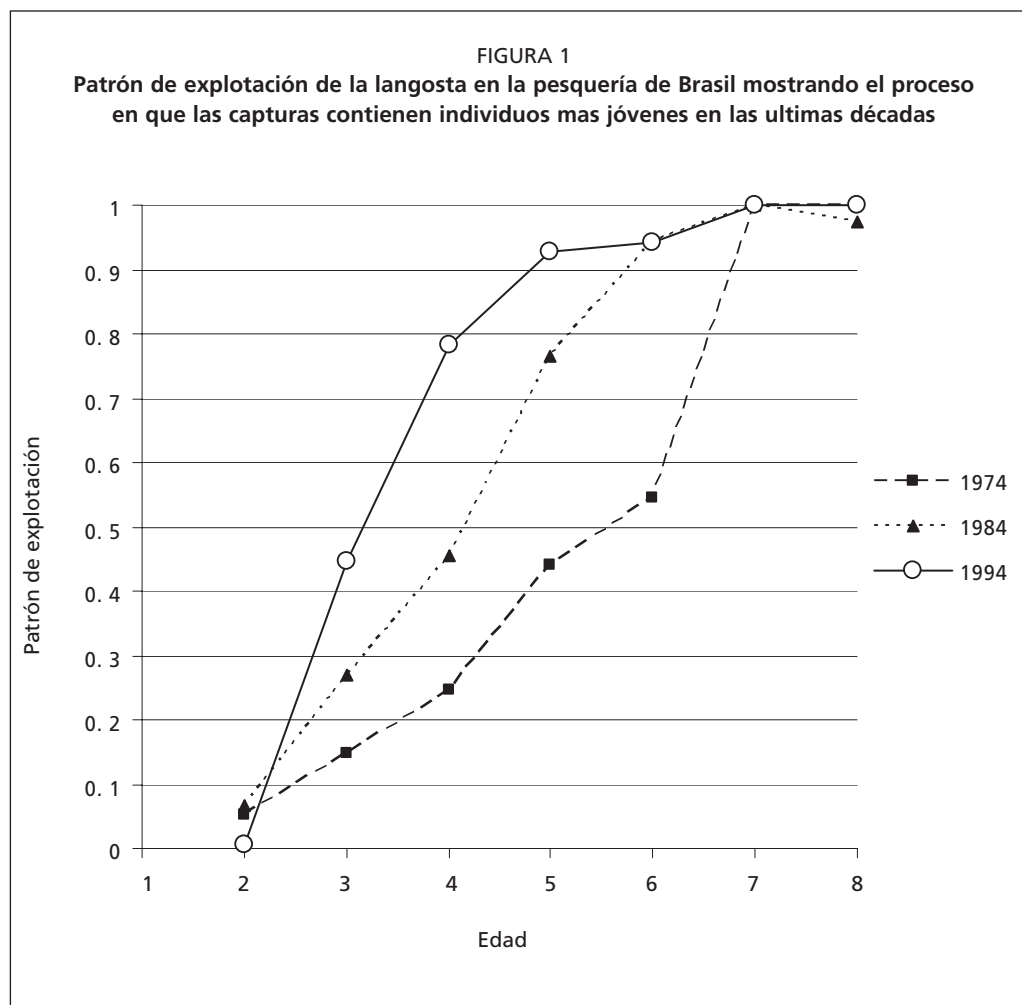
1. INTRODUCCIÓN

La langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, se encuentra ampliamente distribuida en el Atlántico Centro Occidental entre Bermuda y Brasil y sostiene pesquerías importantes en Cuba, Bahamas, Brasil, Florida, Honduras y Nicaragua. Los desembarques totales en esta región promedian las 35 000 toneladas de peso entero desde hace ya más de dos décadas, lo cual es una indicación que las pesquerías han alcanzado un estado de pleno desarrollo. Ehrhardt (2001.a) menciona que los precios pagados por langosta desembarcada en la región varían entre \$EE.UU. 4 y \$EE.UU. 25 por kilogramo de peso entero con un promedio de alrededor de \$EE.UU. 12. Lo anterior significa que el recurso de langosta espinosa del Caribe genera aproximadamente un promedio anual de \$EE.UU. 430 millones a nivel de muelle, lo que la ubica en segundo lugar en importancia económica después del camarón que se explota en la región.

La especie es más bien longeva, pudiendo vivir más de 20 años, sin embargo, debido a los altos niveles de explotación a que ha sido sometida, las edades máximas observadas en las capturas no sobrepasan los siete años con una marcada influencia (60-70 por ciento) de las edades dos y tres en los desembarques (Muller *et al.*, 2000; Ehrhardt y Sobreira, 2003). La especie madura entre los dos y tres años de edad que corresponde a tamaños de cefalotórax entre 80 y 90 mm. Por otro lado, existe una gran captura no selectiva de individuos inmaduros en las tallas por debajo de aquéllas adoptadas como comerciales (70 a 82 mm cefalotórax) en las diferentes pesquerías. Cochrane y Chakallal (2001) mencionan que en solo cinco de las 17 pesquerías que existen en la región se tienen tallas comerciales mínimas que están por sobre las tallas de primera madurez. Ehrhardt y Sobreira (2003) muestran el proceso de «juvenilización» en los desembarques históricos de langosta en la pesquería de Brasil (Figura 1) mientras que Ehrhardt *et al.*, (2000) señalan el incremento significativo del porcentaje de individuos inmaduros desembarcados en la pesquería de Nicaragua (Figura 2) la cual tiene características de explotación similares que aquella que se realiza en Honduras. De lo anterior se desprende que existe una marcada falta de monitoreo y control de las capacidades de pesca que capturan tallas ilegales en las pesquerías más importantes de la región.

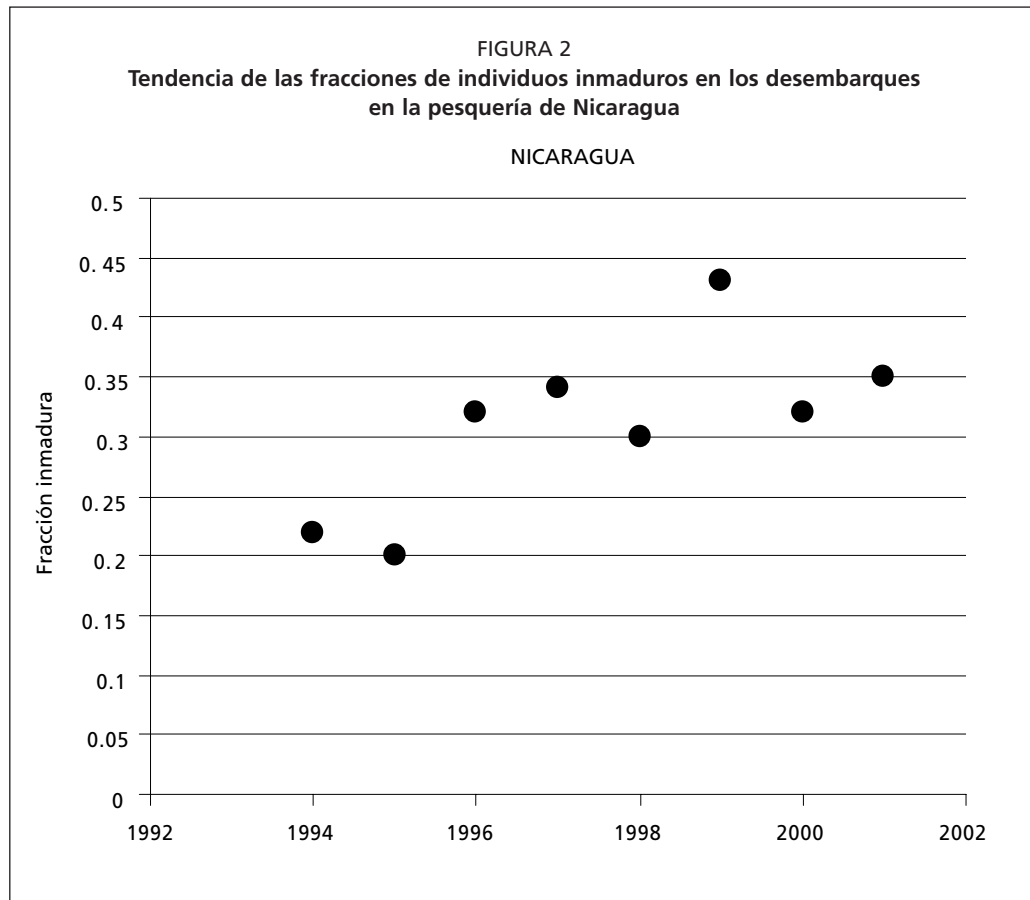
La langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, se encuentra ampliamente distribuida en el Atlántico Centro Occidental entre Bermuda y Brasil y sostiene pesquerías importantes en Cuba, Bahamas, Brasil, Florida, Honduras y Nicaragua. Los desembarques totales en esta región promedian las 35 000 toneladas de peso entero desde hace ya más de dos décadas, lo cual es una indicación que las pesquerías han alcanzado un estado de pleno desarrollo. Ehrhardt (2001a) menciona que los precios pagados por langosta desembarcada en la región varían entre \$EE.UU. 4 y \$EE.UU. 25 por kilogramo de peso entero con un promedio de alrededor de \$EE.UU. 12. Lo anterior significa que el recurso de langosta espinosa del Caribe genera aproximadamente un promedio anual de \$EE.UU. 430 millones a nivel de muelle, lo que la ubica en segundo lugar en importancia económica después del camarón que se explota en la región.

La especie es más bien longeva, pudiendo vivir más de 20 años, sin embargo, debido a los altos niveles de explotación a que ha sido sometida, las edades máximas observadas en las capturas no sobrepasan los siete años con una marcada influencia (60-70 por ciento) de las edades dos y tres en los desembarques (Muller *et al.*, 2000; Ehrhardt y Sobreira, 2003). La especie madura entre los dos y tres años de edad que corresponde a tamaños de cefalotórax entre 80 y 90 mm. Por otro lado, existe una gran captura no selectiva de individuos inmaduros en las tallas por debajo de aquéllas adoptadas como comerciales (70 a 82 mm cefalotórax) en las diferentes pesquerías. Cochrane y Chakallal (2001) mencionan que en solo cinco de las 17 pesquerías que existen en la región se tienen tallas comerciales mínimas que están por sobre las tallas de primera madurez. Ehrhardt y Sobreira (2003) muestran el proceso de «juvenilización» en los desembarques históricos de langosta en la pesquería de Brasil (Figura 1) mientras que



Ehrhardt *et al.* (2000) señalan el incremento significativo del porcentaje de individuos inmaduros desembarcados en la pesquería de Nicaragua (Figura 2) la cual tiene características de explotación similares que aquella que se realiza en Honduras. De lo anterior se desprende que existe una marcada falta de monitoreo y control de las capacidades de pesca que capturan tallas ilegales en las pesquerías más importantes de la región.

Dependiendo del tamaño individual, las hembras pueden producir de 147 mil a dos millones de larvas por estación (Cox y Bertelsen, 1997; Cruz y León, 1991). Estas larvas pueden permanecer en dicho estado circulando en las corrientes oceánicas entre seis y 12 meses (Lewis, 1951; Lyons, 1980) antes de sufrir una metamorfosis y convertirse en un puerulo que nada intensamente hacia las zonas costeras de cría que ofrecen un hábitat adecuado para su desarrollo. Esta dinámica larvaria peculiar conjuntamente con las fuertes corrientes oceánicas que prevalecen a través del Atlántico Centro Occidental, posibilita que las larvas de la langosta espinosa del Caribe puedan colonizar áreas muy extensas y lejanas desde el punto de origen de las mismas. Ello ha dado cabida a la teoría Pan-Caribeña de las langostas espinosas las cuales tendrían su origen en un solo recurso genético (Menzies y Kerrigan, 1980; Lyons, 1981). Esto último ha sido comprobado en parte mediante análisis de ADN mitocondrial de muestras obtenidas de langostas en diferentes partes del Caribe por Silberman, Sarver y Walsh (1994a) y Silberman, Sarver y Walsh (1994b). Dichos autores han encontrado que no existen diferencias geográficas en las muestras analizadas y que tampoco existe una variación genética estacional en las larvas que arriban a la Florida. Esto implicaría un alto nivel de mezcla de las larvas en el medio oceánico abierto al mismo tiempo que un nivel constante del nivel de mezcla. Por



último, los estudios genéticos realizados por Sarver, Silberman y Walsh (1998) sugieren que la langosta espinosa del Caribe que habita en Brasil podría ser una sub-especie de *P. argus*, mientras que Sarver, Freshwater y Walsh (1999) encontraron formas genéticas de la posible sub-especie brasileña en el material genético de las muestras obtenidas en la Florida. Por otro lado, Yeung y McGowan (1991) indican que los mecanismos de advección de larvas de langosta que migran en la Corriente del Golfo frente a las costas de la Florida se realizan a través de los remolinos que se forman estacionalmente en la contracorriente que se forma sobre la Plataforma de Portales a lo largo de los Cayos de la Florida. Con ello es posible que larvas que migran en la corriente del Caribe, pasen por el estrecho de Yucatán entre Cuba y México y entren en la corriente del Golfo para potencialmente reclutarse en los Cayos de la Florida.

Los resultados anteriores son indicativos de las grandes distancias que pueden migrar las larvas de *P. argus* lo cual da soporte al viejo argumento que la langosta espinosa del Caribe tiene una capacidad de colonizar regiones muy separadas entre sí. Lo anterior tiene gran significado sobre las estrategias de administración de los recursos de langosta y de las capacidades de pesca que se emplean en las diferentes pesquerías ya que los efectos de explotación en regiones más arriba en el flujo migratorio pasivo de las larvas tendrían necesariamente implicancias en la producción y los desembarques más abajo en el flujo de circulación larval.

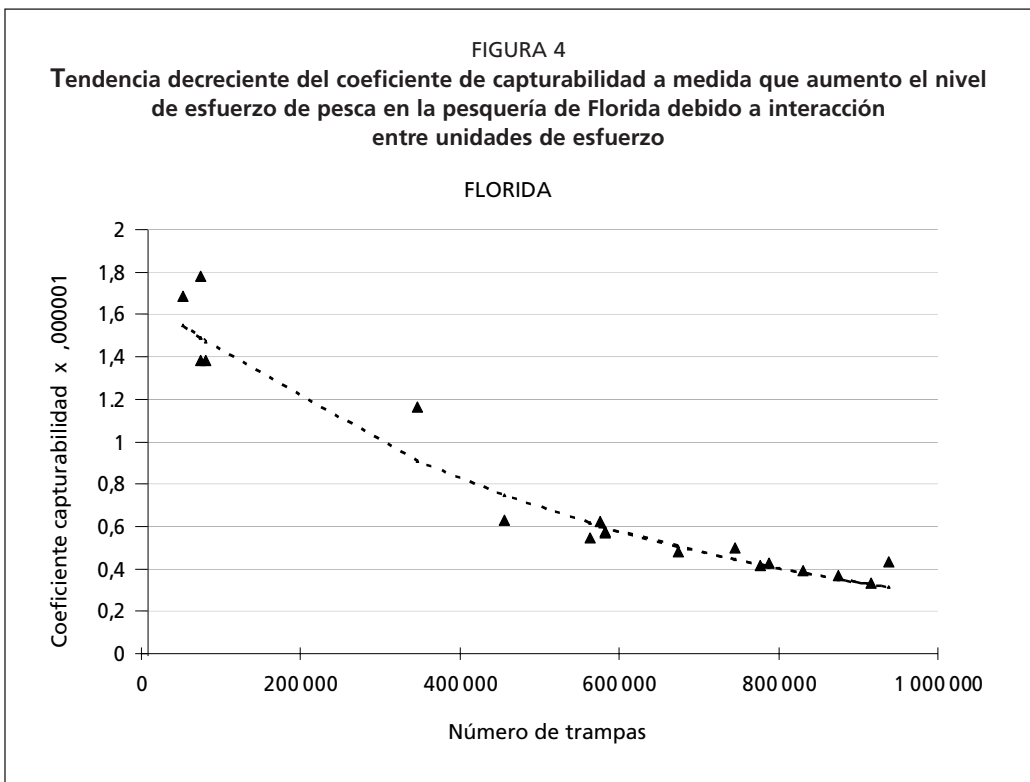
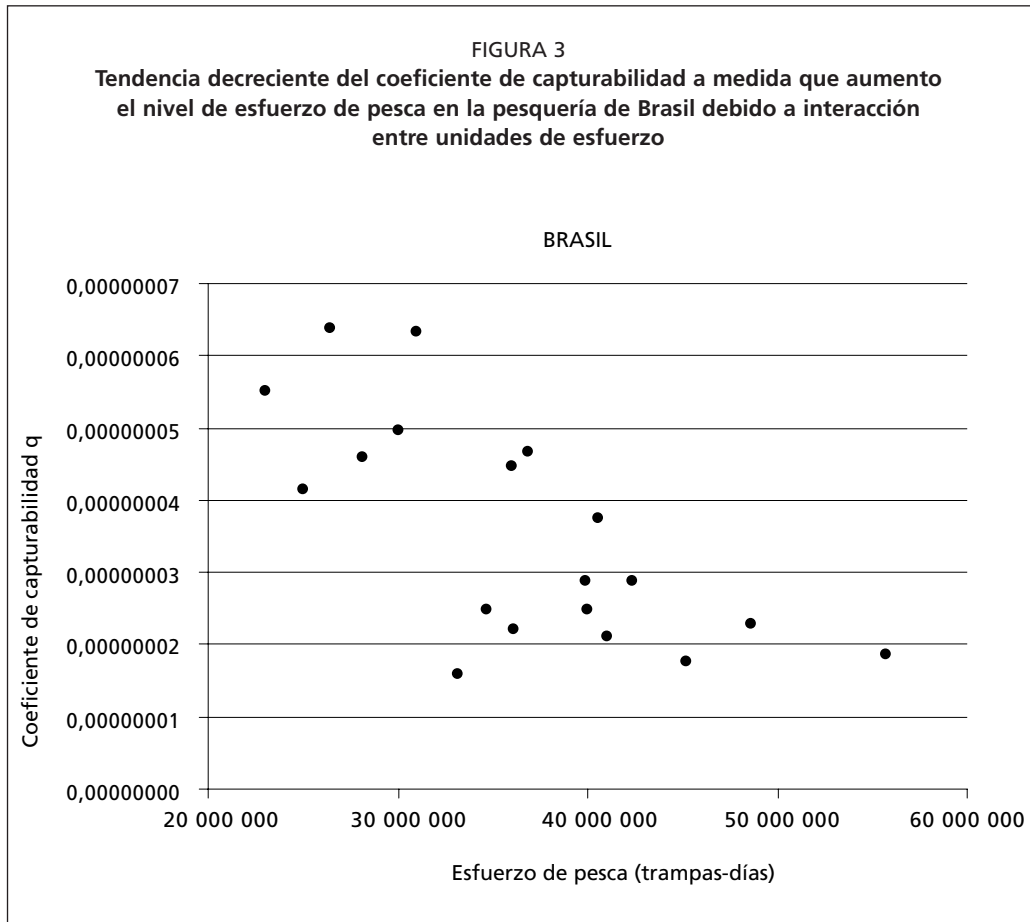
La conjunción de la alta demanda de la langosta en los mercados internacionales, el alto precio pagado por el producto desembarcado y la conectividad regional de las poblaciones de langosta ha dado como resultado que en general, casi todos los países que explotan este recurso no impusieron reglamentaciones con referencia a limitar los desembarques ni tampoco las capacidades de pesca. Entre las excepciones se cuentan los casos de Nicaragua que adoptó en el año 2001 cuotas anuales biológicamente aceptables definidas de acuerdo a las dinámicas de explotación y abundancia del reclutamiento con las cuales se definen las capacidades de pesca estacionales para su extracción, Cuba

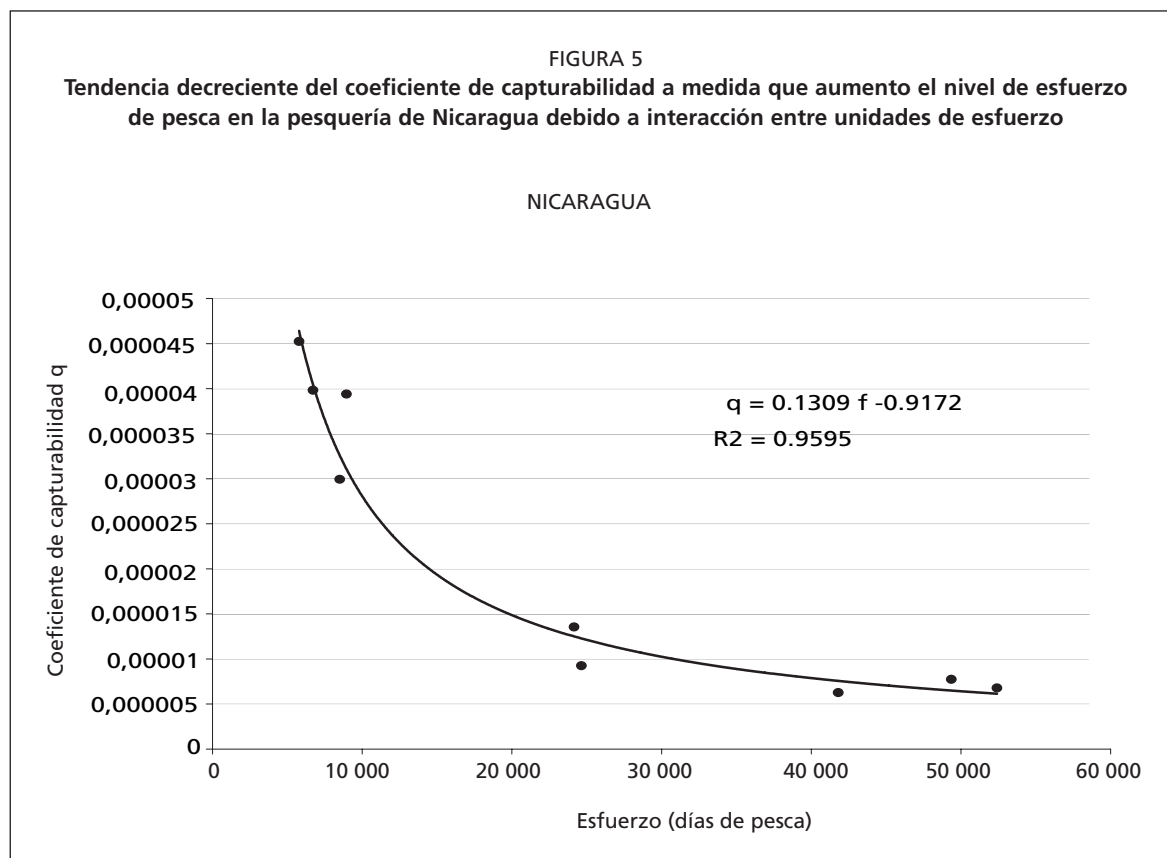
que históricamente ha definido planes anuales de explotación, Bermuda que controla el acceso y limita el número de unidades de pesca y Florida que desde 1992 regula la capacidad de pesca mediante la limitación del número de trampas que se pueden utilizar en la pesquería. Otras estrategias adoptadas en las administraciones pesqueras han estado fundamentalmente orientadas a preservar el proceso de desove mediante el establecimiento de épocas de veda, restricciones de áreas de pesca, prohibición de desembarcar hembras ovígeras, y controlar el tamaño mínimo. Sin embargo, violaciones a estas normativas son comunes en casi todas las pesquerías exceptuando aquéllas en que las regulaciones son más estrictamente controladas (Bermuda, Cuba y Florida).

2. EL PROBLEMA DE LA EXCESIVA CAPACIDAD DE ESFUERZO DE PESCA EN LAS PESQUERÍAS DE LANGOSTAS: LOS CASOS DE LA FLORIDA Y BRASIL COMO EJEMPLOS

Las pesquerías de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental operan trampas de diversos diseños en todos los países, redes de enmalle (Brasil), casitas o condominios (Cuba, México y Bahamas) y buceo (en todos los países). Todos estos sistemas de pesca se caracterizan por ser interactivos en el sentido que la probabilidad de capturar langosta depende de la densidad de unidades operando en el área de pesca. De esta manera la captura por unidad de esfuerzo no solo es función de la abundancia relativa del recurso sino que también del nivel de esfuerzo empleado que define la capacidad de pesca de la pesquería. Esto implica que el poder de pesca de las unidades de esfuerzo disminuye con el aumento del número de unidades de pesca que compiten entre sí por una biomasa estacional fija disponible del recurso. Con ello se observa que el efecto de la sobre capacidad de pesca se refleja fundamentalmente en una disminución de la fracción del efectivo capturado por unidad de esfuerzo que también se define como coeficiente de capturabilidad (q). En las Figuras 3, 4 y 5 se observan las relaciones entre el coeficiente q y los niveles de esfuerzo en las pesquerías de langosta de Brasil (Ehrhardt y Sobreira, 2003), Florida (Ehrhardt, 2001b) y Nicaragua (Ehrhardt y Castaño, 1995). En ellas se observa claramente que a medida que aumenta el esfuerzo de pesca (capacidad de pesca) disminuye la efectividad de captura de las unidades de esfuerzo lo cual se traduce en que la mortalidad de pesca se incrementa a una tasa decreciente a medida que se incrementa el esfuerzo de pesca.

El efecto neto de la interacción entre unidades de pesca en las pesquerías de langosta es que los desembarques tenderán a ser asintóticos con incrementos en el esfuerzo de pesca y dicha tendencia será más significativamente asintótica en aquellas pesquerías en que exista mayor contribución de larvas extraterritoriales al proceso de reclutamiento local. Estas dinámicas se observan en la figuras 6 y 7 para las pesquerías de Florida y Brasil, respectivamente, en que a partir de un nivel de capacidad de pesca, la cantidad desembarcada no sigue una tendencia con el esfuerzo de pesca (pendiente próxima a cero) sino mas bien es función de la abundancia promedio máxima que se dispone en la pesquería en forma estacional y que varía estacionalmente como función del reclutamiento. En efecto, Powers y Bannerot (1984) indican que las fluctuaciones observadas en los desembarques de langosta de la pesquería de la Florida se debían fundamentalmente a fluctuaciones en el reclutamiento debido a la predominancia de los individuos de dos años en las capturas en una pesquería en que el esfuerzo de pesca se había mantenido constante. Un caso similar lo demuestran Ehrhardt y Sobreira (2003) para el caso de la pesquería de Brasil. En cualquiera de estos dos casos la mortalidad de pesca llega a ser casi independiente del esfuerzo de pesca a altas capacidades de pesca. De esta manera, pareciera que los desembarques de langosta podrían ser representados por un modelo de utilización de la biomasa disponible estacionalmente cuyo máximo asintótico sería la abundancia máxima promedio disponible bajo las condiciones ambientales promedio y de conservación de las capacidades reproductivas de la especie. De esto se desprende que un modelo de utilización de biomasa poblacional de langosta





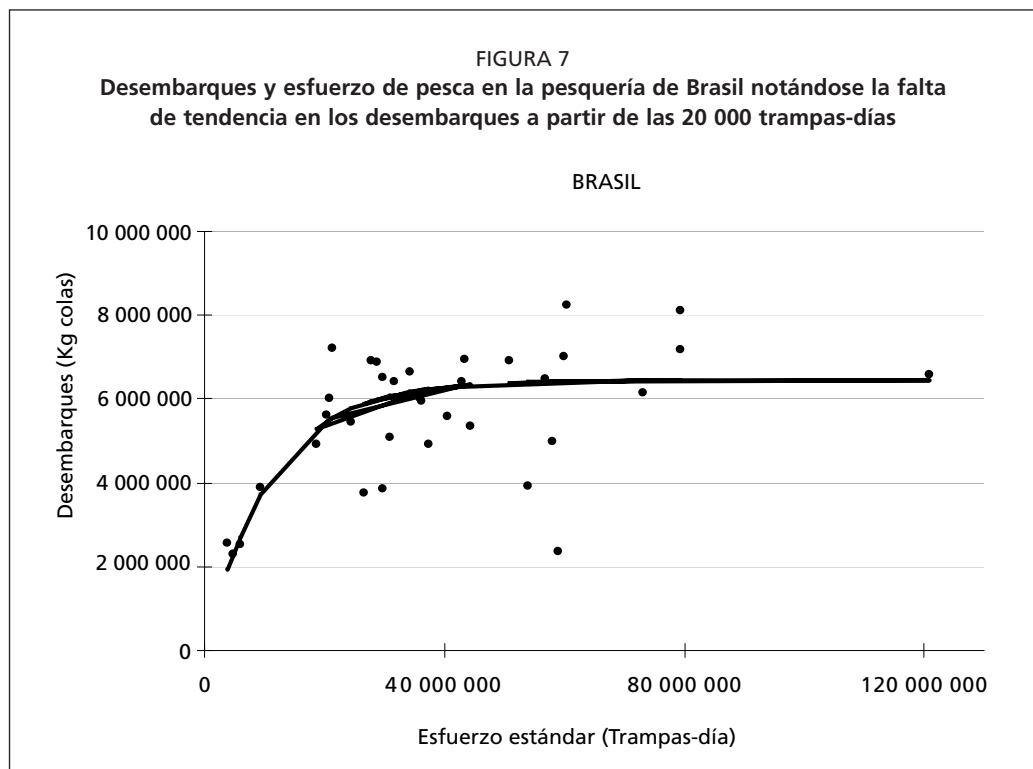
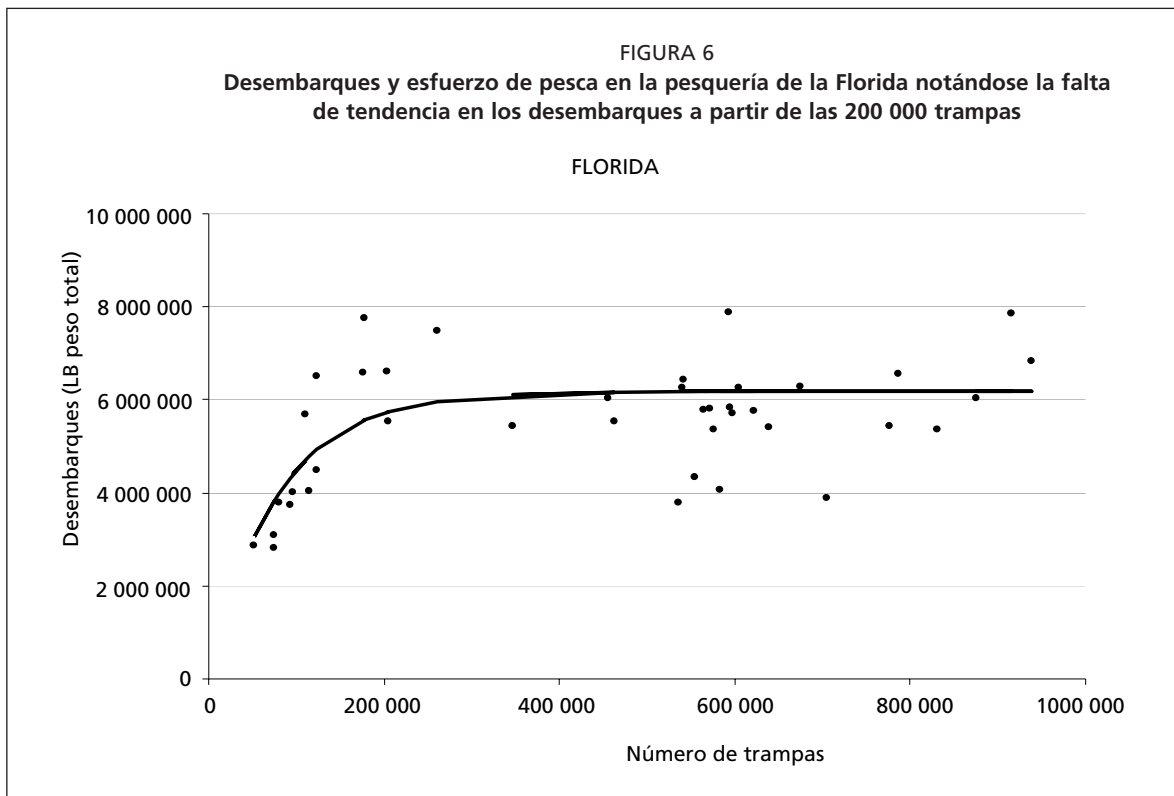
apropiado para el control de la capacidad de pesca para este tipo de pesquerías podría estar basado en la ecuación siguiente:

$$Y = Y_{\max} - Y_{\max} \times e^{-r \times f}$$

donde el parámetro Y_{\max} es el excedente asintótico de producción que se consigue a un alto nivel de capacidad de pesca cuando el coeficiente de capturabilidad es muy bajo y que limita la relación entre la mortalidad de pesca y la capacidad de pesca. El excedente de captura, Y , es la diferencia entre el excedente asintótico de producción y el excedente de producción que sobrevive la capacidad de pesca definido por el término $Y_{\max} e^{-(r \cdot f)}$. El parámetro r en la expresión anterior refleja el efecto dinámico de la densidad de los sistemas de pesca (o intensidad de pesca) sobre la capacidad efectiva de pesca en el área de operaciones de la pesquería bajo un nivel de mortalidad natural dado del efectivo.

El modelo de utilización de biomasa tiene la connotación única que el excedente de producción, Y , es función de la biomasa estacional promedio capturable, Y_{\max} , que depende de las capacidades regenerativas del efectivo que en la gran mayoría de las pesquerías de langosta espinosa del Caribe, tiene componentes exógenos importantes de reclutamiento y cuya abundancia dependerá de la capacidad de carga del hábitat que caracteriza a cada pesquería local. Los parámetros del modelo dado mas arriba se estiman mediante algoritmos mínimos cuadrados estándares aplicados a las estadísticas de desembarques y capacidad de pesca, que en el caso de las pesquerías de Florida y Brasil dieron como resultados los modelos ajustados que se observan en las figuras 6 y 7, respectivamente.

En las figuras mencionadas anteriormente se observa que en esas pesquerías han existido niveles desmedidos de capacidad de pesca que han hecho que las capturas por unidad de esfuerzo en la pesquería de la Florida disminuyeran de 180 a 6,5 libras por trampa por temporada entre 1952 y 1992. En el caso de la pesquería de *P. argus* en



Brasil, dichos rendimientos disminuyeron de 0,936 libras de colas por trampa-día de pesca en 1965 a 0,067 libras de colas por trampa-día de pesca en el 2001. Con esto se demuestra que a pesar que los desembarques varían sin una tendencia, la pérdida de efectividad por unidad de esfuerzo es muy significativa lo cual necesariamente implica que el exceso de capacidad de pesca trae consigo enormes problemas de eficiencia económica en las operaciones de pesca.

3. METODOLOGÍA

En las figuras 6 y 7 se observa que existe la posibilidad de reducir las capacidades de pesca a niveles significativamente más bajos los que crearían una condición económica y de productividad global mucho más favorable para las pesquerías. Ehrhardt (2001. b) desarrolló varios puntos de referencia que permiten definir niveles de control de las capacidades de pesca. Dichos puntos de referencia están relacionados con la tasa de cambio del excedente de producción por unidad de cambio de la capacidad de pesca. De esta manera, la expresión fundamental para desarrollar dichos puntos de referencia está dada por la primera derivada del excedente de producción con respecto a la capacidad de pesca en el modelo de utilización de biomasa dado en la sección anterior. Esto es,

$$\frac{dY}{df} = r \times Y_{\max} \times e^{-r \times f} \quad (1)$$

Los tres escenarios para evaluar los puntos de referencia para el control de las capacidades de pesca bajo el modelo de utilización de las biomásas aprovechables son: Excedentes Máximos Sostenibles, Punto de Equilibrio de Ganancia Cero (o Equilibrio de Acceso Abierto), y Excedente Económico Máximo. Estos puntos de referencia de control de las capacidades de pesca están dados entonces por:

3.1. CASO I: Excedentes Máximos Sostenibles

En este caso la primera derivada del excedente con respecto a la capacidad de pesca (Ecuación 1) se define con pendiente cero ($dY/df=0$) en cuyo caso el máximo solo es alcanzado cuando la capacidad de pesca es igual a infinito ($f=\infty$) porque a ese nivel de explotación el término exponencial en la ecuación 1 se hace igual a cero y la derivativa es entonces igual cero. De esta manera, el modelo no ofrece un punto de referencia razonable para este caso en particular, sin embargo, podría adoptarse una solución arbitraria mediante la adopción de un nivel de capacidad de pesca que genere un nivel ligeramente inferior de excedente por debajo de Y_{\max} , por ejemplo 98 por ciento de Y_{\max} .

3.2. CASO II: Punto de Equilibrio de Ganancia Cero o Equilibrio de Acceso Abierto

En este caso el ingreso total por pesca (IT) es igual al costo de producción (CP), esto significa que el componente flota de la industria pesquera langostera no genera renta ($IT=CP$). En el caso del modelo de utilización de biomasa excedente se tendrá que

$$IT = V \times Y = V \times (Y_{\max} - Y_{\max} e^{-r \times f}) \quad (2)$$

donde V = valor unitario de la captura, y

donde C = costo total anual por unidad de esfuerzo de pesca (f).

$$CP = C \times f \quad (3)$$

De esta manera si se reemplazan los términos de la derecha de las ecuaciones 2 y 3 en la igualdad $IT=CP$ y se factorizan los términos del esfuerzo de pesca se obtendrá una ecuación para estimar la capacidad de pesca que logre el punto de equilibrio económico según

$$\frac{f}{(1 - e^{-r \times f})} = \frac{V \times Y_{\max}}{C} \quad (4)$$

Esta igualdad no provee una solución explícita para definir la capacidad de pesca (f) en el CASO II, y por lo tanto, existe la necesidad de resolver la ecuación 4

interactivamente. Lo mismo se puede lograr fácilmente utilizando la función BUSCAR OBJETIVO en HERRAMIENTAS de Microsoft EXCEL. Para ello es necesario construir una ecuación en una celda en EXCEL para expresar la diferencia entre el lado derecho y el izquierdo de la ecuación 4 de la forma siguiente:

$$\text{DIFERENCIA} = \frac{f}{(1 - e^{-r \times f})} - \frac{V \times Y_{\max}}{C}$$

Y luego en BUSCAR OBJETIVO declarar: Definir la celda que contiene la Diferencia con el valor de cero mediante el cambio del valor de la celda que contiene f , dado que los demás parámetros de la ecuación deben ser conocidos.

3.3. CASO III. Excedente Económico Máximo

En este escenario se requiere establecer la igualdad entre renta marginal y los costos marginales de las operaciones de pesca. Esto es,

$$\frac{dTR}{df} = \frac{dTC}{df}$$

que de acuerdo a las derivativas de las ecuaciones 2 y 3 determina que

$$V \times r \times Y_{\max} \times e^{-r \times f} = C$$

Esta igualdad genera una solución explícita para la capacidad de pesca dada como

$$f = -\left(\frac{1}{r}\right) \ln\left(\frac{C}{V \times r \times Y_{\max}}\right)$$

4. INTERVENCIONES, REGULACIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN: CASO DE LA FLORIDA

La administración de la pesquería de langosta espinosa en aguas estatales de la Florida (hasta seis millas náuticas) y en aguas Federales (entre seis y 200 millas náuticas) le corresponde por convenio con el Gobierno Federal a la Comisión para la Conservación de la Vida Silvestre y los Peces del Estado de la Florida, mientras que los trabajos científicos y de evaluación del recurso langosta le corresponden al Instituto de Investigaciones Marinas de la Florida dependiente de la Comisión anterior. El monitoreo y vigilancia relativa a la implementación de las regulaciones pesqueras en el Estado de la Florida le corresponden a la Patrulla Marina del Estado.

Entre los mecanismos más importantes para la regulación y el control de las capacidades de pesca en la pesquería de la langosta de la Florida están las vedas estacionales, la protección de los juveniles y la prohibición de captura de hembras ovígeras. Sin embargo, la acción más significativa con relación a la administración de las capacidades de pesca tiene referencia a la limitación del acceso a la pesquería establecido en 1992 y al programa de reducción del número de trampas utilizadas en la pesquería a partir de ese mismo año. En efecto, el Estado de la Florida estableció en 1992 mediante la aprobación del Estatuto 370.142 del Poder Legislativo Estatal el Programa de Certificados para Trampas (PCT) en la pesquería de la langosta espinosa de la Florida. Dicho programa dio por terminado el proceso de mas de 100 años de libre acceso a la pesquería de langosta *P. argus* en Estados Unidos y se transformó en uno de los primeros programas de licencias individuales transferibles en el país. El Programa era requerido debido al crecimiento desmedido que había experimentado la capacidad de pesca y al gran número de participantes los que en conjunto habían creado

un enorme congestionamiento en los bancos de pesca y en las vías acuáticas que son aprovechadas para otros motivos económicos importantes como son el turismo y los deportes marinos.

Por otro lado, el número de trampas usadas en la pesquería se había incrementado de 12 000 en 1951 a 520 000 en 1976 y 940 000 en 1992 y perdían cada vez más su eficiencia de pesca por lo que la industria adoptó hacia fines de los años de 1970 el uso de langostas juveniles de tamaños todavía no legales como atractivos vivos en las trampas lo cual dio como resultado que las capturas por trampa se incrementaran significativamente comparado al uso de carnadas. Sin embargo, la mortalidad de estos juveniles fue una preocupación de las autoridades Estatales y se consideró que la disminución del número de trampas reduciría el número de langostas juveniles usadas como señuelos para atraer a las langostas adultas a las trampas y por consiguiente se estimó que existiría una posibilidad de aumentar la producción por recluta en la pesquería. Pero la oportunidad más conspicua por lo cual la industria langostera del sur de la Florida apoyó abiertamente la iniciativa de reducción de trampas fue el hecho que las mismas podrían reducirse desde 940 000 hasta por lo menos 250 000 unidades sin que se redujeran los desembarques totales (ver Figura 6) mientras que las capturas promedio por trampa por temporada se incrementarían notablemente.

Los estudios pertinentes al diseño e implementación del PCT comenzaron en 1988 y en Julio de ese año se estableció una moratoria de tres años para el otorgamiento de nuevos permisos de pesca de langosta con trampas con el fin de evitar especulaciones que pudieran derivarse del anuncio del cierre del libre acceso a la pesquería. A pesar de ello los pescadores que tenían dicho permiso incrementaron significativamente el número de trampas en operación ante la expectativa que los certificados serían repartidos inicialmente en proporción a las trampas utilizadas. En el PCT cada certificado corresponde a una trampa y el Estado decidió que se implementarían inicialmente 700 000 certificados, reduciendo así en más de 200 000 las trampas al inicio del programa en 1992. Los certificados iniciales fueron solamente otorgados a aquellos pescadores que poseían una licencia para pescar productos del mar la cual tiene un valor que puede variar entre \$EE.UU. 50 a \$EE.UU. 600, y que poseían además un permiso para la pesca de langosta con trampas la cual tiene un costo de \$EE.UU. 100. El número de certificados que recibió cada pescador que cumplía con los requisitos de licencia y permiso se determinó de la manera siguiente: 1) se estimó el desembarque total estacional más grande correspondiente a una de las estaciones de pesca en el periodo de referencia de 1988/89 a 1990/91. 2) Dicha captura total fue dividida por 700 000 que correspondió a la cantidad de certificados que serían distribuidos para así obtener un coeficiente de captura por trampa y 3) la captura más alta obtenida en cualquiera de las tres estaciones de pesca de referencia por cada propietario de una licencia de pesca y permiso de pesca de langosta con trampas se dividió por el coeficiente de captura estimado en el paso dos para así obtener el número de certificados iniciales. Bajo este proceso hubo ajustes que terminaron con una distribución inicial de 727 313 certificados para la estación de pesca de 1992-1993. Al mismo tiempo y por razón de ser estos certificados transferibles, se impusieron restricciones para evitar la acumulación posterior de certificados. Por ello se estableció que ningún pescador con licencia y permiso puede controlar más de un 1,5 por ciento del total de certificados disponibles en una estación de pesca dada y al mismo tiempo se estableció que no podría haber menos de 67 participantes en la pesquería. Debido a que en el inicio se repartieron certificados a 3 700 individuos, entonces se puede apreciar que la restricción del 1,5 por ciento permite un grado de concentración de propiedad de certificados relativamente alta. Los certificados fueron designados como transferibles entre personas con licencias y permisos de pesca de langosta comenzando el 1 de abril de 1993 y con un precio según la libre demanda del mercado. Las transferencias de título de propiedad de los

certificados se realizan en forma notariada entre el 1 de agosto y el 1 de marzo de cada año. El regalo o transferencia sin pago de los certificados quedó prohibida. El costo anual de los certificados fue de \$EE.UU. 0,50 entre 1992 y 1995, \$EE.UU. 0,75 entre 1995 y 1997, y \$EE.UU. 1 desde 1998.

Si el costo anual por certificado se paga, entonces el mismo se le considera activo y al propietario se le asigna una marca o placa metálica con el número del certificado la cual deberá ser adosada permanentemente a la trampa durante toda la estación de pesca. Si el propietario del certificado no paga el costo anual, entonces el certificado se declara inactivo y la marca metálica permanece en la Comisión y si no se paga en tres años consecutivos se le considera abandonado y la propiedad se revierte a la Comisión y se retira. Los valores de mercado de los certificados varían grandemente según el tipo de títulos de certificado (ver mas abajo) y el año. En general, el precio promedio pagado por los títulos A-1 subieron de \$EE.UU. 1,94 en 1994 a \$EE.UU. 7,73 en 1998 mientras que los títulos B subieron de \$EE.UU. 4,92 en 1994 a \$EE.UU. 19,96 en 1998 con rangos máximos de valor entre \$EE.UU. 0,75 y \$EE.UU. 60.

La transferencia de los títulos de los certificados paga un derecho de \$EE.UU. 2 cada uno que son fondos que la Comisión Estatal utiliza para la administración del sistema de certificados de acceso a la pesca de langosta. Al mismo tiempo, la primera vez que un propietario de un certificado inicial lo traspase a otro pescador con licencia y permiso para pescar con trampas y que no sea de su familia inmediata, deberá pagar por única vez el 25 por ciento del precio en que vendió el certificado para compensar al Estado por una propiedad que le transfirió inicialmente solo por el hecho de haber tenido licencia y permiso de pesca de langosta. De esta manera existen certificados de tipo A-1 que son aquellos certificados originales distribuidos en 1992, tipo A-2 que son aquellos comprados por los familiares inmediatos de un propietario de títulos A-1 y que no están sujetos al 25 por ciento de compensación al Estado al momento de su compra, y tipo B que son aquellos certificados de tipo A-1 o A-2 comprados por cualquier otro pescador que cumpla con las condiciones de licencia y permiso de pesca para langosta con trampas.

El Estado de la Florida estableció un plan de reducción de trampas basado en el 10 por ciento del número de trampas en la estación anterior y dicho porcentaje de reducción es aplicable a cada propietario de los certificados. Desde el inicio del programa de reducción de trampas en 1992, dicha reducción del 10 por ciento ha ocurrido en solo cuatro oportunidades debido a condiciones económicas que han imperado en algunas de las estaciones. De esta forma desde la temporada del 2000-2001 el número de certificados se encuentra en 489 650 mientras que las capturas promedio por trampa por estación se incrementaron entre siete y 11 libras por trampa por estación entre 1992 y 1999.

El número de participantes en la pesquería se redujo en un 42 por ciento desde el inicio del programa de reducción de trampas hasta 1999, debido principalmente a la migración de pescadores a otras pesquerías alternativas y aprovechar la capitalización por la venta de los derechos de acceso a la pesquería de langosta mediante los certificados. Esta reducción de participantes corresponde a una concentración de los títulos de propiedad ya que los compradores solo pueden ser aquellos con derecho de acceso al recurso.

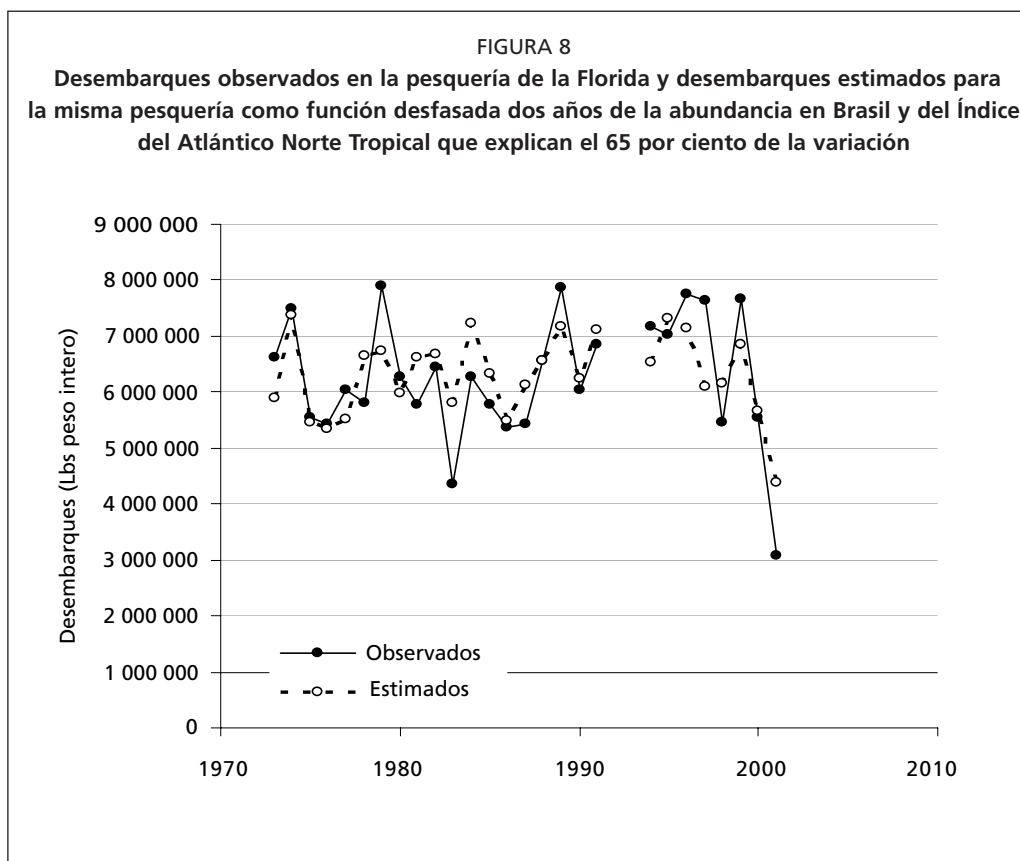
5. ANÁLISIS DE DESEMPEÑO DE LAS INTERVENCIONES/POLÍTICAS DE GESTIÓN: CASO DE LA FLORIDA

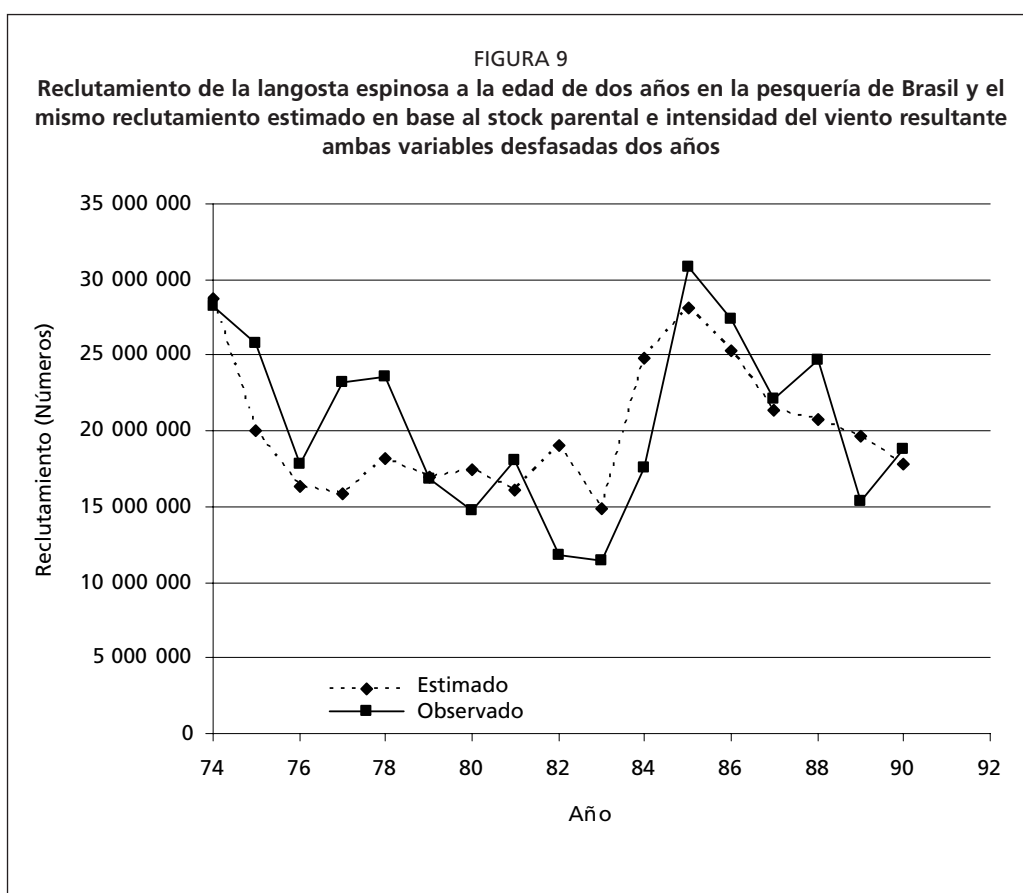
Ehrhardt (2001b) concluyó que bajo el CASO II, la pesquería de langosta de la Florida debería operar una capacidad de pesca equivalente a 473 384 trampas por temporada. Por otro lado el programa de reducción de trampas que se introdujera en la estación de pesca de 1992-1993 en la pesquería de la Florida, había alcanzado en la temporada 2000-2001 los 489 650 certificados con lo cual se observa que la pesquería en esa temporada había logrado situarse en el punto de referencia equivalente al de equilibrio bajo acceso

abierto. La capacidad de pesca que generaría el máximo económico bajo el CASO III, correspondería a 156 673 trampas, un número que generaría un gran impacto social en la pesquería puesto que la reducción de trampas a dicho nivel generaría un alto desempleo a cambio de una ganancia muchísimo mayor a los pocos pescadores que permanecieran en la pesquería. Este último no es un efecto deseable según las estrategias de administración pesquera del Estado de la Florida.

Los puntos de referencia anteriores podrían ser muy importantes para enmarcar criterios de sostenibilidad en las pesquerías regionales de langosta espinosa en el Atlántico Centro Occidental. Sin embargo, dichos puntos de referencia no toman en consideración los efectos dinámicos del reclutamiento anual sobre la producción de langosta a niveles locales. Entre las variables más importantes que afectan un 65 por ciento la variabilidad de los desembarques de langosta en la Florida están la variabilidad de la abundancia en Brasil y el Índice de Oscilación Tropical del Atlántico Norte (Figura 8) mientras que en el caso de Brasil, el reclutamiento esta fundamentalmente regulado por la abundancia del efectivo parental dos años antes del reclutamiento y la velocidad neta resultante de los vientos predominantes también dos años antes del reclutamiento (Ehrhardt y Sobreira, 2003; Figura 9) que afectan los mecanismos de retención de larvas de langosta en el Estado de Ceará, Brasil. La velocidad neta resultante de los vientos predominantes en el Estado de Ceará depende en gran forma de los cambios de presiones atmosféricas transcontinentales observadas en el Océano Pacífico y que tienen una estrecha relación con el proceso El Niño/Oscilación del Sur (ENOS).

El programa de reducción de trampas en la pesquería de la Florida ha sido detenido al nivel de 489 650 certificados porque se ha entrado en un proceso de declinación muy significativa de los desembarques los cuales se han reducido en 57 por ciento desde la temporada de pesca de 1999-2000 a la del 2002-2003. Estas tendencias decrecientes en los desembarques han sido mucho mas significativas en Cuba y Brasil (Figura 10), y en las últimas temporadas en Nicaragua (Figura 11) y en Bahamas (Figura 12). Se hace



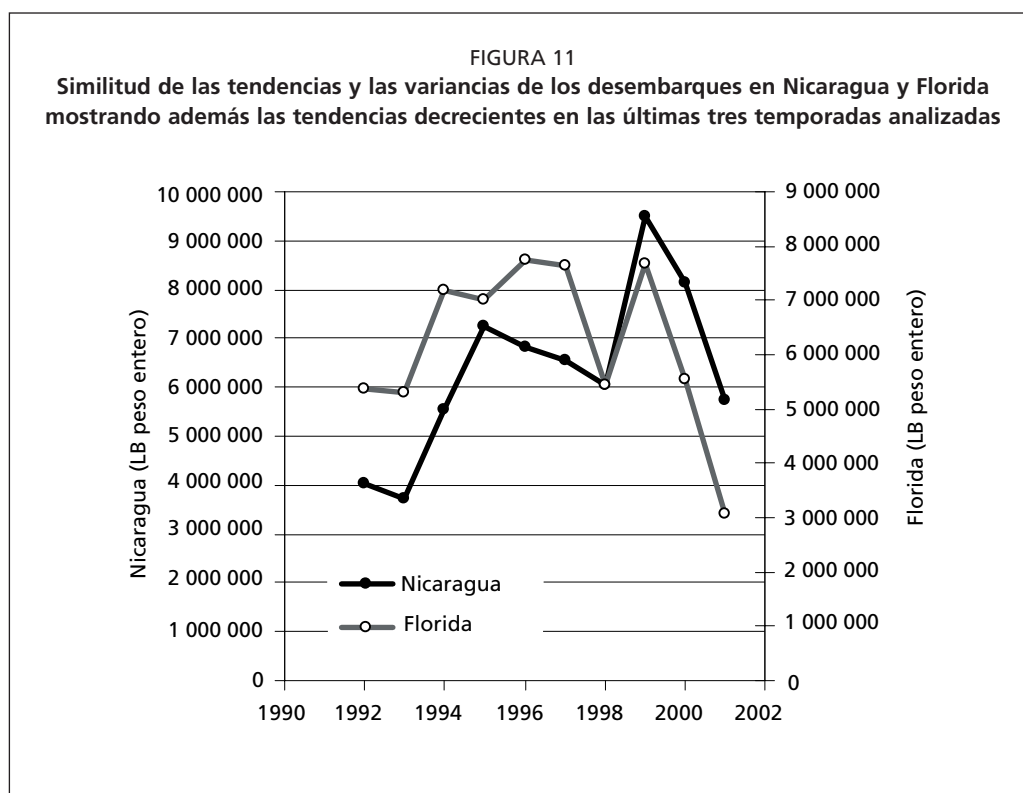
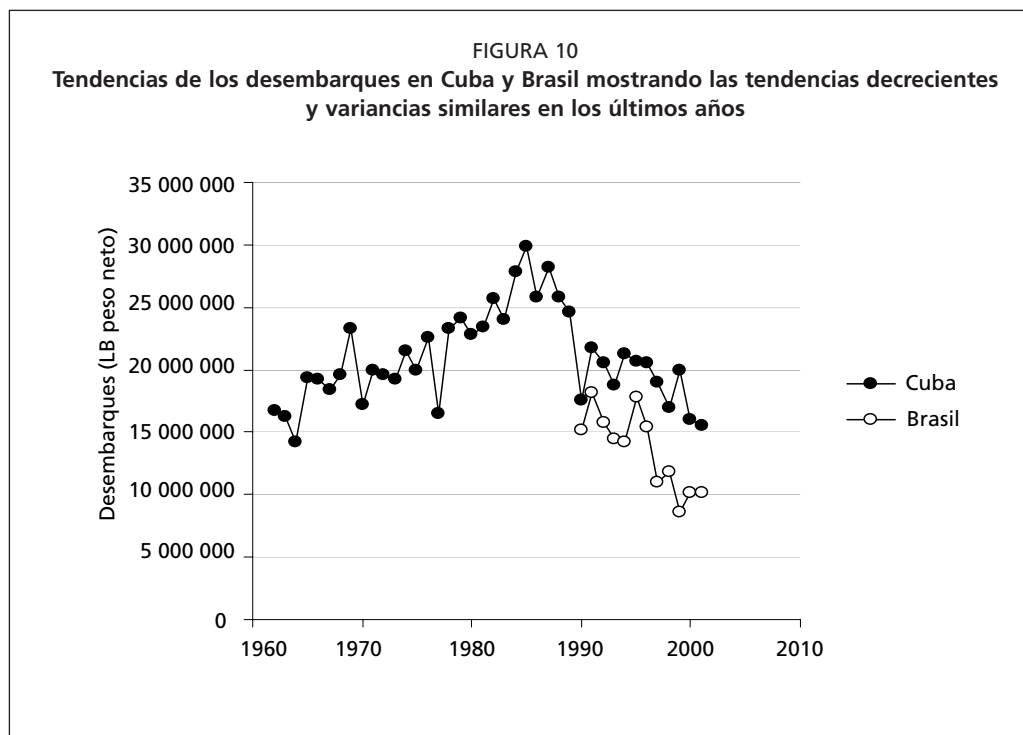


notar que las tendencias mostradas en las figuras anteriores no solo son de pendientes similares sino también en sus varianzas lo cual una vez más es indicativo del proceso Pan-Caribeño de la especie, y bien se podría especular que la gran caída en el reclutamiento de la langosta en Brasil siguiendo el fuerte proceso ENOS 1997-1998 podría estar afectando las abundancias regionales desde la temporada de pesca de 1999-2000.

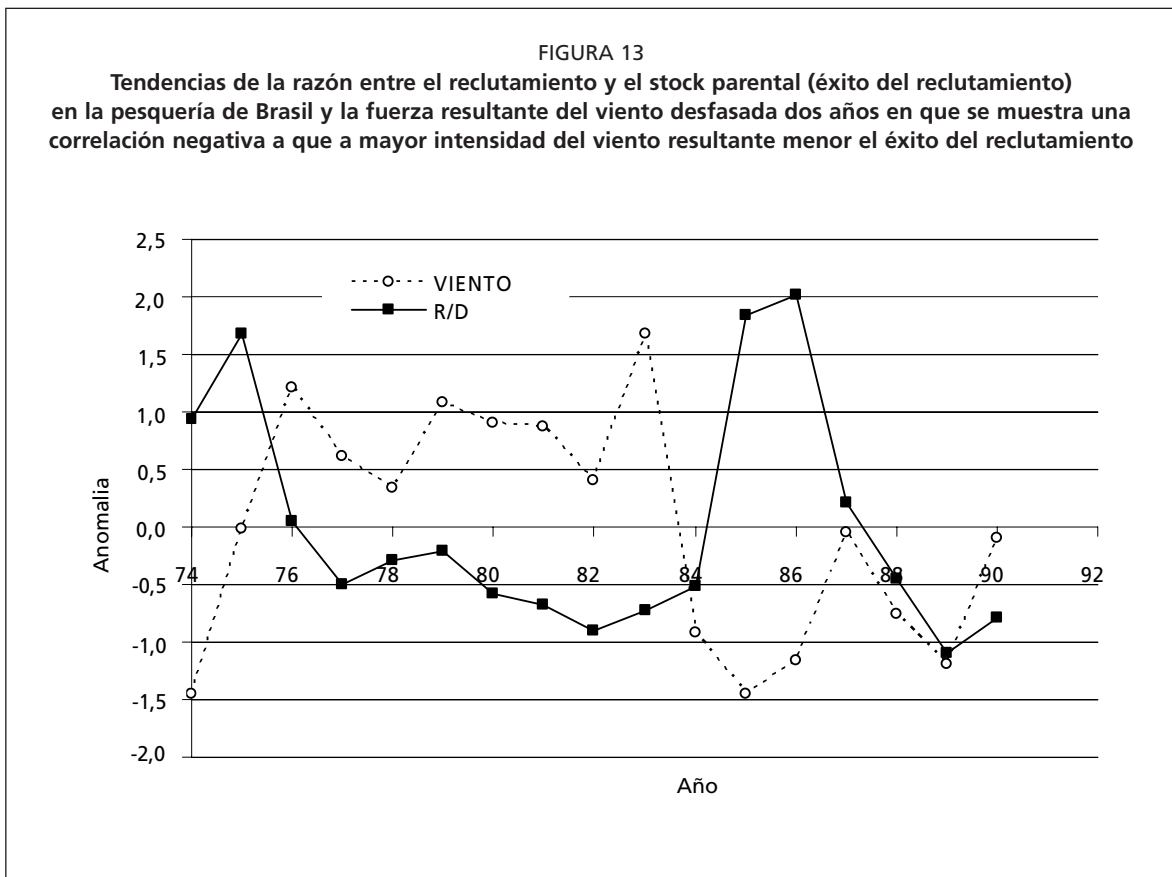
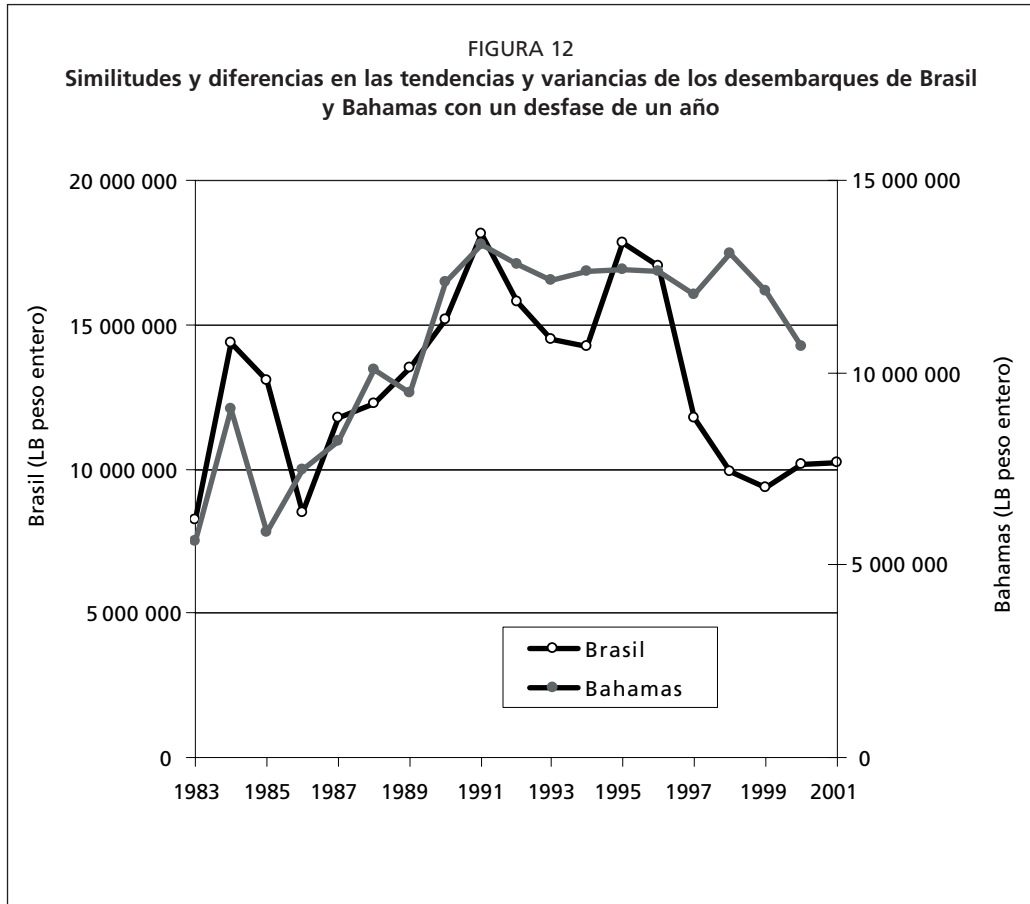
De lo anterior se desprende que las definiciones de las capacidades de pesca en las pesquerías de langosta espinosa del Caribe no solo dependen en forma crucial de los comportamientos económicos bajo diferentes niveles de esfuerzo de pesca sino muy fundamentalmente de los procesos ambientales y las recurrencias de los cambios en el reclutamiento de las poblaciones desovantes más arriba en las corrientes oceánicas que influyen sobre la región. De esta manera, la adopción de los puntos de referencia son solamente el marco conceptual para mantener el sistema administrado dentro de los objetivos de una pesquería, y se deberá realizar los análisis de riesgo económico que implica la variancia de los desembarques al nivel del esfuerzo establecido por regulación para así consolidar los aspectos económicos y sociales que pudieran estar asociados con tendencias en la abundancia de los recursos de langosta espinosa.

6. CONCLUSIONES

Las características peculiares del reclutamiento de la langosta espinosa del Caribe y su alta demanda en los mercados internacionales han dado como resultado una intensa carrera por pescar entre quienes participan en estas pesquerías. Los mecanismos de administración pesquera adoptados por los países para proteger al recurso no han sido orientados hacia el control de la gran capacidad de pesca que existe en todas las pesquerías de la región. Estas presiones de pesca excesivas han dado como resultado impactos económicos y sociales muy importantes y solo algunos países muestran capacidades de control y vigilancia que permiten pensar que las capacidades de pesca pudieran ser reguladas con alguna eficiencia.



Por otra parte, los desembarques están sujetos a variaciones interanuales significativas que derivan de cambios en las abundancias del reclutamiento el cual esta asociado a procesos ambientales importantes. Cuando se observa la pérdida de eficiencia de captura a altos niveles de capacidad de pesca y al mismo tiempo se experimentan cambios notables en la abundancia del recurso, entonces se hace necesario pensar en establecer mecanismos de control de las capacidades de pesca de forma tal que no se desaproveche la importancia económica que ofrece el recurso de langosta espinosa a toda la región.



De los análisis realizados en la Florida, se concluye que la limitación del acceso y la reducción de la capacidad de pesca en la pesquería de este Estado han aumentado considerablemente la eficiencia de las operaciones mientras que el ordenamiento de los procesos de pesca es evidente. Los inconvenientes inesperados al proceso de control de las capacidades de pesca de langosta espinosa ha sido la migración de un porcentaje relativamente alto de pescadores hacia otras pesquerías. Sin embargo, la eficiencia económica que se ha logrado con el ordenamiento establecido se espera pueda servir de ejemplo para implementar sistemas similares de acceso limitado y control de las capacidades de pesca en las otras pesquerías del Estado.

7. REFERENCIAS

- Cochrane, K.L. y Chakalall, B. 2001. The spiny lobster fishery in the WECAFC region – an approach to responsible fisheries management. *Mar. Freshwater Res.*, 52:1623-31.
- Cox, C. y Bertelsen, R.D. 1997. Fecundity of the Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*, from fished y unfished regions in the Florida Keys, USA. Abstract. Paper presented at the Fifth International Conference y Workshop on Lobster Biology y management. Queenstown, New Zealand.
- Cruz, R. y de León, M.E. 1991. Dinámica reproductiva de la langosta (*Panulirus argus*) en el archipiélago Cubano. *Revista de Investigaciones Marinas*. 12:234-245.
- Ehrhardt, N.M. 2001a. Regional Review. In: Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*). (Eds. P. Medley y S. Venema.). FAO Fisheries Report 619, 12-16.
- Ehrhardt, N.M. 2001b. Biological y Economic Modeling y Assessment of Limited Entry Strategies in Multi-Species Fisheries in South Florida. Final Report to Florida Sea Grant on Project R/LR-E-18. January 2001.
- Ehrhardt, N.M. y Castaño, O. 1995. Assessment of the spiny lobster resources of the Atlantic coast of Nicaragua. Technical Report. Norwegian Agency for International Development (NORAD). May 1995.
- Ehrhardt, N.M., Cotto, A., Pérez, M. y Velásquez, L. 2000. Definición de indicadores y criterios de sostenibilidad para los recursos pesqueros de Nicaragua. Informe Final Programa de Apoyo al Sector Ambiental de Nicaragua PASMA-DANIDA. Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno de Nicaragua. Managua, Agosto del 2000.
- Ehrhardt, N.M. y Sobreira-Rocha, C.A. 2003. An assessment of the Brazilian spiny lobster, *P. argus*, fishery. FAO Fisheries Report 715.
- Lewis, J.B. 1951. The phyllosoma larvae of the spiny lobster, *Panulirus argus*. *Bull. Mar. Sci.* 1:89-103.
- Lyons, W.G. 1981. Possible sources of Florida's spiny lobster population. *Proc. Gulf. Caribb. Fish. Inst.* 33:253-266.
- Lyons, W.G. 1980. The postlarval stage of scyllaridean lobsters. *Fisheries* 5(4):47-49.
- Menzies, R.A. y Kerrigan, J.M. 1980. The larval recruitment problem of the spiny lobster. *Fisheries* 5(4):42-46.
- Muller, R.G., Sharp, W.C., Matthews, T.R., Bertelsen, R. y Hunt, J.H. 2000. The 2000 update of the stock assessment for spiny lobster, *Panulirus argus*, in the Florida Keys. Fish y Wildlife Conservation Commission. Florida Marine Research Institute. September 12, 2000.
- Powers, J.E. y Bannerot, S.P. 1984. Assessment of spiny lobster resources of the Gulf of Mexico y southeastern United States. National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. 25 p.
- Sarver, S.K., Freshwater, D.W. y Walsh, P.J. (1999). The occurrence of the Brazilian sub-species of the spiny lobster (*Panulirus argus westonii*) in Florida waters. *Fish. Bull. U.S.*

- Sarver, S.K., Silberman, J.D. y Walsh, P.J. 1998. Mitochondrial DNA sequence evidence supports the existence of two subspecies or species of the Florida spiny lobster *Panulirus argus* (Latrielle). J. Crust. Biol. 118: 177-186.
- Silberman, J.D., Sarver, S.K. y Walsh, P.J. 1994.a. Mitochondrial DNA variation y population structure in the spiny lobster, *Panulirus argus*. Mar. Biol. 120: 601-608.
- Silberman, J.D., Sarver, S.K. y Walsh, P.J. 1994.b. Mitochondrial DNA variation in seasonal cohorts of spiny lobster (*Panulirus argus*) postlarvae. Molec. Mar. Biol. Biotechnol. 3: 165-170.
- Yeung, C. y McGowan, M.S. 1991. Differences in inshore-offshore y vertical distribution of phyllosoma larvae of *Panulirus*, *Scyllarus*, *Scyllarides* in the Florida Keys in May-June, 1989. Bull. Mar. Sci. 49(3):699-714.