



Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

**HERRAMIENTAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS CONDRICTIOS
COSTEROS DEL MAR ARGENTINO**



Lic. Juan Martín Cuevas

Directora: Mirta García

Director: Edgardo Di Giácomo

2016

A los que no aflojaron, no aflojan y no van a aflojar....

AGRADECIMIENTOS

A mis directores Mirta García y Edgardo Di Giácomo por brindarme la oportunidad de poder hacer una tesis doctoral. En especial a Mirta por su paciencia y sapiencia para marcarme siempre el rumbo en momentos de dudas y no dejar de creer en que era posible hacer esta tesis 'distinta'.

A la Universidad Nacional de La Plata por otorgarme un espacio público, gratuito y de calidad para llevar a cabo esta tesis. A los miembros del jurado por su tiempo y comentarios. A la Universidad Nacional de La Matanza por otorgarme la beca doctoral. A las agencias Rufford, MBZ y CLP por otorgarme los subsidios para poder investigar. A WCS por su ayuda económica en la etapa final del doctorado.

Al Grupo Condros y al IBMP Alte. Storni por haber facilitado los datos históricos de las campañas del Golfo San Matías realizadas por el grupo.

A todos los colegas que me dieron una mano en las distintas etapas: especialmente a Mariano Jagger por abrirme el camino, Mariela Cuello, Cecilia Palacios, Philippe Miller, Martín Sotelo y Facundo, Pablo Cipriotti, Paula Cedrola, Matías Suarez, Lula Corso, Ruben Dellacasa y en especial a Gustavo Chiamonte, compañero de campañas. A todos los 'tiburoneros' que conocí y que me enseñaron a enarbolar con más fuerza esta causa tiburonera. En especial a Hugo Reising, Luis y Leo Carbone y David Dau por su incondicional compromiso con la conservación de los tiburones. Para todos ellos un abrazo con devolución de agradecimiento. A mis familiares, amigos, amigas, compañeros y compañeras de vida por el aguante estoico y constante durante estos largos años.

A todos los que me enseñaron algo en todos estos años de forma voluntaria o involuntaria.

A la Red de Jóvenes Líderes en Conservación Marina por ser una fuente de inspiración y muchas veces de contención a lo largo de estos años.

Finalmente a mi Compañera de vida, Josefa, por sacarme siempre de encima nubes que no me dejaban ver, bancarme en las buenas y en las malas y no dejar de creer nunca en mí.....

RESUMEN

A nivel global, una de cada cuatro especies de condrictios está amenazada de extinción y gran parte del resto está casi amenazada, debido a la pesca, la destrucción del hábitat y la contaminación. En el Mar Argentino se determinó que un 6,7% (7 especies) está En Peligro Crítico y otras siete En Peligro; un 28,1% (29 especies) son Vulnerables, el 13,5% (14 especies) está Casi Amenazada; un 13,5% es de Preocupación menor (14 especies) y el 31,5% (33 especies) resultó con Datos Insuficientes. El objetivo de este trabajo fue contribuir a la conservación de las principales poblaciones de condrictios del Mar Argentino planteando distintas herramientas aplicadas a problemas concretos como: modelar la riqueza de los condrictios del Golfo San Matías (GSM); analizar genéticamente la población del cazón *Galeorhinus galeus* en el Distrito Bonaerense, sector norte del Mar Argentino; analizar el comportamiento de buceo y uso de hábitat de *G. galeus*, en una de sus principales áreas de cría (Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás); así como desarrollar un Proyecto concientización ciudadana y promover cambios actitudinales en los pescadores recreativos, con el propósito de establecer un nuevo enfoque para la conservación de tiburones costeros en la Argentina.

Respecto del trabajo realizado sobre el cazón se determinó que en el Distrito Bonaerense, no presentó diferencias genéticas estructurales sugiriendo la presencia una sola población. Se hallaron cuatro haplotipos para la región codificante NADH2 y se observó que las diferencias genéticas estructurales son mayores dentro de cada localidad que entre localidades y sectores (Litoral Bonaerense y Golfo San Matías). Además, los resultados obtenidos sugieren una pérdida de variabilidad genética poblacional, probablemente ocasionada por la sobrepesca del cazón en el ASO. Por otra parte se determinó que *G. galeus* utiliza una acotada distribución vertical y permanece cerca de la costa sin un patrón claro entre el día y la noche. Las hembras pasan la mayor parte del tiempo, tanto de día como de noche, en los primeros 10 metros de la columna de agua con temperaturas entre 17 y 19°C. Se registró por primera vez para el ASO, el comportamiento de buceo vertical

oscilante, denominado de “yo-yo”, durante el día y la noche con los buceos más profundos y las mayores velocidades verticales en la columna de agua durante la noche.

En cuanto a los resultados generales para los condrictios, se determinó que en el GSM la riqueza de especies presentó una relación inversamente proporcional con la profundidad, con una tasa de decrecimiento de una especie en promedio, cada 100m de profundidad, e independientemente del año de muestreo. Por otro lado se determinó que la variabilidad inter-anual de la riqueza de especies fue el factor de mayor injerencia y no se detectaron efectos del tipo de fondo sobre la riqueza.

En cuanto a promover una concientización ciudadana y cambios actitudinales en los pescadores recreativos se realizaron 7 talleres grupales y 20 reuniones individuales, donde 96 pescadores deportivos fueron entrenados en el marcado y devolución de tiburones y les fueron entregadas 1.281 marcas. Se logró la incorporación del marcado y devolución de tiburones en el reglamento de todos los torneos que se llevan a cabo dentro de las Áreas Marinas Protegidas de la Argentina. Se concluye que debe considerarse a la pesca recreacional como una fuente de mortalidad importante de las poblaciones de tiburones costeros en Argentina y que debería ser tenida en cuenta por los organismos de control, manejo y estadísticas pesqueras nacionales.

Consideramos que sería necesario seguir aumentando el número de nodos de marcado a lo largo de la costa y en particular la incorporación de la provincia de Chubut. Posteriormente, se debería establecer una Red Nacional de Marcado de Tiburones en Argentina, que podría sustentarse en la desarrollada en este Proyecto. Una condición fundamental para la concreción es la coordinación que debería ser ejercida por el PAN – Tiburones u otro organismo gubernamental o no gubernamental. Además, consideramos que es de suma importancia incorporar a la pesca comercial a este tipo de programas de marcado para aumentar las probabilidades de recaptura.

Además recomendamos un manejo co-adaptativo para la conservación de los tiburones costeros de Argentina, con una activa participación de los pescadores recreacionales como actores clave en este proyecto.

Finalmente, consideramos que deberían incrementarse los análisis de los ciclos reproductivos de los tiburones costeros del sector comprendido entre Faro Querandí y Mar del Plata, con el propósito de plantear la creación de áreas marinas costeras protegidas, ya que los indicios bibliográficos y los registros de este trabajo ameritan la preservación de este sector como una zona de cría para estas especies.

ABSTRACT

Globally, one every four chondrichthyan species is threatened and much of the rest is almost threatened due to fishing, habitat destruction and pollution. In the Argentine Sea it was determined that 6.7% (7 species) are Critically Endangered and other seven are Endangered; Vulnerable 28.1% (29 species), 13.5% (14 species) are Near Threatened; 13.5% (14 species) is of Least concern and 31.5% (33 species) was Data Deficient. The aim of this work was to contribute to the conservation of the main chondrichthyans population in the Argentine Sea, outlining various tools applied to specific problems such as: modeling richness of chondrichthyans of the San Matías Gulf (SMG); analyze genetically the tope shark (*Galeorhinus galeus*) population in the Buenos Aires district, northern sector of the Argentine Sea; analyze diving behavior and habitat use of *G. galeus* in one of its main breeding areas (Multiple Use Natural Reserve San Blás Bay); as well as develop a Public Awareness Project to promote attitudinal changes in recreational anglers, in order to establish a new approach in the conservation of coastal sharks in Argentina.

Concerning the work done on the tope shark, it was determined that in the Buenos Aires District this species did not present structural genetic differences thus suggesting the presence of a single population. Four haplotypes were found for the coding region NADH2 and it was observed that structural differences were greater within each site than between sites and areas (Buenos Aires' coast and San Matías Gulf). Thus, the results obtained suggest genetic population variability loss, probably caused by the overfishing of the tope shark in the SWA (Southwest Atlantic). On the other hand, it was determined that *G. galeus* has a narrow vertical distribution and remains near the coast without a specific pattern between night and day.

Females spent most of the time, both day and night, in the first 10 meters in the water column with temperatures between 17 and 19° C. For the first time in the SWA, this vertical oscillatory diving during the day and night, known as “yo-yo”, with dive depths and a maximum vertical speed in the water column during the night was recorded.

Regarding the general results for this group of individuals, by analyzing chondrichthyans richness of the SMG it was determined that the inter - annual variability was the main driver of richness while depth was inversely related to richness with an average decrease rate of one species per 100m independently of the sampling year. Spatial correlation between bottom type and chondrichthyans richness was not found.

Concerning recreational anglers, 7 group workshops and 20 individual meetings were done, where 96 recreational anglers were trained in tag and release of sharks and 1.281 tags were handed out. These initiatives prompted a change from catch-and-retain practices to catch-tag-and-release practices of all sharks caught in the main shark fishing tournaments within the Coastal Protected Areas of Argentina. It is concluded that recreational fishing should be considered as an important source of Argentina's coast shark population mortality and that national control, management and statistics agencies should keep this in mind.

We consider necessary to keep increasing the amount of tagging nodes throughout the coastal area, particularly along the coast of Chubut province. Also, a National Shark Tagging Network in Argentina should be set up, which could be supported by this Project. A fundamental condition to fulfill this is the coordination that should be exercised by the NPA-Shark or other governmental or non-governmental organization. Besides, we consider of great importance to involve commercial fisheries for this type of tagging program in order to increase recapture probabilities.

In addition to this, we recommend an adaptive co-management approach for the conservation of Argentinean sharks' with an active involvement of recreational anglers as key stakeholders of this project.

Last, we consider that reproductive cycle analysis of coastal sharks between Faro Querandí y Mar del Plata should be increase for the purpose the creation of protected coastal marine areas, as bibliographic records and evidence gathered in this work merit preservation of this area as a nursery area of these species.

INDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
BIBLIOGRAFÍA	10
CAPÍTULO I - Análisis del estado de conservación y manejo de los condriictios	17
INTRODUCCIÓN	17
<i>Pesca de condriictios en la Argentina</i>	31
<i>Normativa y manejo pesquero de condriictios en Argentina</i>	37
<i>Árbol de problema y de objetivos como herramienta de análisis para la conservación de los tiburones del Mar Argentino</i>	42
<i>BIBLIOGRAFÍA</i>	48
CAPÍTULO II - La riqueza de los condriictios del Golfo San Matías (Río Negro), otra herramienta aplicada a la conservación.	58
INTRODUCCIÓN	58
MATERIALES Y MÉTODOS	63
<i>Área de estudio</i>	63
<i>Muestreo</i>	65
<i>Análisis de los datos</i>	66
RESULTADOS	68
<i>Modelado de la riqueza</i>	71
<i>Análisis post-hoc</i>	73
DISCUSIÓN	75
CONCLUSIONES	81
ANEXO	82
<i>Exploración gráfica de los residuos:</i>	82
<i>Variogramas muestrales de los residuos:</i>	83
BIBLIOGRAFÍA	84
CAPÍTULO III - Análisis genético del cazón <i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino.	96
INTRODUCCIÓN	96
OBJETIVO	106

HIPÓTESIS	106
MATERIALES y MÉTODOS.....	107
<i>Toma de las muestras de tejido.....</i>	<i>107</i>
<i>Procedimientos de laboratorio relativo a la obtención y procesamiento del ADN.....</i>	<i>109</i>
1) Extracción de ADN a partir de muestras de piel o músculo.....	109
2) Amplificación y secuenciación del ADN	110
<i>Análisis general de las secuencias obtenidas.....</i>	<i>111</i>
<i>Análisis estadístico y filogeográfico</i>	<i>112</i>
<i>Análisis filogeográfico.....</i>	<i>113</i>
RESULTADOS	117
<i>Variabilidad de las secuencias obtenidas</i>	<i>117</i>
<i>Distribución de las diferencias entre secuencias (mismatch).....</i>	<i>118</i>
<i>Tests de neutralidad.....</i>	<i>121</i>
<i>Red de haplotipos utilizando median-joining</i>	<i>121</i>
DISCUSIÓN.....	122
CONCLUSIONES	127
ANEXO.....	128
BIBLIOGRAFÍA.....	128
CAPÍTULO IV - Utilización del marcado satelital como herramienta de conservación: comportamiento de buceo del cazón <i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás (RNBSB), Provincia de Buenos Aires.....	139
INTRODUCCIÓN	139
OBJETIVOS	143
MATERIAL Y MÉTODOS	143
<i>Área de estudio</i>	<i>143</i>
<i>Marcado.....</i>	<i>144</i>
RESULTADOS	148
DISCUSION.....	158
<i>Movimientos verticales</i>	<i>160</i>
<i>Profundidad.....</i>	<i>162</i>
<i>Temperatura.....</i>	<i>163</i>

CONCLUSIONES	164
BIBLIOGRAFÍA	165
CAPÍTULO V - Nuevo enfoque para la conservación de tiburones costeros en Argentina basado en la concientización ciudadana y cambios actitudinales en los pescadores recreativos	171
INTRODUCCIÓN	171
<i>La pesca recreacional de tiburones en la Argentina</i>	176
<i>Mercado y recaptura</i>	180
MATERIALES Y MÉTODOS	183
<i>Campañas de difusión y concientización</i>	186
<i>Campañas de capacitación de pescadores recreativos (talleres de marcado)</i>	186
<i>Manual de marcado de tiburones de Argentina</i>	188
<i>Mercado, recaptura y recompensa</i>	188
<i>N° de marcas entregadas/ejemplares marcados</i>	190
<i>Encuestas</i>	192
RESULTADOS	192
<i>Difusión</i>	192
<i>Talleres de marcado</i>	193
<i>Mercado</i>	194
<i>Características biológicas de los ejemplares marcados</i>	197
<i>Recaptura</i>	201
<i>Torneos de pesca de tiburones</i>	201
<i>Perfil de los pescadores recreativos de grandes tiburones costeros</i>	202
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	207
RECOMENDACIONES	225
BIBLIOGRAFÍA	226
CAPÍTULO VI - Conclusiones y recomendaciones	235

INTRODUCCIÓN GENERAL

A nivel global, la mayoría de las poblaciones de condriictios se encuentran amenazadas por causa de las elevadas tasas de mortalidad provocadas por las capturas directas por pesca y by-catch (Stevens *et al.* 2000, Graham *et al.* 2001, Baum *et al.* 2003, Devine *et al.* 2006, Robbins *et al.* 2006, Dulvy *et al.* 2008), por la contaminación marina (Walker 1999, Seitz y Poulakis 2006), por la destrucción del hábitat (Compagno 1997, Bojsen y Barriga 2002, Knip *et al.* 2010) y por el cambio climático (Chin *et al.* 2010). En este sentido, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) considera que la pesca es la mayor amenaza (96,1%), registrando distintos porcentajes según su modalidad (comercial dirigida: 31,7%, captura incidental: 57,9%, recreativa: 0,7%, y artesanal o de subsistencia: 5,8%), seguida de la destrucción del hábitat (2,9%) y la contaminación (0,6%; <http://www.redlist.org>).

Se ha determinado que un tercio de los tiburones y rayas son blanco de pesquerías a escala global, sin embargo, algunas de las especies más amenazadas han disminuido debido a la captura incidental (Dulvy *et al.* 2014), produciendo mermas de hasta del 99% en varias poblaciones (Baum y Myers 2004, Otway *et al.* 2004, Ferretti *et al.* 2008) y alterando significativamente los ecosistemas marinos (Myers y Baum 2007, Heithaus *et al.* 2008). En este sentido, cuatro especies de rayas (*Rostroraja alba*, *Dipturus batis*, *Dipturus oxyrinchus* y *Dipturus laevis*) fueron casi extinguidas debido a capturas incidentales en pesquerías multiespecíficas (Dulvy *et al.* 2000, Dulvy y Reynolds 2002). Otro ejemplo en el Atlántico Noroccidental, es la captura de tiburones pelágicos (*Alopias* spp., *Prionace glauca* y *Carcharhinus longimanus*) en las pesquerías dirigidas a atunes y pez espada, que causó una disminución de entre el 60 y 80% de la abundancia de estas especies (Baum *et al.* 2003). Entre 1985 y 1997, los peces ángel del género *Squatina* spp. y la guitarra brasilera *Rhinobatos horkelii* disminuyeron su abundancia en el 85% en el Atlántico Sudoccidental (Villwock de Miranda y Vooren 2003). Paralelamente, durante el siglo XX, varias pesquerías dirigidas a tiburones han colapsado, como la del tiburón

sardinero (*Lamna nasus*) en el Mar del Norte; el cazón (*Galeorhinus galeus*) en USA, Australia y Argentina; del espinillo (*Squalus acanthias*) en el Mar del Norte y la Columbia Británica canadiense; y el peregrino (*Cetorhinus maximus*) en el Mar del Norte (Camhi *et al.* 1998, Musick *et al.* 2000). A principios del siglo XXI las pesquerías dirigidas a tiburón continuaron con esta tendencia y en el Atlántico Nor-oeste se registró una caída abrupta (76%) en la abundancia de las poblaciones de martillos (*Sphyrna* spp.) y tiburones costeros de gran porte (*Carcharhinus obscurus*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus falciformis*) (Baum y Blanchard 2010). Recientemente, las tasas de captura declinaron significativamente en el Pacífico Norte para *P. glauca* y especies del género *Isurus*, mientras que para *C. longimanus* lo fue en aguas tropicales del Pacífico (Clarke *et al.* 2013).

La pesca para acuarios afecta hace décadas a especies amenazadas, por ejemplo *Pristis microdon* (Ng y Tan 1997), *Carcharias taurus* (Environment Australia 2002), así como las especies de raya de agua dulce *Paratrygon aiereba*, *Potamotrygon motoro* y *Potamotrygon schroederi* (Araújo *et al.* 2004, Lasso *et al.* 2013). En este sentido más de 500.000 ejemplares de la familia Potamotrygonidae se exportaron, desde Colombia entre 1995 y 2012, principalmente con fines ornamentales (Barreto *et al.* 2010). Por otra parte, las redes protectoras en playas para bañistas han atrapado tiburones durante la década del 90' en Australia (Dudley y Gribble 1999) y en Sudáfrica (Dudley y Cliff 1993). Con respecto a las actividades de impacto indirecto podemos citar la destrucción del hábitat (construcción de represas), la contaminación (elevada concentración de metales pesados) y la deforestación que modifica aguas continentales de regiones tropicales (Compagno 1997, Walker 1999, Bojsen y Barriga 2002, Araújo *et al.* 2004). En realidad las especies costeras, están más expuestas a la combinación de diferentes amenazas directas e indirectas respecto de las pelágicas y de aguas profundas. En los hábitats costeros, estuarios y zonas ribereñas, se mencionan entre las amenazas al desarrollo urbanístico, a la destrucción de manglares, a la ingeniería fluvial y a la contaminación como los principales procesos

de degradación del hábitat, que afectan a un tercio de los tiburones y rayas amenazados en el mundo (Dulvy *et al.* 2014).

Si bien se considera que el mercado mundial de aletas es el principal causante de la mortalidad de tiburones y rayas, el recurso es también impactado por la demanda de carne y aceite de hígado (Dulvy *et al.* 2014). Actualmente, las aletas tienen un alto valor comercial internacional, impulsado por las economías asiáticas, donde Hong Kong es el principal mercado (Clarke *et al.*, 2006a; Clarke, *et al.*, 2006b; Clarke, 2004), entre los platos más costosos, se destaca la "sopa de aleta de tiburón" (Schindler *et al.* 2002). Las aletas de tiburones se cotizan más que su carne e impulsan una práctica donde se extraen las aletas, conocida como "aleteo" (Dulvy *et al.* 2008), esto perjudica el registro del total de individuos descartados, que dificultan el manejo del grupo. El 50% de los elasmobranquios con un alto valor en el mercado global de aletas, son especies amenazadas y las de menor valor se explotan para utilizar su carne (Dulvy *et al.* 2014).

Los condricios tienen una historia de vida que los hace altamente vulnerables, por su crecimiento lento, reproducción tardía y su baja fecundidad (Camhi *et al.* 1998, Cortés 2000). Esta estrategia de vida los aleja del grupo de peces óseos y los acercan a los reptiles y mamíferos marinos (Myers y Worm 2005, Ferretti *et al.* 2010), sin embargo no han alcanzado ni el reconocimiento ni la protección internacional que tienen tortugas y ballenas (Baillie y Groombridge 1996). En particular, los tiburones y las rayas ven disminuidas sensiblemente sus poblaciones por el efecto de la pesca y no son capaces de compensar rápidamente las pérdidas cuando se los compara con los peces óseos (Sminkey y Musick 1995). Esto sumado a su baja resiliencia, hace que no soporten niveles elevados de mortalidad, sin que se agoten y colapsen los stocks (Camhi *et al.* 1998, Cortés 1998, Musick 1999, Dulvy y Forrest 2010). Al no tener en cuenta este último aspecto en las evaluaciones de pesquerías globales de elasmobranquios, se puede estar subestimando el riesgo de colapso, ante eventos de sobrepesca (Dulvy *et al.* 2014; Hutchings *et al.* 2012). Diversos estudios, sugieren que la presión por pesca, aun cuando es leve (producida por pesca artesanal y/o de

subsistencia) puede ser suficiente para causar una dramática disminución de las poblaciones de grandes tiburones costeros (Ferretti *et al.* 2008). Esta razón explicaría porque en los sistemas costeros más impactados, como el Golfo de México, el Caribe y el Mediterráneo, las poblaciones de grandes tiburones son cada vez más raras o están ausentes (Shepherd y Myers 2005, Ferretti *et al.* 2008) y un ejemplo similar sería *C. taurus*, que ha sido explotado por la pesca deportiva y artesanal de la Argentina (Lucifora 2003). Por todas estas razones sería deseable que desde el inicio de las pesquerías, se establezcan planes de manejo sustentables, una propuesta sería evaluar a los tiburones usando modelos de estructura etaria como los utilizados para mamíferos marinos (Cortés 1998, Musick 1999), aunque lamentablemente no ha sido el caso para la gran mayoría de las pesquerías de tiburones (Musick *et al.* 2000).

Desde un punto de vista estrictamente pesquero llevar a cabo una evaluación sobre la declinación global de los condriictios es complejo ya que se deben tener en cuenta las áreas de distribución de las distintas especies y el esfuerzo pesquero a que están sometidas. Una forma más apropiada de realizar estas evaluaciones sería desde un enfoque regional y por especie para entender cómo se ve afectada cada pesquería en particular y poder hacer estimaciones puntuales.

Los tiburones y rayas tienen un importante rol ecológico en el funcionamiento y en la estructura de los ecosistemas costeros y oceánicos del mundo con controles predatorios de arriba hacia abajo (Stevens *et al.* 2000, Ferretti *et al.* 2010, Heithaus *et al.* 2012). En particular, los tiburones pueden ejercer un control indirecto (Acevedo-Gutiérrez 2002, Heithaus *et al.* 2002) y directo sobre otros predadores (Lucas y Stobo 2000, Myers *et al.* 2007). Las amenazas mencionadas han causado la merma de las poblaciones mundiales de tiburones, particularmente aquellas especies grandes y poco resilientes como los carcarínidos (Ferretti *et al.* 2010). La remoción de estos predadores tope en algunas cadenas tróficas, ha promovido la reorganización de las comunidades de elasmobranquios, incluyendo el aumento de rayas y tiburones pequeños (Dulvy *et al.* 2000). Los modelos ecosistémicos predicen que la pérdida de tiburones da lugar a cambios complejos en la comunidad, incluyendo el efecto cascada

en las cadenas tróficas, con la liberación de mesopredadores, y la disminución en la abundancia de especies comerciales. Es interesante aclarar que las consecuencias ecológicas de la disminución de la abundancia de predadores apicales pueden ser impredecibles (Stevens *et al.* 2000) y de gran escala (Baum *et al.* 2003). La fuerza y la persistencia de estos efectos, sin embargo, parecen disminuir a partir de la costa hacia ambientes demersales y pelágicos (Ferretti *et al.* 2010). Además, estas complejas funciones ecológicas que cumplen los depredadores de gran porte en los ecosistemas marinos, como los tiburones, se están comenzando a estudiar y a entender recientemente. Debido al rol clave que juegan los tiburones y rayas, es importante establecer sus relaciones con el resto de los integrantes del ecosistema, para poder lograr un manejo ecosistémico eficiente y efectivo, a pesar de que no integren una pesquerías de valor comercial.

Mientras que la historia de vida determina la tasa de mortalidad que pueden soportar los tiburones, su vulnerabilidad depende de la combinación de su historia de vida, sensibilidad a la pérdida de hábitat (Heupel *et al.* 2007) y la exposición a perturbaciones como captura y disponibilidad a las pesquerías (Ferretti *et al.* 2010). La vulnerabilidad a su vez se relaciona con diversos factores como rango geográfico (Dulvy y Reynolds 2002, Shepherd y Myers 2005), uso de hábitat (Garcia *et al.* 2008), comportamiento (Ward y Myers 2005, Gilman *et al.* 2008) y tamaño (Dulvy *et al.* 2003, Field *et al.* 2009). Así, el riesgo de extinción de los tiburones es el doble que el de los teleósteos (Myers y Worm 2005) y su capacidad de recuperación luego de un evento de merma es, comparada con los peces óseos con los cuáles generalmente comparten las capturas (Musick 1999, Stevens *et al.* 2000, Schindler *et al.* 2002, Dulvy *et al.* 2008), baja en promedio (Smith *et al.* 1998). Esta recuperación se considera máxima para tiburones costeros de pequeña talla, intermedia para los pelágicos y mínima para especies costeras de gran porte (Smith *et al.* 1998). Los tiburones de aguas profundas se encuentran entre los más vulnerables a la pesca, con 40-60% menos en su tasa de crecimiento poblacional con respecto a los pelágicos y entre 55 y 63% a las especies costeras (Garcia *et al.* 2008).

Debido a la baja tasa de recuperación de los elasmobranquios, conocer el grado de éxito de las iniciativas de conservación puede llevar décadas y los resultados de su protección legal han sido poco alentadores (Ward-Paige *et al.* 2012). En el caso de los tiburones, para realizar una protección efectiva se requiere de varias medidas, entre ellas una coordinación internacional (Hareide *et al.* 2007), cambios en los reglamentos de pesca en todo el mundo, herramientas de conservación (Dulvy *et al.* 2008), información sobre la ecología y datos de las capturas a nivel específico (Musick 2005, Techera y Klein 2011). Sin embargo, a pesar del creciente reconocimiento de su vulnerabilidad y las consecuencias ecológicas y socioeconómicas potenciales del agotamiento de sus stocks, los tiburones siguen sin ser una prioridad para la conservación y gestión de la agenda internacional (Dulvy *et al.* 2008, Jacques 2010). Lamentablemente, las capturas mundiales de tiburones se estiman en tres a cinco veces mayor que las cifras oficiales de la Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas (FAO) debido principalmente a la falta de controles a la hora de recabar la información (Clarke *et al.* 2006b; Dulvy *et al.* 2008; Worm *et al.* 2013). Tampoco existen acuerdos internacionales que los países tengan que cumplirlos de manera obligatoria (vínculo legal) para la conservación de los tiburones (Jacques 2010, Techera y Klein 2011). Por ejemplo, la aplicación del Plan de Acción Internacional (PAI-Tiburones) es voluntaria para los gobiernos nacionales y los organismos regionales de pesca (OMPR) y este ha sido lenta e ineficaz hasta el momento (Lack y Sant 2011, Techera y Klein 2011). Por otro lado, las pocas especies enlistadas en acuerdos internacionales y regionales de pesca, convenios de conservación y legislación nacional proporcionan una protección limitada de sólo un pequeño número de tiburones de tipo carismático, como el tiburón peregrino, el tiburón ballena y el tiburón blanco (DEFRA 2011, García Nuñez 2008).

A pesar del avance legal para proteger algunas especies de condricios en riesgo de extinción, existen algunas limitaciones que pueden evitar que las estrategias sean exitosas en su aplicación. Estas incluyen: establecer el grado real de la disminución de las poblaciones y así poder realizar una evaluación apropiada del

estado de riesgo de las especies (Marcus *et al.* 1999, Ferretti *et al.* 2008, 2010, Nance *et al.* 2011, Ward-Paige *et al.* 2012), dudas a la hora de enlistar especies (Camhi *et al.* 2009, Lack y Sant 2011), dificultades para identificar especies cuyo tráfico está prohibido por medio de sus aletas o partes de los ejemplares (Shivji *et al.* 2005), monitorear áreas remotas (Graham *et al.* 2010), la escasa utilización de técnicas no letales (Domeier y Nasby-Lucas 2007, Rowat *et al.* 2009, Bansemer y Bennett 2010, Ward-Paige y Lotze 2011), y una falta de información sobre la historia de vida, hábitat críticos y dinámica poblacional de especies poco abundantes (Simpfendorfer 2000, Kinney y Simpfendorfer 2009, de la Parra Venegas *et al.* 2011).

Otro grave inconveniente a la hora de mejorar las estrategias de conservación es que históricamente, los tiburones y rayas de escaso o nulo valor comercial, no se registran de manera regular en las estadísticas oficiales de pesca. En general son escasos los datos detallados de captura o de encuestas (Clarke *et al.* 2006b; Dulvy y Reynolds 2002) y los cambios de población de muchas especies no han sido bien documentados hasta hace poco tiempo (Stevens *et al.* 2000, Graham *et al.* 2001, Myers y Worm 2005, Dulvy *et al.* 2008, Ferretti *et al.* 2008). Sólo el 15% de los elasmobranquios son reportados a nivel de especie, mientras que el resto forman grandes grupos taxonómicos generalmente tiburones y rayas (Clarke *et al.* 2006; Dulvy *et al.* 2008) o eventualmente como cazones, bacotas, rayas y chuchos. La disminución de las capturas de tiburones está enmascarada por estadísticas de pesca subestimadas y poco fiables (Clarke *et al.* 2006b; Watson y Pauly 2001). Hasta la década del 90', una gran proporción de las capturas mundiales de tiburones y rayas no se registraban debidamente en las estadísticas oficiales de pesca, ya que se tomaban como capturas retenidas no específicas o como subproducto durante la pesca de otras especies objetivo (Bonfil 1994). Aunque las cifras oficiales reportaban alrededor de 700.000 t de elasmobranquios capturados a finales de la década de los 80', el nivel real es por lo menos en el rango de 1 a 1.350.000 t incluyendo el subproducto no declarado, sin tener en cuenta la pesca ilegal (Compagno 1990, Bonfil 1994). Como ya

se señalara, en la actualidad, las declaraciones de captura reportadas oficialmente son entre 3 y 5 veces menores a las reales.

Se espera que la recuperación de las poblaciones de las especies más grandes de tiburones sea lenta y sensible incluso a niveles bajos de mortalidad. Esto significa que la recuperación exitosa de estas poblaciones requiere un fuerte compromiso y a largo plazo por parte de los gestores (Ferretti *et al.* 2010). La mejor estrategia para la recuperación de los tiburones sería un método de conservación combinado o multifacético, que incluya la gestión basada en datos científicos y claras pautas de manejo como la prohibición del aleteo, la mortalidad por pesca incidental y su fiscalización. También debería incluirse el establecimiento de Áreas Marinas Protegidas para cubrir los hábitats utilizados por los tiburones en diferentes etapas del desarrollo; así como la conservación y restauración de hábitats críticos y sitios de agregación, como nursery y rutas migratorias. Por su parte, los acuerdos vinculantes con una respuesta rápida para evitar que las poblaciones alcancen niveles críticos de abundancia y crear una nueva conciencia pública y política para reducir la demanda del mercado asiático y aumentar el apoyo a las iniciativas de conservación también deberían ser considerados en esta amplia iniciativa (Ferretti *et al.* 2010).

Para que esta propuesta sea viable y exitosa se requiere de la participación activa de los principales actores locales, como pescadores artesanales, industriales y recreativos, en coordinación con los organismos encargados de la gestión de estos recursos tanto a nivel local como nacional.

El objetivo de este trabajo es contribuir a la conservación de las principales poblaciones de condrictios del Mar Argentino planteando distintas herramientas aplicadas en casos concretos:

- Analizar el estado de conservación y el manejo de los condrictios a nivel global y del Mar Argentino.
- Modelar la riqueza de los condrictios del Golfo San Matías (Río Negro).
- Analizar genéticamente la población del cazón *Galeorhinus galeus* en el Mar Argentino.

- Analizar el comportamiento de buceo y uso de hábitat del cazón *Galeorhinus galeus*, en una de las principales áreas de cría para la población de la especie.
- Realizar un proceso de concientización ciudadana y promover cambios actitudinales en los pescadores recreativos, con el propósito de establecer un nuevo enfoque para la conservación de tiburones costeros en la Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo-Gutiérrez, A. 2002. Interactions between marine predators: Dolphin food intake is related to number of sharks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **240**: 267-271. doi:10.3354/meps240267.
- Araújo, M.L.G., Charvet-Almeida, P., Almeida, M.P., y Pereira, H. 2004. Freshwater stingrays (Potamotrygonidae): status, conservation and management challenges. *Inf. Doc. AC* **20**: 1-6.
- Australia, E. 2002. Recovery plan for the grey nurse shark (*Carcharias taurus*) in Australia. *En* Recovery plan for the grey nurse shark. Available a partir de <Go to ISI>://ZOOREC:ZOOR14103018272.
- Baillie, J., y Groombridge, B. 1996. IUCN red list of threatened animals. *En* IUCN (International Union for the Conservation of Nature). Gland, Suiza.
- Bansemmer, C.S., y Bennett, M.B. 2010. Retained fishing gear and associated injuries in the east Australian grey nurse sharks (*Carcharias taurus*): Implications for population recovery. *Mar. Freshw. Res.* **61**(1): 97-103. doi:10.1071/MF08362.
- Barreto, C., Augusto, C., Bustamante, C., y Guillot-IlldgE. 2010. Documento técnico, cuotas globales de pesca para la vigencia 2011. 348 pp.
- Baum, J.K., y Blanchard, W. 2010. Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. *Fish. Res.* **102**(3): 229-239. doi:10.1016/j.fishres.2009.11.006.
- Baum, J.K., y Myers, R.A. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecol. Lett.* **7**(2): 135-145. doi:10.1111/j.1461-0248.2003.00564.x.
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J., y Doherty, P.A. 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. *Science.* **299**: 389-392. doi:10.1126/science.1079777.
- Bojsen, B.H., y Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw. Biol.* **47**(11): 2246-2260. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x.
- Bonfil, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. *En* FAO Fisheries Technical Paper. pp. 1-119.
- Camhi, M., Fowler, S., Musick, J., Bräutigam, A., y Fordham, S. 1998. Sharks and their Ecology and Conservation. *En* Survival. doi:10.1016/j.wear.2011.03.022.
- Camhi, M.D., Fordham, S. V., y Fowler, S.L. 2009. Domestic and International Management for Pelagic Sharks. *Sharks Open Ocean Biol. Fish. Conserv.:* 418-444. doi:10.1002/9781444302516.ch34.
- Chin, A., Kyne, P.M., Walker, T.I., y McAuley, R.B. 2010. An integrated risk assessment for climate change: Analysing the vulnerability of sharks and rays on

- Australia's Great Barrier Reef. *Glob. Chang. Biol.* **16**(7): 1936-1953. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02128.x.
- Clarke, S. 2004. Understanding pressures on fishery resources through trade statistics: A pilot study of four products in the Chinese dried seafood market. *Fish Fish.* **5**(1): 53-74. doi:10.1111/j.1467-2960.2004.00137.x.
- Clarke, S.C., Harley, S.J., Hoyle, S.D., y Rice, J.S. 2013. Population Trends in Pacific Oceanic Sharks and the Utility of Regulations on Shark Finning. *Conserv. Biol.* **27**(1): 197-209. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01943.x.
- Clarke, S.C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K., y Shivji, M.S. 2006a. Identification of Shark Species Composition and Proportion in the Hong Kong Shark Fin Market Based on Molecular Genetics and Trade Records. Identificación de la Composición y Proporción de Especies de Tiburón en el Mercado de Aletas de Tiburón en Hong Kong. *Conserv. Biol.* **20**(1): 201-211. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00247.x.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G.J., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H., y Shivji, M.S. 2006b. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecol. Lett.* **9**(10): 1115-1126. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00968.x.
- Compagno, L.J. V. 1990. Alternate life-history of cartilaginous fishes in space and time. *Environ. Biol. Fishes* **28**(C): 33-75.
- Compagno, L.J. V. 1997. Threatened fishes of the world: *Glyphis gangeticus* (Muller and Henle, 1839) (Carcharhinidae). *Environ. Biol. Fishes* **49**(4): 400. doi:10.1023/A:1007358922066.
- Cortés, E. 1998. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. *Fish. Res.* **39**(2): 199-208. doi:10.1016/S0165-7836(98)00183-0.
- Cortés, E. 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Rev. Fish. Sci.* **8**(4): 299-344. doi:10.1080/10641260008951115.
- DEFRA. Department for Environment Food and Rural Affairs. 2011. Shark , Skate and Ray Conservation Plan. *Fish. Manag.:* 1 - 15.
- Devine, J. a, Baker, K.D., y Haedrich, R.L. 2006. Fisheries: deep-sea fishes qualify as endangered. *Nature* **439**(7072): 29. doi:10.1038/439029a.
- Domeier, M.L., y Nasby-Lucas, N. 2007. Annual re-sightings of photographically identified white sharks (*Carcharodon carcharias*) at an eastern Pacific aggregation site (Guadalupe Island, Mexico). *Mar. Biol.* **150**(5): 977-984. doi:10.1007/s00227-006-0380-7.
- Dudley, S.F.Gribble, N.A. 1999. Management of shark control programmes. *En Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries. Editado por R. Shotton.* FAO Fisheries Technical Paper. pp. 819-859.

- Dudley, S.F.J., y Cliff, G. 1993. Some effects of shark nets in the Natal nearshore environment. *Environ. Biol. Fishes* **36**(3): 243-255. doi:10.1007/BF00001720.
- Dulvy, N., y Forrest, R.E. 2010. Life Histories, Population Dynamics, and Extinction Risks in Chondrichthyans. *En Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation. Editado por M.G. Frisk.* pp. 283-307. doi:10.1201/9781420080483.
- Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J. a, Cavanagh, R.D., Kyne, M., Harrison, L.R., Carlson, J.K., Davidson, L.N.K., y Sonja, V. 2014. Extinction risk and conservation of the world ' s sharks and rays. *Elife*: 1-35. doi:10.7554/eLife.00590.
- Dulvy, N.K., Metcalfe, J.D., Glanville, J., Pawson, M.G., y Reynolds, J.D. 2000. Fishery stability, local extinctions, and shifts in community structure in skates. *Conserv. Biol.* **14**(1): 283-293. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98540.x.
- Dulvy, N.K., y Reynolds, J.D. 2002. Extinction risk vulnerability in skates. *Conserv. Biol.* **16**(2): 440-450.
- Dulvy, N.K., Rogers, S.I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S.R., y Skjoldal, H.R. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: A biotic indicator of warming seas. *J. Appl. Ecol.* **45**(4): 1029-1039. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., y Reynolds, J.D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations . *Fish Fish* 4: 25-64. *Fish Fish.* **4**: 25-64. doi:10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x.
- Ferretti, F., Myers, R.A., Serena, F., y Lotze, H.K. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conserv. Biol.* **22**(4): 952-964. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00938.x.
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G.L., Heithaus, M.R., y Lotze, H.K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecol. Lett.* **13**(8): 1055-1071. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x.
- Field, I.C., Meekan, M.G., Buckworth, R.C., y Bradshaw, C.J.A. 2009. Susceptibility of sharks, rays and chimaeras to global extinction. *En Advances in Marine Biology*, 1.^a edición. Elsevier Ltd. doi:10.1016/S0065-2881(09)56004-X.
- García Nuñez, N.E. 2008. Tiburones : conservación , pesca y comercio internacional. *En Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.*
- Garcia, V.B., Lucifora, L.O., y Myers, R.A. 2008. The importance of habitat and life history to extinction risk in sharks, skates, rays and chimaeras. *Proc Biol Sci* **275**(1630): 83-89. doi:10.1098/rspb.2007.1295.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dalzell, P., Donoso, M., Goren, M., y Werner, T. 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Mar. Policy* **32**(1):

- 1-18. doi:10.1016/j.marpol.2007.05.001.
- Graham, K.J., Andrew, N.L., y Hodgson, K.E. 2001. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian South East Fishery trawl grounds after twenty years of fishing. *Mar. Freshw. Res.* **52**(4): 549-561. doi:10.1071/MF99174.
- Graham, N.A.J., Spalding, M.D., y Sheppard, C.R.C. 2010. Reef shark declines in remote atolls highlight the need for multi-faceted conservation action. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **20**(5): 543-548. doi:10.1002/aqc.1116.
- Hareide, N.R., Carlson, J., Clarke, M., Clarke, S., Ellis, J., Fordham, S., Fowler, S., Pinho, M., Raymakers, C., Serena, F., Seret, B., y Polti, S. 2007. European shark fisheries: a preliminary investigation into fisheries, conversion factors, trade products, markets and management measures.
- Heithaus, M.R., Dill, L.M., Marshall, G.J., y Buhleier, B. 2002. Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in a seagrass ecosystem. *Mar. Biol.* **140**(2): 237-248. doi:10.1007/s00227-001-0711-7.
- Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J., y Worm, B. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.* **23**(4): 202-210. doi:10.1016/j.tree.2008.01.003.
- Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., y Dill, L.M. 2012. The ecological importance of intact top-predator populations: A synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Mar. Freshw. Res.* **63**(11): 1039-1050. doi:10.1071/MF12024.
- Heupel, M.R., Carlson, J.K., y Simpfendorfer, C.A. 2007. Shark nursery areas: Concepts, definition, characterization and assumptions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **337**(Nmfs 2006): 287-297. doi:10.3354/meps337287.
- Hutchings, J.A., Myers, R.A., Garcia, V.B., Lucifora, L.O., y Kuparinen, A. 2012. Life-history correlates of extinction risk and recovery potential. *Ecol. Appl.* **23**(3): 515-522. doi:10.1890/07-1650.1.
- Jacques, P.J. 2010. The social oceanography of top oceanic predators and the decline of sharks: A call for a new field. *Prog. Oceanogr.* **86**(1-2): 192-203. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.pocean.2010.04.001.
- Kinney, M.J., y Simpfendorfer, C.A. 2009. Reassessing the value of nursery areas to shark conservation and management. *Conserv. Lett.* **2**(2): 53-60. doi:10.1111/j.1755-263X.2008.00046.x.
- Knip, D., Heupel, M., y Simpfendorfer, C. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **402**: 1-11. doi:10.3354/meps08498.
- de la Parra Venegas, R., Hueter, R., Cano, J.G., Tyminski, J., Remolina, J.G., Maslanka, M., Ormos, A., Weigt, L., Carlson, B., y Dove, A. 2011. An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal

- waters of the Caribbean sea. PLoS One **6**(4). doi:10.1371/journal.pone.0018994.
- Lack, B.M., y Sant, G. 2011. The Future of Sharks : A Review of Action and Inaction. PEW Environ. Gr. **6**(January): 1-44.
- Lasso, C., Rosa, R.S., Sánchez-Duarte, P., Morales-Betancourt, M.A., y Agudelo-Córdoba, E. 2013. Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. *En Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia.*
- Lucas, Z., y Stobo, W.T. 2000. Shark-inflicted mortality on a population of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Sable Island, Nova Scotia. *J. Zool.* **252**: 405-414. doi:10.1017/S0952836900000157.
- Lucifora, L.O. 2003. Ecología y Conservación de los Grandes Tiburones Costeros de Bahía Anegada , Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 410.
- Marcus, J., Sommer, J.D., y Glew, C.P. 1999. Fish and mammals in the economy of an ancient Peruvian kingdom. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **96**(11): 6564-6570. doi:10.1073/pnas.96.11.6564.
- Musick, J. a., Harbin, M.M., Berkeley, S. a., Burgess, G.H., Eklund, a. M., Findley, L., Gilmore, R.G., Golden, J.T., Ha, D.S., Huntsman, G.R., McGovern, J.C., Sedberry, G.R., Parker, S.J., Poss, S.G., Sala, E., Schmidt, T.W., Weeks, H., y Wright, S.G. 2000. Marine, Estuarine, and Diadromous Fish Stocks at Risk of Extinction in North America (Exclusive of Pacific Salmonids). *Fisheries* **25**(11): 6-30. doi:10.1577/1548-8446(2000)025<0006:MEADFS>2.0.CO;2.
- Musick, J.A. 1999. Criteria to Define Extinction Risk in Marine Fishes. *Fisheries* **24**(12): 6-14. doi:10.1577/1548-8446(1999)024.
- Musick, J.A. 2005. Introduction. *En Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes. Editado por* S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S. V. Fordham, y C.A. Simpfendorfer. p. 461. doi:10.2305/IUCN.CH.2005.SSC-AP.9.en.
- Myers, R. a, Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P., y Peterson, C.H. 2007. Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science.* **315**(2007): 1846-1850. doi:10.1126/science.1138657.
- Myers, R. a, y Worm, B. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* **360**(1453): 13-20. doi:10.1098/rstb.2004.1573.
- Myers, R.A., y Baum. 2007. Cascading Effects of the Loss of. *Science.* (March): 1846-1850.
- Nance, H.A., Klimley, P., Galván-Magaña, F., Martínez-Ortíz, J., y Marko, P.B. 2011. Demographic Processes Underlying Subtle Patterns of Population Structure in the Scalloped Hammerhead Shark, *Sphyrna lewini*. PLoS One **6**(7). doi:10.1371/journal.pone.0021459.

- Otway, N.M., Bradshaw, C.J.A., y Harcourt, R.G. 2004. Estimating the rate of quasi-extinction of the Australian grey nurse shark (*Carcharias taurus*) population using deterministic age- and stage-classified models. *Biol. Conserv.* **119**(3): 341-350. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.017.
- Peter Ng, K.L., y Tan, H.H. 1997. Freshwater Fishes of Southeast Asia: potential for the aquarium fish trade and conservation issues. *Aquarium Sci. Conserv.* **1**: 79-90. doi:10.1023/A:1018335617835.
- Robbins, W.D., Hisano, M., Connolly, S.R., y Choat, J.H. 2006. Ongoing Collapse of Coral-Reef Shark Populations. *Curr. Biol.* **16**(23): 2314-2319. doi:10.1016/j.cub.2006.09.044.
- Rowat, D., Speed, C.W., Meekan, M.G., Gore, M.A., y Bradshaw, C.J.A. 2009. Population abundance and apparent survival of the Vulnerable whale shark *Rhincodon typus* in the Seychelles aggregation. *Oryx* **43**(4): 591-598. doi:10.1017/S0030605309990408.
- Schindler, D.E., Essington, T.E., Kitchell, J.F., Boggs, C., y Hilborn, R. 2002. Sharks and tunas: Fisheries impacts on predators with contrasting life histories. *Ecol. Appl.* **12**(3): 735-748. doi:10.1890/1051-0761(2002)012[0735:SATFIO]2.0.CO;2.
- Seitz, J.C., y Poulakis, G.R. 2006. Anthropogenic effects on the smalltooth sawfish (*Pristis pectinata*) in the United States. *Mar. Pollut. Bull.* **52**(11): 1533-1540. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.07.016.
- Shepherd, T.D., y Myers, R.A. 2005. Direct and indirect fishery effects on small coastal elasmobranchs in the northern Gulf of Mexico. *Ecol. Lett.* **8**(10): 1095-1104. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00807.x.
- Shivji, M.S., Chapman, D.D., Pikitch, E.K., y Raymond, P.W. 2005. Genetic profiling reveals illegal international trade in fins of the great white shark, *Carcharodon carcharias*. *Conserv. Genet.* **6**(6): 1035-1039. doi:10.1007/s10592-005-9082-9.
- Simpfendorfer, C.A. 2000. Predicting population recovery rates for endangered western Atlantic sawfishes using demographic analysis. *Environ. Biol. Fishes* **58**(4): 371-377. doi:10.1023/A:1007675111597.
- Sminkey, T.R. and Musick, J.A. 1995. Age and Growth of the Sandbar Shark, *Carcharhinus plumbeus*, before and after Population Depletion. *Copeia* **1995**(4): 871-883. doi:10.2307/1447035.
- Smith, S.E., Au, D.W., y Show, C. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshw. Res.* **49**: 663. doi:10.1071/MF97135.
- Stevens, J., Bonfil, R., Dulvy, N., y Walker, P. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**(3): 476-494. doi:10.1006/jmsc.2000.0724.
- Techera, E.J., y Klein, N. 2011. Fragmented governance: Reconciling legal strategies

- for shark conservation and management. *Mar. Policy* **35**(1): 73-78. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2010.08.003.
- Villwock de Miranda, L., y Vooren, C.M. 2003. Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios demersais no sul do Brasil nos anos 1975 a 1997. *Frente Marit.* **19**: 217-231.
- Walker, T. 1999. *Galeorhinus galeus* fisheries of the world. *En Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries*. FAO. *Editado por* R. Shotton. pp. 728 - 773.
- Ward, P., y Myers, R.A. 2005. Shifts in Open-Ocean Fish Communities Coinciding with the Commencement of Commercial. *Ecology* **86**(4): 835-847.
- Ward-Paige, C.A., Keith, D.M., Worm, B., y Lotze, H.K. 2012. Recovery potential and conservation options for elasmobranchs. *J. Fish Biol.* **80**(5): 1844-1869. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03246.x.
- Ward-Paige, C.A., y Lotze, H.K. 2011. Assessing the value of recreational divers for censusing elasmobranchs. *PLoS One* **6**(10). doi:10.1371/journal.pone.0025609.
- Watson, R., y Pauly, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* **414**(November): 534-536. doi:10.1038/35107050.
- Worm, B., Davis, B., Kettner, L., Ward-Paige, C.A., Chapman, D., Heithaus, M.R., Kessel, S.T., y Gruber, S.H. 2013. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Mar. Policy* **40**(1): 194-204. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2012.12.034.

CAPÍTULO I

Análisis del estado de conservación y manejo de los condriictios

“Como sucedía con la Lista Roja, los informes ambientales no revierten el problema que informan. El dato es como un susurro dirigido a un mundo de sordomudos anónimos”

Claudio Campagna, Bailando en tierra de nadie, 2012

INTRODUCCIÓN

La declinación de las poblaciones de condriictios, a nivel global, ha llamado la atención de científicos, organizaciones de conservación y de gestión, de los medios de comunicación y del público en general (Cavanagh *et al.* 2008, Camhi *et al.* 2009, Lucifora *et al.* 2011). A su vez, ha promovido la implementación de numerosos proyectos de conservación para frenar o intentar revertir esta situación, principalmente por el impacto que provoca en los ecosistemas marinos (Baum y Worm 2009, Camhi *et al.* 2009, Erickson y Berkeley 2009, Ferretti *et al.* 2010, Heithaus *et al.* 2010, Koldewey *et al.* 2010).

Actualmente, los acuerdos internacionales reflejan la preocupación por la gestión sostenible de los condriictios, en este sentido la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (FAO) ha desarrollado el Plan de acción internacional para la conservación y ordenación de los tiburones, las rayas y quimeras (PAI-Tiburones), para brindar líneas orientadoras o pautas para la conservación y gestión del grupo y el uso sostenible a largo plazo (FAO 2000). Hace más de 15 años, la FAO recomendó a los países en los que se pescan condriictios desarrollar y adoptar un Plan de Acción Nacional para el manejo y la conservación de los condriictios (conocidos como PAN-Tiburones), logrando que lo concreten, 20 de los 26 países que realizan estas prácticas y además se diseñaron 7 planes regionales (<http://www.fao.org/fishery/topic/18123/en>). Las recomendaciones de los PAI – Tiburones son voluntarias para los países signatarios y su incorporación ha sido nula (Lack y Sant 2011). Esto se debe principalmente a la falta de acompañamiento de recursos específicos para realizar diagnósticos particulares o implementar medidas de manejo específicas que requieran talleres para tal fin. De esta forma la acción de los

planes son generalmente enunciados, cuando deberían acompañarse, con mecanismos de financiación que puedan garantizar la aplicación de las medidas de manejo propuestas, en especial cuando se trata de especies vulnerables o amenazadas.

Existen organismos nacionales e internacionales que proveen herramientas para la conservación de determinados grupos de especies de acuerdo a su grado de amenaza, determinando el riesgo de extinción y la implementación de estrategias de conservación (Camhi *et al.* 2009). Entre estos organismos podemos citar a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), que ha elaborado criterios para clasificar las especies de acuerdo a su estado de conservación a escala global, incluyéndolas en la denominada Lista Roja (Simpfendorfer *et al.* 2011). En esta lista se ordenan las especies que fueron evaluadas y se agrupan en categorías de acuerdo al riesgo de extinción, que van desde Preocupación Menor, Casi Amenazado, Vulnerable, En Peligro, En Peligro Crítico, Extinto en Estado Silvestre, hasta Extinto (www.iucnredlist.org/technicaldocuments/categories-and-criteria).

Las especies clasificadas como Vulnerable, En Peligro y En Peligro Crítico, se consideran como amenazadas y las que no poseen información adecuada para ser evaluadas, directa o indirectamente, se las clasifica en la categoría de Datos Deficientes.

La Evaluación Global de Especies Marinas de la UICN ha revelado diferentes niveles de amenaza entre taxones y regiones (Polidoro *et al.* 2008, 2012) y de los 1.568 vertebrados e invertebrados marinos evaluados, el 16% fueron clasificados como amenazados (McClenachan *et al.* 2012). El nivel de amenaza registrado para los condrictios (> 24%) es claramente mayor que el proporcionado por las evaluaciones de riesgo para los stocks mundiales colapsados de teleósteos tanto con datos escasos (18%, Costello *et al.* 2012) como con buena información (7-13%, Branch *et al.* 2011).

Por otra parte, tanto la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES; <http://www.cites.org/eng/disc/text>), como la Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias (CMS;

<http://www.cms.int>) también se encargan de la evaluación de especies en peligro de extinción. A pesar que desde que hace más de dos décadas se realizan esfuerzos por regular el tráfico de ejemplares, hasta 2013 sólo diez especies de condriictios fueron listadas en CITES (Vincent *et al.* 2014), faltando aún la garantía de aplicación efectiva de las normas comerciales (Mundy-Taylor y Crook 2013).

Como ejemplo, todas las especies del género *Pristis* fueron incluidas en los Apéndice I y II de CITES (Lack y Sant 2011, Ward-Paige *et al.* 2012). Por otro lado, más de 50 especies de tiburones fueron listadas en el anexo I de CMS de la Ley de 1982 de la Convención del Mar.

El Memorando de Entendimiento de Tiburones Migratorios (MoU), adoptado por las Partes en la CMS, incluye sólo siete especies (*Carcharodon carcharias*, *Rhincodon typus*, *C. maximus*, *L. nasus*, *S. acanthias*, *Isurus paucus* e *Isurus oxyrinchus*) cuando se considera que existen más de 150 especies de condriictios que migran regularmente y que superan los límites de las naciones (Fowler 2014). Dentro del marco de los convenios marinos regionales del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, sólo el Convenio de Barcelona para la Conservación del Mar Mediterráneo, incluye a los condriictios y sólo algunos han tomado medidas internas concretas. El Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Noreste (OSPAR) incluye numerosas especies amenazadas de tiburones y rayas, sin considerar cuestiones pesqueras (Dulvy *et al.* 2014).

Por otra parte la Unión Europea (UE) es un actor clave en las pesquerías de tiburones del mundo, particularmente las flotas de España, Portugal, Francia y el Reino Unido, que se ubican en segundo lugar respecto de las capturas de tiburones a nivel mundial, detrás de Indonesia (Camhi *et al.* 1998, Hareide *et al.* 2007). Por otra parte, la UE es el principal proveedor de productos de tiburón a Hong Kong y el mayor importador de carne de tiburón (Fowler y Cavanagh 2005, Hareide *et al.* 2007). Por lo tanto, si se ejerciera una regulación más estricta de la pesca de tiburones y se aplicaran políticas de conservación más acabadas en el marco de la UE, se generaría una potencial reducción de la presión de pesca en los mares y zonas de pesca de la

UE en todo el mundo. Además, la UE podría influenciar en las ORP para ejercer una protección más eficiente y el cese total del aleteo (Fordham 2006), y revertir el impacto causado por el colapso en las pesquerías de los mares Mediterráneo y del Norte primero y luego en diversas pesquerías del mundo.

A pesar del esfuerzo internacional para elaborar planes de manejo de las poblaciones de condriktios, durante más de 20 años, no existe un monitoreo acerca de la disminución y colapso de las mismas, ni tampoco un mecanismo global que facilite la financiación, aplicación y ejecución de planes que ordenen la explotación, contribuyendo a que las poblaciones se recuperen (Techera y Klein 2011). Dada la amplia distribución de numerosas especies, este déficit en la gestión se vuelve particularmente problemático. A su vez, si las políticas de conservación o manejo no van acompañadas de una financiación específica, pasan a ser diagnósticos parciales sobre la declinación global de las especies y traducir en la práctica acciones favorables para restablecer niveles de abundancia resulta complejo y difícil.

La proporción de especies amenazadas aumenta notablemente cuando se distribuyen en Zonas Económicas Exclusivas (ZEE) y se comprobó que una cuarta parte de ellas habitan las ZEE de más de 18 países (Dulvy *et al.* 2014). Esta característica aumenta la vulnerabilidad de tiburones y rayas ya que requiere una gestión internacional coherente y eficaz para mantener poblaciones viables en el tiempo. La ZEE de Argentina está totalmente ligada al conflicto de soberanía por las Islas Malvinas y al no participar el Reino Unido en el ORP del ASO, prácticamente no se cuenta con información sobre el impacto de la pesca en los condriktios en ese sector de la plataforma argentina.

Se estimó que una de cada cuatro especies de condriktios en el mundo está amenazada de extinción y del número restante, un poco más de un cuarto está casi amenazada, como resultado de la sobrepesca (Dulvy *et al.* 2014). Los tiburones y rayas de mayor tamaño son los más comprometidos, especialmente los que habitan aguas someras accesibles a las pesquerías. De 1041 especies analizadas, el 17,4% fueron clasificadas como amenazadas, 2,4% como En Peligro Crítico, 4,1% En Peligro

y 10,9% como Vulnerable. Sólo el 12,7% fue categorizado como Casi Amenazado y el 23,2% como de Preocupación Menor, resultando el porcentaje más bajo entre todos los vertebrados (Hoffmann *et al.* 2010).

El 46% de las especies de condriictios se ubicaron en la categoría de Datos Deficientes (487 especies), siendo una de las más altas tasas registradas entre todos los grupos categorizados (Hoffmann *et al.* 2010). Numerosas especies de esta categoría posiblemente en el futuro integren la de Amenazadas, si tenemos en cuenta las historias de vida, la distribución y la baja capacidad de recuperarse a eventos de sobrepesca (Dulvy *et al.* 2014). La Lista Roja de la IUCN, identifica las fuertes caídas en la abundancia de poblaciones que tienen un manejo inadecuado o no lo poseen e incluso advierte que las especies de gran tamaño, pueden extinguirse. Es decir que la Lista Roja contribuye a señalar las poblaciones que necesitan acciones de conservación inmediatas y aún poseen una oportunidad de recuperación y de esta manera prevenir pérdidas permanentes de biodiversidad (Dulvy *et al.* 2014). Sin embargo, aún hoy y a pesar que la IUCN produce la Lista Roja y establece de manera general el grado de vulnerabilidad, no se ha logrado que las especies con estado de conservación críticos sean abordadas de forma eficiente por las autoridades responsables de la administración pesquera nacional o regional.

Se estima que más de la mitad de las especies de condriictios ocuparán en corto tiempo las categorías de Amenazada o Casi Amenazada (n= 561; 53,9%) (Dulvy *et al.* 2014). Si bien ninguna de las especies conocidas han sido registradas como extinguidas globalmente, 28 poblaciones de peces sierra, rayas y tiburones ángel están localmente o regionalmente extintas (Dulvy *et al.* 2003, Dulvy y Forrest 2010). Por otro parte, varias especies de tiburones no han sido observadas desde hace décadas, un ejemplo es el tiburón Pondicherry (*Carcharhinus hemiodon*), en peligro crítico, conocido a través de 20 ejemplares de museo y que no se ha vuelto a registrar desde 1979 (Cavanagh *et al.* 2003). La raya noruega (*D. batis*) y el angelote común (*Squatina squatina*), especies En Peligro Crítico, están regionalmente extintas en gran parte de su área de distribución original en aguas europeas (Cavanagh y Gibson 2007,

Gibson *et al.* 2008, Iglésias *et al.* 2010). También los peces sierra, *Pristis pristis* y *Pristis pectinata*, ambos En Peligro Crítico, están probablemente extinguidos en gran parte del Atlántico oriental, particularmente en la zona de África Occidental (Robillard y Seret 2006, Harrison y Dulvy 2014). Un análisis reciente por hábitat, arrojó que una cuarta parte de los condriktios de las plataformas costeras y continentales (26,3%, n= 127 de 482) y casi la mitad de las especies neríticas y epipelágicas (43,6%, n= 17 de 39) se encuentran amenazadas (Dulvy *et al.* 2014). Estos autores además advierten que las especies costeras, de plataforma y las pelágicas, de más de 1 m de longitud total, tienen más del 50% de probabilidad de pasar a incluirse en la categoría de amenazadas. Por otro lado las especies de aguas profundas de tamaño similar poseen sólo el 12% de probabilidad a pesar de ser más vulnerables a la sobrepesca por su crecimiento lento y baja tasa de reproducción (García *et al.* 2008, Simpfendorfer y Kyne 2009). Cabe aclarar que estas últimas están menos amenazadas porque son inaccesibles para la mayoría de las pesquerías (Dulvy *et al.* 2014).

Para poder constatar el éxito de los instrumentos legales (nacionales, regionales e internacionales) para la conservación de determinadas especies de condriktios se requieren largos períodos de tiempo, que van más allá de los tiempos generacionales de las especies (Ward-Paige *et al.* 2012). Dado que la mayoría de los elasmobranchios tienen baja tasa de reproducción y numerosos tienen poblaciones mermadas o con sus stocks colapsados, una recuperación exitosa puede requerir la restricción total de la pesca, a través de una moratoria y/o a la mitigación de las capturas incidentales (Caddy y Agnew 2004, Godin y Worm 2010). Para reducir la mortalidad por pesca se utilizan diversas herramientas de gestión de pesquerías tradicionales, incluidas las cuotas, el total admisible de captura, las restricciones de tamaño, los límites de esfuerzo, las restricciones de equipo, los cierres de temporada (Ferretti *et al.* 2010) y áreas de veda temporales (Ward-Paige *et al.* 2012). Numerosos gobiernos carecen de los recursos, la experiencia y la voluntad política necesaria para manejar eficazmente a tiburones y rayas, con pocas excepciones, como Australia y Estados Unidos (Veitch *et al.* 2012).

Varias de las poblaciones de elasmobranchios que recuperaron sus niveles de abundancia, registraron el mayor incremento en tallas pequeñas o moderadas, ligado a la declinación de las poblaciones de sus predadores, los grandes tiburones (Ward-Paige *et al.* 2012). Sólo en un cuarto de ellas, se registró un incremento debido a la efectividad de las medidas de manejo y a la reducción de la mortalidad por causa de cambios en la especie objetivo o demandas de mercado. Por ejemplo, en el caso del tiburón *Mustelus antarcticus* en el sur de Australia, si bien la abundancia ha sido reducida, las tasas de captura han alcanzado niveles estables, cerca del máximo rendimiento sostenible (Walker 1998, Pribac *et al.* 2005)(Pribac *et al.* 2005, Walker 2007). En el 2009 en el sudeste de Estados Unidos, se declaró la sobrepesca de la población de *Sphyrna lewini*, que actualmente comenzó a mostrar signos de recuperación en respuesta a la implementación de un plan de manejo que incluyó cuotas y límites de captura por viaje de pesca (Miller *et al.* 2013). En las costas de California, la restricción en el tipo de redes y la eliminación de redes agalleras, lograron incrementar las poblaciones locales de *G. galeus* y *Triakis semifasciata* (Pondella y Allen 2008). En la Argentina, las primeras acciones de manejo de condriktios se remontan a principios de la década del '60 con medidas de protección para el cazón, mediante una veda por etapas, que comenzaba en Mar del Plata a principios de la primavera y culminaba en verano en Patagonia, con excepción del Golfo San Matías, que se suspendió en la década siguiente de manera arbitraria y sin evaluación pertinente (Chiaramonte 2015).

El estado de conservación de los ecosistemas del Atlántico Sudoccidental (ASO) es una preocupación entre los conservacionistas y biólogos pesqueros desde hace varios años (Lucifora *et al.* 2011), debido principalmente al aumento del esfuerzo pesquero industrial (108 % entre 1990 y 1995) (Campagna *et al.* 2007) y ser una de las pesquerías emergentes más elevadas del mundo (Tyedmers *et al.* 2005). La mayor parte de este esfuerzo (85%), corresponde a la pesca de arrastre demersal (Cousseau y Perrotta 2000), una de las prácticas de pesca más perjudiciales y no selectivas (Kaiser *et al.* 2002, Thrush y Dayton 2002, Crowder *et al.* 2008). Desde fines de la

década del 90' se ha registrado una disminución en las poblaciones de peces cartilagosos y óseos (Chiaramonte 1998, Cordo 2004, Massa *et al.* 2004, Wöhler *et al.* 2004), incluyendo el colapso de la merluza (*Merluccius hubbsi*), la especie comercial más importante de Argentina (Aubone *et al.* 2004, Bezzi *et al.* 2004). Las capturas de condriictios durante el período 2000-2012 en la región del ASO, ocuparon el cuarto lugar de importancia mundial, con aproximadamente un promedio anual de 82.000 toneladas desembarcadas (Bernasconi y Navarro 2014).

La sobrepesca en el ASO ha producido un impacto a nivel ecosistémico, afectando la red trófica, desde los niveles superiores a los más bajos (Jaureguizar y Milessi 2008). Estos análisis indican la conveniencia de cambiar el clásico manejo a nivel poblacional y pensar en un plan de conservación y restauración de todo el ecosistema teniendo en cuenta sus propiedades, servicios y funciones (Campagna *et al.* 2008).

Las principales amenazas para la conservación de los condriictios de la Plataforma Continental Argentina están relacionadas con la pesca no regulada (directa e indirecta), tanto comercial, como artesanal y recreativa (Chiaramonte y Di Giácomo 2008).

Las áreas con capturas más elevadas de condriictios, en el Mar Argentino, coinciden con las de más alta diversidad del grupo, colocando a estas zonas en riesgo directo por la práctica de la pesca industrial de arrastre (Lucifora *et al.* 2011). Esta afirmación está sustentada en el decrecimiento de cerca del 50% de la biomasa estimada de varias especies (pez gallo *Callorhynchus callorhynchus*, pez guitarra *Zapteryx brevirostris*, pez guitarra brasilero *R. horkelii*, raya eléctrica *Discopyge tschudii*, tiburón espinoso *S. acanthias*, raya a lunares *Atlantoraja castelnaui*, raya ojona *Atlantoraja cyclophora* y las rayas de arena del género *Psammobatis* así como por el aumento del esfuerzo pesquero sobre los condriictios registrado entre 1991 y 1998, por parte de la flota de arrastre industrial (Massa *et al.* 2004). La disminución de múltiples poblaciones de peces cartilagosos y óseos (Lucifora 2003, Aubone *et al.* 2004, Bezzi *et al.* 2004, Cordo 2004, Massa *et al.* 2004, Wöhler *et al.* 2004) y la

aparición del efecto de cascada trófica (Pauly D. *et al.* 1998, Essington *et al.* 2006, Jaureguizar y Milessi 2008) son las consecuencias evidentes de que todo el ecosistema del ASO ha sido afectado con diferentes niveles de impacto por la pesca industrial (Lucifora *et al.* 2011).

Si bien en nuestro país se han elaborado numerosos trabajos sobre taxonomía, distribución y biología de condricios (ver PAN-Tiburones), hasta hace pocos años fueron escasas las contribuciones tanto de la problemática pesquera (Chiaramonte 2001, 2015) como de la conservación de este grupo (Lucifora 2003, Menni *et al.* 2010, Lucifora *et al.* 2011). Cabe aclarar como excepción el trabajo precursor sobre evaluación puntual de la población de pez gallo del Golfo San Matías (Di Giácomo y Perier 1991).

Retomando el concepto que las especies más amenazadas se encuentran a menos de 200 m de profundidad, en especial en los Océanos Atlántico, Índico y Pacífico Central, el riesgo de extinción es mayor en las especies de mayor tamaño, de aguas poco profundas y con rangos acotados e independencia filogenética (Ferretti *et al.* 2010). Las especies neríticas y epipelágicas de tiburones oceánicos amenazados se distribuyen en todos los océanos del mundo y se reconocen al menos siete puntos sensibles (*hotspots*) costeros del mundo entre los cuales podemos citar a la Plataforma Patagónica (Dulvy *et al.* 2014). Paralelamente, el ASO, incluyendo todo el Mar Argentino, es uno de los puntos sensibles con el mayor número de especies de condricios amenazados de aguas profundas del mundo (Dulvy *et al.* 2014) (Fig. 1.1). Por todo esto y teniendo en cuenta el estado de conservación, el conocimiento y el endemismo por zona de pesca de FAO, el ASO ocupa séptimo lugar en una lista que incluye 19 sitios (Dulvy *et al.* 2014). Estos autores dividen el planeta en cinco categorías teniendo en cuenta el número de especies amenazadas y en el Mar Argentino se determinaron cuatro de ellas: el Río de la Plata (28-30), el área de la Provincia de Buenos Aires hasta el talud aproximadamente (20-27), la zona entre el sur de la Provincia de Buenos Aires y

Puerto San Julián (Santa Cruz) y hasta las cercanías del talud (12-9) y al sur de esta última abarcando el resto de la plataforma Argentina (6-9) (Fig. 1.1).

En el Mar Argentino y zonas adyacentes se han registrado 55 especies de tiburones, entre 46 y 50 de rayas, y dos de holocéfalos (Menni y Lucifora 2007, Figueroa 2011). El 85,6% (89 de 104) de las especies de condriictios descritas para la Argentina han sido evaluadas por la IUCN (Tabla 1.1) y se determinó que un 6,7% está En Peligro Crítico y En Peligro; un 28,1% son Vulnerables, el 13,5% está Casi Amenazada; un 13,5% es de Preocupación menor y el 31,5% resultó con Datos Insuficientes. Particularmente los tiburones fueron categorizados como Vulnerable el 33,3%, con Datos Insuficientes el 22,2%; Casi Amenazada el 20%; 4 especies son de Preocupación Menor (8,9%); otras 4 se hallan En Peligro (8,9%) mientras que *Mustelus fasciatus*, *G. galeus* y *C. taurus* se encuentran En Peligro Crítico (6,7%). El 41,9% de los batoideos evaluados poseen Datos Insuficientes; el 23,3% se clasifican como Vulnerable; el 9,3% está Casi Amenazado; el 14% presentan Preocupación Menor; el 4,7% se halla En Peligro y 7% En Peligro Crítico (*P. pectinata*, *R. horkelii* y *Gymnura altavela*). Tanto el pez gallo *C. callorynchus* como la quimera *Hydrolagus cf. affinis* se encuentran en la categoría de Preocupación Menor.

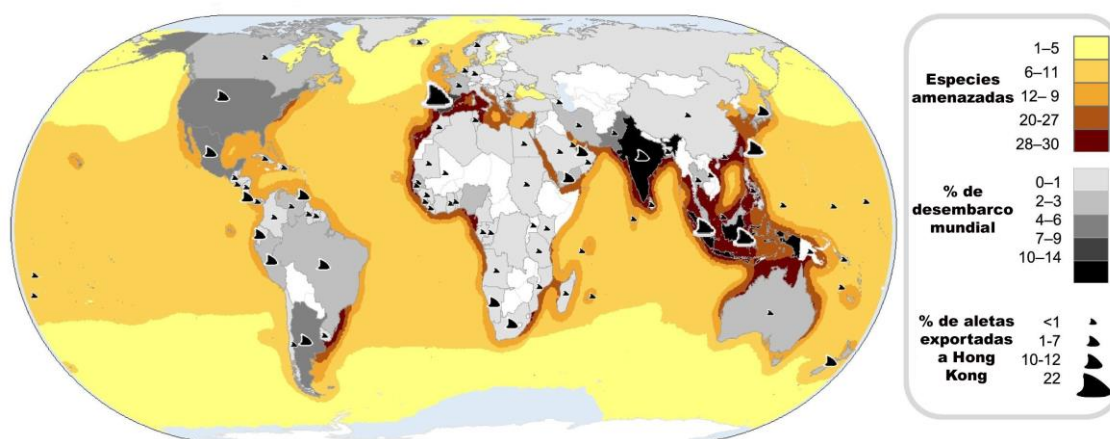


Figura 1.1. Amenaza, captura y comercialización mundial de condriictios. Fuente Dulvy *et al.*, 2014.

Familia	Especie	Nombre común	Categoría global	Tendencia global	Categoría poblacional	Tendencia poblacional	Distribución poblacional	Año
Subclase: Elasmobranchii. Superorden: Selachimorpha								
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	Tiburón martillo	EP	Desconocida	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus signatus</i>	Tiburón de hocico corto	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tiburón oceánico	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus obscurus</i>	Tiburón arenero	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Tiburón pardo	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
Sphyrnidae	<i>Sphyrna tudes</i>	Tiburón martillo	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Tiburón martillo	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
Triakidae	<i>Galeorhinus galeus</i>	Cazón, tiburón vitamínico	VU	Decreciente	EPC	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2006
Alopiidae	<i>Alopias superciliosus</i>	Zorro ojón	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Alopias vulpinus</i>	Tiburón zorro	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
Cetorhinidae	<i>Cetorhinus maximus</i>	Tiburón peregrino	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
Lamnidae	<i>Carcharodon carcharias</i>	Tiburón blanco	VU	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Mako	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Lamna nasus</i>	Tiburón sardinero	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
Odontaspidae	<i>Carcharias taurus</i>	Escalandrún	VU	Desconocida	EPC	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
Squalidae	<i>Squalus acanthias</i>	Tiburón espinoso	VU	Decreciente	VU	Decreciente	Chile	2006
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus acronotus</i>	Tiburón amarillo	CA	Decreciente	CA	Aparentemente estable	Brasil	2009
	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	Tiburón cobrizo, bacota	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus brevipinna</i>	Tiburón aleta negra	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	CA	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Galeocerdo cuvierii</i>	Tiburón tigre	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Prionace glauca</i>	Tiburón azul	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Carcharhinus leucas</i>	Tiburón toro	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Triakidae	<i>Mustelus canis</i>	Cazón, gatuzo	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Hexanchidae	<i>Heptranchias perlo</i>	Tiburón de 7 branquias	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Hexanchus griseus</i>	Tiburón gris	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus isodon</i>	Tiburón de noche	PM	Desconocida	DD	Desconocida	Brasil	2009
	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Tiburón hocicudo caribeño	PM	Estable	NE	NE	NE	NE
Dalatiidae	<i>Squaliolus laticaudus</i>	Tiburón pigmeo espinoso	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Somniosidae	<i>Centroscymnus owstonii</i>	Sapata espinuda	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE

Familia	Especie	Nombre común	Categoría global	Tendencia global	Categoría poblacional	Tendencia poblacional	Distribución poblacional	Año
Subclase: Elasmobranchii. Superorden: Selachimorpha								
Etmopteridae	<i>Etmopterus bigelowi</i>	Tiburón linterna	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Centroscyllium fabricii</i>	No tiene	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Etmopterus gracilispinis</i>	Tollo lucero bandoneado	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Etmopterus lucifer</i>	Tiburón linterna	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Etmopterus pusillus</i>	Tollo lucero liso	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus porosus</i>	Tiburón poroso	DD	Desconocida	VU	Desconocida	Brasil	2006
	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	Tiburón hocicudo	DD	Desconocida	NE	NE	NE	2004
Hexanchidae	<i>Notorynchus cepedianus</i>	Tiburón gatopardo	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Dalatiidae	<i>Euprotomicroides zantedeschia</i>	Tollo rabo claro	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Echinorhinidae	<i>Echinorhinus brucus</i>	Tiburón de hebillas	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Somniosidae	<i>Somniosus antarcticus</i>	Tiburón dormilón	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Zameus squamulosus</i>	Bruja boca chica	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Squalidae	<i>Squalus cubensis</i>	Cazón cubano	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Squalus mitsukurii</i>	Galludo, espinilla	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus haeckeli</i>	Lija	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Somniosidae	<i>Proscymnodon macracanthus</i>	Tiburón dormilón	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Triakidae	<i>Mustelus fasciatus</i>	Cazón, gatuzo	NCG	NCG	EPC	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
	<i>Mustelus schmitti</i>	Cazón, gatuzo	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2006
Squatinaidae	<i>Squatina argentina</i>	Pez ángel	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2006
	<i>Squatina guggenheim</i>	Pez ángel	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
	<i>Squatina occulta</i>	Pez ángel	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
Scyliorhinidae	<i>Schroederichthys bivius</i>	Pintarroja	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Chile; Uruguay	2005
	<i>Scyliorhinus besnardi</i>	Pintarroja	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
Etmopteridae	<i>Centroscyllium granulatum</i>	Tollo lucero	NCG	NCG	DD	Desconocida	Chile	2004
Subclase: Elasmobranchii. Superorden: Batoidea								
Pristidae	<i>Pristis pectinata</i>	Pez sierra	EPC	Decreciente**	NE	NE	NE	NE
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>	Raya mariposa	VU	Decreciente	EPC	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
Narcinidae	<i>Discopyge castelloi</i>	Torpedo alargado	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Familia	Especie	Nombre común	Categoría global	Tendencia global	Categoría poblacional	Tendencia poblacional	Distribución poblacional	Año
Subclase: Elasmobranchii. Superorden: Batoidea								
Myliobatidae	<i>Manta birostris</i>	Manta gigante	VU	Decreciente	NE	NE	NE	NE
	<i>Rhinoptera bonasus</i>	Chucho	CA	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Mobula hypostoma</i>	Manta	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Myliobatis freminvilleii</i>	Chucho toro	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Myliobatis goodei</i>	Chucho amarillo	DD	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Myliobatis ridens</i>	Chucho ñato	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Dasyatidae	<i>Dasyatis centroura</i>	Chucho espinoso	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Raya látigo violeta	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
	<i>Dasyatis hypostigma</i>	Chucho liso	NCG	NCG	DD	Desconocida	Brasil	2006
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos horkelii</i>	Guitarra	NCG	NCG	EPC	Decreciente	Argentina; Brasil	2007
	<i>Zapteryx brevirostris</i>	Guitarra chica	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2006
Torpedinidae	<i>Torpedo puelcha</i>	Torpedo	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis</i>	Torpedo	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
	<i>Discopyge tschudii</i>	Raya eléctrica	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
Rajidae	<i>Dipturus argentinensis</i>	Raya hocicuda de cola larga	NE	NE	NE	NE	NE	NE
	<i>Atlantoraja castelnaui</i>	Raya a lunares	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
	<i>Bathyraja griseocauda</i>	Raya gris	NCG	NCG	EP	Decreciente	Argentina; Chile; Is. Malvinas	2007
	<i>Dipturus trachyderma</i>	Raya espinuda	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Chile	2007
	<i>Zearaja chilensis</i>	Raya hocicuda	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Chile; Is. Malvinas; Uruguay	2007
	<i>Atlantoraja cyclophora</i>	Raya ojona	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2009
	<i>Atlantoraja platana</i>	Platana	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
	<i>Bathyraja albomaculata</i>	Raya de lunares	NCG	NCG	VU	Desconocida	Argentina; Chile; Is. Malvinas; Uruguay	2007
	<i>Rioraja agassizi</i>	Raya lisa	NCG	NCG	VU	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
	<i>Sympterygia acuta</i>	Raya marrón oscuro	NCG	NCG	VU	Decreciente	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
	<i>Sympterygia bonapartii</i>	Raya marmorada	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Chile; Uruguay	2004
	<i>Bathyraja cousseauae</i>	Raya de aletas juntas	NCG	NCG	CA	Decreciente	Argentina; Is. Malvinas	2007
<i>Psammobatis rutrum</i>	Rayita sin orlas	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2007	

Familia	Especie	Nombre común	Categoría global	Tendencia global	Categoría poblacional	Tendencia poblacional	Distribución poblacional	Año
Subclase: Elasmobranchii. Superorden: Batoidea								
Rajidae	<i>Bathyraja macloviana</i>	Raya espinosa	NCG	NCG	CA	Desconocida	Argentina; Chile; Is. Malvinas; Uruguay	2007
	<i>Bathyraja multispinis</i>	Raya aserrada	NCG	NCG	CA	Desconocida	Argentina; Brasil; Chile; Is. Malvinas; Uruguay	2007
	<i>Bathyraja scaphiops</i>	Raya picuda	NCG	NCG	CA	Desconocida	Argentina; Is. Malvinas	2007
	<i>Amblyraja doellojuradoi</i>	Raya erizo	NCG	NCG	PM	Desconocida	Argentina; Is. Malvinas	2007
	<i>Bathyraja brachyurops</i>	Raya cola corta	NCG	NCG	PM	Desconocida	Argentina; Brasil; Chile; Is. Malvinas	2007
	<i>Psammobatis bergi</i>	Raya reticulada	NCG	NCG	PM	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
	<i>Psammobatis extenta</i>	Rayita con orlas	NCG	NCG	PM	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2004
	<i>Amblyraja freirichsi</i>	Raya	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Chile; Uruguay	2004
	<i>Amblyraja georgiana</i>	Raya estrellada antártica	NCG	NCG	DD		Antártida	2009
	<i>Amblyraja taaf</i>	Raya	NCG	NCG	DD	Desconocida	Antártida	2009
	<i>Bathyraja magellanica</i>	Raya atigrada	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Chile; Is. Malvinas	2007
	<i>Bathyraja meridionalis</i>	Raya	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Is. Malvinas; Georgia y Sandwich del Sur	2009
	<i>Bathyraja papilionifera</i>	Raya	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Is. Malvinas	2007
	<i>Psammobatis lentiginosa</i>	Raya lenticulada	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina; Brasil; Uruguay	2007
	<i>Psammobatis normani</i>	Raya marrón claro	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina y Chile	2004
<i>Psammobatis rudis</i>	Raya hocico blanco	NCG	NCG	DD	Desconocida	Argentina y Chile	2004	
Subclase: Holocephali								
Chimaridae	<i>Hydrolagus affinis</i>	Quimera	PM	Desconocida	NE	NE	NE	NE
Callorhynchidae	<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Pez gallo	NCG	NCG	PM	Desconocida	Argentina; Brasil; Chile; Perú; Uruguay	2007

Tabla 1.1. Estado de conservación según la UICN de las especies de condriictios descritas para el Mar Argentino. NE: No evaluado. DD: Datos deficientes. PM: Preocupación menor. CA: Casi amenazado. VU: Vulnerable. EP: En peligro. EPC: En peligro crítico. **especie probablemente extinta en el Río de la Plata. NCG: no categorizada globalmente.

Con respecto a la tendencia poblacional de las 89 especies de condriictios evaluadas el 60,7% muestra una tendencia desconocida; el 37,1% está declinando y sólo el 2,2% se halla estable. El 34,8% de las especies evaluadas corresponden a poblaciones exclusivas del ASO, Argentina o Antártida, mientras que el 41,6% de las especies sólo poseen un análisis a escala global. De las poblaciones exclusivas del ASO (compartidas con Brasil y Uruguay) el 20% se encuentran En Peligro Crítico y su tendencia poblacional es en declinación; el 20% está En Peligro y la tendencia poblacional es desconocida; el 28% se clasifica como Vulnerable con una población en declinación; el 8% es de Preocupación Menor con tendencia desconocida y el 24% presentan Datos Insuficientes con tendencia poblacional desconocida, donde también se incluyen las cuatro especies exclusivas de la Antártida, mientras que las dos especies exclusivas de Argentina y de las Islas Malvinas están Casi Amenazadas con una tendencia poblacional en declinación. Si bien el 28% de las poblaciones posee una tendencia negativa, el elevado porcentaje de especies aún clasificadas como Datos Deficientes sumado a la antigüedad de estas evaluaciones, tornan urgente una nueva evaluación de la Lista Roja de los condriictios del ASO a nivel regional.

Pesca de condriictios en la Argentina

En la plataforma continental argentina no se practica la pesca dirigida a condriictios, sin embargo varias especies son extraídas como fauna acompañante en la pesca de arrastre o como especies objetivo de la pesca variada

En el período 2000-2010 se registraron los mayores desembarcos mundiales de condriictios, con un promedio anual de 800 mil toneladas, mientras que entre 1970' y 1990' el promedio anual fue de 560 mil, 630 mil y 780 mil toneladas, respectivamente. La Argentina también acompañó este incremento (Fig. 1.2), ya que las estadísticas de FAO, señalan que durante la década del 70 la Argentina ocupaba el lugar 16 entre los países que informaban desembarques de condriictios, posteriormente en la década del 80, el decimosegundo y el noveno lugar en los 90. En

la última década, los principales países que capturaron condriictios fueron Indonesia, India, España, Taiwán y Argentina que ocupó el quinto lugar, con un promedio anual de 38 mil toneladas en el período 2000-2012 (Tabla 1.1) y duplicó su explotación (de 2,2 al 4,4 %), en el conjunto de países que declaran condriictios a FAO en los últimos 20 años (Bernasconi y Navarro 2014).

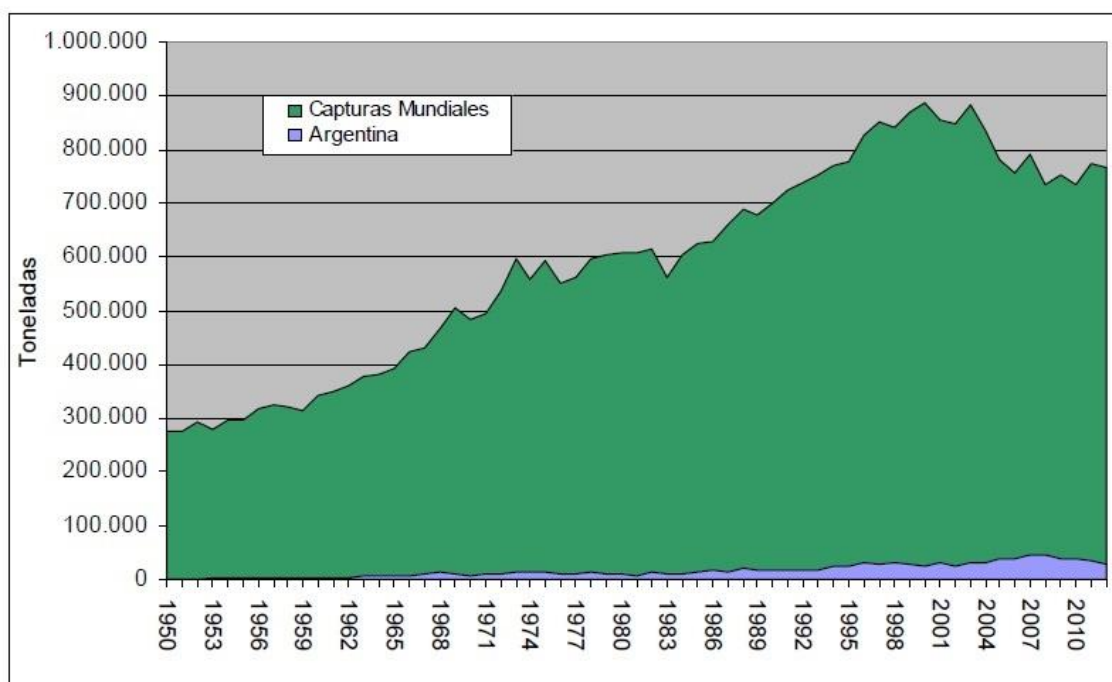


Figura 1.2. Desembarques mundiales de condriictios y de Argentina reportados por la FAO (1950-2012).

Es evidente que Argentina es actualmente un importante actor en el mercado mundial de comercio de condriictios, tanto por los volúmenes de captura como por los de exportación. Hong Kong es el principal mercado mundial de aleta de tiburón (Clarke 2004, Clarke *et al.* 2006a, 2006b) que reportó en 2011 una importación de aletas (tiburones y rayas sin discriminar) desde la Argentina, de 190.538 toneladas, lo que representó el 2% de la importación mundial de aletas. Durante 1999 y 2009 Argentina fue responsable del 4,3% de la captura mundial de condriictios, con un promedio de 35.045 toneladas (Dulvy *et al.* 2014) (Fig. 1.1). Cabe mencionar que el aleteo es una práctica que está prohibida por resolución del Consejo Federal Pesquero en Argentina (ver Tabla 1.4) y no ha sido registrada.

Desde la década del 30, los desembarques de condriktios declarados crecieron lentamente hasta el período 1976–1984, cuando se presentó una declinación importante, para luego remontar rápidamente, llegando a duplicar los valores históricos a fines de la década del '90, alcanzando un pico máximo en 2007, cuando se reportaron 44.036 t (Fig. 1.3). Posteriormente los desembarques declarados decayeron hasta las 25.000 t, reflejando las caídas de los desembarques de rayas, del tiburón gatuzo y de pez ángel, provenientes de las flotas costeras y de rada (Chiaramonte 2015).

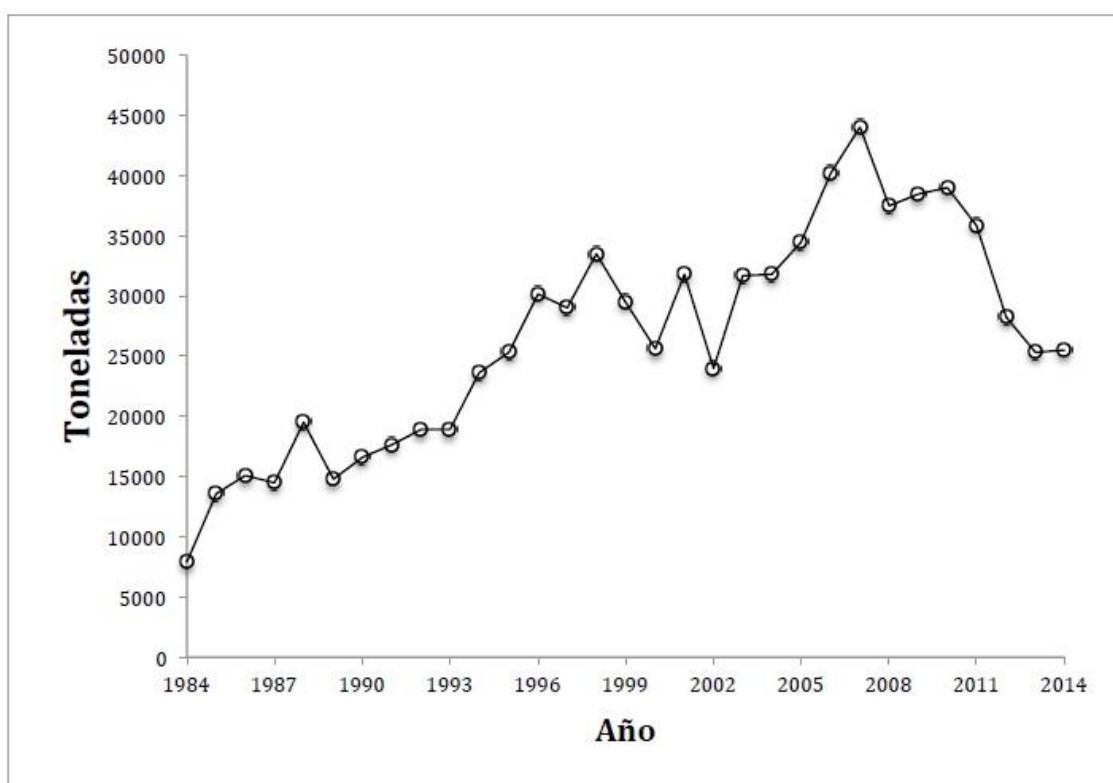


Figura 1.3. Desembarques de condriktios declarados en Argentina entre 1984 y 2014.

Actualmente, la especie comercial más importante de la Argentina es el gatuzo, *Mustelus schmitti*, capturado principalmente por la flota costera de la Provincia de Buenos Aires en la modalidad de pesca variada con redes de arrastre de fondo (Cousseau y Perrotta 2000), o en pesca de enmalle de fondo (Chiaramonte 1998, 2015). Entre los tiburones, son o han sido especie objetivo de la captura comercial el grupo de los peces ángel (*Squatina argentina*, *Squatina guggenheim* y *Squatina occulta*), el espinillo (*S. acanthias*), el gatuzo (*M. schmitti*), el cazón (*G. galeus*), la

bacota (*Carcharhinus brachyurus*), el escalandrún (*C. taurus*) y el gatopardo (*Notorynchus cepedianus*) (Chiaramonte 2015). Entre las rayas, las principales especies costeras son la raya de círculos u ojona (*A. cyclophora*), la raya pintada (*A. castelnaui*), la raya lisa (*Rioraja agassizi*), la raya marmorada (*Sympterygia bonapartii*) y la raya marrón oscuro (*Sympterygia acuta*) (Perez Comesaña *et al.* 2011), mientras que la raya hocicuda (*Zearaja chilensis*) y las del género (*Bathyraja*) son las más explotadas en pesquerías de altura (Chiaramonte 2015). Entre los holocéfalos podemos citar al pez gallo como uno de los principales condriictios explotados comercialmente en las pesquerías de arrastre argentina y del Golfo San Matías en particular (Di Giácomo y Perier 1991, Sanchez *et al.* 2011, 2012).

Argentina ocupa el primer lugar entre los estados que declararon desembarques ante la FAO de *M. schmitti* (8.092,7 t), *Squatina sp.* (4.088,8 t) y *Callorhynchus* (1.718,3 t) entre el 2000 y 2012. A su vez, es uno de los principales países que desembarcan ejemplares de *G. galeus* (108,6 t) ocupando el séptimo lugar, así como ejemplares de la familia Rajidae (20.361,4 t), ocupando el tercer lugar a nivel mundial para (Bernasconi y Navarro 2014). Es interesante destacar que son escasos en Argentina los estudios pertinentes para evaluar la sustentabilidad de estas poblaciones teniendo en cuenta los volúmenes de captura de las últimas décadas (Cortés 2007). Además, cabe mencionar que los valores reportados subestiman la mortalidad total de condriictios, por lo que deben considerarse sólo como indicadores de tendencia (Bonfil 1994, Clarke *et al.* 2006b, Worm *et al.* 2013). Las toneladas totales de desembarques reportadas por la FAO no incluyen la captura ilegal no declarada y no reglamentada, ni los descartes a bordo de los buques. Para mejorar la calidad de la información y obtener datos que se aproximen a la realidad, los desembarques declarados deberían complementarse con otras fuentes de información como los programas de observadores a bordo y los datos del comercio internacional y local de estas especies (Clarke *et al.* 2006b, Hareide *et al.* 2007, Worm *et al.* 2013).

A pesar que, durante los últimos años, en la estadística pesquera nacional de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, se ha incrementado a 36 el número de categorías de condrictios a declarar (Bernasconi y Navarro 2014), hasta el 2014 aún persistía la categoría “Tiburones nep” (tiburones no específicos) que representa más del 90% de los tiburones desembarcados (excluyendo a los tiburones ángel) (Chiaromonte 2015).

En el sector patagónico, particularmente, en el Golfo San Jorge (Chubut y Santa Cruz) se desarrollan las pesquerías industriales de merluza común (*M. hubbsi*) y de langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*), en la que se registraron 23 especies de condrictios como fauna acompañante. Si bien se ha señalado que existe un “aprovechamiento integral de los taxones” de la flota fresca de altura que opera sobre merluza en el Golfo San Jorge (Bovcon *et al.* 2013), doce especies de condrictios son descartadas en más de un 70%, 4 entre 40 y 70% y sólo 3 especies en menos del 20% (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Ranking de los primeros 20 países que desembarcaron condrictios por décadas.

Años 1970-1979		Años 1980-1989		Años 1990-1999		Años 2000-2012	
Ranking País	Total (t)	Ranking País	Total (t)	Ranking País	Total (t)	Ranking País	Total (t)
1 Pakistán	525.854	1 India	550.058	1 Indonesia	917.846	1 Indonesia	1.374.464
2 Japón	524.188	2 Indonesia	541.088	2 India	759.913	2 India	959.281
3 India	497.125	3 Taiwán	486.317	3 Taiwán	512.681	3 España	849.886
4 Taiwán	471.827	4 Japón	429.543	4 Pakistán	486.748	4 Taiwán	561.274
5 U. Soviética	376.047	5 Pakistán	379.229	5 Est. Unidos	412.158	5 Argentina	460.302
6 Noruega	297.731	6 France	351.584	6 México	411.952	6 México	437.813
7 Francia	265.377	7 México	320.762	7 España	352.316	7 Est. Unidos	431.124
8 Reino Unido	257.085	8 Brasil	267.009	8 Japón	328.235	8 Pakistán	339.398
9 Indonesia	211.284	9 Reino Unido	215.446	9 Argentina	244.851	9 Malasia	303.032
10 Corea	182.742	10 Perú	215.365	10 Sri Lanka	240.144	10 Japón	275.350
11 Brasil	165.999	11 Corea	205.370	11 France	234.293	11 France	266.575
12 Perú	147.562	12 Argentina	136.413	12 Malasia	219.063	12 Brasil	261.974
13 México	147.294	13 Filipinas	135.220	13 Reino Unido	206.503	13 N. Zelanda	232.434
14 Nigeria	142.559	14 Est. Unidos	132.472	14 Brasil	183.558	14 Tailandia	225.625
15 Tailandia	120.465	15 Malasia	130.679	15 Portugal	178.881	15 Portugal	213.599
16 Argentina	113.791	16 Nigeria	121.838	16 Corea	163.697	16 Nigeria	205.919
17 Sri Lanka	100.459	17 Sri Lanka	113.800	17 N. Zelanda	146.751	17 Irán	186.884
18 Malasia	94.185	18 España	112.173	18 Tailandia	140.549	18 Sri Lanka	170.896
19 Filipinas	92.425	19 Tailandia	105.514	19 Filipinas	96.726	19 Corea	160.952
20 Australia	59.704	20 U. Soviética	101.719	20 Perú	94.941	20 Reino Unido	138.772

Es interesante destacar que la pesca de langostino es la de gran importancia económica en el Golfo San Jorge y una de las pesquerías de crustáceos de mayor relevancia en América del Sur (Boschi 1997, Cedrola *et al.* 2012). En esta pesquería

se descartan la mayoría de los taxones, el 100% para 13 especies de condriictios, 75% para el tiburón azul (*P. glauca*), 84% para el pez gallo *C. callorynchus* y no existen datos para el resto de las especies (Góngora *et al.* 2009, Góngora *et al.* 2012, Bovcon *et al.* 2013) (Tabla 1.3). Según Cedrola *et al.* (2012) en el 2003 *S. acanthias* y *Schroederichthys bivius* han sido señaladas como las especies más frecuentes de la pesquería de langostino con 30,5 t y 22,6 t respectivamente y representan al 0,15% de la captura total. Por otra parte se advierte que la abundancia de *S. bivius* disminuyó entre 1997 y 2001, estos resultados, señalan a la pesquería del langostino patagónico como una potencial amenaza para *S. bivius* (Cedrola *et al.* 2012). A esto último debe sumarse la pérdida de áreas de reproducción para *S. bivius* registrada al sur del golfo en la Ría Deseado en los últimos 30 años (Chiaramonte 2005).

En el Golfo San Matías (Río Negro) la merluza común (*M. hubbsi*) es la especie blanco de la pesquería de arrastre y los condriictios son capturados como fauna acompañante (o by-catch) (Di Giácomo y Perier 1991, Perier *et al.* 2011). Desde el inicio de la pesquería en 1971 el pez gallo fue la especie de condriictio más desembarcada por la flota de arrastre. Dentro del grupo de tiburones se encuentran el gatuzo, el cazón y el pez ángel (*S. guggenheim*) y desde 1996 se incorporan a los desembarques comerciales las rayas de la familia Rajidae (Coller 2012). A partir del año 1999 los volúmenes capturados de rayas superaron a los volúmenes capturados (de 343 t) del conjunto de tiburones, (Coller 2012). Antes del 1996 el pez gallo y el gatuzo registraban los valores más altos, comparados con el resto de los peces cartilaginosos. Al año siguiente las rayas superan al gatuzo, ocupando el segundo lugar después del pez gallo, el cual históricamente fue la especie más capturada en el golfo. Coller (2012) registró un total de 19 t de peces cartilaginosos al analizar las capturas de las lanchas artesanales y los barcos de rada ría del golfo entre 2004 y 2006. En el mismo período el gatuzo (8 t) fue la especie más capturada en 2004 mientras que las rayas, principalmente *A. platana*, lo fueron en el 2005 (3,6 t).

Tabla 1.3. Lista de especies de condriictios según su abundancia y porcentaje de descarte en las pesquerías de merluza y langostino en el Golfo San Jorge. Fuente: Bovcon *et al.* (2013) y Góngora *et al.* (2009).

Especie	Pesca			
	Langostino		Merluza	
	Abundancia	% descarte	Abundancia	% descarte
<i>Notorhynchus cepedianus</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	50
<i>Schroederichthys bivius</i>	Rara	100	Rara	100
<i>Mustelus schmitti</i>	Rara	Sin dato	Rara	Sin dato
<i>Galeorhinus galeus</i>	Rara	100	Rara	54
<i>Squalus acanthias</i>	Rara	100	Rara	96
<i>Squalus mitsukurii</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	100
<i>Squatina guggenheim</i>	Rara	100	Rara	100
<i>Prionace glauca</i>	Rara	75	-	-
<i>Discopyge tschudii</i>	Rara	100	Rara	100
<i>Torpedo puelcha</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	Sin dato
<i>Atlantoraja cyclophora</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	70
<i>Atlantoraja castelnaui</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	51
<i>Dipturus trachiderma</i>	Sin dato	100	Rara	15
<i>Dipturus argentinensis</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	Sin dato
<i>Bathyraja brachyurops</i>	Sin dato	Sin dato	Rara	98
<i>Bathyraja maclovina</i>	Rara	100	Rara	70
<i>Psammobatis normani</i>	Rara	100	Rara	89
<i>Psammobatis lentiginosa</i>	Rara	100	Rara	100
<i>Psammobatis rudis</i>	Rara	100	Rara	100
<i>Sympterygia bonapartii</i>	Rara	100	Rara	43
<i>Zearaja chilensis</i>	Rara	100	Rara	16
<i>Myliobatis goodei</i>	Rara	100	Rara	96
<i>Callorhynchus callorynchus</i>	Rara	84	Rara	17

Normativa y manejo pesquero de condriictios en Argentina

Las iniciativas de manejo y conservación exitosas requieren la evaluación de tasas de mortalidad aceptable y el establecimiento de los plazos necesarios para la recuperación de los stocks (Ward-Paige *et al.* 2012). Por lo tanto cuando se establecen planes de manejo específicos, teniendo en cuenta las características de historia de vida, el impacto de la explotación pesquera y de otros factores antropogénicos, y la abundancia de las poblaciones de las especies que serán incluidas en los planes de manejo (Dulvy *et al.* 2014) es importante conocer el potencial de recuperación de las especies.

La Argentina es parte de los tratados internacionales CITES y CMS, donde algunas de las especies capturadas en nuestro país están incluidas en los Apéndices, que establecen recomendaciones, controles y restricciones para el comercio (Bernasconi y Navarro 2014). Las primeras especies de elasmobranquios ingresaron a la lista de Apéndices de CITES en el año 2003, en la actualidad, la lista incluye 18 especies (<http://www.cites.org/prog/shark>), tres de ellas, el tiburón peregrino (*C. maximus*), el tiburón sardinero (*L. nasus*) y el tiburón martillo (*Sphyrna zygaena*), han sido registradas en el Mar Argentino, e incorporadas en el Apéndice II (comercialización estrictamente controlada). Los tiburones sardinero y martillo han sido incluidos recientemente y a partir de septiembre del 2014 la comercialización internacional de cualquier producto proveniente de estas especies debe ir acompañado por la certificación de CITES que confirme que han sido capturados legalmente y en forma sustentable (Mundy-Taylor y Crook 2013, <http://www.cites.org/prog/shark>). Por lo tanto, es fundamental la correcta identificación de estas especies y contar con información actualizada sobre los registros, capturas y comercio para poder evaluar la influencia de las pesquerías en el estado de conservación de las poblaciones. Por otro lado, en los Apéndices de CMS también están incluidas estas tres especies y además el tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*) y el tiburón espinoso (*S. acanthias*) (<http://www.cms.int/>), para este último se ha evaluado la captura y los índices de abundancia para el Mar Argentino. Actualmente esta especie no es de interés comercial y sólo aparece como captura incidental en las pesquerías de merluza común, merluza de cola y polaca (Waessle 2007, 2010, Waessle y Cortés 2011). Las flotas fresquera, congeladora y factoría (convencional y surimera) son las que registran capturas de *S. acanthias* con descarte total (Waessle 2010). Entre el año 2006 y 2013 se desembarcaron 166,1 toneladas del tiburón espinoso gracias a la apertura específica en la estadística pesquera en el inicio de ese período (Sanchez *et al.* 2012, Bernasconi y Navarro 2014).

Con respecto al tiburón sardinero, al no ser desembarcado por la flota comercial, el registro de la captura, distribución y estructura de tallas se realiza a partir de la información que aportan los observadores a bordo. A su vez, su captura en las flotas arrastreras congeladoras, factoría y surimeras es incidental descartándose todos los ejemplares (Waessle 2007, Waessle y Cortés 2011).

Si bien desde el año 2008 se creó una apertura específica de las estadísticas pesqueras para declarar los desembarques de *L. nasus*, *C. maximus* y *S. zygaena*, llama la atención que no se hayan reportado desembarques de estas especies (Bernasconi y Navarro 2014). En realidad no es un fenómeno ajeno a la administración pesquera, le corresponde saber en qué parte de la proceso se interrumpe la información o si la misma es registrada por el barco que produce la captura. La administración nacional y sus respectivas autoridades de aplicación tienen todos los mecanismos para poder explicar la ausencia de información, que genera un vacío estadístico importante, a la hora de manejar estas especies.

A partir de 2009 se ha puesto en marcha en la Argentina el PAN-Tiburones, cuyos objetivos son garantizar capturas sostenibles de la pesca directa e indirecta, prestando especial atención a las poblaciones amenazadas, determinar áreas críticas, aplicar estrategias de captura compatibles con los principios de la sustentabilidad y la utilización económica racional a largo plazo; proteger la biodiversidad, la función y estructura del ecosistema. Las estrategias planteadas consisten en facilitar y alentar la investigación de especies poco conocidas y establecer controles del esfuerzo de pesca ejercido sobre este recurso. Por otra parte es fundamental una mayor coordinación entre organizaciones nacionales, gubernamentales y no gubernamentales e instituciones científicas, para poder plasmar con éxito los objetivos de conservación del PAN. Cabe aclarar que el PAN no cuenta con financiación específica para llevar adelante acciones determinadas más allá de las referidas a la organización puntual de talleres de discusión entre los especialistas del tema o capacitaciones puntuales.

La normativa Argentina para la protección de los condrictios puede ocasionar impactos directos o indirectos sobre el grupo (Tabla 4). Lamentablemente la mayoría de estos impactos y las consecuencias de las acciones que se desprenden de la normativa aún no han sido evaluadas. Una de las medidas efectivas de conservación es la protección permanente de una vasta zona de cría de tiburones de la pesca de arrastre industrial en la zona de El Rincón (Provincia de Buenos Aires). Es interesante destacar que la mayoría de las medidas están restringidas o son aplicadas únicamente en la Provincia de Buenos Aires como es el caso de la Disposición 217/07, para pesca deportiva (analizada en detalle en el Cap. V). Por otra parte más allá de las normativas en sí, su efectividad en la práctica dependerá de un debido control y fiscalización.

Se han establecido medidas de manejo como Capturas Máximas Permisibles (CMP) anuales, dentro del marco de la Comisión Técnica del Frente Marítimo (CTMFM) (Resol. CTMFM n°07/2013, n°10/2013, n°11/2013) y áreas de veda temporales, con el propósito de proteger las agregaciones reproductivas y zonas de cría (veda del Rincón: Resol. CFP n°27/2009, n°2/2010; veda bonaerense: Resol. CTMFM n°15/2013 y DPP n°06/2013). A su vez, se establecieron medidas de manejo para la pesca incidental de condrictios, determinando un límite máximo de desembarque por marea, la prohibición de la pesca dirigida a condrictios, la prohibición de la práctica de "aleteo" y del uso de "bicheros" (Res. CFP n°4/2013 y n°7/2013) (Bernasconi. y Navarro 2014).

También se han incorporado las acciones propuestas en el PAN-Tiburones en las medidas de manejo de pesquerías de otras especies (la merluza negra Res. CFP n° 21/2012; la merluza de cola Res. CFP n° 22/2012 y polaca Res. CFP n° 23/2012).

Tabla 1.4. Normativa vinculada a la pesca para la protección de condriictios en la Argentina.

Normativa N°	Objetivo	Impacto / Principales características
265/2000. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Pesca y Acuicultura. Vigente desde 9/6/2000.	Establece una zona permanente de veda de arrastre en la región patagónica central de la Zona Económica Exclusiva (~ 180,000 km ²).	Impacto indirecto. No medido hasta la fecha por las autoridades.
7/2000. Consejo Federal Pesquero (CFP). Vigente desde 1/11 al 28/2 cada año.	Establece un área permanente de veda para la protección de reproductores y juveniles del variado costero en la zona de El Rincón.	Impacto directo. Una de las principales áreas de cría de tiburones en Argentina es protegida de la pesca de arrastre industrial.
6/2009. CFP. Vigente desde 17/3/2009.	Plan de Acción Nacional para el manejo y la conservación de tiburones, rayas y quimeras.	Impacto directo. En ejecución e implementación.
10/2000. Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM). Vigente desde 13/12/2000.	Establece una zona prohibida de arrastre para embarcaciones mayores a 28 m de largo	Impacto indirecto. Restringido a la zona norte de la Provincia de Buenos Aires. Se protegen las especies bentónicas y demersales.
9/2007, 2/2008 y 5/2008. CTMFM. Vigente cada temporada.	Establece áreas para proteger juveniles de merluza (<i>Merluccius hubbsi</i>).	Impacto indirecto. Restringido a la zona norte de la Provincia de Buenos Aires. Se protegen las especies bentónicas y demersales.
217/07. Dirección de Desarrollo Pesquero (Provincia de Buenos Aires). Vigente desde 12/2007.	Regula la pesca deportiva marítima en la Provincia de Buenos Aires: tipo y cantidad de equipo, largo mínimo por especie, número máximo de individuos por especie, etc.	Impacto directo. Restringido a la provincia de Buenos Aires. La comunidad de pescadores deportivos no fue involucrada o consultada como actor clave para su elaboración. Todos los tiburones grandes costeros deben ser devueltos con vida: <i>Carcharias taurus</i> ; <i>Carcharhinus brachyurus</i> ; <i>Notorynchus cepedianus</i> ; <i>Galeorhinus galeus</i> y <i>Sphyrna sp.</i> <i>Mustelus schmitti</i> : hasta 40 individuals > a 60 cm. <i>Squatina sp.</i> : hasta 2 individuos > a 75 cm.
13/2003. CFP. Vigente desde 23/5/2003.	Establece que todos aquellos tiburones mayores a 160 cm capturados vivos por la flota no artesanal deben retornar al mar inmediatamente.	Impacto directo. Cuatro especies quedan fuera de protección: <i>Galeorhinus galeus</i> , <i>Mustelus schmitti</i> , <i>Squalus acanthias</i> y <i>Squatina guggenheim</i> .
8/2007. CTMFM. Vigente de 5/12/2007 a 29/2/2008.	Establece una zona prohibida de arrastre de fondo para la conservación de reproductores y juveniles de peces cartilaginosos	Impacto directo. Restringida a un periodo corto de tiempo y a la zona norte de la provincia de Buenos Aires.
55/2008. Dirección de Desarrollo Pesquero (Provincia de Buenos Aires). Vigente desde 19/5/2008.	Introduce una zona prohibida de pesca permanente (hasta las 12 millas) para los grandes tiburones costeros por parte de la flota comercial. Prohíbe el uso de redes agalleras para su captura.	Impacto directo. Restringida a la provincia de Buenos Aires y a las siguientes especies: <i>Carcharias taurus</i> ; <i>Carcharhinus brachyurus</i> ; <i>Notorynchus cepedianus</i> y <i>Galeorhinus galeus</i> .
13/2009. CFP. Vigente desde 15/5/2009.	Se prohíbe el aleteo de tiburones y el uso de bicheros para el descarte a bordo de rayas.	Impacto directo en todo el Mar Argentino. El aleteo de tiburones nunca fue una práctica común en la Argentina.
5/2009. CTMFM. Vigente desde 26/8/2009.	Regula y establece acciones para la conservación y explotación racional de especies de peces cartilaginosos en Argentina y Uruguay.	Impacto directo. Restringida a la zona norte de la provincia de Buenos Aires. El uso del bichero se amplía a todas las especies de peces cartilaginosos.

La Resolución del Consejo Federal Pesquero (CFP) n°4/2013 establece que los buques pesqueros que capturen tiburones vivos de talla mayor a 1,6 metros de longitud total, deben ser devueltos al mar en forma inmediata, en tanto que los

ejemplares de esa talla que lleguen muertos a la cubierta del buque, deben ser congelados a bordo y transportados al instituto de investigación más próximo al puerto de desembarque. Lamentablemente esta resolución fue sólo diseñada para tiburones de gran porte y no protege las poblaciones de cazón *G. galeus*, de gatuzo *M. schimitti*, de tiburón espinoso *S. acanthias* y de pez ángel *S. guggenheim*. (Tabla 1.3).

Árbol de problema y de objetivos como herramienta de análisis para la conservación de los tiburones del Mar Argentino

Cuando los problemas en materia de conservación de la biodiversidad no son suficientemente simples u obvios de manera que permitan una exposición clara, una forma de abordaje es el análisis de problemas presentado en forma de árbol (Bibby y Alder 2003).

Esta es una herramienta metodológica para la identificación de causas y efectos, presenta una estructura general que consiste en mostrar un panorama de la situación presente, señala vínculos entre diferentes aspectos, permite identificar los problemas de mayor importancia desde el punto de vista de los principales actores e identificar las relaciones causa – efecto (Bibby y Alder 2003).

Mediante la construcción de un árbol de objetivos se propone una forma de abordaje presentando problemas menores con sus respectivas soluciones. En el árbol de problemas se vinculan los problemas en una relación causa-efecto que se convierte posteriormente, en el árbol de objetivos en una relación medios-fin. Comenzando con el problema inicial que aparece en el centro del árbol de problemas y se reformula cada problema con una declaración positiva o sea un objetivo a cumplir. A la hora de armar la estructura del árbol las causas esenciales y directas del problema se ubican debajo del problema definido (raíces). Los efectos o manifestaciones se ubican sobre el problema central (copa o frutos). Las relaciones causales pueden valorarse verificando si el árbol responde a las preguntas “¿Qué

pasa si la supuesta causa desaparece?” en sentido ascendente (efectos) y “¿Por qué ocurre este supuesto efecto?” en sentido descendente (causas) (Granizo *et al.* 2006).

Un árbol de este tipo permite identificar y visualizar las raíces de un problema determinado y de esa manera poder planificar sus potenciales soluciones. Estas a su vez van a estar, en algún punto, relacionadas con actores concretos y reales que inciden, de cierta manera, sobre el problema. A veces solo se puede tener acceso a una parte del problema y sus actores, pero si es abordada de manera efectiva se pueden realizar avances concretos hacia su solución.

El principal objetivo de utilizar esta herramienta en el contexto de este trabajo es poder visualizar de manera sencilla e integral “el problema” planteado como así también aportar posibles soluciones a una parte del mismo. De este modo, el árbol toma como problema central la disminución de las poblaciones de tiburones del Mar Argentino (tronco) debida principalmente a la falta de una regulación adecuada (y/o fiscalización) de la pesca comercial y deportiva (raíz). La pesca industrial de arrastre provoca un impacto directo por sobrepesca (o niveles no sustentables de explotación) y un impacto indirecto por la degradación del ecosistema. Al deterioro físico del hábitat se le debe agregar el deterioro químico, por contaminación, así como la merma en la disponibilidad de presas por pesca y probablemente por cambio climático. La reducción de presas, junto con el aumento del estrés debido al deterioro del hábitat, puede conducir a una disminución en el éxito reproductivo de los tiburones con la consecuente disminución de las poblaciones. Cabe aclarar que se pretende un abordaje general y nuevos árboles deberán ser diseñados para cada especie en particular y así estudiar y analizar cómo se comportan específicamente las respectivas poblaciones que existen en el Mar Argentino y que tipo de pesquería las afectan, si hay degradación de hábitat por la práctica pesquera o por otras fuentes de contaminación.

Las consecuencias (copa o frutos) de la merma en las poblaciones de tiburones del Mar Argentino pueden ser de índole biológico-ecosistémico y social-económico.

Con respecto al primero las más notorias son la posible reducción crítica del tamaño efectivo poblacional y el efecto de cascada en el Mar Argentino. Esta situación puede conducir a volúmenes no viables para su explotación tanto para el desarrollo de una pesca dirigida a tiburones en el futuro, mantener la pesca comercial multiespecífica, como así también generar actividades económicas derivadas de la pesca deportiva.

El caso particular de la pesca artesanal e industrial (Fig. 1.4 y 1.5), presenta serios inconvenientes para avanzar y incidir de manera efectiva requiriendo un abordaje múltiple que va desde lo técnico hasta lo político, por lo tanto excede los alcances de este trabajo, ya que se necesitaría la intervención de varios estamentos para el avance en medidas concretas, pero de todos modos el problema está planteado. En cambio, el abordaje del análisis de la pesca deportiva ofrece un escenario más sencillo para tratar de incidir de forma efectiva sobre los principales actores que son los que generan un impacto directo sobre los tiburones costeros (Fig. 1.4).

Este escenario tiene dos abordajes uno dirigido a las normativas y otro hacia las prácticas y actitudes de los actores (pescadores recreativos). Con respecto a la normativa es interesante destacar que no existe una regulación efectiva sobre la pesca recreativa de tiburones costeros con sacrificio en las provincias con litoral marítimo de la Argentina. Si bien las ventajas y desventajas de la normativa serán analizadas con profundidad en el Capítulo VI, podemos adelantar que una vez detectado el problema, se avanzó en la eliminación de la pesca con sacrificio de tiburones costeros de los torneos más importantes de Argentina tanto a través de acuerdos con los organizadores, como en la creación de nuevas normativas.

Respecto del abordaje actitudinal se determinó que los pescadores deportivos de tiburones costeros con sacrificio no son conscientes del impacto que genera esta actividad sobre las poblaciones de tiburones ya que desconocen la vulnerabilidad del grupo a una intensa presión de pesca y por otra parte son el principal trofeo de la pesca deportiva con sacrificio en la Argentina. Por una parte es importante aclarar que

el abordaje actitudinal trata de erradicar la pesca con sacrificio, más allá de que exista o no una normativa, otorgando una regulación indirecta y no formal del recurso ya que esta modalidad conduce a las poblaciones de los tiburones costeros de porte mediano y grande, a niveles no sustentables en el tiempo (Lucifora 2003, Barbini *et al.* 2015).

Por otra parte, un cambio de comportamiento hacia prácticas sustentables de pesca recreativa de tiburones costeros deberá abordar principalmente el aumento del conocimiento y la concientización sobre aspectos de la historia de vida y del estado actual de conservación de los tiburones costeros. En este sentido, para poder abordar este problema se llevaron a cabo talleres y programas educativos y de difusión a lo largo de la costa, respecto del impacto de la actitud y los hábitos de la pesca deportiva dirigida a los tiburones costeros con sacrificio de la Argentina. Por otra parte se los informó y actualizó acerca de los programas de conservación de este recurso a nivel global y proyectos a nivel regional en los que se sientan involucrados y se les permita una participación activa. En nuestro caso particular se desarrolló para tal fin el proyecto *Conservar Tiburones en Argentina*, donde se ha propiciado que los pescadores ocupen un rol fundamental en su ejecución y de esa forma se conviertan en actores claves de la transformación de la pesca recreativa de tiburones de Argentina. De este modo se han fomentado cambios actitudinales como la erradicación de la pesca con sacrificio a modalidades de pesca recreativa sustentable, Se los capacitó en la metodología de captura, marcado y recaptura que incluye la devolución de los ejemplares (Fig. 1.5, Capítulo VI).

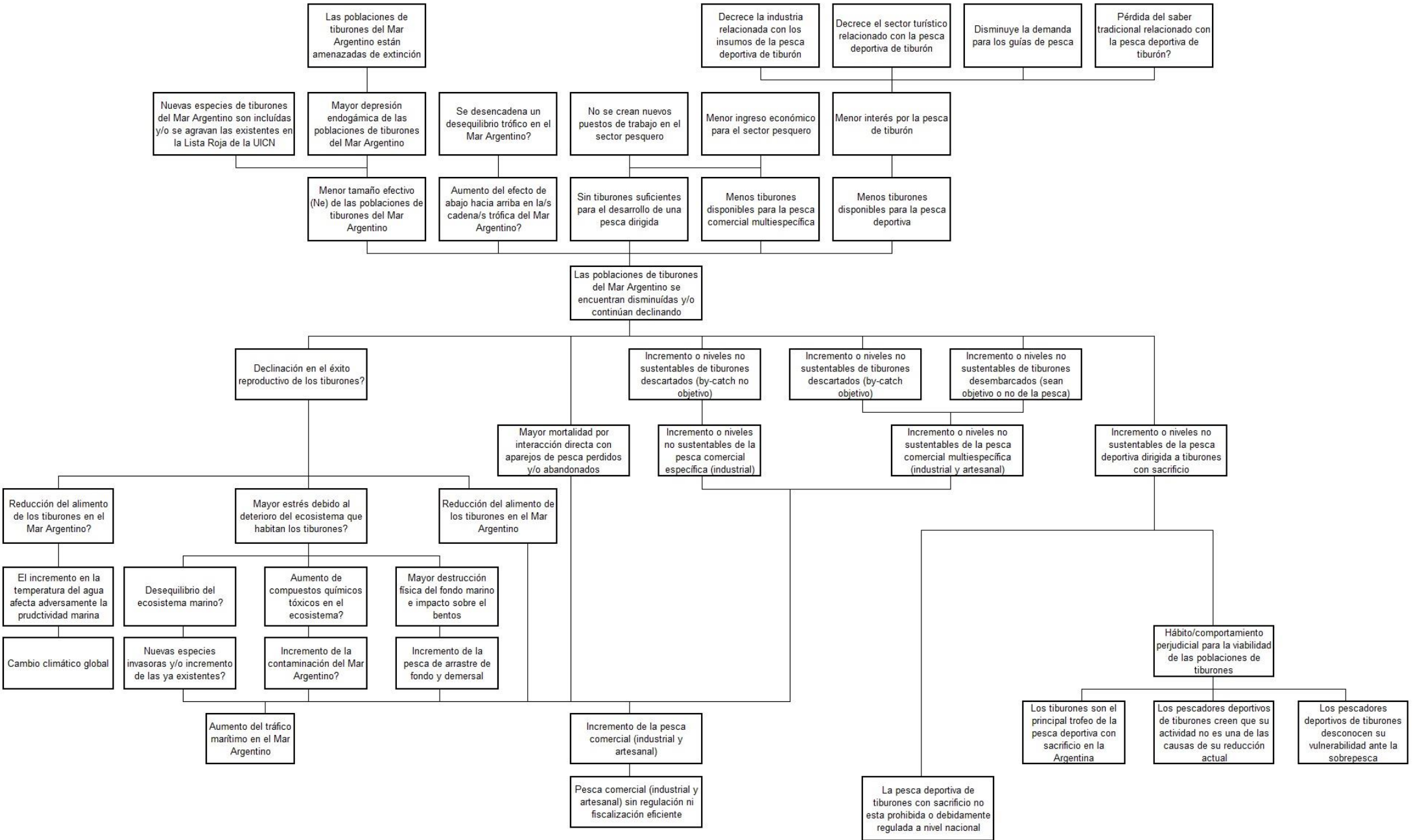


Figura 1.4. Árbol de problema para los tiburones del Mar Argentino.

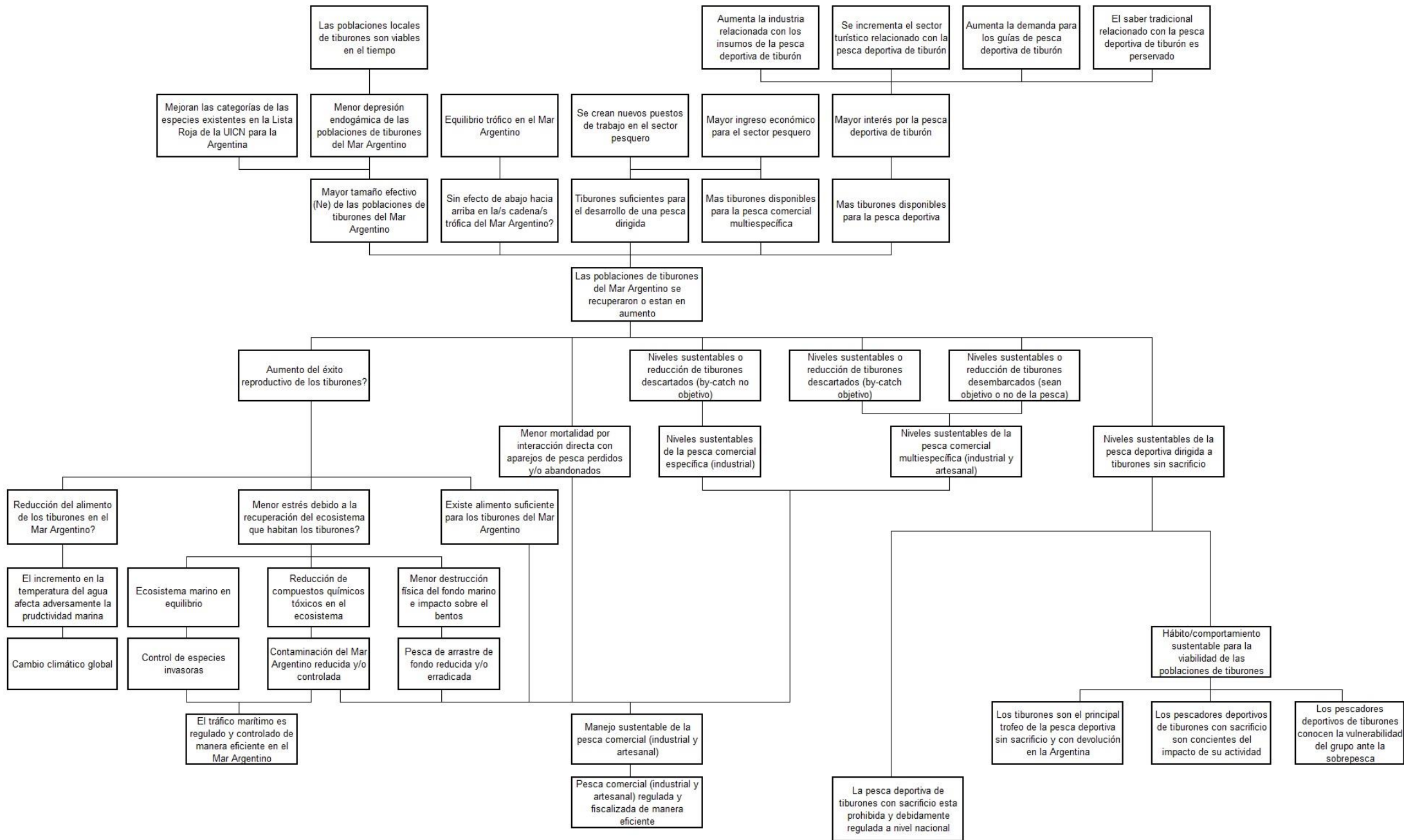


Figura 1.5. Árbol de objetivos para los tiburones del Mar Argentino.

BIBLIOGRAFÍA

- Aubone, A., Bezzi, S., Cañete, G., Castrucci, R., Dato, C., G, I., Madirolas, A., Pérez, M., Renzi, M., Santos, B., Simonazzi, M., y Villarino, M. 2004. Evaluación y sugerencias de manejo del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*). En El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Los Peces Marinos de Interés Pesquero. Caracterización Biológica y Evaluación del Estado de Explotación. Editado por R. Sanchez y S. Bezzi. INIDEP, Mar del Plata. p. 359..
- Barbini, S.A., Lucifora, L.O., Figueroa, D.E., y Gillanders, B. 2015. Using opportunistic records from a recreational fishing magazine to assess population trends of sharks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**(AUGUST): 1-7. doi:10.1139/cjfas-2015-0087.
- Baum, J.K., y Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. J. Anim. Ecol. **78**(4): 699-714. doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x.
- Bernasconi, F. y Navarro, G. 2014. Explotación mundial y estado de conservación de los condriictios. Informe GP N° 11/2014. Área Gestión de Pesquerías – DNPP Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Ministerio de Agricultura, Ganadería y pesca. 12 pp.
- Bezzi, S., Renzi, M., Irusta, G., Santos, B., Tringali, L., Ehrlich, M., Sánchez, F., SB, G. de la R., M, S., y Villarino, M. 2004. Caracterización biológica y pesquera de la merluza (*Merluccius hubbsi*). In: En El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 4. Los Peces Marinos de Interés Pesquero. Caracterización Biológica y Evaluación del Estado de Explotación. Editado por B.S. Sánchez RP. p. 359.
- Bibby, C.J., y Alder, C. 2003. Manual de Proyectos de Conservación. En Programa de Liderazgo de la Conservación. Cambridge, UK. 199 pp.
- Bonfil, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. En FAO Fisheries Technical Paper. pp. 1-119.
- Boschi, E.E. 1997. Las pesquerías de crustáceos decápodos en el litoral de la República Argentina. Investig. Mar. Valparaiso **25**: 19-40. doi:10.4067/S0717-71781997002500003.
- Bovcon, N.D., Góngora, M.E., Marinao, C., y González-Zevallos, D. 2013. Composición de las capturas y descartes generados en la pesca de merluza común *Merluccius hubbsi* y langostino patagónico *Pleoticus muelleri*: Un caso de estudio en la flota fresquera de altura del Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. **48**(2): 303-319. doi:10.4067/S0718-19572013000200010.
- Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y., y Hilborn, R. 2011. Contrasting Global

- Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments. *Conserv. Biol.* **25**(4): 777-786. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01687.x.
- Caddy, J.F., y Agnew, D.J. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Rev. Fish Biol. Fish.* **14**(1): 43-112. doi:10.1007/s11160-004-3770-2.
- Camhi, M., Fowler, S., Musick, J., Bräutigam, A., y Fordham, S. 1998. Sharks and their Ecology and Conservation. *En Survival*. doi:10.1016/j.wear.2011.03.022.
- Camhi, M.D., Fordham, S. V., y Fowler, S.L. 2009. Domestic and International Management for Pelagic Sharks. *Sharks Open Ocean Biol. Fish. Conserv.*: 418-444. doi:10.1002/9781444302516.ch34.
- Campagna, C., Piola, A.R., Marin, M.R., Lewis, M., Zajaczkovski, U., y Fernández, T. 2007. Deep divers in shallow seas: Southern elephant seals on the Patagonian shelf. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* **54**(10): 1792-1814. doi:10.1016/j.dsr.2007.06.006.
- Campagna, C., Sanderson, E.W., Coppolillo, P.B., Falabella, V., Piola, A.R., Strindberg, S., y Croxall, J.P. 2008. A species approach to marine ecosystem conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **17**: 122-147. doi:10.1002/aqc.
- Cavanagh, R.D., Fowler, S.L., y Merry D. Camhi. 2008. Pelagic Sharks and the FAO International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks. *En Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation. Editado por E.K.P. and E.A.B. M. D. Camhi.* pp. 478-492.
- Cavanagh, R.D., y Gibson, C. 2007. Overview of the Conservation Status of Cartilaginous Fishes (Chondrichthyans) in the Mediterranean Sea. *Iucn*: 48. doi:10.2305/IUCN.CH.2007.MRA.3.en.
- Cavanagh, R.D., Kyne, P.M., Fowler, S.L., Musick, J. a, y Bennett, M.B. 2003. The Conservation Status of Australasian Chondrichthyans: Report of the IUCN Shark Specialist Group Australia and Oceania Regional Red List Workshop. .
- Cedrola, P. *et al.* 2012. La pesca deportiva de condriictios en la Argentina. *En Plan de Acción Nacional para el manejo y la conservación de los condriictios del Mar Argentino.* pp. 185-191.
- Cedrola, P. V., González, A.M., Chiaramonte, G.E., y Pettovello, A.D. 2012. Bycatch of sharks (Elasmobranchii) in the Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) fishery. *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. Nueva Ser.* **14**(2): 349-356.

- Chiaramonte, G., y Di Giacomo, E. 2008. Los condricios del Mar Patagónico y área de influencia. *En* Estado de conservación del Mar Patagónico y áreas de influencia. Foro para la Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia., Puerto Madryn, Argentina.
- Chiaramonte, G.E. 1998. Shark fisheries in Argentina. *Mar. Freshw. Res.* **49**(7): 601. doi:10.1071/MF97136.
- Chiaramonte, G.E. 2001. Biología y pesquería del tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 70.
- Chiaramonte, G.E. 2005. *Schroederichthys bivius*. *En* The IUCN Red List of Threatened Species 2005. Available a partir de 82. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2005.RLTS.T39347A10211582.en>.
- Chiaramonte, G.E. 2015. El cazón o tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus , 1758) (Pisces Elasmobranchii : Triakidae) en Argentina . Tesis presentada para optar al título. Universidad de Buenos Aires.
- Clarke, S. 2004. Understanding pressures on fishery resources through trade statistics: A pilot study of four products in the Chinese dried seafood market. *Fish Fish.* **5**(1): 53-74. doi:10.1111/j.1467-2960.2004.00137.x.
- Clarke, S.C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K., y Shivji, M.S. 2006a. Identification of Shark Species Composition and Proportion in the Hong Kong Shark Fin Market Based on Molecular Genetics and Trade Records Identificación de la Composición y Proporción de Especies de Tiburón en el Mercado de Aletas de Tiburón en Hong Kong. *Conserv. Biol.* **20**(1): 201-211. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00247.x.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G.J., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H., y Shivji, M.S. 2006b. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecol. Lett.* **9**(10): 1115-1126. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00968.x.
- Coller, N.M. 2012. Biología, ecología y explotación de la raya platana *Atlantoraja platana* (Günther, 1880), (Condrichthyes, rajidae), del golfo San Matías. Available a partir de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/23434>.
- Cordo, H. 2004. Caracterización biológica y estado del recurso abadejo (*Genypterus blacodes*). *En* El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Tomo 4. Los Peces Marinos de Interés Pesquero. Caracterización Biológica y Evaluación. *Editado por* B.S. Sánchez RP. INIDEP. p. 359.
- Cortés, F. 2007. Sustentabilidad de la explotación del gatuzo, *Mustelus schmitti*, en el

- ecosistema costero bonaerense (34 - 42°S). Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar del Plata. 138 pp.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D., Deschenes, O., y Lester, S.E. 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*. **338**(2012): 517-520. doi:10.1126/science.1223389.
- Cousseau, M., y Perrotta, R. 2000. Peces Marinos de Argentina: Biología, Distribución, Pesca. INIDEP, Mar del Plata.
- Crowder, L.B., Hazen, E.L., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., y Ogburn, M.B. 2008. The Impacts of Fisheries on Marine Ecosystems and the Transition to Ecosystem-Based Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **39**(1): 259-278. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173406.
- Dulvy, N.K., y Forrest, R.E. 2010. Life histories, population dynamics, and extinction risks in chondrichthyans. *En Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation. Editado por M.G. Frisk.* pp. 283-307. doi:10.1201/9781420080483.
- Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J. a, Cavanagh, R.D., Kyne, M., Harrison, L.R., Carlson, J.K., Davidson, L.N.K., y Sonja, V. 2014. Extinction risk and conservation of the world ' s sharks and rays. *Elife*: 1-35. doi:10.7554/eLife.00590.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., y Reynolds, J.D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations . *Fish Fish* 4 : 25-64. *Fish Fish.* **4**: 25-64. doi:10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x.
- Erickson, D.L., y Berkeley, S.A. 2009. Methods to Reduce Bycatch Mortality in Longline Fisheries. *Sharks Open Ocean Biol. Fish. Conserv.:* 462-471. doi:10.1002/9781444302516.ch36.
- Essington, T.E., Beaudrea, A.H., y Wiedenmann, J. 2006. Fishing through marine food webs. *Nature* **103**(9): 3171-3175. doi:10.1038/nature09528.
- FAO. 2000. Fisheries management. 1. Conservation and management of shark. *En* FAO technical guidelines for responsible fisheries. Available a partir de <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab825f/AB825F00.htm#TOC>.
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G.L., Heithaus, M.R., y Lotze, H.K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecol. Lett.* **13**(8): 1055-1071. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x.
- Figuroa, D.E. 2011. Clave ilustrada de agnatos y peces cartilaginosos de Argentina y Uruguay. *En* Plan de Acción Nacional de los condriictios de Argentina. *Editado por O. Wohler y P. et al.* Cedrola. p. 50.
- Fordham, S. V. 2006. Shark alert shark populations. (August): 20.

- Fowler, S. 2014. the Conservation Status of Migratory Sharks. UNEP/CMS Secr.: 1-30. doi:10.1111/1467-8748.00132.
- Fowler, S., y Cavanagh, R. 2005. International conservation and management initiatives for chondrichthyan fish. *En* Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes. *Editado por* M.J. Fowler SL, Cavanagh RD, Camhi M, Burgess GH, Cailliet GM, Fordham SV, Simpfendorfer CA. pp. 58-69. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Garcia, V.B., Lucifora, L.O., y Myers, R.A. 2008. The importance of habitat and life history to extinction risk in sharks, skates, rays and chimaeras. *Proc Biol Sci* **275**(1630): 83-89. doi:10.1098/rspb.2007.1295.
- Di Giácomo, Edgardo y Perier, M.R. 1991. Evaluación de la biomasa y explotación comercial del pez gallo (*Callorhynchus callorhynchus*) en el Golfo San Matías, Argentina. *Frente Marit.* **9**: 7-13.
- Gibson, C., Valenti, S. V., Fowler, S.L., y Fordham, S. V. 2008. The Conservation Status of Northeast Atlantic Chondrichthyans. *En* Northeast Atlantic Regional Red List Workshop.
- Godin, A.C., y Worm, B. 2010. Keeping the lead: How to strengthen shark conservation and management policies in Canada. *Mar. Policy* **34**(5): 995-1001. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2010.02.006.
- Góngora, M.E., Bovcon, N.D., y Cochia, P.D. 2009. Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* **44**(3): 583-593. doi:10.4067/S0718-19572009000300006.
- Góngora, M.E., Gonzalez Zevallos, D., Pettovello, A., y Mendia, L. 2012. Caracterización de las principales pesquerías del golfo San Jorge Patagonia, Argentina. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* **40**(1): 1-11. doi:10.3856/vol40-issue1-fulltext-1.
- Granizo, T., Molina, M.E., Secaira, E., Herrera, B., Benítez, S., Maldonado, O., Libby, M., Arroyo, P., Isola, S., y Castro, M. 2006. Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA.
- Hareide, N.R., Carlson, J., Clarke, M., Clarke, S., Ellis, J., Fordham, S., Fowler, S., Pinho, M., Raymakers, C., Serena, F., Seret, B., y Polti, S. 2007. European shark fisheries: a preliminary investigation into fisheries, conversion factors, trade products, markets and management measures.
- Harrison, L.R., y Dulvy, N.K. 2014. Sawfish: A Global Strategy for Conservation. *En* IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group, Vancouver,.
- Heithaus, M.R., Frid, A., Vaudo, J.J., Worm, B., y Wirsing, A.J. 2010. Unraveling the

Ecological Importance of Elasmobranchs. *En* Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation. *Editado por* M.R. Carrier, J. C., Musick, J. A. y Heithaus. pp. 283-307. doi:10.1201/9781420080483.

Hoffmann, M., Hilton-taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Carpenter, K.E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N. a., Darwall, W.R.T., Dulvy, N.K., Harrison, L.R., Katariya, V., Pollock, C.M., Quader, S., Richman, N.I., Rodrigues, A.S.L., Tognelli, M.F., Vié, J., Aguiar, J.M., Allen, D.J., Allen, G.R., Amori, G., Ananjeva, N.B., Andreone, F., Andrew, P., Aquino Ortiz, A.L., Baillie, J.E.M., Baldi, R., Bell, B.D., Biju, S.D., Bird, J.P., Black-Decima, P., Blanc, J.J.J., Bolaños, F., Bolivar-G, W., Burfield, I.J., Burton, J. a., Capper, D.R., Castro, F., Catullo, G., Cavanagh, R.D., Channing, A., Chao, N.L., Chenery, A.M., Chiozza, F., Clausnitzer, V., Collar, N.J., Collett, L.C., Collette, B.B., Cortez Fernandez, C.F., Craig, M.T., Crosby, M.J., Cumberlidge, N., Cuttelod, A., Derocher, A.E., Diesmos, A.C., Donaldson, J.S., Duckworth, J.W., Dutson, G., Dutta, S.K., Emslie, R.H., Farjon, A., Fowler, S., Freyhof, J.J., Garshelis, D.L., Gerlach, J., Gower, D.J., Grant, T.D., Hammerson, G. a., Harris, R.B., Heaney, L.R., Hedges, S.B.B., Hero, J.-M.M., Hughes, B., Hussain, S.A., Icochea M, J., Inger, R.F., Ishii, N., Iskandar, D.T., Jenkins, R.K.B., Kaneko, Y., Kottelat, M., Kovacs, K.M., Kuzmin, S.L., La Marca, E., Lamoreux, J.F., Lau, M.W.N., Lavilla, E.O., Leus, K., Lewison, R.L., Lichtenstein, G., Livingstone, S.R., Lukoschek, V., Mallon, D.P., McGowan, P.J.K., Mclvor, A., Moehlman, P.D., Molur, S., Muñoz Alonso, A., Musick, J. a., Nowell, K., Nussbaum, R. a., Olech, W., Orlov, N.L., Papenfuss, T.J., Parra-olea, G., Perrin, W.F., Polidoro, B. a., Pourkazemi, M., Racey, P. a., Ragle, J.S., Ram, M., Rathbun, G., Reynolds, R.P., Rhodin, A.G.J., Richards, S.J., Rodríguez, L.O., Ron, S.R., Rondinini, C., Rylands, A.B., Sadovy de Mitcheson, Y., Sanciangco, J.C., Sanders, K.L., Santos-Barrera, G., Schipper, J., Self-sullivan, C., Shi, Y., Shoemaker, A., Short, F.T., Sillero-Zubiri, C., Silvano, D.L.D.L.D.L., Smith, K.G., Smith, A.T., Snoeks, J., Stattersfield, A.J., Symes, A.J., Taber, A.B., Talukdar, B.K., Temple, H.J., Timmins, R., Tobias, J. a., Tsytsulina, K., Tweddle, D., Ubeda, C., Valenti, S. V., van Dijk, P.P., Veiga, L.M., Veloso, A., Wege, D.C., Wilkinson, M., Williamson, E. a., Xie, F., Young, B.E., Akçakaya, H.R., Bennun, L., Blackburn, T.M., Boitani, L., Dublin, H.T., da Fonseca, G. a B., Gascon, C., Lacher, T.E., Mace, G.M., Mainka, S. a., McNeely, J. a., Mittermeier, R. a., Reid, G.M., Rodriguez, J.P., Rosenberg, A. a., Samways, M.J., Smart, J., Stein, B. a., Stuart, S.N., Boehm, M., Vie, J.C., quino Ortiz, A.L., Bolanos, F., Bolivar, G., Fernandez, C.F.C., Hedges Blair, S., Icochea, M., Munoz Alonso, A., Rodriguez,

- L.O., de Mitcheson, Y.S., Akcakaya, H.R., Lacher Jr., T.E., Paul Rodriguez, J., B+|hm, M., Vi+^, J.C., Ortiz, A.L.A., Bola+|os, F., Alonso, A.M.M., Rodr+|guez, L.O., Paul van Dijk, P., Ak+°akaya, H.R., Stuart, H.M., Nicholas, K., Luz, A., Rachel, D., Nigel, J., Mitcheson, Y.S. De, Dijk, P.P. Van, Resit, H., Fonseca, G. a B., Jr, T.E.L., y Russell, A. 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World 's Vertebrates. *Science*. **330**(6010): 1503-1509. doi:10.1126/science.1194442.
- Iglésias, S.P., Toulhoat, L., y Sellos, D.Y. 2010. Taxonomic confusion and market mislabelling of threatened skates: Important consequences for their conservation status. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **20**(3): 319-333. doi:10.1002/aqc.1083.
- Jaureguizar, A., y Milessi, A. 2008. Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Sci. Mar.* **72**(March): 25-36. doi:10.3989/scimar.2008.72n125.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., y Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: Prognosis and solutions. *Fish Fish.* **3**(2): 114-136. doi:10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x.
- Koldewey, H.J., Curnick, D., Harding, S., Harrison, L.R., y Gollock, M. 2010. Potential benefits to fisheries and biodiversity of the Chagos Archipelago/British Indian Ocean Territory as a no-take marine reserve. *Mar. Pollut. Bull.* **60**(11): 1906-1915. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.10.002.
- Lack, B.M., y Sant, G. 2011. The Future of Sharks: A Review of Action and Inaction. *PEW Environ. Gr.* **6**(January): 1-44.
- Lucifora, L.O. 2003. Ecología y Conservación de los Grandes Tiburones Costeros de Bahía Anegada , Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 410 pp.
- Lucifora, L.O., García, V.B., Menni, R.C., y Worm, B. 2011. Spatial patterns in the diversity of sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyes) in the Southwest Atlantic. *Biodivers. Conserv.* **21**(2): 407-419. doi:10.1007/s10531-011-0189-7.
- Massa, A.M., Lucifora, L.O., y Hozbor, N.M. 2004. Condrictios de las regiones costeras bonaerense y uruguaya. *En El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Los peces marinos de interes pesquero. Caracterizacion biologica y evaluacion del estado de explotacion. Editado por S. RP y B. SI. p. 359.* Available a partir de <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=DOCAU.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mfn=001454>.

- McClenachan, L., Cooper, A.B., Carpenter, K.E., y Dulvy, N.K. 2012. Extinction risk and bottlenecks in the conservation of charismatic marine species. *Conserv. Lett.* **5**(1): 73-80. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00206.x.
- Menni, R., Lucifora, L. 2007. Condrictios de la Argentina y Uruguay. : 18.
- Menni, R.C., Jaureguizar, A.J., Stehmann, M.F.W., y Lucifora, L.O. 2010. Marine biodiversity at the community level: Zoogeography of sharks, skates, rays and chimaeras in the southwestern Atlantic. *Biodivers. Conserv.* **19**(3): 775-796. doi:10.1007/s10531-009-9734-z.
- Miller, M., Carlson, J., Cooper, P., Kobayashi, D., Nammack, M., y Wilson, J. 2013. Status Review Report: Scalloped Hammerhead Shark (*Sphyrna lewini*). NOAA Fish. (August): 125.
- Mundy-Taylor, V., y Crook, V. 2013. Into the deep: implementing commercially-valuable sharks and manta rays. *En Traffic*.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., y Torres Jr F. 1998. Fishing down the food webs. doi:10.1126/science.279.5352.860.
- Perez Comesaña, J.E., Tamini, L.L., y Chiaramonte., G.E. 2011. El desembarque de batoideos de interés comercial en Puerto Quequén, provincia de Buenos Aires. Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Condrictios (tiburones, rayas y quimeras) en la República Argentina, tomo II: 207 – 215. *En Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Condrictios (tiburones, rayas y quimeras) en la República Argentina.* pp. 207-215.
- Perier, M.R., Estalles, M., Coller, N.M., Suarez, M.N., Mora, G.J., y Di Giácomo, E.E. 2011. Chondrichthyans of the San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. Nueva Ser.* **13**(2): 213-220.
- Polidoro, B.A., Brooks, T., Carpenter, K.E., Edgar, G.J., Henderson, S., Sanciangco, J., y Robertson, D.R. 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **448**: 93-104. doi:10.3354/meps09545.
- Polidoro, B.A., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Hutchinson, B., Mast, R.B., Pilcher, N., Sadovy de Mitcheson, Y., y Valenti, S. 2008. Status of the World's Marine Species. 2008 Rev. IUCN Red List Threatened Species IUCN: 12.
- Pondella, D.J., y Allen, L.G. 2008. The decline and recovery of four predatory fishes from the Southern California Bight. *Mar. Biol.* **154**(2): 307-313. doi:10.1007/s00227-008-0924-0.
- Pribac, F., Punt, A.E., Taylor, B.L., y Walker, T.I. 2005. Using length, age and tagging data in a stock assessment of a length selective fishery for gummy shark

- (*Mustelus antarcticus*). J. Northwest Atl. Fish. Sci. **35**(March): 267-290. doi:10.2960/J.v35.m521.
- Robillard, M., y Seret, B. 2006. Cultural importance and decline of sawfish (Pristidae) populations in West Africa. *Cybiurn* **30**(4): 23-30. Available a partir de <Go to ISI>://000246343700004.
- Sanchez, R.P., Navarro, G., Calvo, E., y Del Castillo, F. 2011. La Pesca y Comercialización de Condrictios en la Argentina. *En* Contribuciones sobre la biología, pesca y comercialización de tiburones en Argentina. Aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. *Editado por* C.P. y C.M.B. Wöhler O.C. Consejo Federal Pesquero. pp. 151-184. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Sanchez, R.P., Navarro, G., y Rozycki, V. 2012. Estadísticas de la Pesca Marina en la Argentina. Evolución de los desembarques 1898-2010. Buenos Aires.
- Simpfendorfer, C. a., y Kyne, P.M. 2009. Limited potential to recover from overfishing raises concerns for deep-sea sharks, rays and chimaeras. *Environ. Conserv.* **36**(02): 97. doi:10.1017/S0376892909990191.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R., White, W.T., y Dulvy, N.K. 2011. The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A synthesis. *Mar. Freshw. Res.* **62**(6): 518-527. doi:10.1071/MF11086.
- Techera, E.J., y Klein, N. 2011. Fragmented governance: Reconciling legal strategies for shark conservation and management. *Mar. Policy* **35**(1): 73-78. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2010.08.003.
- Thrush, S.F., y Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implication for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**(1): 449-473. doi:doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150515.
- Tyedmers, P.H., Watson, R., y Pauly, D. 2005. Fueling global fishing fleets. *AMBIO A J. Hum. Environ.* **34**(8): 635-638. doi:10.1639/0044-7447(2005)034[0635:FGFF]2.0.CO;2.
- Veitch, L., Dulvy, N.K., Koldewey, H., Lieberman, S., Pauly, D., Roberts, C.M., Rogers, A.D., y Baillie, J.E.M. 2012. Avoiding Empty Ocean Commitments at Rio+20. *Science*. **336**(June): 1383-1385.
- Vincent, A.C.J., Sadovy de Mitcheson, Y.J., Fowler, S.L., y Lieberman, S. 2014. The role of CITES in the conservation of marine fishes subject to international trade. *Fish Fish.* **15**(4): 563-592. doi:10.1111/faf.12035.
- Waessle, J., y Cortés, F. 2011. Captura incidental, distribución y estructura de tallas de *Lamna nasus* en aguas Argentinas (período 2006-2010). *En* Inf. Investigación INIDEP N° 87/11.

- Waessle, J.A. 2007. Análisis de las capturas *Squalus acanthias* y *Lamna nasus* en las Flotas Congeladora y Factoría (Convencional y Surimera) con observadores a bordo. Periodo 2003-2006. *En Inf. de Asesoramiento y Transferencia INIDEP* N° 05/07. INIDEP. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Waessle, J.A. 2010. Análisis de las capturas de *Squalus acanthias* en embarcaciones con observadores a bordo. Período 2007 – 2008. *En Inf. de Investigación* N° 90/10.
- Walker, P. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and north-western North Sea between 1930 and the present day. *ICES J. Mar. Sci.* **55**: 392-402. doi:10.1006/jmsc.1997.0325.
- Walker, T.I. 2007. Spatial and temporal variation in the reproductive biology of gummy shark *Mustelus antarcticus* (Chondrichthyes:Triakidae) harvested off southern Australia. *Mar. Freshw. Res.* **58**(1): 67-97. doi:10.1071/MF06074.
- Ward-Paige, C.A., Keith, D.M., Worm, B., y Lotze, H.K. 2012. Recovery potential and conservation options for elasmobranchs. *J. Fish Biol.* **80**(5): 1844-1869. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03246.x.
- Wöhler, O., Cassia, M., y Hansen, J. 2004. Caracterización Biológica y Evaluación del Estado de Explotación de la polaca (*Micromesistius australis*). *En El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Los Peces Marinos de Interés Pesquero. Caracterización Biológica y Evaluación del Estado de Explotación. Editado por R. Sanchez y S. Bezzi.* INIDEP. p. 359. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Worm, B., Davis, B., Kettmer, L., Ward-Paige, C.A., Chapman, D., Heithaus, M.R., Kessel, S.T., y Gruber, S.H. 2013. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Mar. Policy* **40**(1): 194-204. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2012.12.034.

CAPÍTULO II

Modelización espacio-temporal de la riqueza de condrictios en el Golfo San Matías (Río Negro, Argentina), otra herramienta aplicada a la conservación.

INTRODUCCIÓN

La mayor riqueza de especies de los océanos está concentrada en las regiones costeras, que son las que tienen altos niveles de impacto antrópico (Lotze *et al.* 2006, Tittensor *et al.* 2010) y en general se ubican en Zonas Económicas Exclusivas (ZEE), de allí la importancia de estudios ambientales y la creciente demanda, en algunos países, de nuevas áreas de conservación (Stelzenmüller *et al.* 2004).

En este sentido es importante lograr diseñar reservas que protejan a la biodiversidad in situ. Tanto es así que la planificación en materia de conservación se ha focalizado en el desarrollo de teorías y herramientas aplicadas al diseño espacial de reservas eficientes y representativas para la protección de la biodiversidad (Araújo *et al.* 2002, Ferrier *et al.* 2002, Cabeza *et al.* 2004). Así, las áreas marinas protegidas (AMPs) están ampliamente aceptadas como una herramienta fundamental tanto para la protección de la biodiversidad marina (Allison *et al.* 1998, Lester *et al.* 2009, Savina *et al.* 2013), como para la preservación de porciones intactas de los ecosistemas. Si bien las AMPs son una herramienta para mejorar la gestión de la pesca, la información para el diseño en que se basan los gestores de recursos es escasa (Botsford *et al.* 2003) o ausente. Por otra parte, la creación de AMPs está frecuentemente más relacionada con una oportunidad política, que con la preservación y rara vez la planificación está basada en fundamentos científicos suficientes (Sale *et al.* 2005).

Durante la última década, la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB) ha impulsado el programa de conservación marina (Spalding *et al.* 2013), que resultó en el mayor aumento de AMPs en la historia (Juffe-Bignoli *et al.* 2014). Para cumplir

con los objetivos de la CDB, otro de los problemas a la hora de la creación de AMPs áreas protegidas es la falta de información de análisis espaciales de las especies a conservar (Jennings 2000, Rodrigues *et al.* 2004). Esta información es incompleta para el océano, lo que dificulta establecer las prioridades para el establecimiento de nuevas AMPs (Klein *et al.* 2015).

Hasta el 2013 sólo el 1,6% de la superficie de los océanos del mundo habían sido designados como AMP (Trathan *et al.* 2012). En el Congreso Mundial de Parques, la mayoría de las naciones, asumieron el compromiso de proteger el 30% de la superficie de los océanos del mundo para el 2020, pero se estima, que con el ritmo que lleva esta tarea, este objetivo no se alcanzaría hasta después de 2090 (Wood *et al.* 2008). Por otra parte, este déficit en el porcentaje de protección ha estimulado el desarrollo de AMPs “gigantes” y de los 'santuarios' de tiburones, otra clase de protección (Davidson 2012) con una eficiencia no comprobada hasta las fecha.

La expansión exitosa de las AMPs como estrategia de conservación se basa en que pueden demostrarse científicamente los efectos positivos de la protección sobre la biomasa, la densidad numérica, la riqueza de especies y el tamaño de los organismos, dentro de las áreas de las reservas (Halpern y Warner 2003, Lester *et al.* 2009). En particular, estos beneficios son muy notorios para los predadores tope, de los ecosistemas marinos, como son los tiburones y rayas (Fanshawe *et al.* 2003, Claudet *et al.* 2006, Garla *et al.* 2006, Guidetti *et al.* 2006, García-Charton *et al.* 2008, Heupel *et al.* 2010, Lamb y Johnson 2010) y a su vez estos beneficios pueden exportarse mucho más allá de los límites de las reservas (Savina *et al.* 2013). En este sentido, Bond *et al.* (2012) demostraron que al comparar la presencia/ausencia de tiburones entre sitios de pesca y sitios protegidos el factor 'reserva marina' tuvo un efecto significativo en la presencia de tiburones de arrecife. Estos autores rechazaron otros factores ambientales o interacciones con el medio o el sitio como conductores predominantes de este patrón y los resultados son consistentes con la hipótesis

relativa a que las reservas marinas pueden beneficiar a las poblaciones de tiburones de arrecife (Bond *et al.* 2012). Por su parte, Goetze y Fullwood (2012) demostraron que las reservas marinas benefician a los tiburones, ya que registraron el doble y el cuádruple de la abundancia y biomasa dentro de una reserva en Fiji, comparándola con las zonas de pesca adyacentes.

La falta de información en el medio marino sugiere que si bien el establecimiento de AMPs ha sido exitoso, son aún insuficientes para proteger la biodiversidad (Barr y Possingham 2013) y por otra parte, casi siempre, se limitan a las fronteras geopolíticas. El 95 % de las AMPs se encuentran dentro de las zonas económicas exclusivas nacionales y están principalmente en aguas templadas y lejos de las costas. Por otra parte, la mayoría de las especies presentes en las zonas costeras tienen al menos algún grado de protección, que puede deberse a la existencia de numerosas AMPs costeras (Australia) o a amplios rangos de distribución, que se solapan con más de un área protegida (Argentina) (Klein *et al.* 2015).

La información para tomar decisiones sobre el porcentaje a proteger, dentro de la distribución de una especie y garantizar su existencia, en general, es escasa. Algunos autores sugieren que las reservas marinas deberían proteger a más del 20 % del hábitat de las especies para mejorar la pesca (Lauck *et al.* 1998, Hastings y Botsford 1999, Mangel 2000, Botsford *et al.* 2001), pero no hay acuerdo sobre la cantidad de hábitats que deben ser protegidos para preservar la biodiversidad (Cabeza y Moilanen 2001), ni sobre cómo mantener vínculos ecológicos (conectividad) entre reservas (Ogden 1997, Roberts 1997, Palumbi 2001). Sin embargo, los planes de conservación marina rara vez, o nunca, se dirigen a más del 10% de cualquier componente de la biodiversidad (incluyendo las especies y hábitats) (Soulé *et al.* 1998, Game *et al.* 2011, Weeks *et al.* 2014). Además existen recomendaciones acerca de la prohibición de la pesca, en por lo menos el 10 % de la distribución de una especie, para favorecer el recurso (Gell y Roberts 2003). Teniendo en cuenta estas

estimaciones se pone de manifiesto un profundo déficit de conservación, ya que sólo el 2,6 % de las especies tienen un 10% de su área de distribución cubierta por un área protegida y en el caso de los condricios sólo el 5% posee más del 10% de su distribución superpuesta con un área marina protegida (Klein *et al.* 2015).

La distribución de las especies es sumamente importante, no sólo desde el punto de vista biogeográfico, sino para una gran variedad de aspectos relacionados con la gestión y la toma de decisiones, con la protección de especies, con la predicción de potenciales efectos por la pérdida de ecosistemas o del cambio climático global (Pelayo-villamil *et al.* 2012). Además es fundamental en la construcción de modelos de distribución de especies, ya que con datos deficientes se generarían modelos de distribución poco sólidos (Hanspach *et al.* 2011). Estos modelos, son también herramientas importantes para la comprensión de la relación entre la distribución de especies y los parámetros ambientales (Guisan y Thuiller 2005) y están basados en propiedades de la biodiversidad como la riqueza y el cambio en la composición, en vez de apoyarse en la distribución de una especie en particular (Ferrier *et al.* 2004).

Por otro lado, el diseño de las áreas protegidas basado en estrategias de conservación para un determinado grupo taxonómico requiere del conocimiento básico de los patrones de distribución espacial del grupo (Primack 2010), que a su vez, se integran en diversos ecosistemas, que son sensibles a los impactos humanos y cumplen roles ecológicos claves. Por otra parte, pueden ser muy útiles para identificar áreas de alto valor en conservación, tanto como para un grupo determinado, como para ecosistemas (Lucifora *et al.* 2011). Las áreas de baja diversidad pueden incluir especies y comunidades únicas de gran valor de conservación (Kareiva y Marvier 2003), de allí que el diseño de AMPs basado en la distribución espacial de las especies, es el primer paso para elaborar estrategias de conservación a largo plazo,

donde se ven representadas la mayoría de las especies y las comunidades que integran.

En el caso de los peces que comparten una estrecha relación con el bentos, un conocimiento detallado de las asociaciones espaciales puede proveer información clave para la designación de zonas no extractivas o de AMPs. Existen numerosos ejemplos donde se han aplicado estas herramientas, tanto para conservar, como para restaurar stocks de peces (Bizzarro *et al.* 2014), entre ellos podemos mencionar los avances sobre la asociación de *Sebastes spp.* y su hábitat rocoso frente a las costas de California, que han permitido el desarrollo de una estrategia de gestión pesquera espacial para la creación de casi 200 AMPs (Yoklavich y Connell 2008), que benefician, mediante una veda espacial, al resto la comunidad del arrecife. Otro ejemplo es el establecimiento de una zona de veda para lenguados, en el Mar Báltico, que ha permitido un aumento en la densidad de especies explotadas y exportación neta de larvas hacia las áreas de pesca (Florin *et al.* 2013).

Los tiburones y rayas son uno de los principales depredadores en los ecosistemas marinos y su conservación es fundamental para el mantenimiento de su estructura y función (Myers *et al.* 2007), por lo tanto son indicadores clave (Stevens *et al.* 2000) para el establecimiento y gestión de las reservas marinas (Savina *et al.* 2013), de allí la necesidad de entender la relación entre el espacio físico y la distribución espacial de las especies.

En este sentido, los patrones de distribución y el uso de hábitat de los condrictios han sido relacionados con gradientes ambientales como la profundidad (Swain y Benoît 2006, Menni *et al.* 2010), la temperatura (Hopkins y Cech 2003, Vogler *et al.* 2008, Menni *et al.* 2010), la salinidad (Ubeda *et al.* 2009, Cortés *et al.* 2011, Simpfendorfer *et al.* 2011), el oxígeno disuelto (Heithaus *et al.* 2009, Lucifora *et al.* 2011), el pH (Ortega *et al.* 2009) y tipo de fondo (Powter y Gladstone 2008, Vaudo y Heithaus 2009, Barbini *et al.* 2011).

Las áreas marinas con elevada riqueza y endemismo de condriictios está asociada con las plataformas continentales desde la costa hasta los 200m (Compagno 1990, Lucifora *et al.* 2011, Dulvy *et al.* 2014). En el análisis espacial de la distribución de los condriictios de plataforma del Atlántico Sudoccidental, se determinó que las zonas de elevada captura de este grupo, coincidieron con las áreas de máxima diversidad y se señaló a la pesca industrial de arrastre como potencial riesgo de amenaza (Lucifora *et al.* 2011), que es considerada la responsable de una gran parte de la captura incidental de peces cartilaginosos en todo el mundo (Bonfil 2002).

Varias especies de condriictios de la Plataforma Argentina (*Callorhynchus callorhynchus*, *Zapteryx brevirostris*, *Rhinobatos horkelii*, *Discopyge tschudii*, *Squalus acanthias*, *Atlantoraja castelnaui*, *A. cyclophora* y *Psammobatis spp.*) han disminuido en al menos el 50% su biomasa estimada, coincidiendo con el incremento del esfuerzo pesquero (12 veces entre 1991 y 1998) de la flota arrastrera (Massa *et al.* 2004).

Con referencia a estos dos últimos ejemplos, proponemos analizar un caso en particular, la riqueza de los condriictios del Golfo San Matías, Río Negro. En esta ambiente se han registrado 33 especies de peces cartilaginosos. La mayoría de ellos, como se comentó en el capítulo 1, son capturados por la pesca de arrastre como fauna acompañante (o by-catch) (Di Giácomo y Perier 1991, Perier *et al.* 2011).

El objetivo de de este capítulo es modelar la riqueza en base a variables ambientales y temporales, que permitirán determinar patrones que contribuyan a mejorar las estrategias de conservación del grupo, incluido el diseño de AMPs.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Golfo San Matías (GSM, 41°- 42° S 64 - 65° O) se encuentra ubicado en la provincia de Río Negro en el noreste de la Patagonia (Fig. 2.1). Presenta dos zonas bien diferenciadas en cuanto a su productividad, denominadas “aguas propias del

golfo”, en el sector norte y oeste, caracterizadas por una elevada temperatura y salinidad, una marcada termoclina y concentraciones limitantes de nitratos y “aguas de origen externo”, localizadas en el sector sur y sudeste, con menor temperatura y salinidad, sin estratificación y concentraciones relativamente altas de nitratos (Gagliardini y Rivas 2004). Durante gran parte del año, se determinó la presencia de un frente termohalino orientado zonalmente en las proximidades de 41° 50' S, que separa las aguas más cálidas y salinas del sector norte, de las más frías y menos salinas que ingresan por el sector sur (Scasso y Piola 1988). Más recientemente, imágenes satelitales de temperatura superficial del mar parecen confirmar la existencia de este frente en el verano (Gagliardini *et al.* 2004). El GSM registró la máxima de salinidad sobre la Plataforma Patagónica, vinculada al intercambio entre el mar y la atmósfera, con un exceso de evaporación de 100 cm/año (Rivas y Beier 1990). El drenaje de estas aguas relativamente salinas, invade el sector estuarial de El Rincón durante el invierno (Lucas *et al.* 2005).

El GSM es el segundo más extenso de los golfos de Argentina, con una alta variedad de especies de peces, debido a que se ubica en el límite austral de la Provincia Argentina y por eso presenta una ictiofauna más rica que la de la Provincia Magallánica (Menni y Gosztanyi 1982, Menni y López 1984, Balech y Ehrlich 2008). Por esto, es frecuente encontrar especies de estos dos grandes elencos faunísticos, que determinan una variada composición de especies en las capturas, promoviendo un complejo pesquero de carácter multiespecífico (Narvarte 2003, González *et al.* 2004). La principal especie explotada es la merluza, *M. hubbsi*, que constituye en promedio el 80% de las capturas anuales desembarcadas en el puerto de San Antonio Oeste (Di Giácomo y Perier 1992a, 1992b, Di Giácomo *et al.* 1993, González *et al.* 2004).

En los últimos 30 años se registraron 33 especies de condriictios, 13 tiburones distribuidos en 11 familias, 19 batoideos pertenecientes a seis familias y el holocéfalo,

C. callorhynchus, que es la especie con mayor desembarque dentro del grupo (Perier *et al.* 2011). Con menor importancia son explotadas comercialmente, cinco especies de tiburones y siete de rayas (Estalles *et al.* 2011).

Con respecto a la ordenación espacial de la pesca dentro del GSM existen tres zonas, una de pesca artesanal, otra de veda de juveniles de merluza común y una tercera de veda reproductiva de merluza común (Coller 2012), sin contemplar de forma directa el manejo de los condriictios.



Figura 2.1. Ubicación geográfica del Golfo San Matías.

Muestreo

Los datos analizados provienen de lances de campañas científicas efectuadas por el Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, llevadas a cabo durante la primavera de 1993 – 1996 y 2005 – 2007, utilizando redes de arrastre de

fondo con un tiempo de arrastre promedio de 30 minutos por lance (Tabla 2.1, Fig. 2.2).

Tabla 2.1. Campañas, lances y profundidad de los muestreos.

Año	Campaña	Fecha	Nº de lances	Profundidad m (min.- max.)
1993	REDE II	Octubre	45	26,88 - 147,74
1994	REDE III	Primavera	52	21,96 - 161,96
1995	REDE IV	Noviembre	48	41 - 165
1996	REDE II	Noviembre	54	27 - 159
2005	REDE I	27/11 al 2/12	40	40,26 - 166,53
2006	REDE 2006	27/10 al 2/11	41	56,73 - 170,19
2007	REDE 2007	24/10 al 1/11	41	51,61 - 176,78
Total			321	

Durante el período 1993- 1996 el método de muestreo utilizado en las Campañas de Recursos Demersales (REDE) fue estratificado aleatorio, dividiendo al GSM en seis estratos dependiendo de las profundidades y características oceanográficas. Los estratos I, II y III abarcaban un rango de profundidad entre 90 y 130 m; el estrato IV profundidades mayores a los 130 m, el V de 50 a 89 m y el VI de 20 a 49 m (Perier y Di Giácomo 2002). Para el año 2005 se realizó un diseño piloto tipo mixto (lances regulares y lances aleatorios por estrato) con profundidades entre 40 y 166 m. En 2006 y 2007 el diseño adoptado fue sistemático o regular, ampliando la zona de muestreo (Ocampo 2010). Por otra parte, el tipo de fondo del GSM fue definido siguiendo el criterio de Martins y Correa (1996).

Análisis de los datos

Los datos obtenidos de riqueza, profundidad y año de los lances y tipo de fondo fueron georeferenciados en un Sistema de Información Geográfica (SIG) mediante el programa Quantum GIS Lisboa (Versión 2.0).

Se adoptó la riqueza de las especies como variable modeladora de la comunidad de condrictios del GSM siguiendo los criterios adoptados para la costa este

de Australia (Gladstone 2007) y para el Golfo de California en México (Sala *et al.* 2002), utilizados también para la selección de áreas marinas protegidas.

Se procedió al análisis estadístico de los datos en de tres etapas:

1. Exploratoria. El análisis exploratorio inicial de los datos se llevó a cabo en R (Versión 3.2.3, 2015-12-10), que consistió en la aplicación de técnicas descriptivas al conjunto de datos disponibles, con el fin de conocer su distribución e identificar datos erróneos o valores extremos, pero sin tener en cuenta su distribución geográfica. En esta etapa se identificaron y eliminaron los lances con ausencia de condrictios y los que presentaron valores extremos de riqueza.
2. Modelado. Se exploró la modelización de la riqueza de especies de condrictios del GSM mediante R entre 1993 - 1996 y entre 2005 -I 2007; basado en la profundidad, el tipo de fondo y el año de muestreo, con el objeto de identificar áreas prioritarias de conservación para el grupo. Al no contar con una serie temporal completa, se decidió tomar como factor los años de los lances. Luego de explorar con varios modelos aditivos y con modelos con interacción entre las variables se llegó al modelo que mejor explica la riqueza en el GSM, tomando como factores la variable del año de muestreo y tipo de fondo (y sin tener en cuenta el valor extremo).
3. Exploratoria de autocorrelación. Luego de modelar la respuesta media, se realizó un análisis variográfico o análisis de la varianza global y de la estructura de correlación de los residuos en R. El mismo consistió en el cálculo del semivariograma experimental y el ajuste a éste de un modelo teórico conocido. El semivariograma experimental es la herramienta geoestadística más importante en la determinación de las características de variabilidad y correlación espacial del fenómeno estudiado, es decir, permite conocer cómo la variable cambia de una localización a otra de acuerdo a los valores vecinos

(Isaaks y Srivastava 1989). En caso de ser positivo se pueden realizar predicciones e interpolaciones con un mejor ajuste local de la variable en estudio.

RESULTADOS

Durante todo el período analizado se registraron en 300 lances, 20 especies de condrictios en el GSM (Tabla 2.2, Figura 2.2). En todos los lances realizados se capturaron condrictios, con excepción de 1996, en sólo el 85,2% del total y en 2005 en el 67,5% del total. El rango de riqueza por lance varió entre 1 y 10 y en un sólo caso fue de 15, además se registró una tendencia al incremento del promedio en los últimos años muestreados (Tabla 2.3, Fig. 2.3).

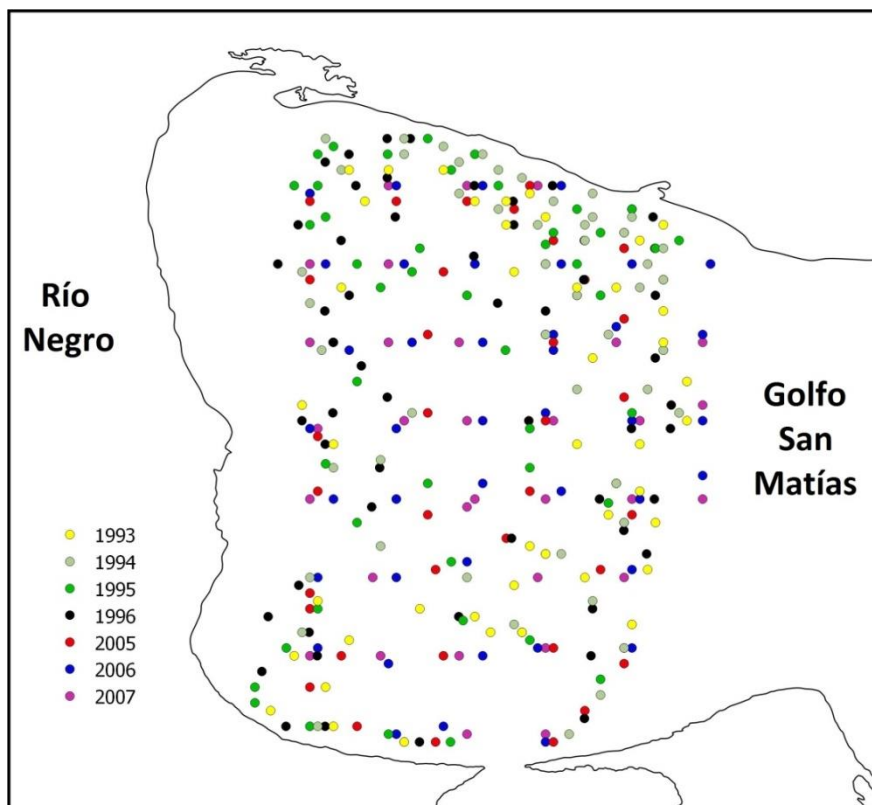


Figura 2.2. Ubicación espacial de los lances de campañas científicas realizadas en el Golfo San Matías entre los años 1993 -1996 y 2005 - 2007. Las posiciones de los lances corresponden a la latitud y longitud final.

Tabla 2.2. Lista de condriictios capturados en los muestreos y provincia zoogeográfica asociada según Menni *et al.* (2010).

	Provincia	
	Argentina	Magallanica
Elasmobranchii		
Hexanchiformes		
Hexanchidae		
<i>Notorynchus cepedianus</i>	X	X
Carcharhiniformes		
Triakidae		
<i>Mustelus schmitti</i>	X	X
<i>Galeorhynchus galeus</i>	X	X
Squaliformes		
Squalidae		
<i>Squalus acanthias</i>	X	X
Squatiniiformes		
Squatinaidae		
<i>Squatina guggenheim</i>	X	
Torpediniiformes		
Narcinidae		
<i>Discopyge tschudii</i>	X	X
Rajiformes		
Rajidae		
<i>Atlantoraja castelnaui</i>		X
<i>Atlantoraja cyclophora</i>		X
<i>Atlantoraja platana</i>		X
<i>Dipturus chilensis</i>		X
<i>Dipturus trachyderma</i>		X
<i>Psammobatis bergi</i>	X	
<i>Psammobatis lentiginosa</i>	X	
<i>Psammobatis rudis</i>		X
<i>Raja sp.</i>		
<i>Rioraja agassizi</i>		X
<i>Sympterygia acuta</i>	X	
<i>Sympterygia bonapartii</i>	X	X
Myliobatiformes		
Myliobatidae		
<i>Myliobatis goodei</i>	X	
Holocephalii		
Chimaeriformes		
Callorhynchidae		
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	X	X

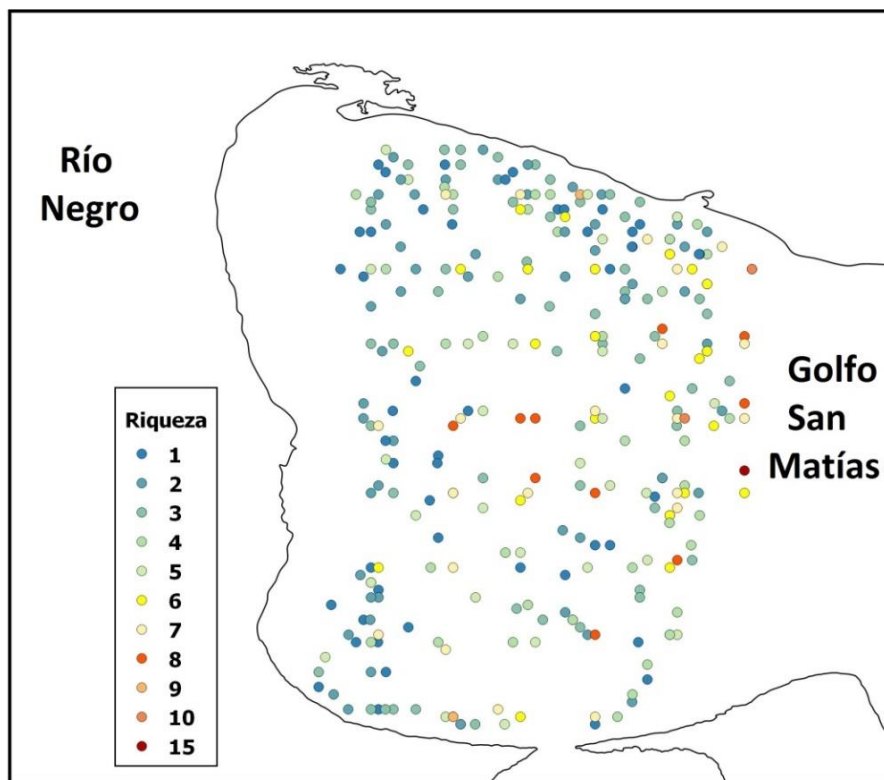


Figura 2.3. Mapa de riqueza por lance para el Golfo San Matías.

Tabla 2.3. Promedio y desvío estándar de la riqueza de especies de condriccios por año.

Año	Riqueza	
	Promedio	DE
1993	3	1,21
1994	2,23	1,18
1995	2,90	1,59
1996	2,48	1,57
2005	4,37	2,53
2006	5,83	2,41
2007	5,95	1,87

Se identificaron cuatro tipos de fondo, limo arcilloso, arena limo arcilloso, arenoso y arcilloso. El 60% de los lances fueron realizados sobre fondo arcilloso (Fig. 2.4).

Modelado de la riqueza

Se exploró la modelización de la riqueza de especies de condrictios del GSM basada en la profundidad, el tipo de fondo y el año de muestreo con el objeto de identificar áreas prioritarias de conservación para el grupo.

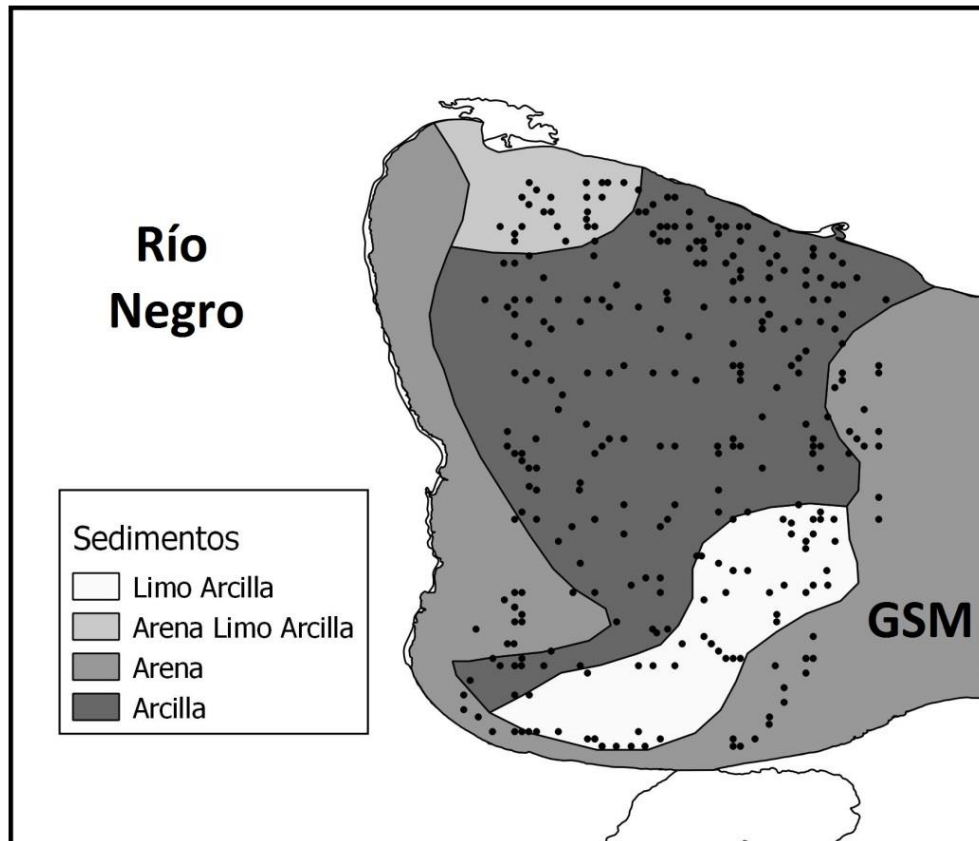


Figura 2.4. Tipos de suelo del Golfo San Matías (GSM) y lances de pesca.

Dadas las características de la variable riqueza se procedió a encontrar un modelo generalizado lineal (glm) de acuerdo con una distribución de Poisson (Tabla 2.4).

El modelo generalizado aditivo representado por la profundidad, con el año y el fondo presentes como factores, presentó el mejor ajuste (Modelo A, Tabla 2.4). En base a los estimadores obtenidos de cada parámetro (Tabla 2.5) del modelo A se obtuvo:

Riqueza = 1,26 – 0,003227 x Profundidad – 0,1767 (1994) + 0,1276 (1995) - 0,0435 (1996) + 0,54538 (2005) + 0,814842 (2006) + 0,880415 (2007) + 0,053522 (Arcilla) - 0,050592 (Arena) + 0,1551 (Limo arcilloso).

Tabla 2.4. Resumen de los principales modelos generalizados y su calidad de ajuste. (R=riqueza, A= año, Af= año como factor, P=profundidad, F=fondo, Ff=fondo como factor).

Modelo	Descriptor	AIC	Error deviance	R ²	Delta AIC	W
A	R = Af+ P + Ff	1108,8	190,41	47,70%	-	7,125
B	R = P + Af + F	1107,6	193,25	46,98%	1,2	7,272
C	R = Af + P	1106,6	194,22	46,70%	2,2	9,72
D	R = Af + Ff	1116,8	200,42	45,02%	-8	6,441
E	R = P + A + Ff	1109,7	201,37	44,76%	-0,9	12,445
F	R = P + A + F	1109,1	204,75	43,80%	-0,3	-12,416
G	R = P + A	1108,6	206,21	43,40%	0,2	-12,438
H	R = P + Ff	1265,4	359,03	1,51%	-156,6	6,34
I	R = P	1264	363,69	0,23%	-155,2	9,81

Tanto el año de muestreo como la profundidad resultaron ser altamente significativos ($P < 0,001$) mientras que no se observaron diferencias significativas con respecto al tipo de fondo (Tabla 2.6).

Tabla 2.5. Estimadores para los parámetros del modelo A (Fondf2: Arcilla, Fondf3: Arena, Fondf4: Limo arcilloso).

Parámetro	Estimador
Intercepto	1,264311
Anof1994	-0,176789
Anof1995	0,127646
Anof1996	-0,043473
Anof2005	0,54538
Anof2006	0,814842
Anof2007	0,880415
Profundidad	-0,003227
Fondof2	0,053522
Fondof3	-0,050592
Fondof4	0,1551

Tabla 2.6. Resumen del análisis de la varianza para el modelo de mejor ajuste de la riqueza del GSM (***= altamente significativo, $P < 0,001$).

	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F	P
Año	6	615,6	102,61	44,365	$< 2e-16$ ***
Profundidad	1	33,1	33,08	14,301	0,000189***
Fondo	3	12,6	4,21	0,819	0,14373
Error	288	666,1	2,31		

Análisis post-hoc

Entre los años muestreados hubo diferencias altamente significativas entre los lances realizados en la década del 90 con los realizados una década más tarde, sin embargo no se registraron diferencias significativas entre los lances de 1995 y 2005 y si las hubo entre los años 2005 y 2007 (Tabla 2.7, Fig. 2.5) .

Del modelo se desprende un patrón claro donde la riqueza de los condrictios en el GSM es inversamente proporcional a la profundidad, con una tasa de decrecimiento de una especie, en promedio, cada 100m de profundidad, independientemente de los años de muestreo (Fig. 2.5). A la hora de modelar la riqueza, los años de muestreo tuvieron más peso que la profundidad y el tipo de fondo.

Tabla 2.7. Prueba post-hoc (Test de Tukey), comparación múltiple entre los años del modelo A (***= altamente significativo).

Grupo	Estimado	Error	T	p
1994-1993	-0,4112	0,31309	-1,313	0,84434
1995-1993	0,41328	0,32242	1,282	0,8589
1996-1993	-0,06704	0,32215	-0,208	0,99999
2005-1993	1,91062	0,377	5,068	<0,001***
2006-1993	3,21522	0,34163	9,411	<0,001***
2007-1993	3,58228	0,33893	10,569	<0,001***
1995-1994	0,82448	0,30786	2,678	0,10678
1996-1994	0,34416	0,30965	1,111	0,92366
2005-1994	2,32182	0,36452	6,369	<0,001***
2006-1994	3,62642	0,3296	11,002	<0,001***
2007-1994	3,99348	0,32772	12,185	<0,001***
1996-1995	-0,48032	0,315	-1,525	0,72803
2005-1995	1,49734	0,36712	4,079	0,00107
2006-1995	2,80194	0,32824	8,536	<0,001***
2007-1995	3,169	0,32713	9,687	<0,001***
2005-1996	1,97766	0,37064	5,336	<0,001***
2006-1996	3,28226	0,33347	9,843	<0,001***
2007-1996	3,64932	0,3307	11,035	<0,001***
2006-2005	1,3046	0,38025	3,431	0,01189
2007-2005	1,67166	0,37893	4,412	<0,001***
2007-2006	0,36706	0,33899	1,083	0,93221

Una vez seleccionado el mejor modelo se procedió a analizar los residuos (“working” y “response”) generados por el mismo, para determinar si la variable en estudio poseía correlación espacial. Tanto la exploración gráfica de los residuos como la exploración mediante la realización de los variogramas empíricos (ver Anexo) de los mismos corroboraron la ausencia de correlación espacial entre la riqueza y la localización de los lances.

De esta manera corroboramos con ambos métodos que no existe correlación espacial entre la riqueza y los lances, por ende no es posible un análisis espacial de tipo geoestadístico, para realizar una interpolación de los datos y los consiguientes mapas predictivos. Esto ratifica que el modelo A obtenido y explicado anteriormente es la mejor opción para explicar el comportamiento de la riqueza dentro del GSM.

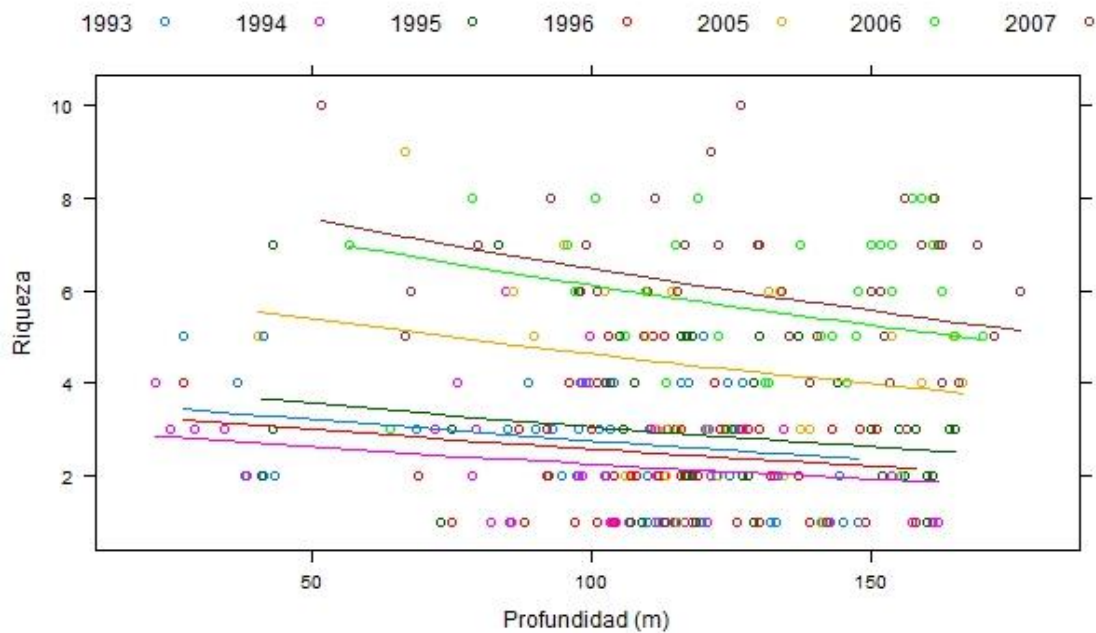


Figura 2.5. . Riqueza de conductos del Golfo San Matías observada (puntos) y modelada (línea) con respecto a la profundidad para los siete años muestreados y sin el efecto del fondo.

DISCUSIÓN

En las últimas décadas se ha incrementado la demanda de mapas precisos sobre la distribución espacial de peces de importancia comercial, con el propósito de señalar zonas donde aplicar nuevas leyes de pesca y además como soporte para el diseño de áreas marinas protegidas (Conover *et al.* 2000, Maravelias *et al.* 2012). La importancia de producir cartografía temática de los recursos marinos se ha ido reconociendo con los años, sobre todo en relación con la gestión pesquera (Caddy y García 1986, Butler *et al.* 1987) y la producción de mapas sobre distribución de recursos ha sido tarea prioritaria en la investigación marina y en la ciencia pesquera (Fortunati *et al.* 2002). Esta idea ha recibido un gran impulso gracias al desarrollo de la tecnología SIG (Northridge y Smith 1994, Meaden y Do Chi 1996), cuya difusión en la ciencia pesquera ha crecido desde la década del 90' (Fortunati *et al.* 2002). Los SIG ayudan a los conservacionistas a adquirir, administrar, analizar y visualizar los datos oceánicos espaciales a través de la generación de mapas, que se utilizan para cartografiar hábitats marinos, calidad del agua, distribución y comportamiento de especies, de poblaciones, contaminación y zonas de pesca, entre otros factores que afectan a la vida marina. Estos mapas precisos y actualizados constituyen herramientas fundamentales para la planificación espacial y la toma de decisiones, como en el algunos casos de grandes desafíos, como cambio climático, la degradación de ambientes y las especies amenazadas (Sanchez *et al.* 2009).

En este capítulo se utilizó la herramienta SIG para la exploración espacial inicial de los condrictios del GSM generando mapas de variables biológicas (riqueza, abundancia específica y presencia/ausencia de especies), físicas (tipo de fondo) y temporales (año de muestreo). Las diversas capas generadas en este trabajo son la base para el desarrollo de esta herramienta espacio-temporal que puede ser ampliada y actualizada, con el propósito de mejorar el monitoreo de los condrictios del GSM y

que si bien permiten la exploración espacial inicial de los datos, no explica la relación entre las diferentes variables (físicas y biológicas) y el espacio.

Para determinar la existencia de correlación espacial entre las variables analizadas fue necesario incursionar en el campo de la geoestadística (Rossi *et al.* 1992, Legendre 1993, Goovaerts 1997, Webster y Oliver 2007). En el campo de la pesca se utiliza para optimizar las estrategias de muestreo (Petitgas 2009), para estimar los datos de captura y las variaciones correspondientes, teniendo en cuenta la existencia de estructuras espaciales (Warren 1997, Maynou 1998, Fernandes y Rivoirard 1999, Rivoirard *et al.* 2000), así como para predecir las distribuciones y los patrones espaciales de los organismos por medio de la interpolación espacial (Maravelias *et al.* 1996, Lembo *et al.* 1999). Sin embargo, esta última puede ser “peligrosa” debido a que la estructura de las comunidades puede cambiar en distancias cortas (Degraer *et al.* 2008). A su vez, la interpolación espacial tiene la desventaja de ser un mapa estático, como una foto, que debe rehacerse cada vez que nuevos datos están disponibles. Por otro lado, el modelaje predictivo del hábitat permite producir mapas de distribución limitados en su detalle únicamente por la disponibilidad y resolución de los datos ambientales (temperatura, salinidad, pH, etc.), que generalmente se encuentran disponibles y de manera detallada para varias áreas mientras que los datos biológicos deben ser colectados *in situ*. Una vez que los modelos predictivos son generados, la distribución espacial de las especies puede actualizarse de forma fácil ante la aparición de nuevos datos ambientales.

El modelo obtenido de riqueza de conductos del GSM permite ser actualizado y ampliado agregando nuevas variables para profundizar la relación de la riqueza con el medio físico y químico. En este caso particular, la temperatura y la salinidad del fondo del ambiente no están disponibles y es sabido que juegan un rol preponderante en el modelado de la distribución ya que 16 de las 20 especies registradas, están

ligadas al fondo y por esta razón además sería interesante incluir la dirección e intensidad de la corriente de fondo, en el modelo propuesto.

En el ambiente marino los patrones de distribución espacial más conocidos son los del macrobentos que se utilizan para la creación de planes de manejo sustentables, debido a su importancia ecológica (Borja *et al.* 2000). A pesar de que este tipo de distribuciones son bien conocidas, la información está restringida a muestreos puntuales y generalmente no existen mapas que cubran de forma completa determinadas áreas, y para suplir esta carencia se utiliza la interpolación espacial basada en muestreos puntuales (Holtmann *et al.* 1996, Degraer *et al.* 2008). Este tipo de estudios requieren un conocimiento científico sólido y el uso de herramientas eficientes como el análisis espacial y los métodos geoestadísticos. Además, las técnicas de estadística espacial brindan nuevos abordajes en estudios ecológicos y de conservación (Carroll y Pearson 2000). En el caso del GSM, no se registró correlación espacial en la riqueza de los condrictios, por lo que no fue posible interpolar los puntos muestreados y realizar mapas predictivos sobre la distribución espacial de la riqueza.

El uso de mapas de hábitat en la gestión marina permite dar una señal de alarma sobre potenciales impactos antropogénicos y además generar mapas de base para la planificación marina espacial (Degraer *et al.* 2008). Estos mapas deberían ser considerados complementarios, de las observaciones directas de la estructura de comunidades marinas como el macrobentos. Los mapas de base, permiten aplicar el principio precautorio con el propósito de proteger áreas relevantes durante el proceso de planificación espacial de nuevas actividades marinas, como por ejemplo perforaciones petroleras o el aumento del esfuerzo pesquero (Degraer *et al.* 2008). En particular, la identificación de modelos de hábitat para los condrictios, puede colaborar en la planificación de su conservación mediante la reducción de la captura incidental de especies no objetivo.

Si bien no ha sido posible la generación de mapas predictivos de la distribución de la riqueza de los condriictios dentro del GSM, el modelo obtenido permite definir patrones generales, como la relación inversamente proporcional entre la diversidad del grupo y la profundidad. Este tipo de información es de gran utilidad en la planificación y el establecimiento de nuevas áreas marinas protegidas y en la implementación de medidas de manejo ecosistémico, como la planificación espacial del esfuerzo pesquero.

El uso de modelos estadísticos para predecir la ocurrencia o la distribución de las especies de peces, se ha convertido en una herramienta muy importante en la planificación de la conservación y la gestión de la pesca en el mar. Y también se ha utilizado para determinar las relaciones entre la abundancia de peces y los factores que la causan (Rogers 1992, Fromentin *et al.* 1998). Sin embargo, los datos de pesca suelen no tener distribuciones normales y las relaciones entre los datos de pesca y las propiedades ambientales son típicamente no lineales (Brander 1994). Teniendo en cuenta ambas características se pueden utilizar modelos lineales generalizados (MLG) (McCullagh y Nelder 1989), como los patrones de edad y sexo, relacionados con la segregación de cuatro especies de quimeras (Holt *et al.* 2013). En el caso del GSM la riqueza de los condriictios ha sido modelada por medio de un MLG siguiendo una distribución de Poisson.

En el caso de los condriictios del Mar del Norte se registró una relación entre la dinámica y los factores espaciales, resultando la profundidad uno de los factores clave en la selección de los hábitats, junto con la abundancia total, también se señaló que la distribución de las especies constituye un fenómeno complejo, que está relacionado con factores abióticos y biológicos (Maravelias *et al.* 2012). En el GSM los factores que modelan la riqueza de los condriictios son la profundidad y el año de la colecta de datos. En este sentido se determinó que la distribución espacial del gatuzo, en el sector norte del Mar Argentino, una de las especies colectadas en el GSM, está

directamente relacionada con la profundidad, la temperatura y la salinidad en de las distintas etapas de desarrollo, ya que los neonatos y juveniles se ubican en áreas costeras (<30m), mientras que los adultos prefieren aguas más profundas (50-100m) con mayor temperatura (Cortés *et al.* 2011).

Particularmente, las rayas tienen una dinámica estacional y ontogenética compleja, con comportamientos gregarios y cambios locales en abundancia asociados con cambios de profundidad y migraciones periódicas (Ebert y Winton 2010, Frisk 2010, Hoff 2010). Generalmente, los elasmobranquios presentan diferentes patrones de distribución a lo largo de su ontogenia (Ebert y Winton 2010, Hoff 2010, Mull *et al.* 2010).

La abundancia y la diversidad de las rayas en el borde de la plataforma oeste continental de EEUU también se relacionan con la profundidad (Compagno y Ebert 2007, Stevenson *et al.* 2008). Las rayas a menudo se agregan espacialmente, y la composición específica de estas agregaciones pueden variar en el tiempo de acuerdo al sexo y la etapa de vida (Swain y Benoît 2006, Frisk 2010). Si bien en este capítulo se analizó la riqueza de los condriictios en conjunto, sería interesante encararlo a nivel específico, sexo o estado de madurez tanto para especies amenazadas como aquellas explotadas comercialmente.

Si bien se ha considerado que las rayas habitan en fondos blandos no consolidados, datos recientes indican que varias especies se asocian con sustratos rocosos y presentan una zonación marcada por la profundidad limitando la superposición espacial (Compagno y Ebert 2007). En ambientes diversos y con estructuras complejas existe una preferencia por el tipo de hábitat y fondo asociado con las etapas de desarrollo del individuo (Powter y Gladstone 2008). En el GSM se identificaron cuatro tipos de fondo para el área de los lances realizados, todos resultaron blandos y no consolidados, se determinó en la modelización de la riqueza de condriictios, en su mayoría especies de rayas, que el tipo de fondo no resultó un

factor determinante. Para algunas especies esta variable es fundamental en su distribución, como en el caso de *Zapteryx brevirostris*, que prefiere fondos de arena, probablemente relacionado con la distribución de las principales presas de la dieta (Barbini *et al.* 2011).

La riqueza de condrictios en el ASO es heterogénea y se relaciona con los gradientes de temperatura y profundidad (Menni y López 1984, Jaureguizar *et al.* 2006, Menni *et al.* 2010), los frentes marinos (Lucifora *et al.* 2011) y los procesos geológicos que han generado un gran endemismo del grupo (Figueroa *et al.* 2013).

Se ha señalado que la riqueza de los condrictios del Mar Argentino se incrementa de norte a sur, con picos en las zonas próximas a la costa y sobre el talud al norte de los 48°S y se identificaron áreas de máxima riqueza, señaladas como puntos calientes que incluyeron entre 10 y 14 especies de condrictios y otras de baja riqueza (dos especies o menos) o puntos fríos que se ubicaron al sur de los 45°S (Lucifora *et al.* 2011). Entre los puntos “calientes” se identificaron dos áreas próximas al GSM, una en la boca del golfo y la otra lindante con esta última al norte frente a la Reserva de Uso Múltiple Bahía San Blás. En el GSM la riqueza de condrictios en primavera varió entre 1 y 10 con un único registro de 15 especies en las cercanías de la boca del golfo tal vez como una extensión del sector “caliente” registrado del lado de la plataforma.

Contrariamente al patrón de riqueza registrado para el GSM, en la plataforma Argentina se ha señalado que el grupo de batoideos costeros (>50m) está compuesto de varias familias con baja diversidad específica, mientras que a profundidades mayores la diversidad fue mayor (Colonello *et al.* 2014).

El incremento promedio de la riqueza de condrictios del GSM con el paso de los años y la variabilidad inter-anual de los lances como el factor de mayor injerencia sobre la riqueza, podrían deberse, en parte, a las diferencias en la metodológica de los muestreos.

Las áreas de elevada riqueza de condricios en el Mar Argentino están asociadas a frentes marinos, que atraen diversas especies, en especial a predadores tope, debido a la abundancia de presas disponibles (Lucifora *et al.* 2011). La relación entre los frentes del GSM y la riqueza de los condricios no pudo ser analizada ya que los análisis de frentes se han hecho con imágenes de temperatura superficial del mar, sin saber cómo se comporta en profundidad y además sólo se contó con muestreos de primavera, pero dada la importancia de estos eventos oceanográficos en los ecosistemas marinos como estructuradores de las comunidades de condricios, la inclusión en el modelo será clave para entender la distribución espacial y el funcionamiento de este ecosistema.

CONCLUSIONES

- La variabilidad de la riqueza de los condricios del GSM fue efectivamente modelada de acuerdo al año de muestreo y la profundidad.
- La variabilidad inter-anual fue el factor de mayor injerencia sobre la riqueza de condricios.
- La riqueza de condricios se relacionó de manera inversamente proporcional con la profundidad, con una tasa de decrecimiento de una especie, en promedio, cada 100m de profundidad, e independientemente del año de muestreo.
- No se detectaron efectos del tipo de fondo sobre la riqueza de condricios.

ANEXO

Exploración gráfica de los residuos:

En ambos gráficos se puede observar la ausencia de agrupamiento de los residuos negativos y positivos lo que demuestra ausencia de correlación espacial.

- Residuos respuesta (“response”):

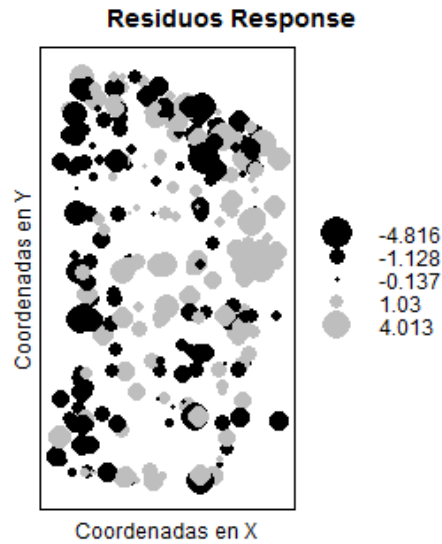


Figura 2.6. Gráfico de burbujas mostrando la ubicación espacial de los residuos respuesta.

- Residuos de trabajo (“working”):

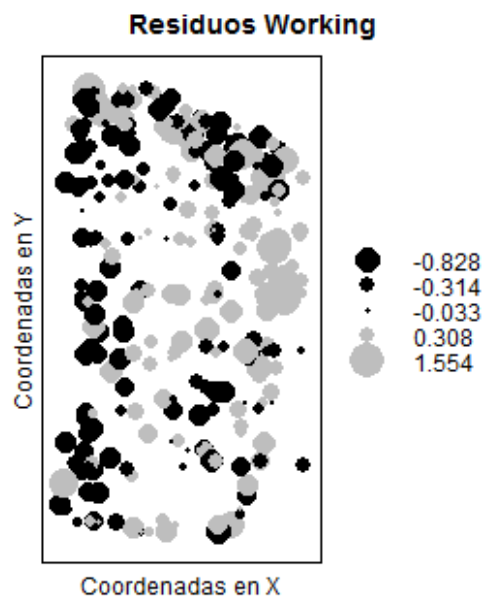


Figura 2.7. Gráfico de burbujas mostrando la ubicación espacial de los residuos de trabajo.

Variogramas muestrales de los residuos:

Se realizaron variogramas muestrales para cada tipo de residuo con varios rangos de distancia (lags), con un corte de 10 km y con la mayor cantidad posible de pares de puntos. La distancia utilizada del corte se debe a que por ser el área efectivamente muestreada del Golfo San Matías un rectángulo conviene más usar un tercio de la hipotenusa o diagonal interna del mismo (50 km). Se presentan a continuación los variogramas óptimos para cada tipo de residuo.

- Residuos respuesta:

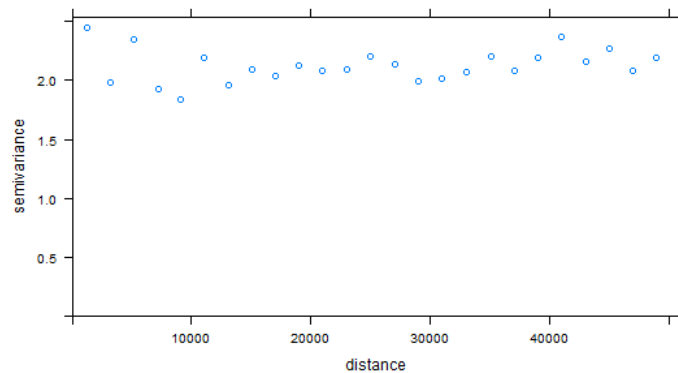


Figura 2.8. Variograma empírico de los residuos respuesta con un width de 2000 y un corte de 10 km.

- Residuos de trabajo:

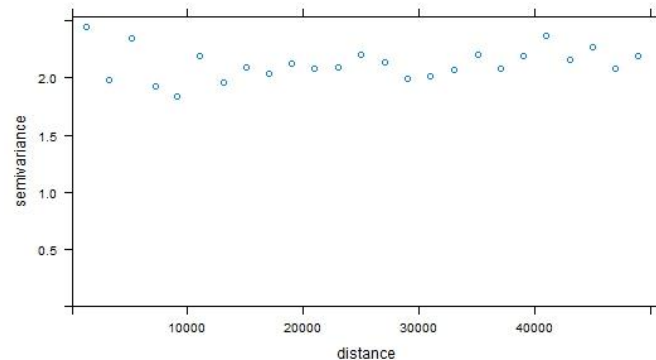


Figura 2.9. Variograma empírico de los residuos de trabajo con un width de 2000 y un corte de 10 km.

Los variogramas muestrales para cada tipo de residuo presentaron la misma estructura clásica de efecto pepita o “nugget”, lo que indica la ausencia de correlación espacial.

BIBLIOGRAFÍA

- Allison, G., Lubchenco, J., y Carr, M. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.* 8(1): 79-92.
- Araújo, M.B., Williams, P.H., y Fuller, R.J. 2002. Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Hungarian Q.* 49(191): 1971-1980. doi:10.1098/rspb.2002.2121.
- Balech, E., y Ehrlich, M.D. 2008. Esquema biogeográfico del Mar Argentino. *Rev. Investig. y Desarro. Pesq.* 19: 45-75.
- Barbini, S. a., Lucifora, L.O., y Hozbor, N.M. 2011. Feeding habits and habitat selectivity of the shortnose guitarfish, *Zapteryx brevirostris* (Chondrichthyes, Rhinobatidae), off north Argentina and Uruguay. *Mar. Biol. Res.* 7(4): 365-377. doi:10.1080/17451000.2010.515229.
- Barr, L.M., y Possingham, H.P. 2013. Are outcomes matching policy commitments in Australian marine conservation planning? *Mar. Policy* 42: 39-48. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2013.01.012.
- Bizzarro, J.J., Broms, K.M., Logsdon, M.G., Ebert, D.A., Yoklavich, M.M., Kuhnz, L.A., y Summers, A.P. 2014. Spatial segregation in Eastern North Pacific skate assemblages. *PLoS One* 9(10). doi:10.1371/journal.pone.0109907.
- Bond, M.E., Babcock, E.A., Pikitch, E.K., Abercrombie, D.L., Lamb, N.F., y Chapman, D.D. 2012. Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Mesoamerican Barrier reef. *PLoS One* 7(3): 1-14. doi:10.1371/journal.pone.0032983.
- Bonfil, R. 2002. Trends and Patterns in World and Asian Elasmobranch Fisheries. En *Elasmobranch biodiversity, conservation and management: Proceedings of the International Seminar and Workshop*. pp. 476 - 494.
- Borja, A., Franco, J., y Pérez, V. 2000. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40(12): 1100-1114. doi:10.1016/S0025-326X(00)00061-8.
- Botsford, L.W., Hastings, A., y Gaines, S.D. 2001. Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecol. Lett.* 4(2): 144-150. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00208.x.
- Botsford, L.W., Michell, F., y Hastings, A. 2003. Principles for the Design of Marine Reserves. *Ecol. Appl.* 13(1): 25-31.
- Brander, K.. 1994. Patterns of distribution, spawning, and growth in North Atlantic cod: the utility of inter-regional comparisons. *ICES Mar. Sci. Symp.* 198: 406-413.

- Butler, M.J., LeBlanc, C., Belbin, J.A., y MacNeill, J.L. 1987. Marine Resource Mapping: An Introductory Manual. FAO, Roma.
- Cabeza, M., Araújo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R., y Moilanen, A. 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *J. Appl. Ecol.* 41(2): 252-262. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00905.x.
- Cabeza, M., y Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 16(5): 242-248. doi:10.1016/S0169-5347(01)02125-5.
- Caddy, J.F., y García, S. 1986. Fisheries thematic mapping-A prerequisite for intelligent management and development of fisheries. *Océanogr.Trop.* 21(1): 31-52. Available a partir de \\S9\separatas\LUIS\Caddy-Garcia-1986.pdf.
- Carroll, S.S., y Pearson, D.L. 2000. Detecting and modeling spatial and temporal dependence in Conservation Biology. *Conserv. Biol.* 14(6): 1893-1897. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99432.x.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachet, F., y Galzin, R. 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.* 130(3): 349-369. doi:10.1016/j.biocon.2005.12.030.
- Coller, N.M. 2012. Biología, ecología y explotación de la raya platana *Atlantoraja platana* (Günther, 1880), (Condriichthyes, rajidae), del golfo San Matías. Available a partir de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/23434>.
- Colonello, J.H., Cortés, F., y Massa, A.M. 2014. Species richness and reproductive modes of chondrichthyans in relation to temperature and fishing effort in the Southwestern Atlantic Shelf (34-54° S). *Fish. Res.* 160: 8-17. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.fishres.2014.04.015.
- Compagno, L.J. V. 1990. Alternate life-history of cartilaginous fishes in space and time. *Environ. Biol. Fishes* 28(C): 33-75.
- Compagno, L.J. V, y Ebert, D.A. 2007. Southern African skate biodiversity and distribution. *Environ. Biol. Fishes* 80(2-3): 125-145. doi:10.1007/s10641-007-9243-4.
- Conover, D.O., Travis, J., y Coleman, F.C. 2000. Essential fish habitat and marine reserves: An introduction to the second mote symposium in fisheries ecology. *Bull. Mar. Sci.* 66(3): 527-534.
- Cortés, F., Jaureguizar, A.J., Guerrero, R.A., Cortés, F., Menni, R.C., Jaureguizar, A.J., y Guerrero, R.A. 2011. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal

- areas. *Hydrobiologia* 661(1): 445-456. doi:10.1007/s10750-010-0559-2.
- Davidson, L.N.K. 2012. Shark Sanctuaries: Substance or Spin? *Science*. 338: 1538-1539.
- Degraer, S., Verfaillie, E., Willems, W., Adriaens, E., Vincx, M., y Van Lancker, V. 2008. Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea. *Cont. Shelf Res.* 28(3): 369-379. doi:10.1016/j.csr.2007.09.001.
- Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J. a, Cavanagh, R.D., Kyne, M., Harrison, L.R., Carlson, J.K., Davidson, L.N.K., y Sonja, V. 2014. Extinction risk and conservation of the world ' s sharks and rays. *Elife*: 1-35. doi:10.7554/eLife.00590.
- Ebert, D., y Winton, M. V. 2010. Chondrichthyans of High Latitude Seas. En *Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation*. pp. 115-158. doi:10.1201/9781420080483.
- Estalles, M., Coller, N.M.N.M., Perier, M.R., y Di Giacomo, E.E.E. 2011. Skates in the demersal trawl fishery of San Matías Gulf: species composition, relative abundance and maturity stages. *Aquat. Living Resour.* 24(2): 193-199. doi:10.1051/alr/2011119.
- Fanshawe, S., Vanblaricom, G.R., y Shelly, A.A. 2003. Restored top carnivores as detriments to the performance of marine protected areas intended for fishery sustainability: A case study with red abalones and sea otters. *Conserv. Biol.* 17(1): 273-283. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.00432.x.
- Fernandes, P., y Rivoirard, J. 1999. A Geostatistical Analysis of the Spatial Distribution and. En *Geostatistics for Environmental Applications*. Editado por J.G.-H. et al. pp. 201-212.
- Ferrier, S., Biology, S., y Apr, N. 2002. Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning : Where to from Here ? Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning : Where to from Here ? 51(2): 331-363. doi:10.1080/10635150252899806.
- Ferrier, S., Powell, G.V.N., Richardson, K.S., Manion, G., Overton, J.M., Allnutt, F., Cameron, S.E., Mantle, K., Burgess, N.D., y Daniel, P. 2004. Mapping More of Terrestrial Biodiversity for Global Conservation Assessment. *Bioscience* 54(12): 1101-1109.
- Figueroa, D.E., Barbini, S., Scenna, L., Belleggia, M., Delpiani, G., y Spath, C. 2013. El endemismo en las rayas de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *Frente Marit.* 23: 95-104.
- Florin, A.B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K., y Jonsson, P.R. 2013. Effects of

- a large northern European no-take zone on flatfish populations. *J. Fish Biol.* 83(4): 939-962. doi:10.1111/jfb.12097.
- Fortunati, L., Garofalo, G., y Demontis, R. 2002. TSDV: A GIS tool for inspecting trawl survey data. *ICES J. Mar. Sci.* 59: 168-178. doi:10.1006/jmsc.2001.1149.
- Frisk, M.G. 2010. Life History Strategies of Batoids. En *Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation.* pp. 283-307. doi:10.1201/9781420080483.
- Fromentin, J.M., Stenseth, N.C., Gjøsæter, J., Johannessen, T., y Planque, B. 1998. Long-term fluctuations in cod and pollack along the Norwegian Skagerrak coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162: 265-278. doi:10.3354/meps162265.
- Gagliardini, D.A., Amoroso, R.O., Dell 'arciprete, O.P., Yorio, P. y J.M. y Orensanz. 2004. Detection of small-scale coastal oceanographic processes through landsat-tm/etm+ images: implications for the study of biological processes along the patagonian coasts of Argentina. *Gayana* 68(2): 194-200. doi:10.4067/S0717-65382004000200035.
- Gagliardini, D.A., y Rivas, A.L. 2004. Environmental characteristics of San Matías Gulf obtained from Landstat-TM and ETM+ data. *Gayana* 68(2): 186-193. Available a partir de file:///D:/papers base Miriam/Gagliardini & Rivas 2004 (4275).pdf LB - 4275.
- Game, E.T., Lipsett-Moore, G., Hamilton, R., Peterson, N., Kereseke, J., Atu, W., Watts, M., y Possingham, H. 2011. Informed opportunism for conservation planning in the Solomon Islands. *Conserv. Lett.* 4(1): 38-46. doi:10.1111/j.1755-263X.2010.00140.x.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamenti, F., Benedetti-Cecchi, L., Falcón, J.M., Milazzo, M., Schembri, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E., y Planes, S. 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J. Nat. Conserv.* 16(4): 193-221. doi:10.1016/j.jnc.2008.09.007.
- Garla, R.C., Chapman, D.D., Wetherbee, B.M., y Shivji, M. 2006. Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezi*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: The potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. *Mar. Biol.* 149(2): 189-199. doi:10.1007/s00227-005-0201-4.
- Gell, F.R., y Roberts, C.M. 2003. Benefits beyond boundaries: The fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18(9): 448-455. doi:10.1016/S0169-

5347(03)00189-7.

- Di Giacomo, E., y Perier, M.R. 1991. Evaluación de la biomasa y explotación comercial del pez gallo (*Callorhynchus callorhynchus*) en el Golfo San Matías, Argentina. Frente Marit. 9: 7-13.
- Di Giacomo, E., y Perier, M.R. 1992a. Abundancia, estructura poblacional y zona de desove de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el Golfo San Matías, Argentina. Frente Marit. 12: 47-52.
- Di Giacomo, E., y Perier, R. 1992b. Retracción de la pesquería demersal del Golfo San Matías: ¿escasez de recursos o disminución de la eficiencia? Frente Marit. 11(A): 7-13.
- Di Giacomo, E.E., Calvo, J., Perier, M.R., y Morriconi, E. 1993. Spawning aggregations of *Merluccius hubbsi*, in Patagonian waters: evidence for a single stock? Fish. Res. 16(1): 9-16. doi:10.1016/0165-7836(93)90106-H.
- Gladstone, W. 2007. Requirements for marine protected areas to conserve the biodiversity of rocky reef fishes. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 17(1): 71-87. doi:10.1002/aqc.759.
- Goetze, J.S., y Fullwood, L.A.F. 2012. Fiji's largest marine reserve benefits reef sharks. Coral Reefs 32(1): 121-125. doi:10.1007/s00338-012-0970-4.
- González, R., Narvarte, M., y Morsan, E. 2004. Estado de situación de los recursos pesqueros del Golfo San Matías, sus pesquerías, especies asociadas y ambiente: informe ad hoc para la evaluación preliminar de las pesquerías marinas de Río Negro con vistas a la certificación de su sustentabilidad. Inf. técnico IBMPAS: 51.
- Goovaerts, P. 1997. Geostatistics for Natural Resources. American Society for Quality.
- Guidetti, P., Applications, S.E., y Jun, N. 2006. Marine Reserves Reestablish Lost Predatory Interactions and Cause Community Changes in Rocky Reefs. Ecol. Appl. 16(3): 963-976.
- Guisan, A., y Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. Ecol. Lett. 8(9): 993-1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.
- Halpern, B.S., y Warner, R.R. 2003. Matching marine reserve design to reserve objectives. Proc. Biol. Sci. 270(1527): 1871-1878. doi:10.1098/rspb.2003.2405.
- Hanspach, J., Kühn, I., Schweiger, O., Pompe, S., y Klotz, S. 2011. Geographical patterns in prediction errors of species distribution models. Glob. Ecol. Biogeogr. 20(5): 779-788. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00649.x.
- Hastings, a, y Botsford, L.W. 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. Science (80). 284(5419): 1537-1538.

doi:10.1126/science.284.5419.1537.

- Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., Burkholder, D., Thomson, J., y Dill, L.M. 2009. Towards a predictive framework for predator risk effects: The interaction of landscape features and prey escape tactics. *J. Anim. Ecol.* 78(3): 556-562. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01512.x.
- Heupel, M.R., Yeiser, B.G., Collins, A.B., Ortega, L., y Simpfendorfer, C.A. 2010. Long-term presence and movement patterns of juvenile bull sharks, *Carcharhinus leucas*, in an estuarine river system. *Mar. Freshw. Res.* 61(1): 1-10. doi:10.1071/MF09019.
- Hoff, G.R. 2010. Identification of skate nursery habitat in the eastern Bering Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 403: 243-254. doi:10.3354/meps08424.
- Holt, R., Foggo, A., Neat, F., y Howell, K. 2013. Distribution patterns and sexual segregation in chimaeras: implications for conservation and management. *ICES*: 8.
- Holtmann, S.E., Groenewold, A., Schrader, K.H.M., Asjes, J., Craeymeersch, J.A., Duineveld, G.C.A., van Bostelen, A.J., y van der Meer, J. 1996. Atlas of the Zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Rijswijk, the Netherlands.
- Hopkins, T.E., y Cech, J.J. 2003. The influence of environmental variables on the distribution and abundance of three elasmobranchs in Tomales Bay, California. *Environ. Biol. Fishes* 66(3): 279-291. doi:10.1023/A:1023907121605.
- Isaaks, E.H., y Srivastava, M.R. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. *En Geographical Analysis*. Oxford University Press, New York. doi:10.1111/j.1538-4632.1994.tb00325.x.
- Jaureguizar, A.J., Menni, R., Lasta, C., y Guerrero, R. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: Spatial patterns and their temporal variations. *Fish. Oceanogr.* 15(4): 326-344. doi:10.1111/j.1365-2419.2006.00405.x.
- Jennings, M.D. 2000. Gap analysis : concepts , methods , and recent results. *Landsc. Ecol.* 5: 5-20.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, a N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, a, Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, a, Arnell, a P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y.N., Danks, F.S., MacSharry, B., y Kingston, N. 2014. Protected Planet Report 2014. *En Protected Planet Report*. doi:DEW/1233/CA.
- Kareiva, P., y Marvier, M. 2003. Conserving biodiversity coldspots. *Am. Sci.* 91: 344-351.

- Klein, C.J., Brown, C.J., Halpern, B.S., Segan, D.B., McGowan, J., Beger, M., y Watson, J.E.M. 2015. Shortfalls in the global protected area network at representing marine biodiversity. *Nat. Sci. Reports* 5(DECEMBER): 17539. Nature Publishing Group. doi:10.1038/srep17539.
- Lamb, R.W., y Johnson, D.W. 2010. Trophic restructuring of coral reef fish communities in a large Marine reserve. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408: 169-180. doi:10.3354/meps08509.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M., y Munro, G.R. 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.* 8(1 SUPPL.): 72-78. doi:10.1890/1051-0761(1998)8[S72:ITPPIF]2.0.CO;2.
- Legendre, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* 74(6): 1659-1673.
- Lembo, G., Silecchia, T., Carbonara, P., Acrivulis, A., y Spedicato, M.T. 1999. A geostatistical approach to the assessment of the spatial distribution of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the central-southern Tyrrhenian Sea. *Crustaceana*. Vol. 72, No. 9 (Dec., 1999), pp. 1093-1108.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airam, S., y Warner, R.R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 33-46. doi:10.3354/meps08029.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., y Bay, M. 2006. Coastal Seas. *Science* (80). 312(June): 1806-1809. doi:10.1126/science.1128035.
- Lucas, A.J., Guerrero, R.A., Mianzán, H.W., Acha, E.M., y Lasta, C.A. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65(3): 405-420. doi:10.1016/j.ecss.2005.06.015.
- Lucifora, L.O., García, V.B., Menni, R.C., y Worm, B. 2011. Spatial patterns in the diversity of sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyes) in the Southwest Atlantic. *Biodivers. Conserv.* 21(2): 407-419. doi:10.1007/s10531-011-0189-7.
- Mangel, M. 2000. On the fraction of habitat allocated to marine reserves. *Ecol. Lett.* 3(1): 15-22. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00104.x.
- Maravelias, C.D., Reid, D.G., Simmonds, E.J., y Haralabous, J. 1996. Spatial analysis and mapping of acoustic survey data in the presence of high local variability: geostatistical application to North Sea herring (*Clupea harengus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(7): 1497-1505. doi:10.1139/cjfas-53-7-1497.
- Maravelias, C.D., Tserpes, G., Pantazi, M., y Peristeraki, P. 2012. Habitat selection

- and temporal abundance fluctuations of demersal cartilaginous species in the Aegean sea (Eastern Mediterranean). *PLoS One* 7(4): 1-7. doi:10.1371/journal.pone.0035474.
- Martins, L., y Correa, I. 1996. Atlas. Morphology and sedimentology of the southwest Atlantic coastal zone and continental shelf from Cabo Frio (Brazil) to Península Valdés (Argentina). Porto Alegre, Brasil.
- Massa, A.M., Lucifora, L.O., y Hozbor, N.M. 2004. Condrictios de las regiones costeras bonaerense y uruguaya. En *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Los peces marinos de interes pesquero. Caracterizacion biologica y evaluacion del estado de explotacion*. Editado por S. RP y B. SI. p. 359.
- Maynou, F. 1998. The application of geostatistics in mapping and assessment of demersal resources. *Nephrops norvegicus* in the northwestern Mediterranean: a case study *. *Sci. Mar.* 62(Supl. 1): 117-133.
- McCullagh, P., y Nelder, J.A. 1989. *Generalised Linear Models*. St. Edmundsbury Press Limited, Suffolk, UK. En 2.a edición. St. Edmundsbury Press Limited, Suffolk, UK.
- Meaden, G.J., y Do Chi, T. 1996. *Geographical Information Systems – Applications to Marine Fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper No. 356. FAO, Rome, Italy. Roma.
- Menni, R., y López, H. 1984. Distributional patterns of Argentine marine fishes. *Physis* 42(103): 71-85. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Menni, R.C., y Gosztonyi, A.E. 1982. Benthic and Semidemersal Fish associations in the Argentine Sea. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 17(1): 1-29. doi:10.1080/01650528209360599.
- Menni, R.C., Jaureguizar, A.J., Stehmann, M.F.W., y Lucifora, L.O. 2010. Marine biodiversity at the community level: Zoogeography of sharks, skates, rays and chimaeras in the southwestern Atlantic. *Biodivers. Conserv.* 19(3): 775-796. doi:10.1007/s10531-009-9734-z.
- Mull, C.G., Lowe, C.G., y Young, K.A. 2010. Seasonal reproduction of female round stingrays (*Urobatis halleri*): Steroid hormone profiles and assessing reproductive state. *Gen. Comp. Endocrinol.* 166(2): 379-387. Elsevier Inc. doi:10.1016/j.ygcen.2009.12.009.
- Myers, R. a, Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P., y Peterson, C.H. 2007. Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science*. 315(2007): 1846-1850. doi:10.1126/science.1138657.
- Narvarte, M.A. 2003. Growth and survival of the tehuelche scallop *Aequipecten*

- tehuelchus* in culture. *Aquaculture* 216(1-4): 127-142. doi:10.1016/S0044-8486(02)00430-1.
- Northridge, S., y Smith, T. 1994. The use of a geographical information system in analyzing and representing catch and sightings data. *ICES C.M* 6: 17. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Ocampo, R.M. 2010. Evaluación pesquera integral de la merluza común (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) del golfo San Matías y efectos de la explotación de esta especie sobre otros componentes de la trama trófica. Dr. Tesis, Univ. Nac. Córdoba, Argentina: 2010.
- Ogden, J. 1997. Marine Managers Look Upstream for Connections. *Science*. 278: 1414.
- Ortega, L.A., Heupel, M.R., Beynen, P. Van, y Motta, P.J. 2009. Movement patterns and water quality preferences of juvenile bull sharks (*Carcharhinus leucas*) in a Florida estuary. *Environ. Biol. Fishes* 84(4): 361-373. doi:10.1007/s10641-009-9442-2.
- Palumbi, S.R. 2001. The ecology of marine protected areas. En *Marine Community Ecology*. Editado por M.E.H. M. D. Bertness, S. D. Gaines. pp. 509 – 530.
- Pelayo-villamil, P., Guisande, C., González-vilas, L., Carvajal-quintero, J.D., Jiménez-segura, L.F., García-roselló, E., Heine, J., González-dacosta, J., Manjarrés-hernández, A., Vaamonde, A., y Granado-lorencio, C. 2012. MODESTR: A software tool for studying of colombian aquatic ecosystems. 34(97): 225-239.
- Perier, M.R., Estalles, M., Coller, N.M., Suarez, M.N., Mora, G.J., y Di Giácomo, E.E. 2011. Chondrichthyans of the San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. Nueva Ser.* 13(2): 213-220.
- Perier, R., y Di Giácomo, E. 2002. El savorín *Seriolaella porosa* como un recurso estacional en el golfo San Matías, república Argentina. *Rev. Invest. Desarr. Pesq.* 15: 15-26.
- Petitgas, P. 2009. Geostatistics and Their Applications to Fisheries Survey Data: A History of Ideas, 1990–2007. En *Computers Fisheries Management*. Editado por E.M. B.A. Megrey. pp. 191-224. doi:10.1007/978-1-4020-8636-6.
- Powter, D.M., y Gladstone, W. 2008. Habitat preferences of Port Jackson sharks, *Heterodontus portusjacksoni*, in the coastal waters of Eastern Australia. *Proc. Linn. Soc. New South Wales* 129(Castro 1993): 151-165.
- Primack, R. 2010. *Essentials of conservation biology*. En 5ta. edición. Sinauer.
- Rivas, a L., y Beier, E.J. 1990. Temperature and salinity fields in the Northpatagonic Gulfs. *Oceanol. Acta* 13(1): 15-20.

- Rivoirard, J., Simmonds, J., y Foote, K.G. 2000. Geostatistics for Estimating Fish Abundance. En Transactions of the American Fisheries Society. doi:10.1577/1548-8659(2002)131<1004b:GFEFA>2.0.CO;2.
- Roberts, C.M. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. Science. 278(5342): 1454-1457. doi:10.1126/science.278.5342.1454.
- Rodrigues, A., Andelman, S., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T., Cowling, R., Fishpool, L.D., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgri, J.D., y Al., E. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. Nature 428(April): 9-12. doi:10.1038/nature02459.1.
- Rogers, S.I. 1992. Environmental factors affecting the distribution of sole (*Solea solea* (L.)) within a nursery area. Netherlands J. Sea Res. 29(1-3): 153-161. doi:10.1016/0077-7579(92)90016-8.
- Rossi, R.E., Mulla, D.J., Journel, A.G., y Franz, E.H. 1992. Geostatistical Tools for Modeling and Interpreting Ecological Spatial Dependence. Ecol. Monogr. 62(2): 277-314.
- Sala, E., Aburto-oropeza, O., Paredes, G., Parra, I., Barrera, J., y Dayton, P. 2002. A General Model for Designing Networks of Marine Reserves. Science (80). 298: 1991-1994. doi:10.1126/science.1075284.
- Sale, P.F., Cowen, R.K., Danilowicz, B.S., Jones, G.P., Kritzer, J.P., Lindeman, K.C., Planes, S., Polunin, N.V.C., Russ, G.R., Sadovy, Y.J., y Steneck, R.S. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. Trends Ecol. Evol. 20(2): 74-80. doi:10.1016/j.tree.2004.11.007.
- Sanchez, P. a, Ahamed, S., Carré, F., Hartemink, A.E., Hempel, J., Huising, J., Lagacherie, P., Mcbratney, A.B., Mckenzie, N.J., De, M., Mendonça-santos, L., Minasny, B., Montanarella, L., Okoth, P., Palm, C. a, Sachs, J.D., Shepherd, K.D., Vågen, T., Vanlauwe, B., Walsh, M.G., Winowiecki, L. a, y Zhang, G. 2009. Digital Soil Map of the World. Science (80). 325: 6-7. doi:10.1126/science.1175084.
- Savina, M., Condie, S.A., y Fulton, E.A. 2013. The Role of Pre-Existing Disturbances in the Effect of Marine Reserves on Coastal Ecosystems: A Modelling Approach. PLoS One 8(4): 1-9. doi:10.1371/journal.pone.0061207.
- Scasso, L.M.L., y Piola, A.. 1988. Intercambio neto de agua entre el mar y la atmósfera en el Golfo San Matías. Geoacta 15(1): 13-31. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R., White, W.T., y Dulvy, N.K. 2011. The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A

- synthesis. *Mar. Freshw. Res.* 62(6): 518-527. doi:10.1071/MF11086.
- Soulé, M.E., Sanjayan, M.A., Series, N., y Mar, N. 1998. Conservation Targets: Do They Help? *Science*. 279(5359): 2060-2061.
- Spalding, M., Meliane, I., Milam, A., Fitzgerald, C., y Hale, L. 2013. Protecting Marine Spaces: Global Targets and Changing Approaches. En *Coastal and Marine Spatial Planning*. pp. 213-248. Available a partir de <http://www.cmsp.noaa.gov/>.
- Stelzenmüller, V., Maynou, F., Ehrich, S., y Zauke, G.P. 2004. Spatial analysis of twaite shad, *Alosa fallax* (Lacepède, 1803), in the southern North Sea: Application of non-linear geostatistics as a tool to search for special areas of conservation. *Int. Rev. Hydrobiol.* 89(4): 337-351. doi:10.1002/iroh.200310718.
- Stevens, J., Bonfil, R., Dulvy, N., y Walker, P. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57(3): 476-494. doi:10.1006/jmsc.2000.0724.
- Stevenson, D.E., Orr, J.W., Hoff, G.R., y Mceachran, J.D. 2008. Emerging patterns of species richness, diversity, population density, and distribution in the skates (Rajidae) of Alaska. *Fish. Bull* 106: 24-39.
- Swain, D.P., y Benoît, H.P. 2006. Change in habitat associations and geographic distribution of thorny skate (*Amblyraja radiata*) in the southern Gulf of St Lawrence: Density-dependent habitat selection or response to environmental change? *Fish. Oceanogr.* 15(2): 166-182. doi:10.1111/j.1365-2419.2006.00357.x.
- Tittensor, D.P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H.K., Ricard, D., Berghe, E. Vanden, y Worm, B. 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466(7310): 1098-101. Nature Publishing Group. doi:10.1038/nature09329.
- Trathan, P., Sala, E., Merkl, A., Beumer, J., y Spalding, M. 2012. The MPA Math: How to Reach the 10 % Target for Global MPA Coverage. *MPA News* 13(5): 1-4.
- Ubeda, A.J., Simpfendorfer, C.A., y Heupel, M.R. 2009. Movements of bonnetheads, *Sphyrna tiburo*, as a response to salinity change in a Florida estuary. *Environ. Biol. Fishes* 84(3): 293-303. doi:10.1007/s10641-008-9436-5.
- Vaudo, J.J., y Heithaus, M.R. 2009. Spatiotemporal variability in a sandflat elasmobranch fauna in Shark Bay, Australia. *Mar. Biol.* 156(12): 2579-2590. doi:10.1007/s00227-009-1282-2.
- Vogler, R., Milessi, A.C., y Quiñones, R.A. 2008. Influence of environmental variables on the distribution of *Squatina guggenheim* (Chondrichthyes, Squatinidae) in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone. *Fish. Res.* 91(2-3): 212-221. doi:10.1016/j.fishres.2007.11.028.
- Warren, W.G. 1997. Changes in the within-survey spatio-temporal structure of the

- northern cod (*Gadus morhua*) population, 1985-1992. doi:10.1139/cjfas-54-S1-139.
- Webster, R., y Oliver, M.A. 2007. Geostatistics for Environmental Scientists. En 2.a edición. Wiley, Chichester. doi:10.1007/s11004-009-9221-9.
- Weeks, R., Alino, P.M., Atkinson, S., Beldia II, P., Binson, A., Campos, W.L., Djohani, R., Green, A.L., Hamilton, R., Horigue, V., Jumin, R., Kalim, K., Kasasiah, A., Kereseke, J., Klein, C., Laroya, L., Magupin, S., Masike, B., Mohan, C., Da Silva Pinto, R.M., Vave-Karamui, A., Villanoy, C., Welly, M., y White, A.T. 2014. Developing Marine Protected Area Networks in the Coral Triangle: Good Practices for Expanding the Coral Triangle Marine Protected Area System. *Coast. Manag.* 42(January 2015): 183-205. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- Wood, L.J., Fish, L., Laughren, J., y Pauly, D. 2008. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx* 42(03): 340-351. doi:10.1017/S003060530800046X.
- Yoklavich, M.M., y Connell, V.O. 2008. Twenty Years of Research on Demersal Communities Using the Delta Submersible in the Northeast Pacific. *Mar. Habitat Mapp. Technol. Alaska*: 143-155. doi:10.4027/mhmta.2008.10.

CAPÍTULO III

Análisis genético del cazón *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino.

INTRODUCCIÓN

La variación genética dentro de una población permite explorar la estructura demográfica y su historia evolutiva, de allí que cuando se pretende identificar las unidades a conservar, es fundamental la interpretación de las diferencias genéticas encontradas en el rango de distribución de una especie. Por ejemplo la falta de variación genética puede deberse a que una población haya sufrido recientemente una reducción dramática en su tamaño. Otro caso es el de la divergencia genética entre poblaciones, que indica la cantidad de flujo génico existente entre ellas y puede jugar un rol clave en el manejo y conservación de las especies (Allendorf y Luikart 2007).

Desde que se reconoció a la diversidad genética como el nivel basal de la biodiversidad (Convención Sobre la Diversidad Biológica, Río 1992), se ha desarrollado la genética de la conservación de manera exponencial y es común encontrar trabajos en los que se utilizan caracteres moleculares en la priorización de especies o poblaciones a conservar (Allendorf y Luikart 2007).

La información genética permite delinear unidades de conservación y provee un contexto evolutivo a partir del cual se podrán desarrollar estrategias y definir prioridades de conservación (King y Burke 1999, Pertoldi *et al.* 2007).

La Genética de la Conservación, trata de inferir eventos genéticos relevantes para el conocimiento y conservación de la diversidad, el conocimiento del tamaño efectivo de las poblaciones (número de individuos de una población ideal teórica en que la tasa de cambio por deriva fuera la misma que la observada en la población real), la depresión genética por endogamia o por exogamia, cuellos de botella, el

efecto de la fragmentación y el flujo genético dentro y entre las poblaciones y la reducción en la adecuación de las especies (Domínguez-Domínguez y Vázquez-Domínguez 2009). En esencia, la genética de la conservación pretende, no sólo identificar especies en peligro de extinción, sino además cuales fueron los eventos que han podido afectarlas y cómo revertirlos, pero sobre todo intenta aportar las bases para conservar tanto las especies, así como las unidades evolutivas dentro de ellas, que permiten inferir procesos evolutivos (Crandall *et al.* 2000, Moritz 2002, Pertoldi *et al.* 2007). Sin embargo, existe una controversia en el uso de la información genética para la identificación de "grupos operativos" en conservación, que se enmarca dentro de la viabilidad de las poblaciones a largo plazo, la identificación de unidades biológicas para su protección (Moritz 1994, Amato *et al.* 1995) y la identificación de las relaciones históricas entre poblaciones (Avise y Hamrick 1996, Vázquez – Domínguez 2002).

La Genética de la Conservación también utiliza métodos moleculares para intentar preservar y restablecer la biodiversidad (Sánchez 2012), focalizándose en el manejo genético de poblaciones pequeñas, en la resolución de situaciones taxonómicas dudosas y en la definición de unidades de manejo dentro del nivel de especie (Frankham *et al.* 2003). De este modo se ha introducido la genética, en la elaboración de decisiones de conservación, intentando preservar especies como entidades dinámicas capaces de enfrentarse a eventuales cambios ambientales (Frankham *et al.* 2003, DeSalle y Amato 2004). Teniendo en cuenta que Genética de la Conservación, se focaliza en especies amenazadas, es importante la implementación de un muestreo no invasivo y el requerimiento de un bajo número de muestras (DeSalle y Amato 2004).

Las unidades de manejo se definen como aquellas poblaciones que son demográficamente independientes, o sea que la dinámica poblacional y la tasa de crecimiento dependen más de las tasas de nacimiento y muerte que de la inmigración.

De este modo, la identificación de estas unidades, como por ejemplo los “stocks” de peces, en biología pesquera, son útiles para el manejo a corto plazo para delimitar áreas de pesca, establecer cuotas de capturas y monitorear el estado de las poblaciones y su hábitat (Allendorf y Luikart 2007). Cabe aclarar que en pesquerías se diferencia entre unidades de población estrictamente biológicas sinónimo de “stock” propiamente dicho y por otra parte el concepto de “stock pesquero”, que se refiere a la porción de una población de amplio rango de distribución, que es explotada por una pesquería en particular o en una zona geográfica determinada. La conservación a nivel infraespecífico identifica de manera precisa unidades de manejo que reflejen la importancia evolutiva de los linajes dentro de las especies y permite crear programas efectivos para la conservación de especies en riesgo (Awise y Hamrick 1996).

La identificación de unidades taxonómicas y poblaciones para su protección y manejo se ha tornado esencial para la conservación de la biodiversidad. Para la conservación de una especie es fundamental la identificación y protección de las poblaciones genéticamente diferentes, dado que su conservación ayuda a maximizar el potencial evolutivo y minimiza los riesgos de extinción (Hughes *et al.* 1997, Hilborn *et al.* 2003, Luck *et al.* 2003). Además, las poblaciones locales son generalmente consideradas las unidades funcionales de los ecosistemas y su identificación se vuelve necesaria, tanto para gestores, como para biólogos, con el propósito de desarrollar programas de manejo y monitoreo eficientes, que permitirán ordenar de forma efectiva las cuotas de captura, evitando eventos de sobrepesca (Allendorf y Luikart 2007).

Por otro lado, uno de los métodos desarrollados recientemente en genética de poblaciones para fines de conservación es la combinación de análisis filogeográficos y las aproximaciones estadísticas, que en conjunto permiten definir la estructura poblacional a lo largo de la distribución y la historia demográfica de las poblaciones (Manel *et al.* 2003, Storfer *et al.* 2007). A su vez, se han incorporado otras fuentes de información a la identificación de grupos operacionales para conservación, como lo es

la distribución espacial de la diversidad genética, datos taxonómicos y fenotípicos, datos biogeográficos, aspectos socioeconómicos y datos etológicos (Green 2005, Domínguez-Domínguez *et al.* 2007, 2008).

La Filogeografía se sustenta en la teoría de la coalescencia, que presupone que diferentes haplotipos de genes mitocondriales o nucleares coalescen en un ancestro común (Cruzan y Templeton 2000, Templeton 2004). De esta manera, las relaciones históricas entre linajes de genes son una función de los parámetros demográficos, que permiten el análisis matemático y estadístico formal de las genealogías de genes (Avice 2000). La utilización de diferentes marcadores complementarios permite descifrar la historia completa de los patrones genealógicos observados en las poblaciones naturales. Algunos aspectos fundamentales del estudio filogeográfico son: la unidad de estudio es el individuo, y más estrictamente, el haplotipo; se evalúan polimorfismos que son únicos –pues no se repiten– y definen claramente la filogenia de los mismos; utiliza árboles de genes, es decir, con base en haplotipos, y no árboles de especies (o taxones o áreas), con los que puede trazarse la filogenia matrilineal en el caso del ADN mitocondrial (haploide), así como las genealogías de genes nucleares (diploides); y se utilizan enfoques basados en los principios de coalescencia para evaluar formal y estadísticamente las predicciones filogeográficas (Sánchez 2012).

Los procesos de coalescencia en poblaciones naturales “garantizan” las conexiones filogenéticas entre genotipos dentro de una especie, a través de líneas verticales de descendencia. De esta forma, al mirar hacia atrás en el tiempo, los haplotipos de ADN mitocondrial o de cualquier gen nuclear, eventualmente coalescen en el ancestro común. El tiempo de coalescencia depende de procesos poblacionales, como fluctuación del tamaño poblacional, selección natural o variaciones en el flujo génico (Harding 1996).

Un “stock” es un grupo de organismos cuya trayectoria genética y demográfica es independiente de la de otros grupos (Waples 1998). Se entiende que un buen manejo es esencial para asegurar el uso sustentable de los recursos naturales y así mantener la productividad de los stocks (Musick y Bonfil 2005). Existen métodos directos e indirectos para poder identificar estos stocks y entre los últimos podemos mencionar a los de marcado y recaptura para saber los movimientos de diversas especies de tiburones (Kohler y Turner 2001). Sin embargo, estos métodos requieren un gran esfuerzo de logística, con intensos estudios que aportan pocos datos en el corto plazo y no son capaces de determinar si los inmigrantes de un stock van a sobrevivir y reproducirse (Waples 1998). Por otro lado los marcadores genéticos pueden ser un buen estimador indirecto de la contribución por migración y dispersión entre stocks (Waples 1998, Selkoe *et al.* 2008). La combinación de ambos métodos es lo más apropiado para determinar los patrones de conectividad genética y de estructura poblacional.

Varios estudios han demostrado las diferencias genéticas entre poblaciones marinas desde pequeñas a grandes extensiones geográficas (Laikre *et al.* 2005, Dudgeon *et al.* 2012). Entre los objetivos de los métodos genéticos aplicados a la ciencia pesquera podemos mencionar determinar el número de stocks y el nivel de diferencias genéticas dentro de un stock y de este modo ser manejado con el fin de preservar su resiliencia (Carvalho y Hauser 1994, Laikre *et al.* 2005).

La conectividad genética entre las poblaciones depende del número de migrantes y sólo se necesita un migrante por generación entre las mismas para homogeneizar la variación genética. Contrariamente, la conectividad demográfica entre poblaciones depende de la tasa de intercambio de migrantes. Los marcadores moleculares pueden registrar la ausencia de migración entre dos stocks genéticos, comprobando a su vez la separación demográfica entre los mismos. Por otro lado, cuando inclusive existen pequeñas migraciones entre los stocks los marcadores van a

demostrar esta conectividad, aunque la conectividad demográfica es más difícil de comprobar.

Los marcadores moleculares han sido usados para determinar la estructura de los stocks de peces durante los últimos 40 años (Utter 1991, Utter y Ryman 1993). La genética molecular ha logrado avances tecnológicos que permitieron mejorar la resolución de la conectividad genética entre las poblaciones. Diversos tipos de marcadores moleculares han sido desarrollados y utilizados para el manejo de pesquerías, pudiendo ser categorizados en aquellos de base proteica (aloenzimas) o los basados en el ADN. La electroforesis de aloenzimas fue la primera técnica usada para evaluar la estructura genética de los stocks de elasmobranquios (Heist *et al.* 1995, Ward y Gardner 1997). Luego se utilizaron las técnicas de DNA mitocondrial que utilizan fragmentos de longitud de restricción polimórfica (RFLP) (Heist *et al.* 1996a, 1996b, Ward y Gardner 1997). Estos dos tipos de marcadores (aloenzimas y RFLP) han sido usados para describir por ejemplo que *G. galeus* es una única especie mundial con diferencias genéticas entre las diferentes cuencas oceánicas (Ward y Gardner 1997).

Comparado con los marcadores mitocondriales, los microsatélites de ADN nuclear permiten niveles diferentes de resolución genética ya que se toman en cuenta mayor cantidad de puntos (regiones) independientes del genoma (Nielsen *et al.* 2009). A pesar de que la utilización de microsatélites posee una mayor resolución de diferenciación genética que los mitocondriales no se han hallado diferencias genéticas entre tiburones dentro de una misma cuenca (Dudgeon *et al.* 2012). Sin embargo, cualquier intento para estimar la estructura genética de especies marinas con elevada movilidad como los tiburones será un desafío para cualquier marcador molecular (Heist 2005). Este tipo de información resulta clave a la hora de determinar la estructura de los stocks de tiburones.

La variabilidad genética entre los tiburones es baja (Smith, 1986) de seis a ocho veces menor que la tasa mutacional mitocondrial de los mamíferos (Martin *et al.* 1992, Martin y Palumbi 1993). A pesar de esto, el uso de marcadores genéticos mitocondriales de la región control, con una elevada tasa mutacional de transmisión maternal (Awise 2004), han sido efectivos en identificar estructuras génicas entre poblaciones de tiburones (Pardini *et al.* 2001, Duncan *et al.* 2006).

Cuando los individuos de una misma especie se han dividido en múltiples stocks reproductivos las frecuencias alélicas de los marcadores genéticos neutrales divergen bajo deriva de tal modo que la varianza de las frecuencias genéticas reflejan la magnitud del aislamiento reproductivo entre los stocks. De este modo, las diferencias en la frecuencia génica entre individuos de áreas geográficas puede ser usada para estimar de manera indirecta el flujo génico y por ende su estructura génica (Heist 2005). Si bien el marcado revela movimientos de los individuos, la genética mide el flujo de genes durante varias generaciones y se utiliza, por ejemplo, para estudiar la fidelidad a las áreas de cría o distribución que a veces pueden solaparse con las de otras poblaciones (Heist 2005).

En general, los enfoques moleculares han sido muy útiles para determinar el patrón y el grado de división de las poblaciones de varias especies (Awise 2004, Bowen y Karl 2007, Lawson Handley y Perrin 2007, Rocha *et al.* 2008) y su conocimiento es fundamental para la administración del recurso, para evitar la sobreexplotación o la extinción localizada de una o más especies (Hueter *et al.* 2005).

Los estudios poblacionales en elasmobranchios pretenden inferir los procesos responsables de los patrones de diferenciación genética espacial e identificar stocks pesqueros que permitan una gestión eficiente de los recursos (Beheregaray 2008, Ovenden *et al.* 2011). Particularmente, las técnicas moleculares constituyen una herramienta para la identificación de especies, la determinación de la estructura y tamaño de la población facilitando así la gestión y el manejo de la pesca (Dudgeon *et*

al. 2012). Los análisis moleculares a su vez permiten evaluar y detectar si una determinada población está experimentando un evento demográfico de expansión o de contracción en el número de individuos. El cuello de botella genético y la migración masiva son algunos de los eventos demográficos de contracción que pueden conducir a una población hacia su extinción.

La filopatría reproductiva desafía los conceptos tradicionales de la estructura genética poblacional como diferencias genéticas entre regiones en ausencia de barreras físicas que impidan la circulación. La definición exacta es un tema de mucho debate, pero en este caso se conoce como el uso a largo plazo de las zonas de cría de hembras maduras para parir a través de múltiples ciclos de reproducción. Las hembras pueden volver a las áreas específicas de cría en cada ciclo, pero también pueden viajar grandes distancias para encontrar una pareja adecuada o para alimentarse (Allendorf y Luikart 2007).

La filopatría en los tiburones se ha estudiado en los últimos años mediante varias técnicas como el marcado y el seguimiento, la pesca comercial y los estudios genéticos (Hueter *et al.* 2005). Las especies de tiburones costeros se agregan generalmente para el apareamiento, el parto, y la maduración en áreas específicas (Simpfendorfer y Milward 1993, Heupel *et al.* 2007), generalmente cerca de la costa ya que son hábitats altamente productivos y proveen alimento a los juveniles. La filopatría puede afectar directamente el nivel de subdivisión de la población y la divergencia genética entre distintas regiones geográficas (Hueter *et al.* 2005) a lo largo de su distribución. En este sentido, es interesante destacar la importancia de las zonas de cría, con algún grado de filopatría, y el flujo de genes entre individuos de la misma población y entre poblaciones diferentes tiene implicaciones a escala espacial y debe ser tomada en cuenta para delinear las políticas de conservación y las estrategias de manejo.

La capacidad de dispersión, las condiciones ambientales y las estrategias de historia de vida son los factores principales que modelan la estructura genética de las poblaciones de peces marinos (Muñoz 2013). Así, especies con distribución continua como *Thunnus albacares*, *Katsuwonus pelamis* (Ely *et al.* 2005), *Hoplostethus atlanticus* (Varela *et al.* 2012), *I. oxyrinchus* (Schrey y Heist 2003), *R. typus* (Castro *et al.* 2007) y *S. acanthias* (Veríssimo *et al.* 2010) poseen una elevada conectividad genética a través de grandes superficies como cuencas oceánicas enteras. Ciertas especies tales como *Xiphias gladius* (Rosel y Block 1996) y *P. glauca* (Ovenden *et al.* 2009) exhiben esta elevada conectividad entre sus poblaciones. Por otro lado, especies menos móviles con distribución discontinua como *G. galeus* (Chabot y Allen 2009) y *S. lewini* (Duncan *et al.* 2006) poseen una gran diferencia intraespecífica a través de escalas espaciales similares. Estos hallazgos han demostrado el grado de conectividad genética en especies de peces marinos tanto teleósteos como tiburones y han puesto de relevancia el uso de métodos genéticos para entender los patrones de dispersión.

El cazón, *Galeorhinus galeus*, se distribuye en el Atlántico Sudoccidental y Oriental, en el Índico Occidental y Sudoccidental y en el Pacífico Oriental (Compagno 1984). A pesar de su amplia distribución no se lo ha clasificado como cosmopolita y debido a la elevada distancia geográfica entre las poblaciones, se sugirió subdividir a la especie en subespecies (Compagno 1984). Sin embargo, como resultado de los análisis realizados con aloenzimas y marcadores mitocondriales de RFLP (Ward y Gardner 1997) y de región control (Chabot y Allen 2009, Hernández *et al.* 2015) así como los de microsátelites (Chabot 2015) se la considera como una sola especie de distribución global, con poblaciones marginales, divergentes y aisladas.

En el Atlántico Sudoccidental (ASO), *G. galeus*, se distribuye sobre la plataforma continental, desde Rio Grande do Sul, Brasil (28° S) hasta el Golfo San Jorge, Argentina (47° S) (Cousseau y Perrotta 2000). Recientemente se amplió el

rango de distribución meridional para la especie en el ASO hasta la Península de San Julián, Argentina (49° 23' 15" S – 67° 39' 14" O) (Chiaramonte 2015).

OBJETIVO

Este capítulo tiene como objetivo analizar la estructura poblacional del cazón en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino, con el propósito de identificar potenciales stocks y mejorar las estrategias para su conservación en la Argentina.

HIPÓTESIS

Los ejemplares de cazón, *G. galeus* presentes en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino integran una sola población.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma de las muestras de tejido

Se obtuvieron 47 muestras de tejido, 37 de músculo y 10 de piel de aleta (Chabot y Allen 2009, Chabot y Nigenda 2011, Hernández *et al.* 2015) de cazón, que fueron preservadas en etanol, para su procesamiento. Las muestras fueron obtenidas en Punta Médano-Mar de Ajó, en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás y en el Golfo San Matías, todas ubicadas en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino (Figura 3.1, Tabla 3.1).



Figura 3.1. Distribución de *Galeorhinus galeus* en el Atlántico Sudoccidental (color ocre). Ubicación de las colectas y número de muestras obtenidas en el Mar Argentino (PM: Punta Médano-Mar de Ajó, SB: San Blás y GSM: Golfo San Matías).

Tabla 3.1. Muestras de tejido de *Galeorhinus galeus*.

N°	Sexo	Tejido	Localidad	Secuencia
1	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	Sí
2	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	Sí
3	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	Sí
4	Macho	Aleta	Bahía San Blás	Sí
5	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	Sí
6	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	No
7	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	No
8	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	No
9	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	No
10	Hembra	Aleta	Bahía San Blás	No
11	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	Sí
12	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	Sí
13	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	Sí
14	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	Sí
15	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	Sí
16	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
17	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
18	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
19	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
20	Macho	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
21	Hembra	Músculo	Pta. Médanos-Mar de Ajó	No
22	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
23	Macho	Músculo	Golfo San Matías	Sí
24	Macho	Músculo	Golfo San Matías	Sí
25	Macho	Músculo	Golfo San Matías	Sí
26	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
27	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
28	Macho	Músculo	Golfo San Matías	Sí
29	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
30	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
31	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
32	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
33	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	Sí
34	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	No
35	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
36	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	No
37	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	No
38	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No

Tabla 3.1. Continuación.

N°	Sexo	Tejido	Localidad	Secuencia
39	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
40	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
41	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
42	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
43	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
44	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
45	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
46	Macho	Músculo	Golfo San Matías	No
47	Hembra	Músculo	Golfo San Matías	No

Procedimientos de laboratorio relativo a la obtención y procesamiento del ADN

1) Extracción de ADN a partir de muestras de piel o músculo.

Los tejidos fueron conservados en tubos plásticos con etanol 90 %, posteriormente fueron llevados al laboratorio y colocadas en freezer a -20°C hasta el momento de la extracción de ADN. Este procedimiento consistió en:

1. Se cortaron fragmentos de 2 gramos de peso en trozos menores con el objeto de aumentar la eficiencia de la extracción.
2. Luego se colocaron en 1 ml de buffer TE, en un eppendorf de 1,5 ml y se los centrifugó a 1400 rpm por 5 min. Posteriormente se descartó el buffer por inversión.
3. Las células se resuspendieron en 300 µl de buffer de digestión con agregado de proteinasa K (150 µg/ml concentración final), incubadas durante 2 horas a 50°C y luego toda la noche a 37°C.
4. Se agregó un volumen igual (300 µl) de LiCl 5M, que fue mezclado por inversión del tubo durante 1 minuto y se agregaron 600 µl de mezcla SEVAG. Posteriormente fueron colocados en un agitador rotatorio durante 30 minutos, centrifugados a 14.000 rpm durante 15 minutos y el sobrenadante conteniendo el DNA fue volcado en otro tubo con solución.

5. Se agregaron 2 volúmenes de Etanol absoluto (600 μ l) y se agitó por inversión, para precipitar el DNA. Se centrifugó a 14.000 rpm, descartando el alcohol sobrenadante y lavando el pellet de DNA con Etanol 70%. Se repitió la centrifugación, se descartó el sobrenadante, se tapó con Parafilm perforado y secado al aire en bloque térmico.
6. Se resuspendió el DNA en 100-200 μ l de buffer TE y se guardó a 4°C hasta su primer uso, posteriormente se almacenó a - 20°C.

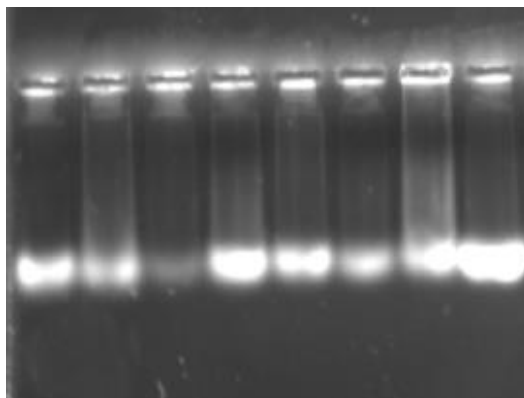


Figura 3.2. ADN extraído de muestras de tejido de *Galeorhinus galeus*.

2) Amplificación y secuenciación del ADN

Una vez obtenido el ADN (Figura 3.2) las extracciones fueron cuantificadas utilizando un espectrofotómetro (NanoDrop 2000, Thermo Scientific), luego se aplicaron diluciones en los casos en que necesario para alcanzar una concentración final de 10 ng/ μ l, en cada una de las muestras.

Para obtener múltiples copias (amplificación) del gen mitocondrial NADH2 se llevó a cabo la reacción en cadena de la polimerasa (PCR, “Polymerase Chain Reaction”) utilizando cebadores específicos para cazón según Farrell *et al.*, (2009) (Tabla 3.2). Los cebadores fueron preparados en alícuotas de 1/40 para PCR y 1/200 para secuenciar.

La reacción de PCR se llevó a cabo en un termociclador Biometra T3000, con un volumen de 20 μ l con las siguientes proporciones: buffer 2 μ l; dNTP 0,32 μ l; MgCl

0,6; de cada cebador 0,2 ul; Taq ADN polimerasa 0,1 ul y 2 ul de ADN. Las etapas de PCR incluyen la desnaturalización inicial a 94°C durante 5 minutos, seguida de 35 ciclos a 94°C / minuto, luego 56°C / minuto, después 72°C / minuto y por último a 72°C durante 7 minutos.

Tabla 3.2. Descripción del cebador utilizado en este capítulo.

Gen	Pb	Nombre	Cadena	Secuencia
mt NADH2	671	MUND2F1	Foward	5'-TGTGAATAGGCCTCGAAATCA-3'
		GGND2R	Reverse	5'-TCCTAAGGAAAGGAGAGTCAGTAA-3'

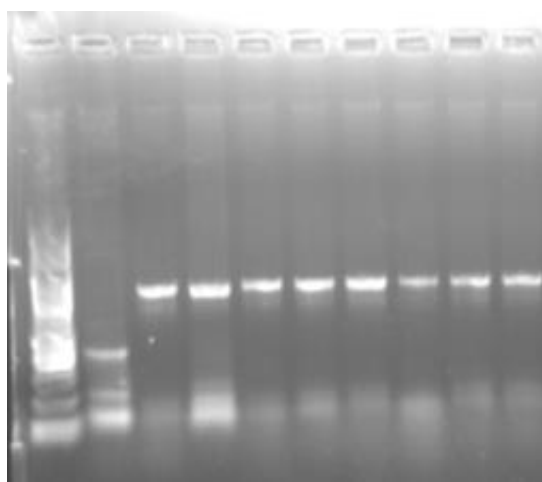


Figura 3.3. PCR del fragmento del gen mitocondrial NADH2 de 671 pares de bases.

Las amplificaciones obtenidas (Figura 3.3) en la PCR fueron purificadas por precipitación con etanol para su posterior secuenciación por electroforesis capilar en la Unidad Genómica del Instituto de Biotecnología del INTA (Hurlingham, Buenos Aires).

Análisis general de las secuencias obtenidas

De las 47 muestras colectadas (Tabla 3.1) se lograron amplificar 42, las cinco restantes fallaron en la extracción de ADN o porque no se logró amplificar el fragmento deseado (presencia de inhibidores, ADN exógenos, etc.). Del total de muestras amplificadas se descartaron 20 debido a que se obtuvieron electroferogramas defectuosos (cuando la determinación de las bases nitrogenadas es dudosa, al menos

en un 25% de la secuencia total). Las 22 secuencias restantes resultaron con una calidad entre aceptable y buena, fueron editadas manualmente y alineadas con el programa MEGA 7.0.14 (Tamura *et al.* 2011) y vueltas a editar.

A partir de la matriz total de secuencias se calculó la composición nucleotídica, expresada en porcentaje de cada una de las bases nitrogenadas (A, G, C y T); el número de haplotipos (cada variante de la secuencia encontrada: H) y el número de sitios segregantes o polimórficos: S). Estos cálculos se realizaron mediante el programa DnaSP v.5 (Librado y Rozas 2009).

La variabilidad genética del gen del NADH2 se estimó mediante los índices de diversidad nucleotídica (π) y de diversidad haplotípica (h) (Li *et al.* 2005). El primero de ellos representa el número de diferencias nucleotídicas por sitio de la secuencia entre dos secuencias elegidas al azar (Li *et al.* 2005), el segundo mide la probabilidad de que dos haplotipos elegidos al azar en una población sean diferentes. Este índice considera las frecuencias alélicas. Ambos índices se calcularon con el programa DnaSP v.5 (Librado y Rozas 2009).

Análisis estadístico y filogeográfico

Para el análisis poblacional, se testearon diferentes agrupamientos:

- A) Todos los individuos colectados fueron considerados como un solo grupo.
- B) Los individuos se dividieron en grupos según áreas geográficas y se analizaron diferentes tipos de parámetros.

Los índices de diversidad genética analizados incluyeron la riqueza de haplotipos (Hn), la diversidad haplotípica (Hd), la diversidad nucleotídica (TT) y el número de sitios polimórficos.

Para estimar los posibles eventos demográficos que actúan sobre las poblaciones se utilizarán diferentes Test estadísticos: T. de Tajima (DT) y la Prueba de Fu (FS), que estiman el nivel de polimorfismo en las secuencias de una población,

basándose en la Teoría Neutralista que implica tamaño constante en la población y apareamiento al azar (Kimura 1983). Ambos tests permiten analizar eventos de expansión o de contracción en la población. El primero está basado en el número de sitios segregantes y en las diferencias de a pares entre las distintas secuencias de la muestra. Ambos valores deberían ser los mismos bajo neutralidad mientras que el test de Fu relaciona la posibilidad entre las secuencias (Sánchez 2012).

Análisis filogeográfico

Los métodos a emplear consideran que las poblaciones son entidades dinámicas que experimentan cambios de tamaño, densidad y distribución a lo largo de su evolución. Todas ellas requieren como premisa que la selección no está actuando sobre las secuencias que deseamos analizar, esto es, que haya neutralidad. Las pruebas DT, D* y F* son más sensibles para detectar desvíos de la neutralidad y, las pruebas FS y R2 para detectar eventos de expansión poblacional.

El primer paso del análisis filogeográfico fue el establecimiento de las relaciones genealógicas entre los haplotipos. En segunda instancia se determinó cuáles fueron los factores históricos y geográficos que pudieron haber determinado la actual distribución de los mismos. Para ello, se usaron básicamente dos métodos, el método gráfico conocido como “redes de haplotipos” y el método estadístico basado en estadísticos descriptivos y parámetros demográficos, respectivamente.

La red de haplotipos se obtuvo mediante el programa TCS 1.21 (Clement et al. 2000) basado en parsimonia estadística. Para ello se organizan las secuencias en haplotipos y se calcula la frecuencia de cada uno de ellos respecto de la muestra total. Este método establece inicialmente el número máximo de diferencias entre los haplotipos, como resultado de sustituciones simples. A este número máximo se le asigna el 95% de confianza estadística y es llamado Límite de Parsimonia. Luego se empiezan a conectar aquellos haplotipos que difieren sólo en un cambio, después los

que difieren en dos, posteriormente los que difieren en tres y así sucesivamente hasta llegar al Límite de Parsimonia, que es cuando todos los haplotipos se encuentran unidos en una única red. Para poder completar la red, el programa incorpora haplotipos hipotéticos los cuales corresponden a variantes de la secuencia del gen analizado.

Las pruebas de expansión poblacional se pueden clasificar de la siguiente manera:

1) Pruebas basadas en la distribución de las frecuencias de las mutaciones (sitios segregantes).

Estos estadísticos pueden ser apropiados para distinguir el crecimiento poblacional de poblaciones con tamaño constante ya que se genera un exceso de mutaciones en las ramas externas de la genealogía (mutaciones recientes) y por lo tanto un exceso de singletons (sustituciones presentes en sólo una de las secuencias muestreadas) (Tajima 1989, Slatkin y Hudson 1991).

Dentro de esta categoría se implementaron las pruebas DT (Tajima 1989), D^* y F^* (Fu y Li 1993) y R_2 (Ramos-Onsins y Rozas 2002). Estos estadísticos se basan en la diferencia entre estimados alternativos del parámetro poblacional Theta (θ) = $2N\mu$, donde N es el número efectivo de copias del gen en la población (en el caso de analizar regiones del ADNmt se considera que es el número de hembras en la población) y μ es la tasa mutacional.

La Prueba DT (Tajima 1989) compara distintos estimadores del nivel de polimorfismo como θ y π (diversidad nucleotídica). Si la selección natural no está actuando sobre las secuencias en cuestión, se espera igualdad entre ambos estimadores y un valor de DT nulo. Una desviación de estos parámetro puede deberse a cambios en π , ya que puede cambiar si existe heterogeneidad en las tasas de mutación entre distintos sitios. Por lo tanto, desviaciones positivas o negativas del estadístico indican desvíos de la neutralidad. El resultado de DT tiende a ser negativo

cuando las poblaciones han atravesado una expansión poblacional o un cuello de botella muy severo (Depaulis et al. 2003), y positivo cuando la población presenta algún tipo de estructuración (apareamiento no aleatorio) o ha estado sujeta a un cuello de botella de efectos moderados.

La Prueba R2 (Ramos-Onsins y Rozas 2002) es una de las más poderosas para detectar crecimiento poblacional. Como se mencionó anteriormente, tanto esta prueba como la prueba DT de Tajima, se basan en la distribución de frecuencias de los sitios segregantes de un locus y resultan apropiadas para distinguir entre tamaño poblacional constante y crecimiento poblacional que genera un exceso de singletons. Entonces, esta prueba compara los valores observados y esperados de singletons para cada rama de la genealogía tras un cambio reciente y severo en el tamaño poblacional. En presencia de un evento de expansión poblacional pronunciado se espera que este valor sea significativamente bajo.

2) Pruebas basadas en la distribución de haplotipos.

Dado que las frecuencias haplotípicas pueden variar según el escenario demográfico, estas pruebas permiten detectar desviaciones de los supuestos demográficos del modelo neutral estándar.

En este caso se realizó la prueba FS (Fu 1997). Este estadístico, al igual que la prueba DT, se basa en un modelo de sitios infinitos sin recombinación y evalúa la probabilidad de que, en una muestra neutral al azar, se observe un número de alelos menor o similar que el valor observado dado un π (diversidad nucleotídica), tomado como un estimador del parámetro poblacional θ . La significancia de los dos estadísticos es testada por medio de la generación de muestras al azar bajo la hipótesis nula de neutralidad selectiva y equilibrio poblacional. Valores negativos de FS se corresponden con un exceso de singletons causado por un evento de expansión. El cálculo de las pruebas DT, D^* , F^* , FS y R2 se realizó utilizando el

programa DnaSP v. 5 (Librado y Rozas 2009).

3) Pruebas basadas en la distribución de las diferencias pareadas (o mismatch distribution).

Está demostrado que la expansión poblacional deja marcas particulares en la distribución de las diferencias pareadas entre secuencias (Slatkin y Hudson 1991, Rogers y Harpending 1992). Por lo tanto, los estadísticos que se basan en estas distribuciones permiten detectar posibles eventos demográficos. En este caso se analizó el índice r_g (Harpending et al. 1993). Valores bajos son esperados para una población en expansión.

Por último, se calculó la distribución de diferencias pareadas o “mismatch distribution” que refleja el número de diferencias observadas entre pares de haplotipos y, a partir de ella, se pueden estimar parámetros de expansión demográfica repentina basándose en una aproximación de cuadrados mínimos (Schneider y Excoffier 1999). Este método calcula la significancia de las diferencias observadas bajo la suposición que los datos se distribuyen según un modelo de expansión demográfica repentina. También se analizó el índice r_g que se basa en el mismo supuesto. Valores bajos son esperados para una población en expansión. Su significancia estadística y la de la distribución de las diferencias pareadas se realizó con el programa Arlequín 3.0. Las distribuciones pareadas se graficaron mediante el programa Dnasp v.5 (Librado y Rozas 2009).

Finalmente se llevó a cabo un análisis molecular de la varianza (AMOVA; Excoffier et al. 1992) en ARLEQUIN 3.5.2.2. Este análisis estima los componentes de la varianza y los valores de los estadísticos Φ se subdividen en tres niveles jerárquicos: entre grupos (Φ_{CT}), dentro de las poblaciones (Φ_{ST}), y la interacción de ambos (entre y dentro, Φ_{SC}) para todas las secuencias obtenidas para el gen mitocondrial NADH2. Para evaluar los efectos de subdivisión especial poblacional se

ejecutó un análisis jerárquico de AMOVA. De esta manera, se llevaron a cabo dos tipos de análisis espaciales para determinar la estructura poblacional del cazón en el sector norte del Mar Argentino: 1) Punta Médanos - Mar de Ajó, San Blás y Golfo San Matías; y 2) Buenos Aires y Río Negro. Cabe aclarar que el estadístico F puede tomar valores positivos o negativos, indicando estos últimos un exceso de heterozigosidad y deberían ser interpretados como cero en los análisis de AMOVA (Schneider et al. 2000).

RESULTADOS

Variabilidad de las secuencias obtenidas

Mediante el análisis de las secuencias de los 22 ejemplares, se determinó por primera vez la presencia de 4 haplotipos del gen mitocondrial NADH2 para *G. galeus* en el ASO. Se obtuvieron secuencias parciales cuya longitud fue de 404 pb, que fueron editadas y corregidas manualmente con el programa MEGA 7.0.14. Las secuencias alineadas por CLUSTAL W (Thompson et al., 1994) mostraron 3 mutaciones de punto o sitios polimórficos (ver Anexo) y todos los cambios detectados fueron transiciones del tipo Citosina-Timina (Tabla 3.3). La composición de bases nitrogenadas utilizando el programa Arlequín versión 3.5.2.2 (Excoffier et al., 2005) fue la siguiente: C= 29,23 %; T= 28,20 %; A= 31,68 %; G= 10,89 %. La Tabla 3.3 muestra los 4 haplotipos que se detectaron en las secuencias analizadas junto con sus frecuencias absolutas y relativas.

Tabla 3.3. Haplotipos identificados para *Galeorhinus galeus* en base al análisis de secuencias de ADNmt (NADH2). Las posiciones nucleotídicas muestran las diferencias entre los haplotipos descriptos. Los números (columnas 57, 132 y 195) hacen referencia al sitio del alineamiento en nuestro conjunto de datos de 404 pb.

Haplotipo	57	132	195	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa
GG1	C	T	T	15	68,18
GG2	T	T	T	4	18,18
GG3	C	T	C	2	9,09
GG4	T	C	T	1	4,55

En la Tabla 3.4 se indican las localidades de procedencia de los ejemplares, la cantidad de individuos por localidad y los haplotipos.

Tabla 3.4. Haplotipos registrados en cada localidad muestreada para *Galeorhinus galeus*.

Provincia	Localidad	N	Haplotipos (N° de individuos)
Buenos Aires	San Blás	5	GG1
Buenos Aires	Punta Médanos-Mar de Ajó	5	GG1 (4) y GG4 (1)
Río Negro	Golfo San Matías	12	GG1 (6), GG2 (4) y GG3 (2)

Se calcularon los índices de diversidad genética para la población total y para cada provincia. Los valores de diversidad nucleotídica variaron entre 0,00099, para el litoral bonaerense, a 0,00195 para Golfo San Matías. El mayor valor de diversidad haplotípica fue registrado en el Golfo San Matías (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Valores de diversidad genética de *Galeorhinus galeus*.

Grupo	N	S	Π	π (DE)	H	h	h (DE)
Población total	22	3	0,00156	0,00042	4	0,515	0,111
Litoral bonaerense	10	2	0,00099	0,00076	2	0,2	0,0154
Golfo San Matías	12	2	0,00195	0,00039	3	0,667	0,091

n = tamaño de la muestra; S = número de sitios polimórficos; Π = diversidad nucleotídica; π (DE)= Desviación estándar de la diversidad nucleotídica; H = número de haplotipos; h = diversidad haplotípica; h (DE)= desviación estándar de la diversidad haplotípica.

Distribución de las diferencias entre secuencias (mismatch)

La media de las diferencias pareadas (pairwise differences) entre las secuencias de los 22 individuos de cazón fue de 0,649351 +/- 0,522847. Las frecuencias se desviaron de los modelos esperados en el Litoral bonaerense y Golfo San Matías pero no así en la población total (Figs. 3.3, 3.4 y 3.5). En líneas generales la distribución aserrada observada en el Litoral bonaerense representa estadios de estabilidad poblacional demográfica y de rango de distribución.

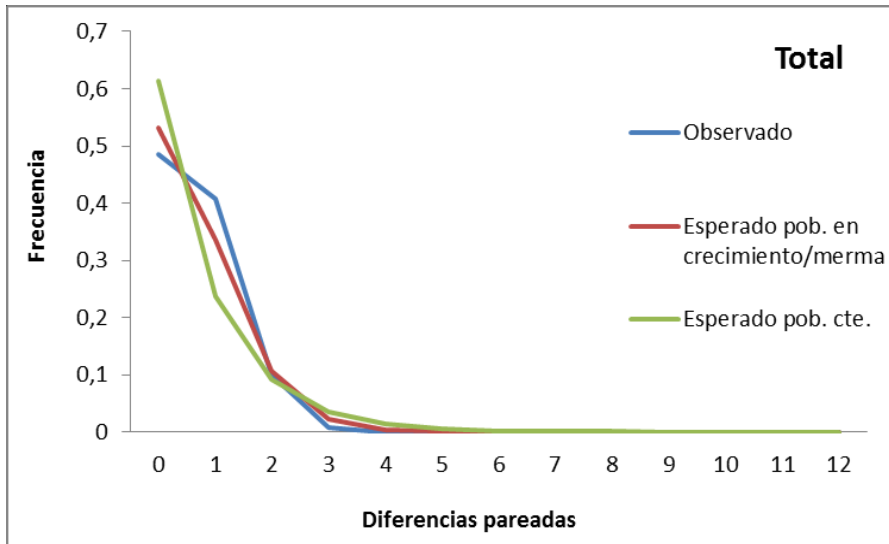


Figura 3.3. Representación gráfica de la distribución de las diferencias pareadas (Mismatch Distribution) para la población total.

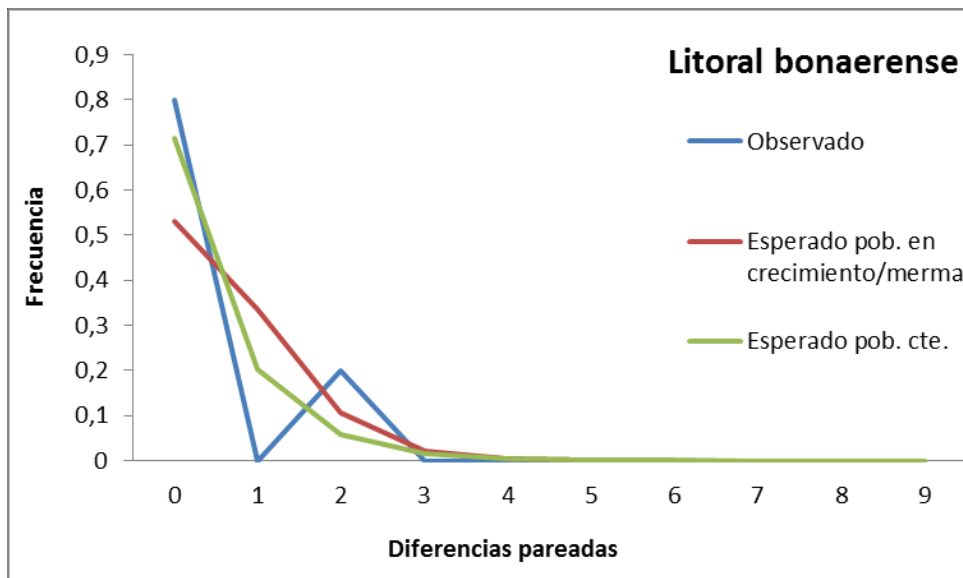


Figura 3.4. Representación gráfica de la distribución de las diferencias pareadas (Mismatch Distribution) para la población del Litoral bonaerense.

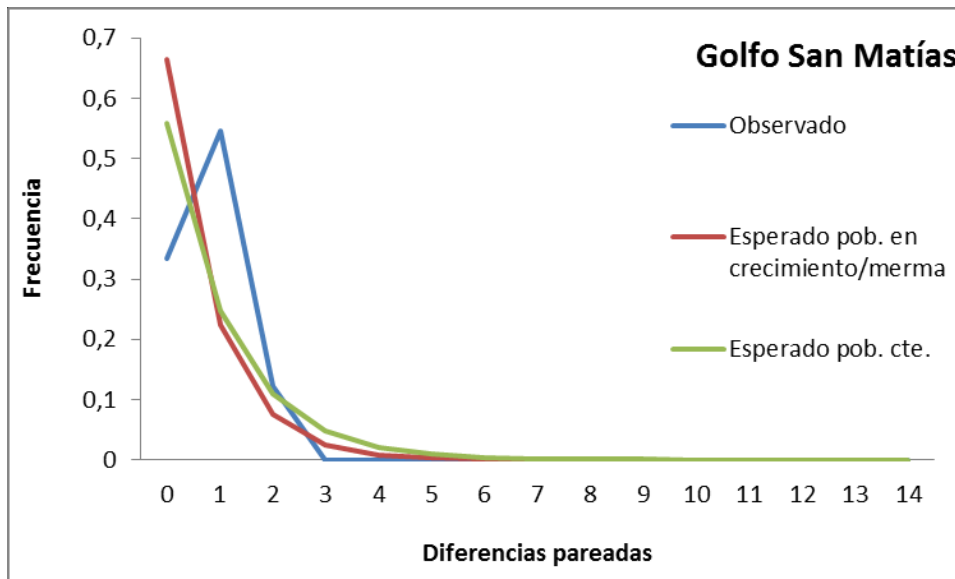


Figura 3.5. Representación gráfica de la distribución de las diferencias pareadas (Mismatch Distribution) para la población del Golfo San Matías.

En cuanto al análisis de la distribución de las diferencias pareadas (mismatch distribution) el haplogrupo del Golfo San Matías es el que mejor ajustó a la distribución esperada según el modelo (Tabla 3.6), resultando una gráfica de distribución con tendencia unimodal. Por otro lado, la población total resultó en valores mayores al esperado y p valores no significativos. Por lo tanto, y teniendo en cuenta los valores de p correspondientes a cada grupo, sólo el haplogrupo del Golfo San Matías puede ser explicado por el modelo de Expansión Demográfica y Espacial ($p\text{-SDE} > 0,05$). El valor del índice de r_g también demuestra la existencia de este proceso.

Tabla 3.6. Validación estadística de la distribución de diferencias pareadas (mismatch distribution) de cada uno de los haplogrupos, en base a un modelo de expansión poblacional. En la tabla se muestra la Suma de las Desviaciones Estándar (SDE) y su probabilidad asociada (p (SDE)), el valor del índice r_g y su probabilidad asociada (p (r_g)).

Población	SDE	p (SDE)	Rg	p (rg)
Total	0,0032	0,00	0,1038	100
Golfo San Matías	0,0366	0,12	0,2396	0,08

Tests de neutralidad

En la Tabla 3.7 se muestran los valores obtenidos en las pruebas de expansión poblacional y neutralidad. Los valores de DT, F*, D*, FS y R2 fueron no significativos en casi todos los grupos menos en Buenos Aires para Fs (valor de p marginal=0,042), demostrando que la selección natural no está actuando sobre las secuencias analizadas. Valores no significativos se observan en la prueba R2, donde la desviación de la neutralidad podría estar explicada por un proceso de contracción poblacional.

Tabla 3.7. Índices de neutralidad (DT, F* y D*) y expansión poblacional (FS y R2) de *Galeorhinus galeus*. Se consideró la población total y cada provincia por separado.

Grupo	DT	F*	D*	FS	R2
Población total	-0,60009	-0,32377	-0,15861	-0,951	0,1138
Litoral bonaerense	-1,40085	-1,71902	-1,58662	0,586*	0,3
Golfo San Matías	0,55418	0,97934	0,97295	0,21	0,1970

Red de haplotipos utilizando median-joining

La red median-joining muestra la relación entre los haplotipos (Fig. 3.6). El haplotipo GG1 se ubicó en la parte central de la red y estuvo presente en todas las tres localidades, sugiriendo que se trata del haplotipo ancestral.

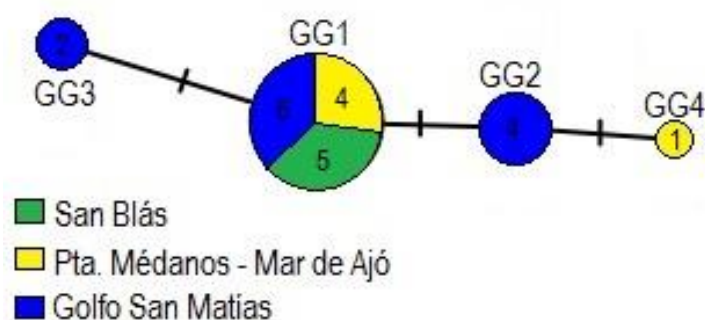


Figura 3.6. Red de haplotipos de *Galeorhinus galeus* utilizando el algoritmo median-joining. Cada círculo representa un haplotipo. La frecuencia se muestra en números dentro de cada círculo. Las barras verticales representan la cantidad de mutaciones entre los haplotipos.

Por otra parte, no se hallaron diferencias significativas en ningún nivel jerárquico analizado y el mayor porcentaje de variación se dio dentro de cada grupo

(Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Análisis de varianza molecular (AMOVA) para las tres localidades analizadas utilizando los datos obtenidos de NADH2.

Fuente de variación	GL	SC	CV	% de variación	F	p
Entre provincias	1	0,685	0,051	14,96	FCT: 0,14962	P=0,34
Entre poblaciones dentro de las provincias	1	0,2	-0,022	-6,59	FSC: -0,07748	P=1,00
Dentro de las poblaciones	19	5,933	0,312	91,63	FST: 0,08373	P=0,18
Total	21	6,818	0,341			

DISCUSIÓN

Comparaciones genéticas recientes entre poblaciones de cazón de diversas partes del mundo, EEUU, Argentina, Perú, Gran Bretaña, Sudáfrica y Australia (Chabot y Allen, 2009); Australia, Nueva Zelanda y Chile (Hernández *et al.*, 2015), sugieren un gran aislamiento poblacional y un bajo flujo génico pero no mencionan la existencia de una subespecie.

Diversas regiones del ADN mitocondrial han sido utilizadas para analizar la diversidad y estructura genética entre y dentro de las poblaciones de elasmobranchios (Martin *et al.* 1992, Heist *et al.* 1996a, 1996b, Keeney *et al.* 2005, Keeney y Heist 2006, Ahonen *et al.* 2009, Karl *et al.* 2011, Varela *et al.* 2012) y particularmente del cazón, *G. galeus*, (Chabot y Allen 2009, Chabot 2015, Hernández *et al.* 2015). Es interesante destacar que la mayoría de estas regiones se caracterizan por un baja diversidad haplotípica y nucleotídica y sólo el 2% de las posiciones nucleotídicas son variables (Muñoz 2013). Con respecto a estas posiciones se registró un porcentaje menor (0,7%) que lo señalado para otras poblaciones de cazón (Chabot y Allen 2009, Muñoz 2013), este resultado puede estar influenciado por el bajo número de secuencias analizadas en este trabajo.

La aplicación del concepto de stock ha sido un desafío para las evaluaciones pesqueras, debido a que los océanos han sido considerados como ambientes que carecen de barreras dispersivas (Waples 1998), sin embargo, patrones complejos en

la estructura genética demuestran lo contrario tanto en peces teleósteos (Ward y Elliott 2001) como en elasmobranquios (Dudgeon *et al.* 2012). En este sentido, se ha señalado que el Mar de Tasmania constituiría una barrera ambiental para el flujo génico entre diversas especies costeras de Australia y Nueva Zelanda (Ward y Elliott 2001). Con respecto a los elasmobranquios, los tiburones del Pacífico muestran diversos patrones de dispersión desde las poblaciones sin aislamiento como *S. lewini* (Duncan *et al.* 2006) y *C. limbatus* (Keeney y Heist 2006), hasta poblaciones totalmente separadas como las especies costeras, *Negraprion brevirostris* y *N. acutidens* (Schultz *et al.* 2008), *G. galeus* (Chabot y Allen 2009), y *S. zygaena* (Testerman *et al.* 2008).

Con respecto al cazón, la distancia entre las diferentes cuencas oceánicas y la temperatura son consideradas como las variables modeladoras que impiden el flujo genético entre las poblaciones con hembras filopátricas mediando en este flujo e influenciando en la diversidad genética (Chabot 2015). Sin embargo en este trabajo no se han determinado diferencias genéticas entre las distintas localidades analizadas, reafirmando lo propuesto por Menni y López (1984) donde el cazón fue señalado como integrante del ensamble de la “fauna mixta de la plataforma interna” y que se distribuye en el litoral bonaerense y en el GSM.

El cazón, es una especie migradora del ASO que ha sido explotada por las pesquerías costeras de Brasil, Uruguay y Argentina desde 1930 (Siccardi, 1950; Gosztanyi y Menni, 1978) y se ha señalado una probable sobreexplotación (Walker *et al.* 2006). Particularmente en Argentina se estableció una pesquería importante de cazón en el puerto de Quequén, durante la década del 80' y parte del 90', donde registró un colapso (Chiaromonte, 1998; 2015) y posteriormente desapareció. Por otra parte, también se detectó una merma en la disponibilidad del stock del Golfo Nuevo (Chubut) entre el 1995 y 2000 (Elías *et al.*, 2004). En la actualidad, en Argentina, la única pesca dirigida al cazón, es la deportiva. La población de *G. galeus* del ASO ha

sido clasificada como “Críticamente Amenazada” por la UICN, principalmente por la pérdida del 80% de su biomasa original (Walker *et al.* 2006), como consecuencia de la pesca no regulada. Por todo esto consideramos que la población del ASO ha sufrido procesos significativos de reducción poblacional de tipo cuello de botella, coincidiendo con los resultados obtenidos en este trabajo, que si bien son preliminares, probarían este evento. Consideramos que es necesario incrementar el número total de secuencias por localidad para aseverar este resultado.

En una metapoblación los individuos no se trasladan con frecuencia entre poblaciones separadas por barreras ambientales, que no ofrecen un sitio propicio para sus hábitos tróficos y reproductivos, pero conservan la genética de la especie, debido a los movimientos entre metapoblaciones intermedias (Allendorf y Luikart 2007). En este sentido, una comparación preliminar entre poblaciones de cazón de Argentina, Perú y Chile utilizando la región control del ADN mitocondrial sugiere la existencia de un solo grupo para el cono sur dado que comparten los mismos haplotipos y por ende un posible flujo de genes entre los océanos Pacífico y Atlántico (Chabot y Allen 2009, Muñoz 2013). Cabe aclarar la relevancia en términos de manejo y conservación que toman los estudios a escala regional para determinar y cuantificar el flujo de genes entre individuos de ambos océanos y corroborar la existencia de una metapoblación en el cono sur del continente americano.

Diversos estudios han utilizado la región control del AND mitocondrial para evaluar la estructura genética de especies de tiburones, demostrando las capacidades de dispersión entre las especies y los niveles de estructura genética entre los diferentes stocks (Pardini *et al.* 2001, Keeney *et al.* 2005, Stow *et al.* 2006, Duncan *et al.* 2006, Lewallen *et al.* 2007, Ahonen *et al.* 2009, Chabot y Allen 2009, Dudgeon *et al.* 2009, Benavides *et al.* 2011, Karl *et al.* 2011, 2012). En este sentido, las poblaciones separadas por cuencas oceánicas sin migración alguna, poseen estructuras poblacionales claras (Chabot y Allen 2009) como es el caso de los tiburones costeros *C.*

limbatus (Keeney y Heist 2006) y *S. lewini* (Duncan *et al.* 2006). En el primer caso se ha señalado a la temperatura del agua como la barrera ambiental que separa las poblaciones del O. Atlántico. En cambio *C. brachyurus* y *C. carcharias* no presentaron diferenciación genética entre los ejemplares de Australia y Nueva Zelanda (Pardini *et al.* 2001, Benavides *et al.* 2011).

Se ha detectado una subpoblación de merluza argentina en el GSM, distinta a la de la plataforma del Mar Argentino, mediante estudios pesqueros y biológicos (Di Giácomo *et al.* 1993, Ehrlich 1998, Sardella y Timi 2004).

En el caso del cazón, no hemos registrado una estructura genética diferente entre los ejemplares del GSM respecto de los provenientes del litoral bonaerense, coincidiendo con la ausencia de barreras ambientales (Menni y López 1984). De este modo, desde un punto de vista del manejo y la conservación de la especie, la explotación del cazón con fines comerciales y recreativos debería de realizarse como si se tratase de una sola población, es decir un solo stock.

Hernández *et al.* (2015) han detectado niveles elevados diversidad halotípica en las poblaciones de cazón ($h = 0,75$) de Australia y Nueva Zelanda, comparadas a las registradas para otros tiburones costeros como *S. griffini* ($h = 0,70$), *S. zygaena* ($h = 0,62$) y *C. taurus* ($h = 0,72$) (Ahonen *et al.* 2009), *C. leucas* ($h = 0,51$) (Karl *et al.* 2011) y *N. acutidens* ($h = 0,28$) (Schultz *et al.* 2008). Sin embargo, estos niveles son menores a los registrados para grandes tiburones oceánicos como *R. typus* (Castro *et al.* 2007) y *P. glauca* (Ovenden *et al.* 2009). Los valores de diversidad haplotípica hallados para los ejemplares de cazón del Mar Argentino ($h = 0,51$), fueron menores a los registrados para Australia y Nueva Zelanda. Otros niveles bajos de diversidad haplotípica y nucleotídica de ADN mitocondrial han sido registrados en otras especies de tiburones costeros como por ejemplo *C. limbatus* y *N. brevirostris*.

Se ha señalado la existencia de un solo stock panmítico para *G. galeus* en la región de Australasia, basada en resultados obtenidos durante más de años en

estudios de marcado y recaptura, que ha documentado la elevada tasa de migración a lo largo del Mar de Tasmania (Olsen 1954, Stanley 1988, Hurst *et al.* 1999, Walker *et al.* 1999, Francis 2010). Por otra parte se ha demostrado un elevado grado de intercambio de haplotipos entre las poblaciones de cazón de Australia y Nueva Zelanda, que nos lleva a la falta de estructuración poblacional, sin embargo se determinaron diferencias poblacionales entre Chile y Australasia (Hernández *et al.* 2015). En este trabajo se registraron 4 haplotipos, para el gen NADH2 para el sector norte del Mar Argentino, coincidiendo con el número encontrado para Chile, para la RC, pero mucho menor que en los 30 registrados para Australasia, también para la RC (Muñoz 2013).

En Australasia, una elevada diversidad haplotípica, una baja diversidad nucleotídica y una red de haplotipos en forma de estrella para la RC (ADNm) sugieren que el cazón experimentó una pérdida de variabilidad genética debido a la reducción del tamaño poblacional, con una posterior recuperación (Muñoz 2013). La baja diversidad tanto haplotípica, como nucleotídica hallada para el sector norte del Mar Argentino, sugieren también una pérdida de variabilidad genética, probablemente debido a la reducción en su población, pero el bajo número de haplotipos no distribuidos de forma estrellada, impiden afirmar que su población esté en expansión.

La sobrepesca y la degradación del hábitat son factores de estrés sobre las poblaciones que pueden reducir su capacidad reproductiva y por ende su tamaño, incrementando la fuerza de la deriva genética y la pérdida de variabilidad. Los test de Tajima D y Fu Fs fueron usados para investigar si las secuencias se ajustaban a un modelo neutral de evolución pero estos son a su vez sensibles a cambios en el tamaño poblacional. Los valores de DT, F*, D*, FS y R2 fueron no significativos en casi todos los grupos, excepto para Fs en el litoral bonaerense (valor de p marginal=0,042), demostrando que la selección natural no está actuando sobre las secuencias analizadas. Las pruebas R2 y FS son las más sensibles para poner a prueba el

tamaño poblacional constante vs. crecimiento poblacional, y se considera que es más conveniente utilizar R2 para poblaciones pequeñas y FS para poblaciones grandes (Ramos-Onsins y Rozas 2002, Ramírez-Soriano *et al.* 2008). En la prueba de R2 se registraron valores no significativos para el litoral bonaerense y el GSM, donde desviación de la neutralidad podría estar explicada por un proceso de contracción poblacional. Por otro lado, quizá el bajo número de individuos analizados, influya en los resultados obtenidos (R2 no significativo y FS significativo), ya que son test muy poderosos para detectar expansión poblacional.

Se ha sugerido desde hace varias décadas que *G. galeus* constituiría una sola población en el Atlántico Sudoccidental (De Buen 1950, Peres y Vooren 1991, Lucifora *et al.* 2004), aunque si bien no se ha demostrado aun de forma empírica, hay indicios recientes de la conectividad entre los individuos en base al macado de un ejemplar en el Golfo Nuevo (Argentina) y recapturado en aguas uruguayas (Jaureguizar com. pers.). Este hallazgo sumado a los resultados obtenidos en este trabajo sostienen la hipótesis de la existencia de una sólo población de cazón para el ASO.

CONCLUSIONES

- El cazón en el sector norte de su distribución en el Mar Argentino presenta cuatro haplotipos para la región codificante NADH2 siendo uno de ellos ancestral.
- Las diferencias genéticas estructurales son mayores dentro de cada localidad que entre localidades y sectores (Litoral Bonaerense y Golfo San Matías).
- El sector norte de la distribución del cazón en el Mar Argentino, no presentó diferencias genéticas estructurales sugiriendo la presencia una sola población.
- Los resultados obtenidos sugieren una pérdida de variabilidad genética poblacional probablemente ocasionada por la sobrepesca del cazón en el ASO.

ANEXO

Haplotipos completos de 404 pares de bases del gen mitocondrial NDH2 para el cazón *Galeorhinus galeus*.

#GG1

GGTGAATGAAGTCTAATTGAAATGCTTAATCCAACCTCTGCCACACTAACAACAATCG
CACTGTCCCTAAAAATTGGCCTCGCACCCCTTACACTTCTGACTCCCTGAAGTACTTCA
AGGCTTAGACCTAACTACAGGCCTCATCCTATCAACCTGACAAAACTAGCCCCCTTC
GCCATTCTACTTCAACTATATCCTCTCCTTAACCCTAATCTACTATTATCTCTCGGCAT
CCTCTCAACAATTGTAGGCGGATGAGGAGGACTTAACCAAACACAACACTACGAAAAATT
TTAGCTTACTCATCAATCGCAAACCTCGGATGAATAATTACAATCTTACATTATGCTCC
TAACCTAACCTACTTAACCTAATCTTGTATATTATTATAACACTTACAACCTT

#GG2

GGTGAATGAAGTCTAATTGAAATGCTTAATCCAACCTCTGCCACACTAACAACAATTG
CACTGTCCCTAAAAATTGGCCTCGCACCCCTTACACTTCTGACTCCCTGAAGTACTTCA
AGGCTTAGACCTAACTACAGGCCTCATCCTATCAACCTGACAAAACTAGCCCCCTTC
GCCATTCTACTTCAACTATATCCTCTCCTTAACCCTAATCTACTATTATCTCTCGGCAT
CCTCTCAACAATTGTAGGCGGATGAGGAGGACTTAACCAAACACAACACTACGAAAAATT
TTAGCTTACTCATCAATCGCAAACCTCGGATGAATAATTACAATCTTACATTATGCTCC
TAACCTAACCTACTTAACCTAATCTTGTATATTATTATAACACTTACAACCTT

#GG3

GGTGAATGAAGTCTAATTGAAATGCTTAATCCAACCTCTGCCACACTAACAACAATCG
CACTGTCCCTAAAAATTGGCCTCGCACCCCTTACACTTCTGACTCCCTGAAGTACTTCA
AGGCTTAGACCTAACTACAGGCCTCATCCTATCAACCTGACAAAACTAGCCCCCTTC
GCCATTCTACTTCAACTATACCCTCTCCTTAACCCTAATCTACTATTATCTCTCGGCAT
CCTCTCAACAATTGTAGGCGGATGAGGAGGACTTAACCAAACACAACACTACGAAAAATT
TTAGCTTACTCATCAATCGCAAACCTCGGATGAATAATTACAATCTTACATTATGCTCC
TAACCTAACCTACTTAACCTAATCTTGTATATTATTATAACACTTACAACCTT

#GG4

GGTGAATGAAGTCTAATTGAAATGCTTAATCCAACCTCTGCCACACTAACAACAATTG
CACTGTCCCTAAAAATTGGCCTCGCACCCCTTACACTTCTGACTCCCTGAAGTACTTCA
AGGCTTAGACCTAACACAGGCCTCATCCTATCAACCTGACAAAACTAGCCCCCTTC
GCCATTCTACTTCAACTATATCCTCTCCTTAACCCTAATCTACTATTATCTCTCGGCAT
CCTCTCAACAATTGTAGGCGGATGAGGAGGACTTAACCAAACACAACACTACGAAAAATT
TTAGCTTACTCATCAATCGCAAACCTCGGATGAATAATTACAATCTTACATTATGCTCC
TAACCTAACCTACTTAACCTAATCTTGTATATTATTATAACACTTACAACCTT

BIBLIOGRAFÍA

- Ahonen, H., Harcourt, R.G., y Stow, A.J. 2009. Nuclear and mitochondrial DNA reveals isolation of imperilled grey nurse shark populations (*Carcharias taurus*). *Mol. Ecol.* 18(21): 4409-4421. doi:10.1111/j.1365-294X.2009.04377.x.
- Allendorf, F.W., y Luikart, G. 2007. Conservation and the genetics of populations. En *Journal of Chemical Information and Modeling*. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Amato, G., Wharton, D., Zainuddin, Z.Z., y Powell, J.R. 1995. Assessment of Conservation Units for the Sumatran Rhinoceros (*Dicerorhinus sumatrensis*). *Zoo Biol.* 14(1995): 395-402. doi:10.1002/zoo.1430140502.
- Avise, J.C. 2000. *Phylogeography: the History and Formation of Species*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Avise, J.C. 2004. *Molecular Markers, Natural History, and Evolution*. Editado Por2. Sinauer. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Avise, J.C., y Hamrick, J.L. 1996. *Conservation genetics: case histories from nature*. Chapman y Hall, New York.
- Beheregaray, L.B. 2008. Twenty years of phylogeography: The state of the field and the challenges for the Southern Hemisphere. *Mol. Ecol.* 17(17): 3754-3774. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.03857.x.
- Benavides, M.T., Feldheim, K.A., Duffy, C.A., Wintner, S., Braccini, J.M., Boomer, J., Huvneers, C., Rogers, P., Mangel, J.C., Alfaro-Shigueto, J., Cartamil, D.P., y Chapman, D.D. 2011. Phylogeography of the copper shark (*Carcharhinus brachyurus*) in the southern hemisphere: Implications for the conservation of a coastal apex predator. *Mar. Freshw. Res.* 62(7): 861-869. doi:10.1071/MF10236.
- Bowen, B.W., y Karl, S.A. 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Mol. Ecol.* 16(23): 4886-4907. doi:10.1111/j.1365-294X.2007.03542.x.
- Brick Peres, M. 1989. Desenvolvimento sexual, ciclo reproductivo e fecundidade do caçaô-bico-de-cristal *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) no Rio Grande do Sul. Universidade, Rio Grande do Sul. BR. 1989. 66 p.
- De Buen, F. 1950. El tiburón vitamínico de la costa uruguaya, *Galeorhinus vitaminicus* nov. sp., y algunas consideraciones generales sobre su biología. En *Publicaciones Científicas*.
- Carvalho, G.R., y Hauser, L. 1994. Molecular genetics and the stock concept in fisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.* 4(3): 326-350. doi:10.1007/BF00042908.
- Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W., y Karl, S.A. 2007. Population genetic structure of Earth's largest

- fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Mol. Ecol.* 16(24): 5183-5192. doi:10.1111/j.1365-294X.2007.03597.x.
- Chabot, C.L. 2015. Microsatellite loci confirm a lack of population connectivity among globally distributed populations of the tope shark *Galeorhinus galeus* (Triakidae). *J. Fish Biol.* 87(2): 371-385. doi:10.1111/jfb.12727.
- Chabot, C.L., y Allen, L.G. 2009. Global population structure of the tope (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial control region sequence data. *Mol. Ecol.* 18(3): 545-552. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04047.x.
- Chabot, C.L., y Nigenda, S. 2011. Characterization of 13 microsatellite loci for the tope shark, *Galeorhinus galeus*, discovered with next-generation sequencing and their utility for eastern Pacific smooth-hound sharks (Mustelus). *Conserv. Genet. Resour.* 3(3): 553-555. doi:10.1007/s12686-011-9402-y.
- Chiaramonte, G.E. 2001. Biología y pesquería del tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 70.
- Chiaramonte, G.E. 2015. El cazón o tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus , 1758) (Pisces Elasmobranchii : Triakidae) en Argentina . Tesis presentada para optar al título. Universidad de Buenos Aires.
- Clement, M., Posada, D., y Crandall, K.A. 2000. TCS: A computer program to estimate gene genealogies. *Mol. Ecol.* 9(10): 1657-1659. doi:10.1046/j.1365-294X.2000.01020.x.
- Compagno, L.J. V. 1984. *FAO Species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes.* *FAO Fish. Synopsis* 4(125): 251-655. doi:10.1071/MF9920109.
- Cousseau, M., y Perrotta, R. 2000. *Peces Marinos de Argentina: Biología, Distribución, Pesca.* INIDEP, Mar del Plata.
- Crandall, K. a. K.A., Bininda-emonds, O.R.P.O.R.P., Mace, G.M.G.M., y Wayne, R.K.R.K. 2000. in *Conservation Biology.* *Science.* 15(7): 290-295. doi:10.1016/S0169-5347(00)01876-0.
- Cruzan, M.B., y Templeton, A.R. 2000. Paleogeography and coalescence: Phylogeographic analysis of hypotheses from the fossil record. *Trends Ecol. Evol.* 15(12): 491-496. doi:10.1016/S0169-5347(00)01998-4.
- Depaulis, F., Mousset, S., y Veuille, M. 2003. Power of Neutrality Tests to Detect Bottlenecks and Hitchhiking. *J. Mol. Evol.* 57(SUPPL. 1). doi:10.1007/s00239-003-0027-y.

- DeSalle, R., y Amato, G. 2004. The expansion of conservation genetics. *Nat. Rev. Genet.* 5(9): 702-12. doi:10.1038/nrg1425.
- Domínguez-Domínguez, O., Alda, F., de León, G.P.-P., García-Garitagoitia, J.L., y Doadrio, I. 2008. Evolutionary history of the endangered fish *Zoogoneticus quitzeoensis* (Bean, 1898) (Cyprinodontiformes: Goodeidae) using a sequential approach to phylogeography based on mitochondrial and nuclear DNA data. *BMC Evol. Biol.* 8(1): 161. doi:10.1186/1471-2148-8-161.
- Domínguez-Domínguez, O., Boto, L., Alda, F., Pérez-Ponce De León, G., y Doadrio, I. 2007. Human impacts on drainages of the Mesa Central, Mexico, and its genetic effects on an endangered fish, *Zoogoneticus quitzeoensis*. *Conserv. Biol.* 21(1): 168-180. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00608.x.
- Domínguez-Domínguez, O., y Vázquez-Domínguez, E. 2009. Filogeografía: Aplicaciones en taxonomía y conservación. *Anim. Biodivers. Conserv.* 32(1): 59-70.
- Dudgeon, C.L., Blower, D.C., Broderick, D., Giles, J.L., Holmes, B.J., Kashiwagi, T., Kruck, N.C., Morgan, J.A.T., Tillett, B.J., y Ovenden, J.R. 2012. A review of the application of molecular genetics for fisheries management and conservation of sharks and rays. *J. Fish Biol.* 80(5): 1789-1843. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03265.x.
- Dudgeon, C.L., Broderick, D., y Ovenden, J.R. 2009. IUCN classification zones concord with, but underestimate, the population genetic structure of the zebra shark *Stegostoma fasciatum* in the Indo-West Pacific. *Mol. Ecol.* 18(2): 248-261. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04025.x.
- Duncan, K.M., Martin, A.P., Bowen, B.W., y De Couet, H.G. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). *Mol. Ecol.* 15(8): 2239-2251. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.02933.x.
- Ehrlich, M. 1998. Áreas de desove y cría de merluza *Merluccius hubbsi* en el Golfo San Matías. Evidencias de un stock independiente al de plataforma. Informe Técnico INIDEP.
- Elías, I., Rodríguez, a, Hasan, E., Reyna, M. V, y Amoroso, R. 2004. Biological Observations of the Tope Shark, *Galeorhinus galeus*, in the Northern Patagonian Gulfs of Argentina. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 37(December 2004): 261-265. doi:10.2960/J.v35.m487.
- Ely, B., Viñas, J., Alvarado Bremer, J.R., Black, D., Lucas, L., Covello, K., Labrie, A. V, y Thelen, E. 2005. Consequences of the historical demography on the global population structure of two highly migratory cosmopolitan marine fishes: the

- yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and the skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). BMC Evol. Biol. 5: 19. doi:10.1186/1471-2148-5-19.
- Excoffier, L., Smouse, P.E., y Quattro, J.M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. Genetics 131(2): 479-491. doi:10.1007/s00424-009-0730-7.
- Farrell, E.D., Clarke, M.W., y Mariani, S. 2009. A simple genetic identification method for Northeast Atlantic smoothhound sharks (*Mustelus* spp.). ICES J. Mar. Sci. 66(3): 561-565. doi:10.1093/icesjms/fsn218.
- Francis, M.P. 2010. Movement of tagged rig and school shark among QMAs , and implications for stock management boundaries. New Zeal. Fish. Assess. Rep. 2010/3 1584(January): 1-24.
- Frankham, R., Ballou, J.D., y Briscoe, D.A. 2003. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press. doi:10.1017/S0016672304216913.
- Fu, Y.X. 1997. Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. Genetics 147(2): 915-925. doi:genetics.org//147/2/915.
- Fu, Y.X., y Li, W.H. 1993. Statistical tests of neutrality of mutations. Genetics 133(3): 693-709. doi:evolution.
- Di Giacomo, E.E., Calvo, J., Perier, M.R., y Morriconi, E. 1993. Spawning aggregations of *Merluccius hubbsi*, in Patagonian waters: evidence for a single stock? Fish. Res. 16(1): 9-16. doi:10.1016/0165-7836(93)90106-H.
- Gosztonyi, A.E., y Menni, R.C. 1978. Lista de especies capturadas en la segunda etapa y lances de pesca en los cuales aparecieron. : Contribución, 360:21-22.
- Green, D.M. 2005. Designatable units for status assessment of endangered species. Conserv. Biol. 19(6): 1813-1820. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00284.x.
- Harding, R. 1996. New phylogenies: an introductory look at the coalescent. En New uses for new phylogenies. Editado por M.S.J. y N.S. Harey P. H., Leigh Brown A. J. Oxford University Press, Nueva York, EUA. pp. 15-22.
- Harpending, H., Sherry, S., Rogers, A., y Stoneking, M. 1993. The genetic structure of ancient human populations. Curr. Anthropol. 34(4): 483-496. doi:10.1086/204195.
- Heist, E.J. 2005. Genetics: stock identification. En Management techniques for Elasmobranch. FAO Fisheries Technical Paper 474. Editado por R. Musick, J. A. y Bonfil. FAO, Rome, Italy. p. 2005.
- Heist, E.J., Graves, J.E., y Musick, J. a. 1995. Population genetics of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) in the Gulf of Mexico and Mid-Atlantic Bight.

- Copeia 1995(3): 555-562. doi:10.2307/1446752.
- Heist, E.J., Musick, J. a, y Graves, J.E. 1996a. Genetic population structure of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(3): 583-588. doi:10.1139/f95-245.
- Heist, E.J., Musick, J.A., y Graves, J.E. 1996b. Mitochondrial DNA diversity and divergence among sharpnose sharks, *Rhizoprionodon terraenovae*, from the Gulf of Mexico and Mid-Atlantic Bight. Fish. Bull. 94(4): 664-668.
- Hernández, S., Daley, R., Walker, T., Braccini, M., Varela, A., Francis, M.P., y Ritchie, P.A. 2015. Demographic history and the South Pacific dispersal barrier for school shark (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial DNA and microsatellite DNA mark. Fish. Res. 167: 132-142. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.fishres.2015.02.010.
- Heupel, M.R., Carlson, J.K., y Simpfendorfer, C.A. 2007. Shark nursery areas: Concepts, definition, characterization and assumptions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 337(Nmfs 2006): 287-297. doi:10.3354/meps337287.
- Hilborn, R., Quinn, T.P., Schindler, D.E., y Rogers, D.E. 2003. Biocomplexity and fisheries sustainability. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 100(11): 6564-6568. doi:10.1073/pnas.1037274100.
- Hueter, R.E., Heupel, M.R., Heist, E.J., y Keeney, D.B. 2005. Evidence of philopatry in sharks and implications for the management of shark fisheries. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 35(November 2004): 239-247. doi:10.2960/J.v35.m493.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., y Ehrlich, P.R. 1997. Population Diversity: Its Extent and Extinction Population Diversity. Science. 278: 689-692. doi:10.1126/science.278.5338.689.
- Hurst, R.J., Baglet, N.W., McGregor, G. a., y Francis, M.P. 1999. Movements of the New Zealand school shark, *Galeorhinus galeus*, from tag returns. New Zeal. J. Mar. Freshw. Res. 33(1): 29-48. doi:10.1080/00288330.1999.9516854.
- Karl, S.A., Castro, A.L.F., y Garla, R.C. 2012. Population genetics of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) in the western Atlantic. Mar. Biol. 159(3): 489-498. doi:10.1007/s00227-011-1828-y.
- Karl, S.A., Castro, A.L.F., Lopez, J.A., Charvet, P., y Burgess, G.H. 2011. Phylogeography and conservation of the bull shark (*Carcharhinus leucas*) inferred from mitochondrial and microsatellite DNA. Conserv. Genet. 12(2): 371-382. doi:10.1007/s10592-010-0145-1.
- Keeney, D.B., y Heist, E.J. 2006. Worldwide phylogeography of the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) inferred from mitochondrial DNA reveals isolation of

- western Atlantic populations coupled with recent Pacific dispersal. *Mol. Ecol.* 15(12): 3669-3679. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.03036.x.
- Keeney, D.B., Heupel, M.R., Hueter, R.E., y Heist, E.J. 2005. Microsatellite and mitochondrial DNA analyses of the genetic structure of blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) nurseries in the northwestern Atlantic, Gulf of Mexico, and Caribbean Sea. *Mol. Ecol.* 14(7): 1911-1923. doi:10.1111/j.1365-294X.2005.02549.x.
- Kimura, M. 1983. The neutral theory of molecular evolution. Cambridge University Press., New York.
- King, T., y Burke, T. 1999. Special Issue on Gene Conservation: Identification and Management of Genetic Diversity. *Mol. Ecol.* 8: 1-3.
- Kohler, N.E., y Turner, P.A. 2001. Shark tagging: A review of conventional methods and studies. *Environ. Biol. Fishes* 60(1-3): 191-223. doi:10.1023/A:1007679303082.
- Laikre, L., Palm, S., y Ryman, N. 2005. Genetic Population Structure of Fishes: Implications for Coastal Zone Management. *Ambio* Vol. 34, No. 2 34(2): 111-119. doi:10.1639/0044-7447(2005)034.
- Lawson Handley, L.J., y Perrin, N. 2007. Advances in our understanding of mammalian sex-biased dispersal. *Mol. Ecol.* 16(8): 1559-1578. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.03152.x.
- Lewallen, E.A., Anderson, T.W., y Bohonak, A.J. 2007. Genetic structure of leopard shark (*Triakis semifasciata*) populations in California waters. *Mar. Biol.* 152(3): 599-609. doi:10.1007/s00227-007-0714-0.
- Li, M., Wei, F., Goossens, B., Feng, Z., Tamate, H.B., Bruford, M.W., y Funk, S.M. 2005. Mitochondrial phylogeography and subspecific variation in the red panda (*Ailurus fulgens*): Implications for conservation. *Mol. Phylogenet. Evol.* 36(1): 78-89. doi:10.1016/j.ympev.2004.12.016.
- Librado, P., y Rozas, J. 2009. DnaSP v5: A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics* 25(11): 1451-1452. doi:10.1093/bioinformatics/btp187.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2004. Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina: Support for a single south western Atlantic population with synchronized migratory movements. *Environ. Biol. Fishes* 71(2): 199-209. doi:10.1007/s10641-004-0305-6.
- Luck, G.W., Daily, G.C., y Ehrlich, P.R. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 18(7): 331-336. doi:10.1016/S0169-5347(03)00100-9.

- Manel, S., Schwartz, M.K., Luikart, G., y Taberlet, P. 2003. Landscape genetics: Combining landscape ecology and population genetics. *Trends Ecol. Evol.* 18(4): 189-197. doi:10.1016/S0169-5347(03)00008-9.
- Martin, A.P., Naylor, G.J., y Palumbi, S.R. 1992. Rates of mitochondrial DNA evolution in sharks are slow compared with mammals. *Nature* 357(6374): 153-155. doi:10.1038/357153a0.
- Martin, A.P., y Palumbi, S.R. 1993. Protein Evolution in Different Cellular Environments : Cytochrome b in Sharks and Mammals '. 10(4): 873-891.
- Menni, R., y López, H. 1984. Distributional patterns of Argentine marine fishes. *Physis* 42(103): 71-85. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Moritz, C. 1994. Defining «evolutionarily significant units» for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 9(10): 373-375. doi:10.1016/0169-5347(94)90057-4.
- Moritz, C. 2002. Strategies to Protect Biological Diversity and the Evolutionary. *Syst. Biol.* 51(2): 238-254.
- Muñoz, S.I.H. 2013. Population genetics of the school shark (*Galeorhinus galeus*) in New Zealand, Australian and Chilean waters. : 169.
- Musick, J.A., y Bonfil, R. 2005. Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO. Fish. Tech. Pap.: 261. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- Nielsen, E.E., Hemmer-Hansen, J., Larsen, P.F., y Bekkevold, D. 2009. Population genomics of marine fishes: Identifying adaptive variation in space and time. *Mol. Ecol.* 18(15): 3128-3150. doi:10.1111/j.1365-294X.2009.04272.x.
- Olsen, A.M. 1954. The Biology, Migration, and Growth Rate of the School Shark, *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhanidae) in the South-eastern Australian Waters. *Mar. Freshw. Res.* 5(3): 353-410. doi:http://dx.doi.org/10.1071/MF9530095.
- Ovenden, J.R., Kashiwagi, T., Broderick, D., Giles, J., y Salini, J. 2009. The extent of population genetic subdivision differs among four co-distributed shark species in the Indo-Australian archipelago. *BMC Evol. Biol.* 9: 40. doi:10.1186/1471-2148-9-40.
- Ovenden, J.R., Morgan, J.A.T., Street, R., Tobin, A., Simpfendorfer, C., Macbeth, W., y Welch, D. 2011. Negligible evidence for regional genetic population structure for two shark species *Rhizoprionodon acutus* (Rüppell, 1837) and *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) with contrasting biology. *Mar. Biol.* 158(7): 1497-1509. doi:10.1007/s00227-011-1666-y.
- Pardini, A.T., Jones, C.S., Noble, L.R., Kreiser, B., Malcolm, H., Bruce, B.D., Stevens, J.D., Cliff, G., Scholl, M.C., Francis, M., Duffy, C.A., y Martin, A.P. 2001. Sex-

- biased dispersal of great white sharks. *Nature* 412(6843): 139-140. doi:10.1038/35084125.
- Peres, M., y Vooren, C. 1991. Sexual development, reproductive cycle, and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* off southern Brazil. *Fish. Bull.* 89: 655-667.
- Pertoldi, C., Bijlsma, R., y Loeschcke, V. 2007. Conservation genetics in a globally changing environment: Present problems, paradoxes and future challenges. *Biodivers. Conserv.* 16(14): 4147-4163. doi:10.1007/s10531-007-9212-4.
- Ramírez-Soriano, A., Ramos-Onsins, S.E., Rozas, J., Calafell, F., y Navarro, A. 2008. Statistical power analysis of neutrality tests under demographic expansions, contractions and bottlenecks with recombination. *Genetics* 179(1): 555-567. doi:10.1534/genetics.107.083006.
- Ramos-Onsins, S.E., y Rozas, J. 2002. Statistical properties of new neutrality tests against population growth. *Mol. Biol. Evol.* 19(12): 2092-2100. doi:10.1093/molbev/msl052.
- Rocha, L.A., Rocha, C.R., Robertson, D.R., y Bowen, B.W. 2008. Comparative phylogeography of Atlantic reef fishes indicates both origin and accumulation of diversity in the Caribbean. *BMC Evol. Biol.* 8: 157. doi:10.1186/1471-2148-8-157.
- Rogers, A.R., y Harpending, H. 1992. Population growth makes waves in the distribution of pairwise genetic differences. *Mol. Biol. Evol.* 9(3): 552-569. doi:10.1534/genetics.103.024182.
- Rosel, P.E., y Block, B. a. 1996. Mitochondrial control region variability and global population structure in the swordfish, *Xiphias gladius*. *Mar. Biol.* 125(1): 11-22. doi:10.1007/BF00350756.
- Sánchez, J. 2012. Variabilidad genética , distribución y estado de conservación de las poblaciones de Tortugas terrestres *Chelonoidis chilensis* (Testudines: Testudinidae) que habitan en la República Argentina. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 136 pp.
- Sardella, N.H., y Timi, J.T. 2004. Parasites of Argentine hake in the Argentine Sea: Population and infracommunity structure as evidence for host stock discrimination. *J. Fish Biol.* 65(6): 1472-1488. doi:10.1111/j.1095-8649.2004.00572.x.
- Schneider, S., y Excoffier, L. 1999. Estimation of past demographic parameters from the distribution of pairwise differences when the mutation rates vary among sites: Application to human mitochondrial DNA. *Genetics* 152(3): 1079-1089.
- Schneider, S., Roessli, D., y Excoffier, L. 2000. ARLEQUIN, Version 2.000. A Software for Population Genetics Data Analysis. Switzerland.
- Schrey, A.W., y Heist, E.J. 2003. Microsatellite analysis of population structure in the

- shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 670-675. doi:10.1139/f03-064.
- Schultz, J.K., Feldheim, K.A., Gruber, S.H., Ashley, M. V., McGovern, T.M., y Bowen, B.W. 2008. Global phylogeography and seascape genetics of the lemon sharks (genus *Negaprion*). Mol. Ecol. 17(24): 5336-5348. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04000.x.
- Selkoe, K.A., Henzler, C.M., y Gaines, S.D. 2008. Seascape genetics and the spatial ecology of marine populations. Fish Fish. 9(4): 363-377. doi:10.1111/j.1467-2979.2008.00300.x.
- Siccardi, E. 1950. El problema del tiburón en la economía pesquera e industrial. Prim. Congr. Nac. Pesq. Marítimas e Ind. Deriv. 2: 121–146.
- Simpfendorfer, C.A., y Milward, N.E. 1993. Utilisation of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphyrnidae. Environ. Biol. Fishes 37(4): 337-345. doi:10.1007/BF00005200.
- Slatkin, M., y Hudson, R.R. 1991. Pairwise comparisons of mitochondrial DNA sequences in stable and exponentially growing populations. Genetics 129(2): 555-562.
- Stanley, C.A. 1988. Tagging experiments on School shark (*Galeorhinus australis*) and Gummy shark (*Mustelus antarcticus*): recapture data for south-eastern Australian releases, 1942 to 1956.
- Storfer, a, Murphy, M. a, Evans, J.S., Goldberg, C.S., Robinson, S., Spear, S.F., Dezzani, R., Delmelle, E., Vierling, L., y Waits, L.P. 2007. Putting the «landscape» in landscape genetics. Heredity (Edinb). 98(3): 128-42. doi:10.1038/sj.hdy.6800917.
- Stow, A., Zenger, K., Briscoe, D., Gillings, M., Peddemors, V., Otway, N., y Harcourt, R. 2006. Isolation and genetic diversity of endangered grey nurse shark (*Carcharias taurus*) populations. Biol. Lett 2(October 2005): 308-311. doi:10.1098/rsbl.2006.0441.
- Tajima, F. 1989. The effect of change in population size on DNA polymorphism. Genetics 123(3): 597-601.
- Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G., Nei, M., y Kumar, S. 2011. MEGA5: Molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. Mol. Biol. Evol. 28(10): 2731-2739. doi:10.1093/molbev/msr121.
- Templeton, A.R. 2004. Statistical phylogeography: Methods of evaluating and minimizing inference errors. Mol. Ecol. 13(4): 789-809. doi:10.1046/j.1365-

294X.2003.02041.x.

- Testerman, C.B., Prodohl, P.A., y Shivji, M.S. 2008. Global Phylogeography of the Great (*Sphyrna mokarran*) and Smooth (*Sphyrna zygaena*) Hammerhead Sharks. En Oceanography Faculty Proceedings, Presentations Speeches, Lectures. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Utter, F. 1991. Biochemical genetics and fishery management: an historical perspective. J. Fish Biol. 39: 1-20. Available a partir de <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1095-8649.1991.tb05063.x/abstract>.
- Utter, F., y Ryman, N. 1993. Genetic markers and mixed stock fisheries. Fisheries 18(8): 11-21. doi:10.1577/1548-8446(1993)018<0011:GMAMSF>2.0.CO;2.
- Varela, A.I., Ritchie, P.A., y Smith, P.J. 2012. Low levels of global genetic differentiation and population expansion in the deep-sea teleost *Hoplostethus atlanticus* revealed by mitochondrial DNA sequences. Mar. Biol. 159(5): 1049-1060. doi:10.1007/s00227-012-1885-x.
- Vázquez – Domínguez, E. 2002. Phylogeography, historical patterns and conservation of natural areas. En Protected areas and the regional planning imperative in North America. Editado por J.L. y C.V. G. Nelson, J. C. Day, L. M. Sportza. pp. 369 – 378.
- Veríssimo, A., McDowell, J.R., y Graves, J.E. 2010. Global population structure of the spiny dogfish *Squalus acanthias*, a temperate shark with an antitropical distribution. Mol. Ecol. 19(8): 1651-1662. doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04598.x.
- Walker, T.I., Cavanagh, R.D., Stevens, J.D., Carlisle, A.B., Chiamonte, G.E., Domingo, A., Ebert, D.A., Mancusi, C.M., Massa, A., McCord, M., Morey, G., Paul, L.J., Serena, F., y Vooren, C.M. 2006. *Galeorhinus galeus*. En The IUCN Red List of Threatened Species. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Walker, T.I., Punt, A.E., Taylor, B.L., y Brown, L.P. 1999. Modelling school shark (*Galeorhinus galeus*) movement in the Southern Shark Fishery. Fish Movemnet Migr. (Prince 1991): 160-168.
- Waples, R.S. 1998. Separating the wheat from the chaff: Patterns of genetic differentiation in high gene flow species. J. Hered. 89(5): 438-450. doi:10.1093/jhered/89.5.438.
- Ward, R.D., y Elliott, N.G. 2001. Genetic population structure of species in the South East Fishery of Australia. Mar. Freshw. Res. 52(4): 563-573. doi:10.1071/MF99184.
- Ward, R.D., y Gardner, M.G. 1997. Stock structure and species identification of school and gummy sharks in Australasian waters.

CAPÍTULO IV

Utilización del marcado satelital como herramienta de conservación: comportamiento de buceo del cazón *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás (RNBSB), Provincia de Buenos Aires.

INTRODUCCIÓN

Los estudios de marcado en peces se remontan al siglo XVII con el marcado de juveniles del salmón *Salmo salar* para registrar el regreso del mar a los lugares de nacimiento en los ríos (McFarlane *et al.* 1990). Luego durante el s. XIX una amplia variedad y cantidad de especies comenzó a ser marcada usando marcas con números y colores o clips sujetos sobre las aletas. En 1894, el rango de estudios posibles de marcado en peces se expandió significativamente gracias a la aparición del disco de Petersen (Kohler y Turner 2001). Durante el inicio del siglo XX la cantidad de peces marcados creció de forma lenta hasta la década del 30' donde nuevos métodos de marcado permitieron incrementar la cantidad de individuos marcados nuevamente (Kohler y Turner 2001).

La técnica del marcado convencional permite identificar individualmente una gran cantidad de ejemplares, devolverlos a su ambiente natural para ser recapturados luego de un tiempo dado y obtener la información pertinente (Sims 2010). Esta técnica simple, conocida como captura-marcado-recaptura, ha sido usada ampliamente hasta el presente para conocer las características de dispersión de las poblaciones, migraciones regionales así como para poder estimar la abundancia poblacional (Sims 2010).

Antes del advenimiento de los dispositivos electrónicos capaces de registrar los movimientos espaciales de los individuos, los estudios del comportamiento de tiburones en estado salvaje estaba limitado a las breves descripciones que podían

aportar buzos u observadores a bordo de veleros (Sims 2010). Recién cuando se lograron desarrollar dispositivos electrónicos que pudieran ser colocados sobre los animales se logró monitorear en detalle, por un mayor período de tiempo, los movimientos y el comportamiento de los tiburones en su ambiente natural (Sims 2010).

El marcado satelital ha mejorado la medición del *home-range*, del uso del hábitat, de los movimientos verticales y horizontales de diversas especies de vertebrados marinos a partir de la década del 80' (Campagna *et al.* 2007). Esta información es clave para los gestores (Hammerschlag *et al.*, 2011) a la hora de tomar decisiones basadas en un manejo ecosistémico (Lam y Tsontos 2011) y tienen numerosas aplicaciones, entre otras, ampliar las fronteras de parques marinos, reducir el *bycatch* (Maxwell *et al.* 2011), comparar la eficacia de áreas marinas con diferentes niveles de protección (Zbinden *et al.* 2007) o identificar áreas clave de interacción con pesquerías (James *et al.* 2005). Actualmente en nuestro país, varias especies de aves y mamíferos marinos están siendo monitoreadas por medio de telemetría satelital en el sector patagónico y áreas de influencia, con el propósito de obtener información a aplicarse en estrategias de conservación (Campagna *et al.* 2007).

Esta tecnología permite obtener datos de los individuos marcados, utilizando instrumentos que envían señales a un sistema de satélites, sin depender de la recaptura de los individuos (Latour 2005). De esto modo, se analizan los movimientos migratorios en condiciones naturales, complementados con datos de factores ambientales (profundidad, temperatura del agua, salinidad, clorofila, oxígeno disuelto, entre otros) que permiten interpretar los patrones de distribución y señalar las características de los hábitat frecuentados por las especies analizadas (Latour, 2005 Campagna *et al.* 2007). Se pueden inferir distribuciones aplicables a una especie a partir de los datos obtenidos de unos pocos individuos marcados, que ofrecen una foto real de la historia natural de esos individuos en el período estudiado. En general estos datos poseen la suficiente consistencia interna como para permitir la identificación de

variables determinantes de la selección de ambientes, que se espera sean aplicables a todos o a la mayoría de los individuos (Campagna *et al.* 2007).

El primer intento de análisis con telemetría satelital en tiburones fue realizado por Priede (1984), posteriormente otros lo siguieron y se ha incrementado notablemente en la última década, permitiendo describir en detalle los patrones migratorios y el comportamiento de buceo de varias especies (Hammerschlag *et al.* 2011, Papastamatiou y Lowe 2012). Este tipo de tecnología se diseñó inicialmente para tiburones pelágicos de gran tamaño como el peregrino (*Cetorhinus maximus*) (Sims *et al.* 2003), el mako (*Isurus oxyrinchus*) (Sepulveda *et al.* 2004), el zorro ojón (*Alopias superciliosus*) (Weng y Block 2004), el blanco (*Carcharodon carcharias*) (Bonfil *et al.* 2005), el ballena (*Rhincodon typus*) (Graham *et al.* 2006), el sardinero (*Lamna nasus*) (Pade *et al.* 2009), el azul (*Prionace glauca*) (Queiroz *et al.* 2010, Stevens *et al.* 2010), el zorro (*Alopias vulpinus*) (Stevens *et al.* 2010, Cartamil *et al.* 2011), el toro (*Carcharhinus leucas*) (Carlson *et al.* 2010) y el martilo (*Sphyrna lewini*) (Jorgensen *et al.* 2009). Posteriormente comenzó a utilizarse en tiburones de menor tamaño y costeros como el de arrecife (*Carcharhinus perezii*) (Chapman *et al.* 2007), el brasilero (*Carcharhinus plumbeus*) (Conrath y Musick 2008) y el espinillo (*Squalus acanthias*) (Sulikowski *et al.* 2010).

Se han descrito diversas modalidades de natación entre ellas la de movimiento oscilatorio, denominado “buceo de yo-yo”, a este tipo de natación se le atribuyen diferentes funciones para los tiburones, tales como forrajeo óptimo de la columna de agua (Nakamura *et al.* 2011), la termoregulación (Holland *et al.* 1990, Klimley *et al.* 2002), la natación eficiente en términos energéticos (Johnson *et al.* 1994, Donley *et al.* 2007) y la navegación usando magnetorecepción o percepción, para ubicación espacial, en diferentes masas de agua (Klimley 1993, Klimley *et al.* 2002, Meyer *et al.* 2005). Estas funciones no son mutuamente excluyentes y el buceo en “yo-yo” podría colaborar en la interpretación de diversos tipos de información, como por

ejemplo detectar el fondo del mar, la presencia de presas mediante pistas olfativas y la orientación espacial utilizando los astros o el campo magnético terrestre (Bruce *et al.* 2006, Klimley *et al.* 2002). Los movimientos verticales son un aspecto importante del uso de hábitat de los tiburones, sin embargo esta información es desconocida para la mayoría de las especies y por lo tanto no se incluye en los planes de manejo (Speed *et al.* 2010), ni es considerada en el diseño de las estrategias de conservación.

El cazón, *Galeorhinus galeus*, es una especie costera (Speed *et al.* 2010) y en el Atlántico Sudoccidental (ASO) se distribuye desde Brasil (28°S) (Brick Peres 1989) hasta Argentina (48°S) (Chiaramonte 2001). Se ha propuesto que esta especie realiza migraciones desde el sur de Brasil hasta el norte de la Patagonia durante la primavera, determinando que en las costas de Argentina, Uruguay y Brasil existiría una sola población (Peres y Vooren 1991, Walker 1999, Lucifora *et al.* 2004). En la Argentina los golfos y bahías cerradas del Norte de la Patagonia son consideradas como las principales áreas de reproducción de la especie, debido al elevado número de individuos que se congregan durante la primavera y el verano (Elías *et al.* 2004, Lucifora *et al.* 2004, Walker 1999). Un análisis basado en entrevistas con pescadores permitió identificar a las bahías internas de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás (RNBSB), como una de las principales áreas de puesta para el stock del cazón en el ASO (Walker 1999). Dentro de Bahía San Blás, particularmente en Bahía Anegada, se registró la ocurrencia de hembras con embriones, sugiriendo que el parto puede darse en aguas del norte de la Patagonia durante el final de la primavera y el verano (Lucifora *et al.* 2004). Estas áreas sensibles, son clave para la conservación de las poblaciones de cazón, en el caso particular de la RNBSB, se ha elaborado el plan de manejo del área contemplando a esta especie, sin embargo no ha sido implementado hasta la fecha (Chiaramonte, com. pers.).

En este capítulo se describirá, de manera detallada, el comportamiento de buceo y uso de hábitat del cazón *G. galeus* en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía *San Blás*.

OBJETIVOS

- Describir los movimientos verticales de buceo del cazón *G. galeus* durante el mes de noviembre, en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía *San Blás*.
- Identificar las preferencias de profundidad y temperatura durante el día y la noche.
- Registrar las velocidades de buceo y la altura máxima de los buceos verticales en diferentes momentos del día.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía *San Blás* (RNBSB, Ley 12.788/01) se ubica al sur de la Provincia de Buenos Aires (39°54' a 40°36' S, 61°50' a 62°30' W) (Fig. 4,1) con pequeños riachos interiores, canales naturales, pequeñas islas y repleta de bancos de arena en la zona norte. Bahía Anegada y Bahía Unión se ubican dentro de la RNBSB, son ambiente someros, con profundidades menores a 2 m en marea baja, donde las islas y los bancos se conectan por canales interiores, con profundidades medias entre 10 y 15 m, que en algunas oportunidades pueden alcanzar 24 m (Lucifora 2003). La RNBSB está muy influenciada por la descarga de aguas ricas en nutrientes provenientes del Río Colorado, al norte y del Río Negro, al sur (Guerrero 1998). Debido a la cantidad de alimento disponible y tratarse de un área libre de predadores, hacen de la RNBSB una importante zona de desove y cría para los primeros estadios de vida de varios peces óseos (Macchi y Acha 1998) y cartilagosos (Lucifora, 2003, Lucifora *et al.* 2004).

En el sector sur de la RNBSB se ubica la localidad de *San Blás*, principal destino de los pescadores deportivos del país, que ejercen una elevada presión pesquera (45.720 horas por temporada) entre octubre y abril (Llompart 2011). La temporada de pesca de tiburón se inicia a principios de la primavera (Octubre) y termina con el inicio del otoño (Abril), coincidiendo con el tiempo de permanencia de los tiburones dentro de la RNBSB (Lucifora 2003). En general se trata de tiburones costeros y de tamaño medio (cazón *G. galeus*) a grande (gatopardo *Notorynchus cepedianus*, escalandrún *Carcharias taurus*, y bacota *Carcharhinus brachyurus*).

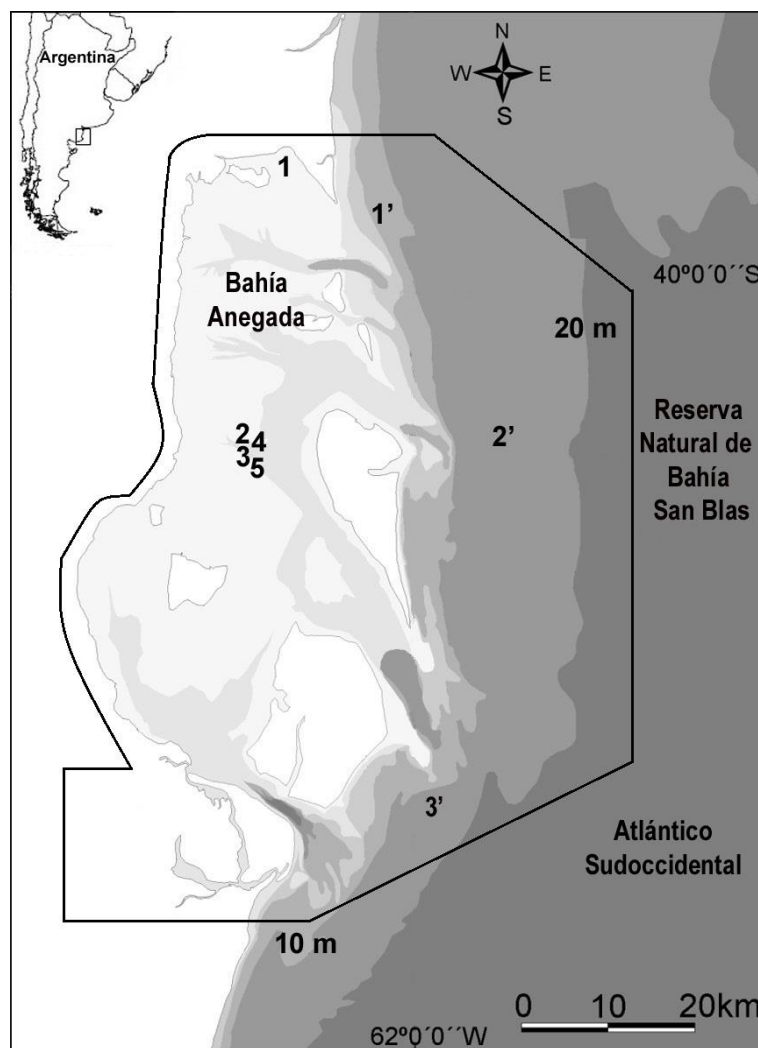


Figura 4.1. *Galeorhinus galeus*. Área de estudio, Reserva Natural de Uso Múltiple de Bahía San Blás, Provincia de Buenos Aires. 1, 2, 3, 4 y 5 sitio de marcado y 1', 2' y 3' sitios de liberación.
Marcado

Se colectaron y marcaron cinco ejemplares de *G. galeus* en la RNBSB en noviembre de 2011 y 2012, cuatro en Bahía Anegada y el quinto en Bahía Unión (Fig. 4.1). Los cazones fueron capturados utilizando una embarcación neumática de 4 m de eslora y motor fuera de borda de 40 HP y con el apoyo logístico de pescadores deportivos locales, mediante cañas, con anzuelos sin barba y cebados con caballa (*Scomber scombrus*) y saraca (*Brevoortia aurea*). Una vez capturados, se removieron los anzuelos y los ejemplares fueron identificados, medidos (LT cm), sexados y marcados (Tabla 4.1). Se constató la recuperación exitosa de los ejemplares capturados con el nado vigoroso de los mismos al introducirlos en el agua en su totalidad y sujetarlos por la aleta caudal con ambas manos para su posterior liberación. Los sitios de marcado y la profundidad fueron registrados mediante una ecosonda GARMIN modelo Echo-200.

Tabla 4.1. *Galeorhinus galeus*. Talla, peso y sexo de los ejemplares marcados.

Ejemplar N°	Sexo	Largo total (cm)	Masa corporal estimada (kg)
1	Hembra	140	13,647
2	Hembra	140	13,647
3	Hembra	136	12,125
4	Hembra	122	7,784
5	Hembra	140	13,647

Todos los cazones fueron marcados con un archivador de transmisión satelital modelo MK10 (www.wildlifecomputers.com) (Figura 4.2). En los primeros tres ejemplares, la marca se colocó en el lado izquierdo debajo de la base de la aleta dorsal, anclada con un dardo de polímero (35x14x16 mm). Los otros dos cazones fueron marcados usando una caravana de cabra como apoyo de anclaje de la marca y colocada en el borde anterior de la aleta dorsal (Fig. 4.3). Las marcas, estaban conectadas al anclaje por medio de un cable de acero recubierto con una vaina plástica para su protección, el cable posee una guillotina de seguridad en caso de que

se supere la profundidad de 1.800 m, para evitar que el dispositivo se destruya por la presión.

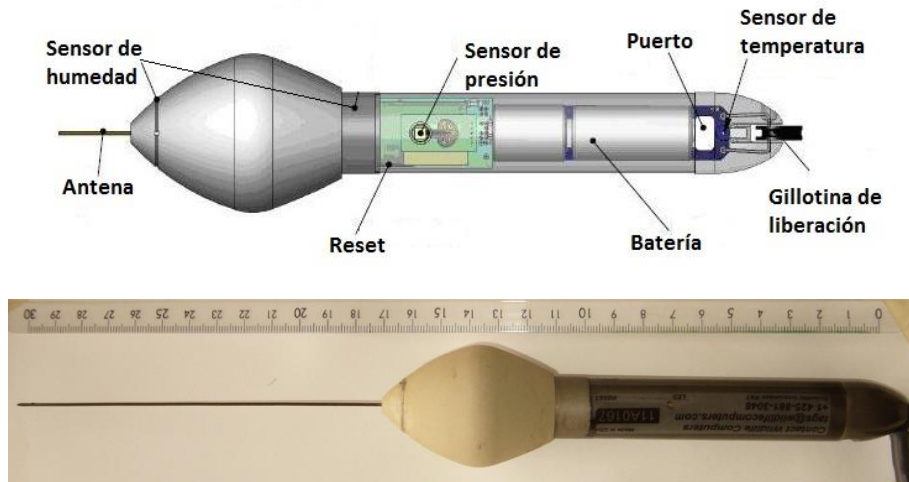


Figura 4.2. Archivador MK10 de transmisión satelital. Las unidades están en cm.

Las marcas fueron programadas para coleccionar datos por un período de 180 días en los primeros tres ejemplares y de 270 días en los dos restantes. La diferencia entre ambos se debió a la exploración del tiempo estimado de arribo al sector norte de la distribución de la especie en el ASO. Transcurrido este tiempo las marcas se liberan automáticamente por medio de una reacción electrolítica y ascienden a la superficie para transmitir los datos a los satélites Argos (www.argos-system.org). La frecuencia de registros de datos se estableció cada 5 segundos para la temperatura ambiente (resolución 0,05°C), la profundidad (resolución: 0,5 m) y la intensidad de luz (longitud de onda 550 nm). La información recolectada fue organizada en histogramas de 6 horas, en los diferentes rangos, para su posterior transmisión satelital: profundidad <10 m, entre 10 y 100 m a intervalos de 10 m, 100 - 125 m, 125 - 150 m, 150 - 200 m, > 200 m; y la temperatura <3°C, 3 - 27°C a intervalos de 2°C y > 27°C. Las marcas fueron programadas para que se liberen de manera automática y transmitan los datos

en caso de registrarse una profundidad constante de ± 3 m durante 48 hs de manera continua.



Figura 4.3. *Galeorhinus galeus*. Archivador de transmisión satelital adherido a la aleta dorsal.

Análisis de datos

Los datos obtenidos fueron analizados mediante los programas Igor Pro Version 6.2 (WaveMetrics, Inc.) y el Data Analysis Program 3.0 (Wildlife Computers). Los movimientos verticales fueron analizados mediante el ploteo de los datos de temperatura y profundidad y se construyeron perfiles de profundidad y temperatura para cada período estudiado. Los datos obtenidos fueron utilizados para confeccionar histogramas de tiempo de permanencia de día y noche en cada rango de profundidad y temperatura establecidos.

Las velocidades de ascenso y descenso vertical y la altura máxima de los buceos verticales fueron calculados utilizando los perfiles de profundidad para cuatro

momentos del día: amanecer, día (9-10 am, 12-13 pm, 15-16 pm), atardecer y noche (21-22 pm, 12-1 am, 3- 4 am). Los horarios del amanecer corresponden con el rango horario que va desde el crepúsculo matutino hasta la salida del sol y los del atardecer con la puesta del sol hasta el crepúsculo vespertino en el área de estudio y fueron obtenidos a partir del sitio web del Servicio de Hidrografía Naval (www.hidro.gob.ar).

La velocidad de los buceos verticales fue registrada para los movimientos ascendentes y descendentes en línea recta entre 45° y 90° sin interrupción entre dos puntos y asumiendo una velocidad constante. La altura máxima de los buceos verticales se definió como los cinco mayores movimientos verticales de ascenso y descenso en línea recta entre dos puntos y sin interrupción en cada intervalo de tiempo.

El peso total (PT) de los individuos hembras marcados fue estimado utilizando la relación Largo/peso calculada para las hembras de *G. galeus* por Chiaramonte (2001).

$$\text{Peso (Kg)} = 1.99 \times 10^{-12} \text{ Largo total (mm)}^{4.08}$$

RESULTADOS

Se marcaron cinco ejemplares hembras de cazón, *G. galeus*, de 122 a 140 cm de longitud total, en la RNBSB (Tabla 4.1 y 4.2). Las marcas adheridas a las tres primeras hembras se desprendieron prematuramente, a los 8, 11 y 21 días y transmitieron la información colectada de manera resumida a los satélites Argos. Las marcas adheridas a los otros dos ejemplares no funcionaron correctamente, por lo tanto los datos no se utilizaron. Particularmente, las dos primeras marcas fueron recuperadas y se obtuvo el set completo de datos para el análisis, completando 696 horas, correspondientes a 29 días de muestreo. El análisis del comportamiento se basó en los datos colectados previamente al momento de la liberación de los dispositivos. Las tres primeras marcas totalizaron 29 días de muestreo y se estableció

que la mayor distancia recorrida, entre el punto de marcado y el de liberación, fue de 51,2 km, determinando que los tres se encontraban dentro de los límites de la RNBSB al momento de la liberación de las marcas (Fig. 4.1, Tabla 4.2). En las Tablas 4.1 y 4.2 se observan los datos del largo total, sexo, biomasa, coordenadas de marcado y liberación.

Tabla 4.2. *Galeorhinus galeus*. Información del marcado en la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blás. *: distancia mínima recorrida. #: distancia máxima recorrida.

Ejemplar N°	Profundidad (m)	Fecha de marcado	Coordenadas marcado	Pop-off date	Coordenadas liberación	Distancia recorrida (Km)	Nota
1	5	11/11/ 11	40° 7' 37,78"S 62° 16' 37,05"W	19/11/ 11	39°59' 34.80" S 62° 1' 51.60" W	19,4	Marca recuperada
2	2,5	13/11/ 11	39°56' 49,61"S 62° 14' 31,85"W	04/12/ 11	40°11' 9.60"S 61°54' 46.80" W	29,91* 48,68#	Marca recuperada
3	2,5	13/11/ 11	40° 7' 28,16"S 62° 16' 8,56"W	24/11/ 11	40°33' 54.00" S 61°56' 27.60" W	51,12	Marca no recuperada
4	2	18/11/ 11	40° 7' 42,97"S 62° 16' 11,88"W	Fecha esperada 18/6/13	-	-	Falló, nunca transmitió
5	2	18/11/ 11	40° 7' 38,59"S 62° 15' 49,08"W	Fecha esperada 18/6/13	-	-	Falló, nunca transmitió

Se ha señalado que los primeros movimientos de un individuo liberado luego de marcado son una respuesta inducida por el estrés sufrido durante el marcado (Cartamil *et al.*, 2010a; Klimley *et al.*, 2002), por lo tanto las primeras 12 hs de muestreo fueron descartadas para el análisis. Sin embargo, cabe mencionar, que se registró un cambio abrupto en la temperatura en los primeros minutos posteriores al marcado, que experimentó uno de los ejemplares que pasó de 28,5 a 22,5°C en 5 segundos y prácticamente sin cambiar de profundidad (2 m +/- 0,5m).

Los resultados permitieron determinar que los cazones tienen una estrecha distribución vertical, desplazándose entre la superficie y 24,5 m de profundidad como máximo y un acotado rango de temperatura entre 17 y 21°C, sin un patrón vertical claro entre el día y la noche (Fig. 4.4 a 4.7).

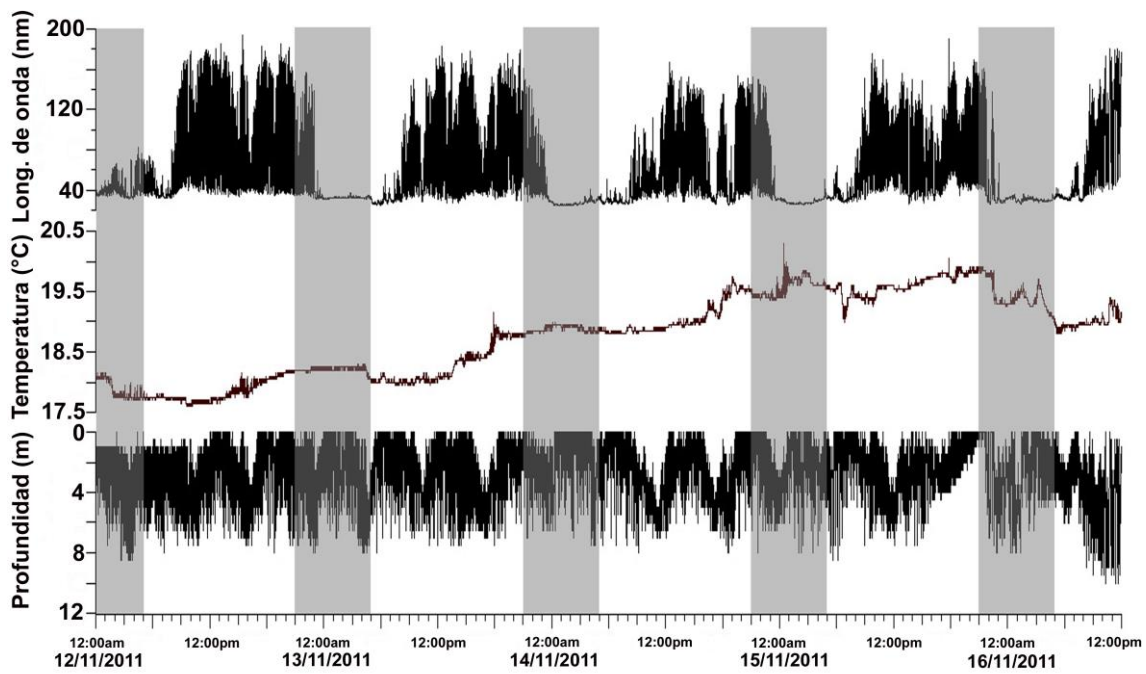


Figura 4.4 *Galeorhinus galeus*. Registro completo de profundidad, temperatura e intensidad de luz para el ejemplar N° 1 durante el período de estudio. Las horas nocturnas corresponden a las marcadas por barras verticales en gris.

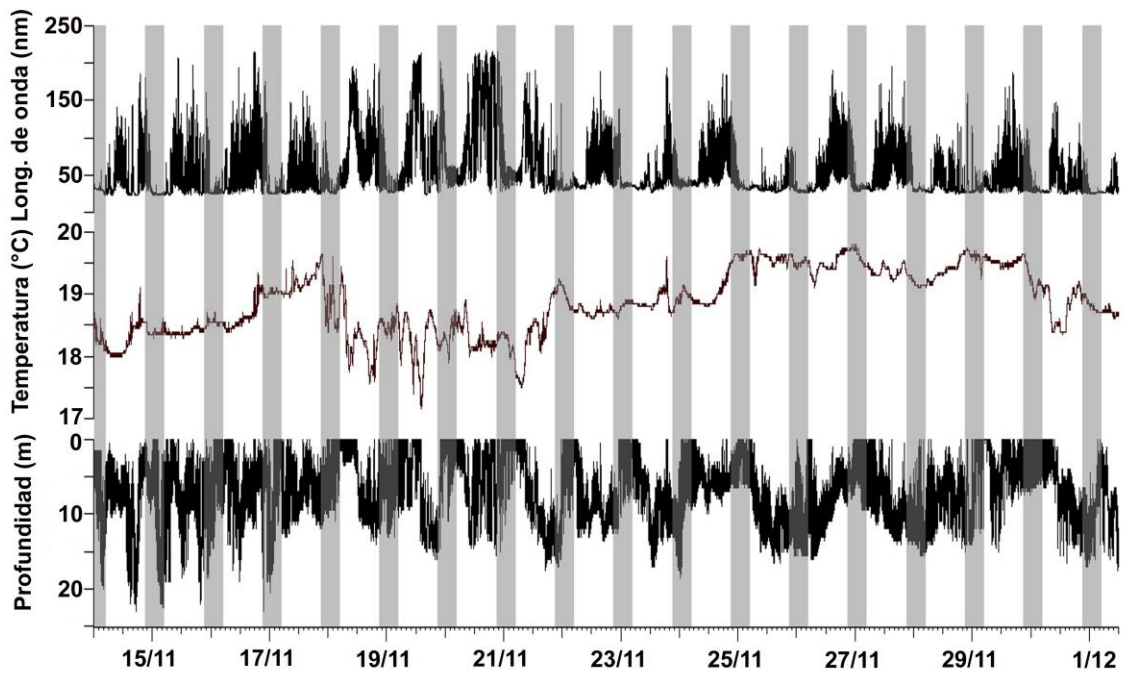


Figura 4.5. *Galeorhinus galeus*. Registro completo de profundidad, temperatura e intensidad de luz para el ejemplar N° 2 durante el período de estudio. Las horas nocturnas corresponden a las marcadas por barras verticales en gris.

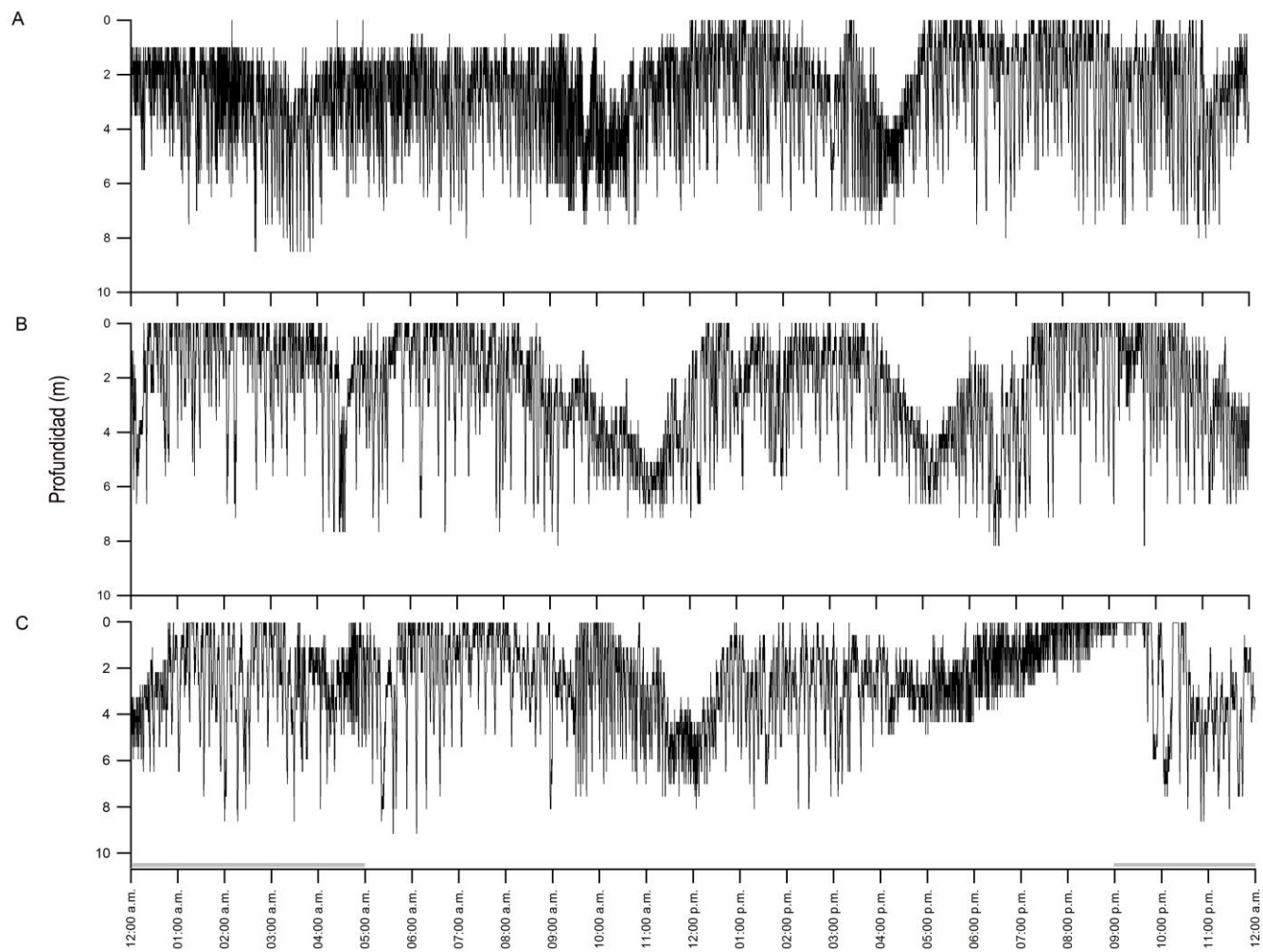


Figura 4.6. *Galeorhinus galeus*. Profundidad del Ejemplar N° 1 los días 12/11/11 (A), 14/11/11 (B) y 15/11/11 (C). Las horas nocturnas corresponden a las señaladas por barras horizontales en gris.

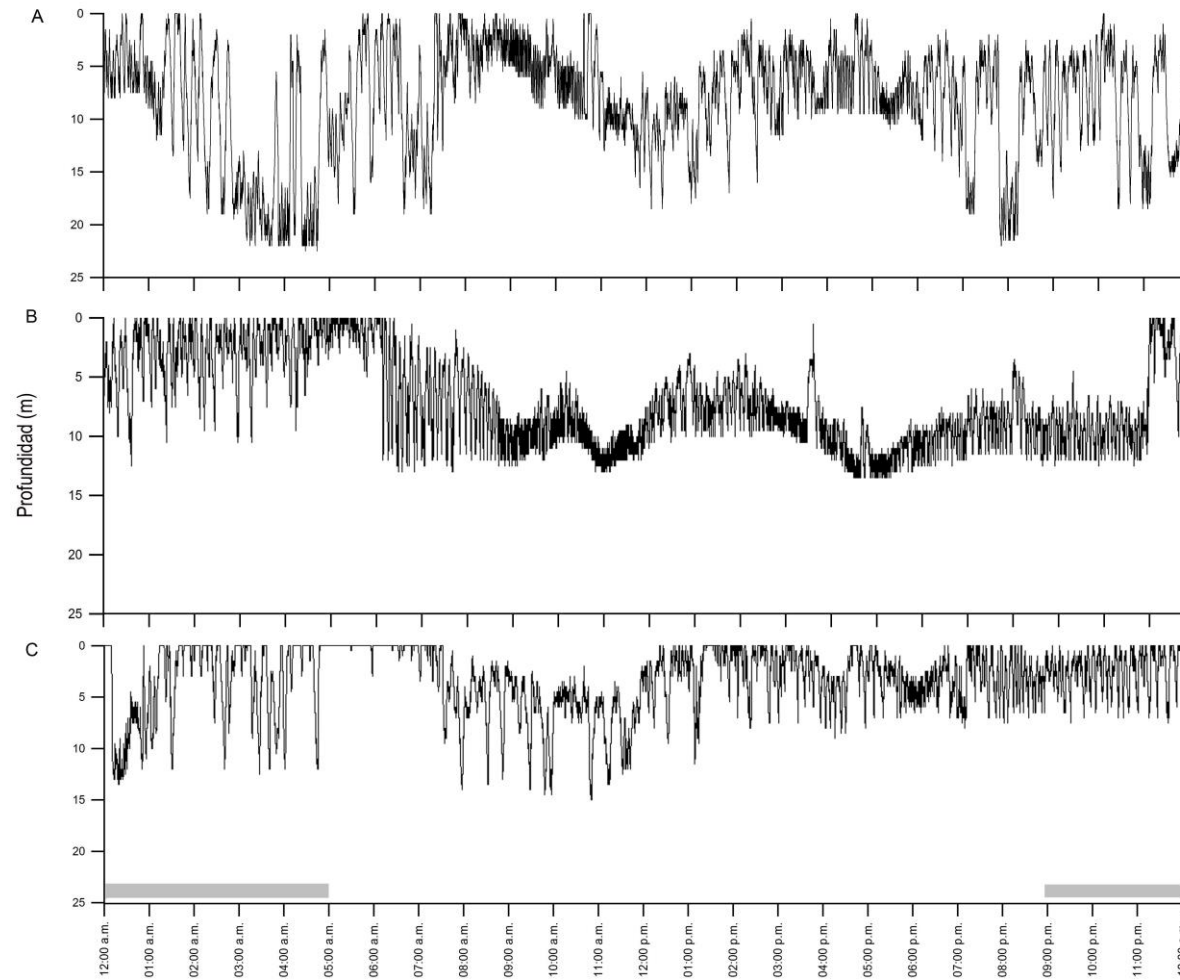


Figura 4.7. *Galeorhinus galeus*. Profundidad del Ejemplar N° 2 los días 15/11/11 (A), 22/11/11 (B) y 30/11/11 (C). Las horas nocturnas corresponden a las por barras horizontales en gris.

Uno de los comportamientos registrados durante el estudio fue el descrito como comportamiento de buceo de “yo-yo” (Holland *et al.*, 1990), un movimiento oscilante y vertical que se produce desde la superficie (o cerca de la misma) hacia aguas más profundas en un período corto de tiempo (< 1m). El nicho bidimensional de temperatura y profundidad para los ejemplares 1 y 2 mostró un rango térmico de uso mayor del primero, respecto del segundo, pero este último utilizó una mayor columna de agua para sus desplazamientos verticales (S1= 0–24,5 m; 17,15– 19,55°C y S2= 0–10 m; 17,16–20,30°C, Fig.4.8). Los ejemplares 1 y 2 registraron profundidades medias de 2,57 m ($\pm 1,84$) y 6,48 m ($\pm 4,40$) respectivamente.

Para el tercero sólo se registró la profundidad máxima, que fue de 16 m, ya que, a través del resumen de los datos obtenidos del satélite, no se pudo registrar la profundidad media ni los desvíos.

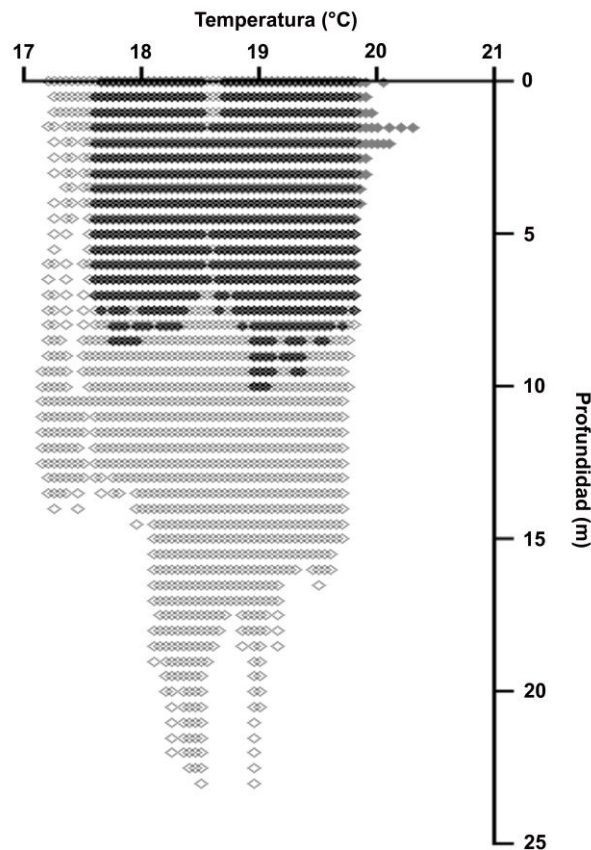


Figura 4.8. *Galeorhinus galeus*. Rango completo de temperatura y profundidad utilizados en la Reserva Natural de Bahía San Blás por del Ejemplar N° 1 (gris ◊), Ejemplar N° 2 (◊) y ambos (◆).

De los registros obtenidos se concluye que todos los ejemplares se ubicaron, en la mayor parte del día (80%) y la noche (83%), a profundidades menores a 10 m y el tiempo restante entre 10 y 20 m (Fig. 4.9 y 4.10). Los cazones, se desplazaron en aguas con temperaturas entre 17 y 19°C (día= 75%, noche= 70%) y en menor porcentaje entre 19 y 21°C (Fig. 4.9 y 4.10).

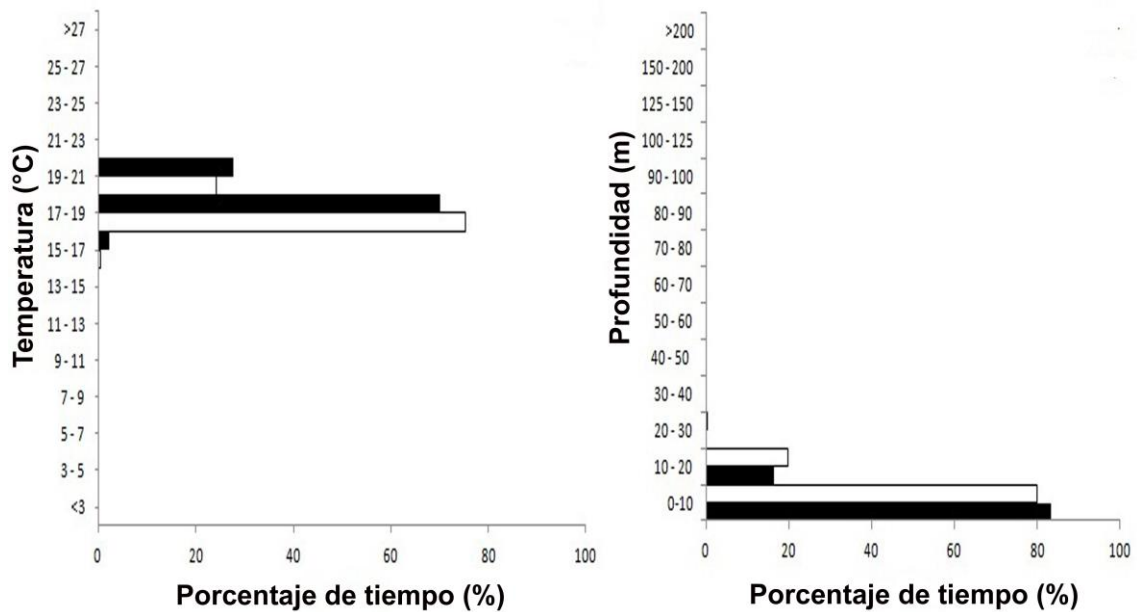


Figura 4.9. *Galeorhinus galeus*. Histogramas de tiempo para la profundidad y la temperatura para los Ejemplares 1, 2 y 3. Barras negras representan horas de la noche y las barras blancas las del día.

Sólo el ejemplar 1 demostró una preferencia total por los primeros 10 m de profundidad durante todo el período analizado (Fig. 4.10, E) permaneciendo la mayor parte del tiempo entre uno y dos metros debajo de la superficie (Fig. 4.11). Los ejemplares 1 y 2 se movilizaron por largos períodos de tiempo entre la superficie y 50 cm por debajo de ella, de manera continua y por un tiempo máximo de 9 minutos (21:03 - 9:12 pm, 15/11) y 41 minutos (4:48 - 5:29 am, 29/11) respectivamente, este comportamiento natatorio se registró en varias oportunidades a lo largo del análisis.

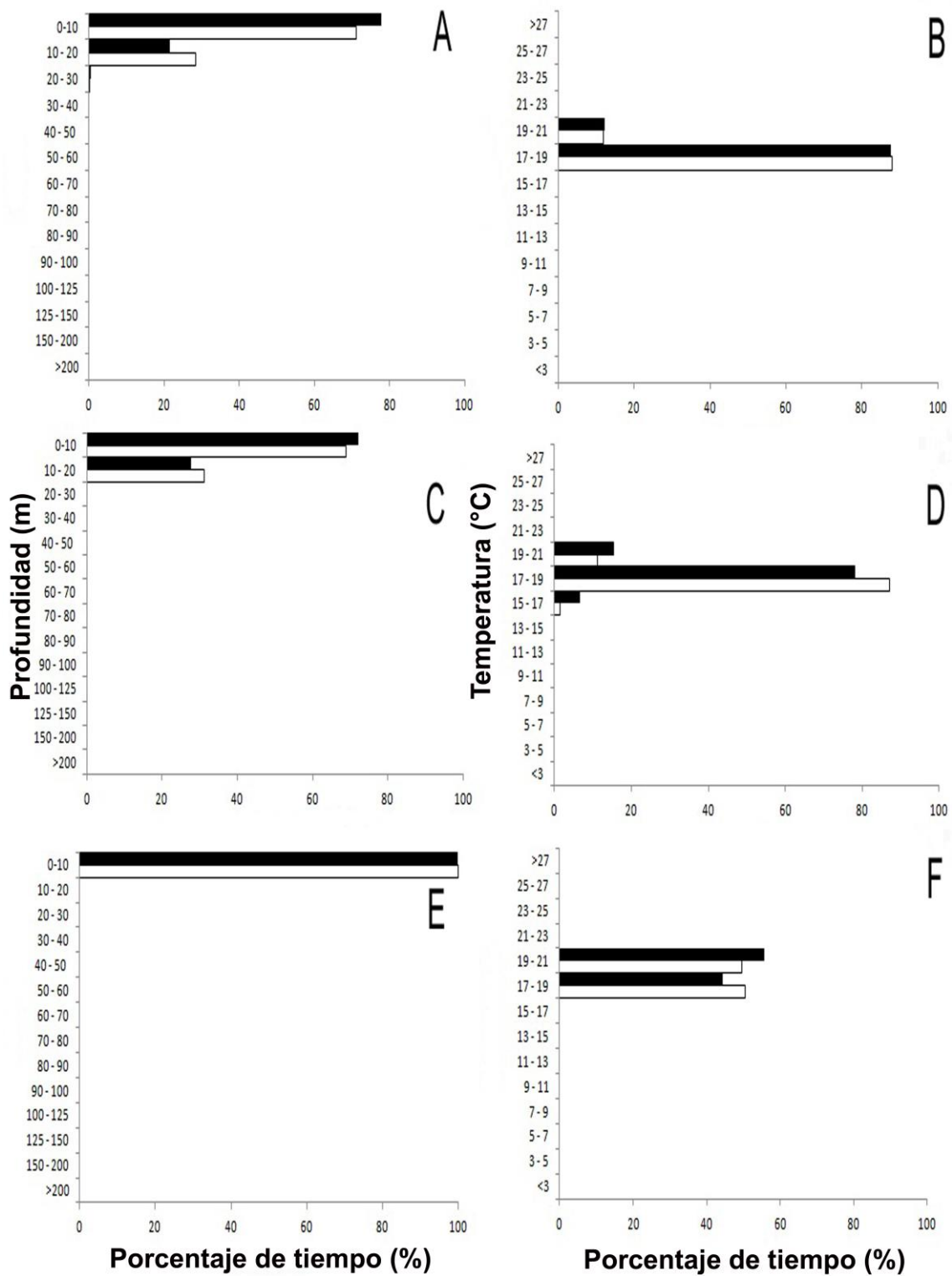


Figura 4.10. *Galeorhinus galeus*. Ejemplar N° 2 (A - B), Ejemplar N° 3(C - D), Ejemplar N° 1 (E - F). Barras negras representan horas de la noche y las barras blancas las del día.

Las mayores velocidades de los movimientos verticales y de los buceos de mayor profundidad fueron registradas durante la noche (Tabla 4.3). No se detectaron

diferencias entre las velocidades de ascenso y descenso (Fig. 4.12) pero los movimientos de ascenso ($3,36 \pm 0,17$ m y $3,40 \pm 0,08$ m) fueron mayores que los de descenso ($2,34 \pm 0,24$ m y $2,50 \pm 0,26$ m, Fig. 4.13).

Tabla 4.3. *Galeorhinus galeus*. Alturas y velocidades máximas y mínimas de los ejemplares 1 y 2 en diferentes momentos del día.

Ejemplar	Altura máxima de buceo (m)			
	Ascenso - Descenso			
	Día	Noche	Amanecer	Atardecer
1	6,0 - 6,5	7,5 - 4,5	6,0 - 4,0	6,0 - 7,0
2	10,0 - 12,5	17,5 - 15,5	7,5 - 8,0	8,0 - 8,5
Ejemplar	Velocidad ($m s^{-1}$)			
	Ascenso (min.-max.)			
	Día	Noche	Amanecer	Atardecer
1	0,67 - 0,10	0,40 - 0,10	0,32 - 0,05	0,25 - 0,10
2	0,53 - 0,10	1,63 - 0,09	0,16 - 0,09	0,27 - 0,09
Ejemplar	Descenso (min.-max.)			
	Día	Noche	Amanecer	Atardecer
1	0,73 - 0,09	0,31 - 0,05	0,59 - 0,05	0,39 - 0,07
2	0,62 - 0,09	1,20 - 0,06	0,74 - 0,06	0,49 - 0,06

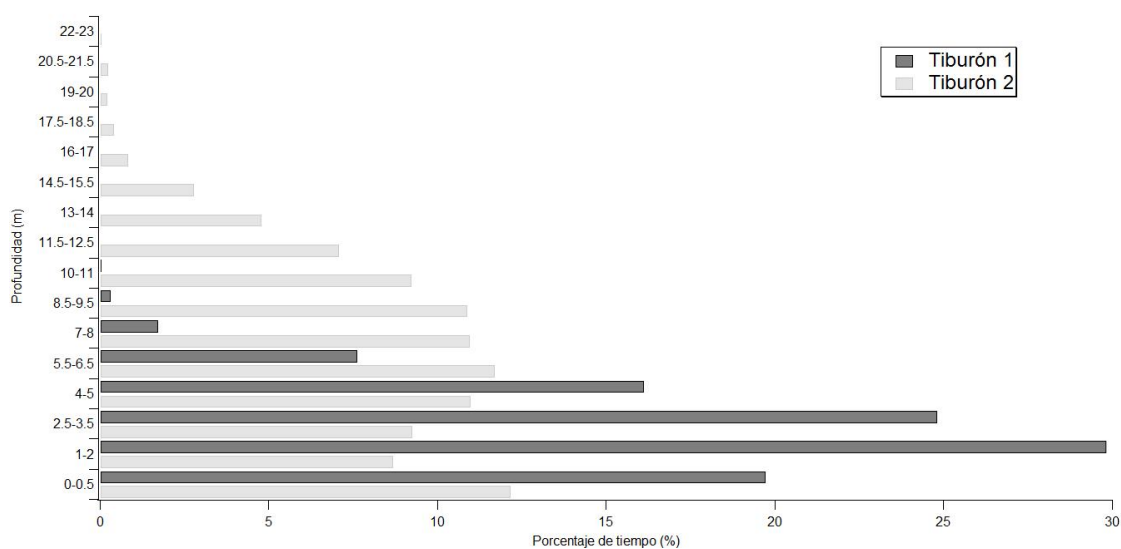


Figura 4.11. *Galeorhinus galeus*. Histograma detallado del porcentaje de tiempo para la profundidad para el Ejemplar N° 1 y el Ejemplar N° 2.

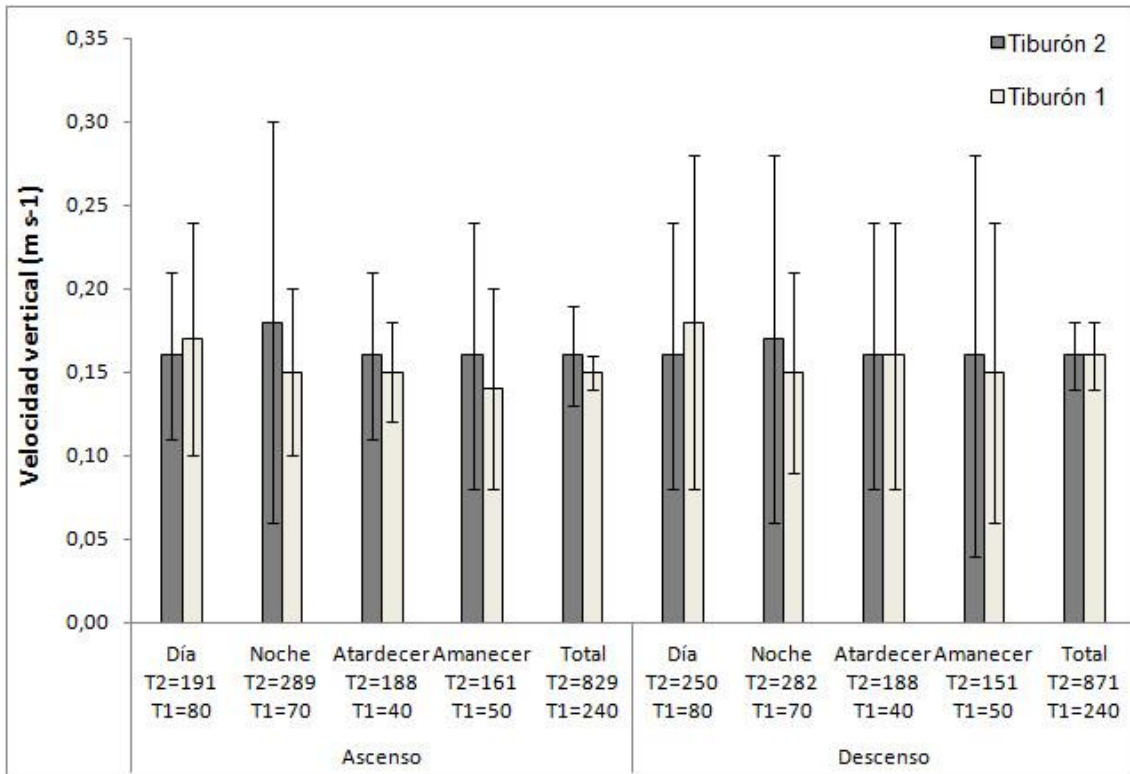


Figura 4.12. *Galeorhinus galeus*. Velocidad (m/s^{-1}) de ascenso y descenso vertical.

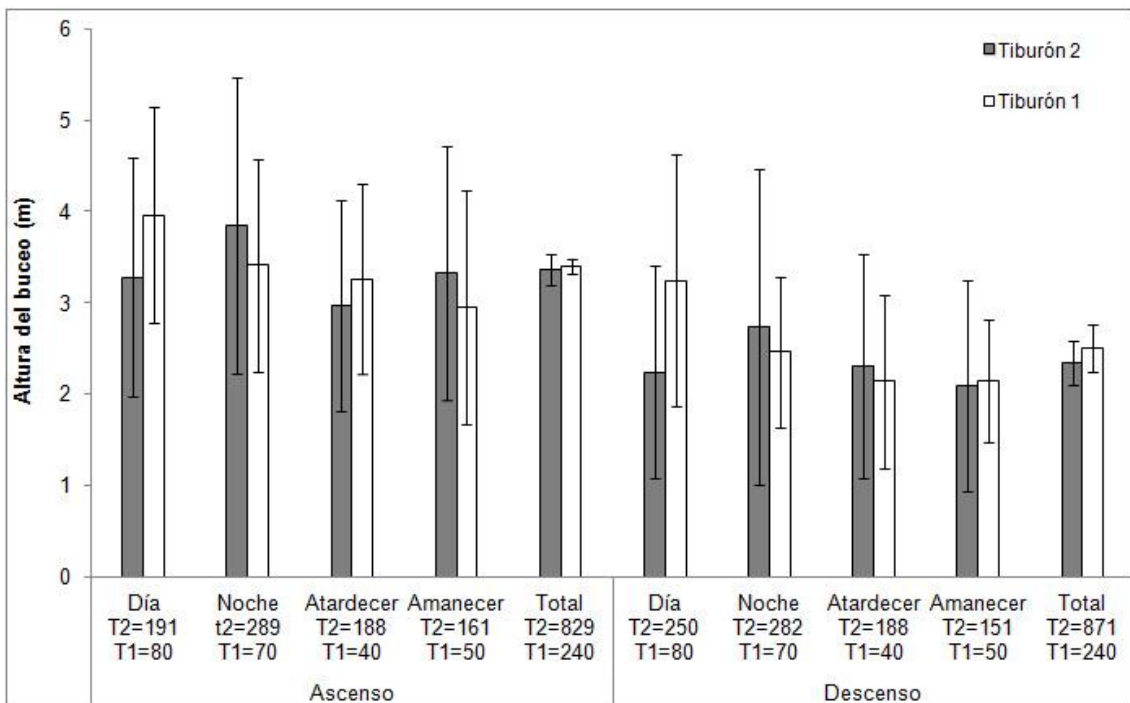


Figura 4.13. *Galeorhinus galeus*. Alturas (m) máximas de buceo de ascenso y descenso vertical.

DISCUSION

Especies costeras de tiburones migrantes que utilizan aguas someras en alguna parte de su ciclo de vida, como *G. galeus*, son capaces de tolerar salinidades bajas, que les permiten frecuentar áreas cercanas a la costa y a la desembocadura de los ríos (Speed *et al.* 2010), que en general son también utilizadas como áreas de cría, alimentación y refugio. Los tiburones las utilizan además como sitios de parto, para la termorregulación y la conservación de energía (Economakis y Lobel 1998, Hight y Lowe 2007). Esto puede provocar a su vez el aumento del crecimiento y del desarrollo embrionario aumentando la supervivencia de las crías con el potencial beneficio del aumento de la población adulta (Knip *et al.* 2010).

Otro comportamiento, la segregación sexual, ha sido descrito en numerosas especies de tiburones, entre ellas, el cazón, donde se comprobó en varias poblaciones, que las hembras migrantes arriban en el verano a las zonas costeras para utilizarlas como áreas de cría y durante el invierno se ubican en sectores de la plataforma más profunda, mientras que los machos y juveniles arriban a las zonas costeras (Peres y Vooren 1991, Walker 1999). En Argentina, durante los meses de agosto y septiembre predominan los machos en la costa de Mar del Plata y Necochea, mientras que las hembras lo hacen en octubre y diciembre (de Buen 1950). En cambio en la zona de Bahía Anegada (RNBSB) se observó que las hembras adultas predominaron entre octubre y febrero y los machos entre marzo y abril (Lucifora 2003). El análisis de los datos obtenidos, por los pescadores deportivos mediante el marcado de cazones en primavera, durante cuatro años, en Bahía Anegada, indica mayor cantidad de hembras (65%) que de machos (35%). Se ha señalado que las hembras maduras de tiburones, se ubican en estos sectores, para evitar encuentros con machos agresivos y de esta manera ahorrar energía, que podría ser utilizada en la época de apareamiento (Sims *et al.* 2001).

Por otra parte a la elevada turbidez de las aguas interiores de la RNBSB, que pueden disminuir la eficacia de predadores (Abrahams y Kattenfield 1997), se añaden los beneficios de las zonas costeras y se concluye que las hembras de cazón podrían utilizar las aguas someras y turbias, así como los canales profundos de la RNBSB, como refugio de predadores, como por ejemplo el gatopardo, el escalandrún, el bacota, y las orcas, entre otros. En este sentido, en una sola oportunidad se capturó una hembra, con indicios de ataques recientes en el flanco derecho, aparentemente causados por un gatopardo, *Notorynchus cepedianus* (Chiaramonte com. pers.) y probablemente durante la maniobra de captura.

En cuanto al procedimiento de marcado, no se registraron efectos graves o perjudiciales en el comportamiento de los cinco ejemplares de *G. galeus* en el corto plazo, ocasionados por el estrés de la captura, ya que fueron capturados, marcados y liberados en buenas condiciones. Las marcas de los ejemplares 1, 2 y 3 se desprendieron tempranamente, a los 8, 11 y 21 días respectivamente, a pesar de que fueron programadas para registrar información de 180 días, este es un problema común en este tipo de análisis, pero las razones son difíciles de determinar (Hays *et al.* 2007, Carlson *et al.* 2010). En nuestro caso el 60% de los dispositivos funcionaron de manera correcta, liberándose de acuerdo a lo programado en caso de que los individuos permanecieran durante 48 hs en una columna de agua de 6 m.

No fue posible estimar la posición de los individuos marcados respecto a la intensidad de la luz, ya que esta variable solo puede ser analizada en aguas claras y abiertas y los ejemplares marcados permanecieron, la mayor parte del tiempo, en aguas turbias y cercanas a la costa.

Siguiendo los criterios de Lucifora *et al.* (2004) que establecen cuatro estadios reproductivos para las hembras de *G. galeus* de Bahía Anegada, a saber: los juveniles menores a 129 cm LT, con folículos ováricos translúcidos a blanco (1); las hembras maduras pre-ovulatorias con úteros vacíos (2); las hembras maduras ovulando con

úteros vacíos o parcialmente ocupados con huevos ovulados recientemente (3) y las hembras grávidas con embriones (4), se han determinado los estadios de los ejemplares marcados en este trabajo. Uno de ellos corresponde a la categoría 1 y el resto a las 2 y 3, ya que no se encontraron evidencias externas que permitieran suponer que portaban embriones en los úteros. Para determinar fehacientemente el estado reproductivo de las hembras, en futuros análisis deberían utilizarse muestras de sangre y ecógrafos portátiles.

Movimientos verticales

En este trabajo se determinó un comportamiento de buceo desconocido para el ASO en *G. galeus*, que consiste en movimientos verticales regulares entre la superficie (- 50cm) y aguas más profundas con un cambio brusco de profundidad en un período corto de tiempo (< 1 min), denominado buceo de “yo-yo” (Carey y Scharold 1990). Este tipo de natación oscilante ha sido descrito para varios peces como el atún amarillo (Holland *et al.* 1990, Block *et al.* 1997), el atún de aleta azul (Brill *et al.* 2002) y el atún ojudo (Holland *et al.* 1990) y para varias de tiburones como el azul (Carey y Scharold 1990, Klimley *et al.* 2002), el martillo (Jorgensen *et al.* 2009), el mako (Holts y Bedford 1993, Klimley *et al.* 2002, Sepulveda *et al.* 2004), el tigre (Nakamura *et al.* 2011), el zorro (Cartamil *et al.* 2010b), el cazón (West y Stevens 2001), el tiburón ballena (Brunnschweiler *et al.* 2009), el blanco (Bruce *et al.* 2006, Domeier y Nasby-Lucas 2008, Klimley *et al.* 2002, Weng *et al.* 2007), el peregrino (Shepard *et al.* 2006, Sims *et al.* 2003), el dormilón del Pacífico (Hulbert *et al.* 2006) y el de Groenlandia (Stokesbury *et al.* 2005).

Según Nakamura *et al.* (2011) el tiburón tigre, *Galeocerdo cuvier*, usaría el buceo de “yo-yo” como mecanismo de acecho y captura de presas durante los movimientos verticales, como una estrategia óptima de forrajeo que le permitiría combinar espacios tridimensionales y maximizar la tasa de encuentro con las presas

distribuidas a modo de parche en la columna de agua. En la RNBSB, es posible que las hembras de cazón utilicen el buceo de “yo-yo” para optimizar la búsqueda de pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa*, que es el ítem principal de la dieta, durante el mes de noviembre (Lucifora 2003). A su vez la pescadilla de red utilizaría el mismo comportamiento para alimentarse de anchoa, *Engraulis anchoíta*, durante la primavera (García 2007).

Weihls (1973) señala que los peces con flotabilidad negativa, como los túnidos y tiburones, pueden en teoría reducir el costo energético de viajes en un 50%, al alternar entre el planeo sin esfuerzo del descenso y la natación activa del ascenso. En este análisis no encontramos diferencias con respecto a las velocidades de ascenso y descenso, pero se determinó que los buceos de ascenso fueron más largos que los de descenso, probablemente debido al esfuerzo energético invertido en los primeros. Las mayores velocidades y los buceos más largos (ascenso y descenso) fueron registrados durante la noche, tal vez asociado a una mayor actividad de forrajeo.

Los movimientos de pequeña escala son variables e influenciados por factores como la dinámica local de presas, características oceanográficas (Cartamil *et al.* 2010b) y tal vez la abundancia de predadores.

Los resultados obtenidos no permiten establecer un claro patrón de buceo vertical entre el día y la noche dentro de la RNBSB. En el sur de Australia (West y Stevens 2001) *G. galeus* ha mostrado un patrón vertical de ascenso durante la noche en la columna de agua, cercano a la superficie, con descensos regulares durante las horas de luz del día hasta 660 m de profundidad, para retornar a la superficie durante el atardecer. A su vez estos autores observaron un patrón distinto en las aguas someras, ya que los ejemplares de cazón permanecen sobre un *plateau* durante el día y con pocos movimientos verticales.

Al comparar hembras de *G. galeus* de la misma talla (TL = 140 cm) de la RNBSB con otras de la población australiana, las primeras alcanzaron mayores

velocidades de ascenso y descenso (ascenso = $0,23 \text{ m s}^{-1}$ y descenso = $0,41 \text{ m s}^{-1}$; West y Stevens 2001) que son menores que las registradas en este trabajo y se corresponden con individuos de tallas menores (ascenso = $0,89 \text{ m s}^{-1}$; TL = 128 cm) y mayores (descenso = $1,06 \text{ m s}^{-1}$; TL = 153 cm) (West y Stevens 2001).

Profundidad

El rango de profundidad registrado para *G. galeus* durante el trabajo fue de 0 a 24,5 m. En el Golfo Nuevo (Chubut), se registraron diferencias en la distribución de machos (40 m) con respecto a las hembras (>110 m) (Elías *et al.* 2004), pero en profundidades mayores a las de RNBSB. Elías (1998) capturó machos de *G. galeus* a media agua con espineles de fondo y su presencia en la mitad de la columna de agua puede estar asociada con un comportamiento trófico.

En Uruguay, la flota artesanal captura cazones en profundidades similares a las registradas en este trabajo (Walker 1999). En el sur de Brasil, se distribuyen a profundidades entre 40 y 350 m y pueden alcanzar 375 m (Peres y Vooren 1991). En el sur de Australia, se determinó que los cazones pasan el 91% del tiempo sobre la plataforma continental (< 200 m) con un pico de permanencia entre 50 y 75 m, para las hembras y entre 75 y 100 m, para los machos (West y Stevens 2001). Para la costa del Pacífico de los EEUU, se determinó que las hembras ocupaban, predominantemente, profundidades por debajo de los 55 m, mientras que los machos lo hacían por debajo de los 70 m (Ripley 1946). Las bajas profundidades registradas en este trabajo pueden deberse a lo acotado del período de estudio, permaneciendo la mayor parte del tiempo en aguas someras de las bahías interiores de la RNBSB. Obviamente, para determinar la ruta migratoria de *G. galeus* durante los meses de otoño e invierno, desde la Patagonia norte hacia el sur del Brasil (De Buen 1950, Ferreira y Vooren 1991, Lucifora *et al.* 2004), será necesario marcar más cantidad de individuos y por mayores períodos de tiempo.

El comportamiento de natación en superficie, o cercana a ella, de forma continua durante varios minutos observado en la RNBSB, es el primer registro para la población de *G. galeus*, del ASO. Este tipo de natación fue también registrado para la población australiana, pero por períodos más prolongados de tiempo (horas, días o semanas) (West y Stevens 2001). A su vez, los cazones han sido capturados con espineles de superficie en Australia (Walker 1999, West y Stevens 2001) y Nueva Zelanda (Annala *et al.* 1998 citado en Walker 1999) y con redes de deriva de superficie en EEUU (Ripley 1946).

Galeorhinus galeus alcanza aguas más profundas, ha sido registrado a 411 m en el noroeste del Pacífico (Eschmeyer *et al.* 1983), entre 300 y 450 m en Sudáfrica (Compagno *et al.* 1991, Van Der Elst y Vermeulen 1986) y entre 800 y 1060 m en el sur de Australia a través del Mar de Tasmania y toda la costa de Nueva Zelanda (Walker 1999, West y Stevens 2001).

Temperatura

En la RNBSB, *G. galeus* utilizó principalmente aguas con temperaturas entre 17 y 19°C y en menor medida entre los 19 y 21°C. En el Golfo Nuevo (Chubut), las hembras de cazón fueron capturadas en aguas más profundas (> 110 m) y más frías (11–12°C) (Elías *et al.* 2004). En el sur de Brasil se capturó en aguas con temperaturas entre 18 y 20°C entre los meses de abril y junio (Ferreira y Vooren, 1991), similares a las registradas en noviembre en la RNBSB. En Uruguay, las hembras de cazón, aparecieron a temperaturas menores (15,9-14°C) (De Buen 1950), que las registradas para RNBSB. En el sur de Australia los cazones pasan el 63% del tiempo en aguas más frías (13–16° C) y un 30% en aguas con temperaturas similares a las registradas en este trabajo (16- 20°C) (West y Stevens 2001). El rango térmico de los cazones de Australia (7,5°C - 21°C) (West y Stevens 2001) y de Brasil (11°C - 20°C) (Ferreira y Vooren 1991) es mayor al encontrado en la RNBSB.

Para poder identificar patrones de actividad diurna y nocturna, segregación sexual, movimientos verticales relacionados con el ciclo lunar, así como la migración a lo largo de su distribución, sería necesario realizar análisis que involucren un tiempo superior a cuatro meses y que incluyan hembras y machos. La información relacionada con las migraciones, es fundamental para realizar un Plan Regional de Conservación efectivo y coordinado entre Argentina, Uruguay y Brasil, para evitar que la población del ASO alcance una extinción irreversible, en la actualidad categorizada como Críticamente Amenazada (<http://www.iucnredlist.org/details/39352/0>).

CONCLUSIONES

- Se determinó que *G.galeus* utiliza un rango acotado de profundidades y permanece cerca de la costa sin un patrón diferencial claro entre el día y la noche dentro de la RNBSB, durante el mes de noviembre.
- Las hembras de cazón pasan la mayor parte del tiempo, tanto de día como de noche, en los primeros 10 metros de la columna de agua.
- *Galeorhinus galeus* tiene preferencia por aguas con temperaturas entre 17 y 19°C tanto de día como de noche.
- Se registró el comportamiento de buceo vertical oscilante, denominado de “yo-yo”, durante el día y la noche.
- Las hembras de cazón nadan en superficie de manera continua y por varios minutos.
- *Galeorhinus galeus* realiza los buceos más profundos y alcanza las mayores velocidades verticales en la columna de agua durante la noche.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrahams, M., y Kattenfield, M. 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 40: 169-174.
- Block, B., Keen, J.E., Castillo, H., Freund, V., H., D., Marcinek, D., Brill, R., y Farwell, C. 1997. Environmental preferences of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at the northern extent of its range. *Mar. Biol.* 130: 119-132.
- Bonfil, R., Meyer, M., Scholl, M.C., Johnson, R., O'Brien, S., Oosthuizen, H., Swanson, S., Kotze, D., y Paterson, M. 2005. Transoceanic migration, spatial dynamics, and population linkages of white sharks. *Science* 310(5745): 100-103. doi:10.1126/science.1114898.
- Brick Peres, M. 1989. Desenvolvimento sexual, ciclo reproductivo e fecundidade do caçaô-bico-de-cristal *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) no Rio Grande do Sul. Universidade, Rio Grande do Sul. BR. 1989. 66 p.
- Brill, R., Watson, C., Foley, D., y Bushnell, P. 2002. Horizontal and vertical movements of juvenile bluefin tuna (*Thunnus thynnus*), in relation to oceanographic conditions of the western North Atlantic, determined with ultrasonic telemetry. *Fish. Bull.* 100: 155-167.
- Bruce, B.D., Stevens, J.D., y Malcolm, H. 2006. Movements and swimming behaviour of white sharks (*Carcharodon carcharias*) in Australian waters. *Mar. Biol.* 150(2): 161-172. doi:10.1007/s00227-006-0325-1.
- Brunnschweiler, J.M., Baensch, H., Pierce, S.J., y Sims, D.W. 2009. Deep-diving behaviour of a whale shark *Rhincodon typus* during long-distance movement in the western Indian Ocean. *J. Fish Biol.* 74(3): 706-14. doi:10.1111/j.1095-8649.2008.02155.x.
- De Buen, F. 1950. El tiburón vitamínico de la costa uruguaya, *Galeorhinus vitaminicus* nov. sp., y algunas consideraciones generales sobre su biología. En *Publicaciones Científicas*.
- Campagna, C., Piola, A.R., Marin, M.R., Lewis, M., Zajackovski, U., y Fernández, T. 2007. Deep divers in shallow seas: Southern elephant seals on the Patagonian shelf. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 54(10): 1792-1814. doi:10.1016/j.dsr.2007.06.006.
- Carey, F.G., y Scharold, J. V. 1990. Movements of blue sharks (*Prionace glauca*) in depth and course. *Mar. Biol.* 106: 329-342.
- Carlson, J.K., Ribera, M.M., Conrath, C.L., Heupel, M.R., y Burgess, G.H. 2010. Habitat use and movement patterns of bull sharks *Carcharhinus leucas* determined using pop-up satellite archival tags. *J. Fish Biol.* 77(3): 661-675.

doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02707.x.

- Cartamil, D., Wegner, N.C., Aalbers, S., Sepulveda, C. a., Baquero, a., y Graham, J.B. 2010a. Diel movement patterns and habitat preferences of the common thresher shark (*Alopias vulpinus*) in the Southern California Bight. Mar. Freshw. Res. 61(5): 596. doi:10.1071/MF09153.
- Cartamil, D., Wegner, N.C., Kacev, D., Ben-Aderet, N., Kohin, S., y Graham, J.B. 2010b. Movement patterns and nursery habitat of juvenile thresher sharks *Alopias vulpinus* in the Southern California Bight. Mar. Ecol. Prog. Ser. 404: 249-258. doi:10.3354/meps08495.
- Cartamil, D.P., Sepulveda, C.A., Wegner, N.C., Aalbers, S.A., Baquero, A., y Graham, J.B. 2011. Archival tagging of subadult and adult common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) off the coast of southern California. Mar. Biol. 158(4): 935-944. doi:10.1007/s00227-010-1620-4.
- Chapman, D., Pikitch, E., Babcock, E., y Shivji, M. 2007. Deep-diving and diel changes in vertical habitat use by Caribbean reef sharks *Carcharhinus perezii*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 344: 271-275. doi:10.3354/meps06941.
- Chi Hin Lam, V.M.T. 2011. Integrated Management and Visualization of Electronic Tag Data with Tagbase. PLoS One 6(7): 1-10. doi:10.1016/j.jembe.2008.02.024.
- Chiaromonte, G.E. 2001. Biología y pesquería del tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 70.
- Compagno, L., Ebert, D., y Cowley, P. 1991. Distribution of offshore demersal cartilaginous fish (Class Chondrichthyes) off the west coast of southern Africa, with notes on their systematics. South African J. Mar. Sci. 11: 43 – 139.
- Conrath, C.L., y Musick, J.A. 2008. Investigations into depth and temperature habitat utilization and overwintering grounds of juvenile sandbar sharks, *Carcharhinus plumbeus*: the importance of near shore North Carolina waters. Environ. Biol. Fishes 82(2): 123-131.
- Domeier, M., y Nasby-Lucas, N. 2008. Migration patterns of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged at Guadalupe Island, Mexico, and identification of an eastern Pacific shared offshore foraging area. Mar. Ecol. Prog. Ser. 370: 221-237. doi:10.3354/meps07628.
- Donley, J.M., Shadwick, R.E., Sepulveda, C. a, y Syme, D. a. 2007. Thermal dependence of contractile properties of the aerobic locomotor muscle in the leopard shark and shortfin mako shark. J. Exp. Biol. 210(Pt 7): 1194-1203. doi:10.1242/jeb.02730.

- Elías, A. 1998. Alternativas de explotación pesquera en áreas de alta sensibilidad ecológica. : 135.
- Elías, I., Rodríguez, A., Hasan, E., Reyna, M. V., y Amoroso, R. 2004. Biological Observations of the Tope Shark, *Galeorhinus galeus*, in the Northern Patagonian Gulfs of Argentina. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 37(December 2004): 261-265. doi:10.2960/J.v35.m487.
- Van Der Elst, R.P., y Vermeulen, R. 1986. Sharks and stingrays. C. Struik, Cape Town.
- Eschmeyer, W.N., Herlad, E.S., y Hammann, H. 1983. A field guide to Pacific coast fishes North America. Houghton Mifflin Co., Boston.
- Ferreira, B.P., y Vooren, C.M. 1991. Age, growth, and structure of vertebra in the school shark *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) from southern Brazil. Fish. Bull. 89: 19-31.
- García, S. 2007. Ecología trófica de la pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa*, en el sector costero argentino - uruguayo (34°-41° LS). Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Graham, R.T., Roberts, C.M., y Smart, J.C.R. 2006. Diving behaviour of whale sharks in relation to a predictable food pulse. J. R. Soc. Interface 3(6): 109-16. doi:10.1098/rsif.2005.0082.
- Guerrero, R.A. 1998. Oceanografía física del estuario del Río de la Plata y el sistema costero de El Rincón.
- Hammerschlag, N., Gallagher, A.J., y Lazarre, D.M. 2011. A review of shark satellite tagging studies. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 398(1-2): 1-8. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.jembe.2010.12.012.
- Hays, G.C., Bradshaw, C.J.A., James, M.C., Lovell, P., y Sims, D.W. 2007. Why do Argos satellite tags deployed on marine animals stop transmitting? J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 349(1): 52-60. doi:10.1016/j.jembe.2007.04.016.
- Holland, K., Brill, R., y Chang, R.K.C. 1990. Horizontal and vertical movements of Pacific blue marlin captured and released using sportfishing gear. Fish. Bull. 88(2): 397-402.
- Holts, D.B., y Bedford, D.W. 1993. Horizontal and Vertical Movements of the Shortfin Mako Shark, *Isurus oxyrinchus*, in the Southern California Bight. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 44: 901-909. doi:10.1071/MF9930901.
- Hulbert, L.B., Sigler, M.F., y Lunsford, C.R. 2006. Depth and movement behaviour of the Pacific sleeper shark in the north-east Pacific Ocean. J. Fish Biol. 69(2): 406-425. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01175.x.
- James, M.C., Ottensmeyer, C.A., y Myers, R.A. 2005. Identification of high-use habitat

- and threats to leatherback sea turtles in northern waters: New directions for conservation. *Ecol. Lett.* 8(2): 195-201. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00710.x.
- Johnson, T.P., Syme, D. a, Jayne, B.C., Lauder, G. V, y Bennett, a F. 1994. Modeling red muscle power output during steady and unsteady swimming in largemouth bass. *Am. J. Physiol.* 267(2 Pt 2): R481-R488.
- Jorgensen, S.J., Klimley, A.P., y Muhlia-Melo, A.F. 2009. Scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini*, utilizes deep-water, hypoxic zone in the gulf of California. *J. Fish Biol.* 74(7): 1682-1687. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02230.x.
- Klimley, A.P. 1993. Marine Biology Highly directional swimming by scalloped hammerhead sharks ,. *Mar. Biol.* 22: 1-22.
- Klimley, A.P., Beavers, S.C., Curtis, T.H., y Jorgensen, S.J. 2002. Movements and swimming behavior of three species of sharks in La Jolla Canyon , California. *Environ. Biol. Fishes* 63: 117-135.
- Knip, D., Heupel, M., y Simpfendorfer, C. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 402: 1-11. doi:10.3354/meps08498.
- Latour, R. 2005. Chapter 4. Tagging methods and associated data analysis. In: Management techniques for elasmobranch fisheries. Editado Por J. Musick y R. Bonfil. FAO, Rome.
- Llompert, F.M. 2011. La ictiofauna de Bahía San Blas (Provincia de Buenos Aires) y su relación con la dinámica de las pesquerías deportiva y artesanal . Universidad Nacional de la Plata.
- Lucifora, L.O. 2003. Ecología y Conservación de los Grandes Tiburones Costeros de Bahía Anegada , Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 410.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2004. Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina: Support for a single south western Atlantic population with synchronized migratory movements. *Environ. Biol. Fishes* 71(2): 199-209. doi:10.1007/s10641-004-0305-6.
- Macchi, G., y Acha, M. 1998. Aspectos reproductivos de las principales especies de peces en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y en El Rincón. : 67 – 89.
- Maxwell, S.M., Breed, G.A., Nickel, B.A., Makanga-Bahouna, J., Pemo-Makaya, E., Parnell, R.J., Formia, A., Ngouesso, S., Godley, B.J., Costa, D.P., Witt, M.J., y Coyne, M.S. 2011. Using satellite tracking to optimize protection of long-lived marine species: Olive ridley sea turtle conservation in central africa. *PLoS One* 6(5). doi:10.1371/journal.pone.0019905.
- Meyer, C.G., Holland, K.N., y Papastamatiou, Y.P. 2005. Sharks can detect changes in

- the geomagnetic field. *J. R. Soc. Interface* 2(2): 129-30. doi:10.1098/rsif.2004.0021.
- Nakamura, I., Watanabe, Y., Papastamatiou, Y., Sato, K., y Meyer, C. 2011. Yo-yo vertical movements suggest a foraging strategy for tiger sharks *Galeocerdo cuvier*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 424: 237-246. doi:10.3354/meps08980.
- Pade, N.G., Queiroz, N., Humphries, N.E., Witt, M.J., Jones, C.S., Noble, L.R., y Sims, D.W. 2009. First results from satellite-linked archival tagging of porbeagle shark, *Lamna nasus*: Area fidelity, wider-scale movements and plasticity in diel depth changes. *J. Chem. Inf. Model.* 370(1-2): 64-74. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Papastamatiou, Y.P., y Lowe, C.G. 2012. An analytical and hypothesis-driven approach to elasmobranch movement studies. *J. Fish Biol.* 80(5): 1342-60. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03232.x.
- Peres, M., y Vooren, C. 1991. Sexual development, reproductive cycle, and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* off southern Brazil. *Fish. Bull.* 89: 655-667.
- Queiroz, N., Humphries, N., Noble, L., Santos, A., y Sims, D. 2010. Short-term movements and diving behaviour of satellite-tracked blue sharks *Prionace glauca* in the northeastern Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 406: 265-279. doi:10.3354/meps08500.
- Ripley, W.E. 1946. The biology of the soupfin *Galeorhinus zygopterus* and biochemical studies of the liver. *Calif. Fish Bull.* 64: 7-38.
- Sepulveda, C. a., Kohin, S., Chan, C., Vetter, R., y Graham, J.B. 2004. Movement patterns, depth preferences, and stomach temperatures of free-swimming juvenile mako sharks, *Isurus oxyrinchus*, in the Southern California Bight. *Mar. Biol.* 145(1): 191-199. doi:10.1007/s00227-004-1356-0.
- Shepard, E., Ahmed, M., Southall, E., Witt, M., Metcalfe, J., y Sims, D. 2006. Diel and tidal rhythms in diving behaviour of pelagic sharks identified by signal processing of archival tagging data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 328: 205-213. doi:10.3354/meps328205.
- Sims, D., Nash, J., y Morritt, D. 2001. Movements and activity of male and female dogfish in a tidal sea lough: alternative behavioural strategies and apparent sexual segregation. *Mar. Biol.* 139(6): 1165-1175. doi:10.1007/s002270100666.
- Sims, D.W., Southall, E.J., Richardson, A.J., Reid, P.C., y Metcalfe, J.D. 2003. Seasonal movements and behaviour of basking sharks from archival tagging : no evidence of winter hibernation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248(Priede 1984): 187-196.
- Speed, C., Field, I., Meekan, M., y Bradshaw, C. 2010. Complexities of coastal shark

- movements and their implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408: 275-293. doi:10.3354/meps08581.
- Stevens, J.D., Bradford, R.W., y West, G.J. 2010. Satellite tagging of blue sharks (*Prionace glauca*) and other pelagic sharks off eastern Australia: depth behaviour, temperature experience and movements. *Mar. Biol.* 157(3): 575-591. doi:10.1007/s00227-009-1343-6.
- Stokesbury, M.J.W., Harvey-Clark, C., Gallant, J., Block, B. a., y Myers, R. a. 2005. Movement and environmental preferences of Greenland sharks (*Somniosus microcephalus*) electronically tagged in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Mar. Biol.* 148(1): 159-165. doi:10.1007/s00227-005-0061-y.
- Sulikowski, J., Galuardi, B., Bublely, W., Furey, N., Driggers, W., Ingram, G., y Tsang, P. 2010. Use of satellite tags to reveal the movements of spiny dogfish *Squalus acanthias* in the western North Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 418: 249-254. doi:10.3354/meps08821.
- Walker, T. 1999. *Galeorhinus galeus* fisheries of the world. En *Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries*. FAO. Editado por R. Shotton. pp. 728 - 773.
- Weih, D. 1973. Mechanically efficient swimming techniques for fish with negative buoyancy. *J. Mar. Res.* 31: 194-209.
- Weng, K.C., y Block, B.A. 2004. Diel vertical migration of the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*), a species possessing orbital retia mirabilia. 229(August 2003): 221-229.
- Weng, K.C., Boustany, A.M., Pyle, P., Anderson, S.D., Brown, A., y Block, B. a. 2007. Migration and habitat of white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the eastern Pacific Ocean. *Mar. Biol.* 152(4): 877-894. doi:10.1007/s00227-007-0739-4.
- West, G.J., y Stevens, J.D. 2001. The use of archival tags for studying the movement and swimming behaviour of school sharks.
- Zbinden, J. a., Aebischer, A., Margaritoulis, D., y Arlettaz, R. 2007. Insights into the management of sea turtle internesting area through satellite telemetry. *Biol. Conserv.* 137(1): 157-162. doi:10.1016/j.biocon.2007.01.022.

CAPÍTULO V

Nuevo enfoque para la conservación de tiburones costeros en Argentina basado en la concientización ciudadana y cambios actitudinales en los pescadores recreativos

INTRODUCCIÓN

El objetivo de la pesca recreacional es el pasatiempo y la recreación, con el uso doméstico de la captura (Cooke y Cowx 2004). Por otro lado el código de buenas prácticas de pesca recreacional (CoP) define a la pesca recreativa como: “la pesca de animales acuáticos, que no constituyen el principal recurso del individuo para satisfacer las necesidades nutricionales y que no se venden en general, o que no cotizan en la exportación, en los mercados nacionales o en negro” (Arlinghaus *et al.* 2010). Esta definición es amplia e incluye otros organismos además de los peces, evita definiciones ambiguas (como deporte, placer, diversión), no discrimina los artes de pesca e incluye a los motivos por los cuales las capturas son destinadas más al consumo personal que a la venta (Arlinghaus *et al.* 2010). La pesca recreacional incluye a los pescadores con una práctica continua y una experiencia acumulada de pesca, presentaciones a competencias y asociaciones a los clubes de pesca, así como equipos específicos para cada modalidad, jornadas de pesca ajustadas a variables pesqueras como sitios de pesca, épocas y especies.

Los recursos pesqueros del mundo enfrentan diferentes amenazas que han sido relacionadas con la explotación comercial (Jackson *et al.* 2001, Hilborn *et al.* 2003, Pauly *et al.* 2003). Si bien, es reconocido el efecto dramático de la pesca comercial sobre los stocks de peces marinos (Reynolds *et al.* 2001) y los ecosistemas marinos (Hall 1999), en las evaluaciones se tiende a ignorar el potencial rol que cumple la pesca recreacional (Cooke y Cowx 2004, Arlinghaus 2005, Lewin *et al.* 2006).

La pesca recreacional mundial cuenta anualmente, con 727 millones de pescadores y se practica utilizando caña y reel (Pitcher y Hollingworth 2002, Cooke y Cowx 2004). Las mejores estimaciones acerca de la pesca recreacional se han realizado en Canadá y señalan que a escala global, la captura sería cercana a los 47.000 millones de peces anuales, de los cuales 17.000 millones serían retenidos, estimando una masa de 10,9 millones de toneladas (Cooke y Cowx 2004). Sin embargo, la falta de programas de monitoreo a largo plazo, la variación temporal y espacial de las poblaciones de peces, la estructura compleja de las pesquerías recreacionales de pequeña escala y la complejidad de la conducta de los pescadores, dificultan la posibilidad de obtener un panorama preciso de los impactos de la actividad y reconocer la potencial influencia de la pesca recreacional en la declinación global de los stocks pesqueros (Vigliano y Grosman 1996, Cooke y Cowx 2004, Lewin *et al.* 2006).

Este escenario contribuye a que la mayoría de las pesquerías recreacionales no tengan sus propios modelos y marcos conceptuales, a partir de los que se puedan aplicar acciones de manejo concretas y específicas y no las que se aplican actualmente, basadas en estudios de casos limitados cuyos resultados se extrapolan a otros stocks independientes y diferentes (Arlinghaus 2005). En este sentido, deberían incrementarse los estudios de las pesquerías recreacionales enfocados a la sustentabilidad (Arlinghaus 2006), como los que se realizan en las pesquerías comerciales marinas, más aún teniendo en cuenta que las capturas recreacionales a veces superan a las capturas comerciales (McPhee *et al.* 2002, Schroeder y Love 2002, Arlinghaus *et al.* 2007). En realidad, las pesquerías recreacionales y comerciales comparten numerosos temas de relevancia para el manejo y la conservación, como los cambios inducidos en las cadenas tróficas, las reducciones en biomasa, el cambio en la estructura de talla y edad de las poblaciones, los impactos en el hábitat, la contaminación y la captura de piezas no deseadas. Incluso en algunos ecosistemas,

en particular en los continentales de las regiones templadas, la pesca recreacional ha reemplazado a la comercial y es en algunos casos, es el único uso de los stocks pesqueros, convirtiéndose en la principal causa de mortalidad de numerosas especies, incluso de interés comercial (Arlinghaus *et al.* 2007).

En los ambientes marinos la pesca recreacional también contribuye a alterar la calidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Cooke y Cowx 2004) y como ha sido observado en la pesca comercial (Heino y Godo 2002) puede actuar como una fuerza selectiva (Policansky 1993).

La pesca recreacional produce un gran impacto en ambientes costeros, donde los pescadores ejercen esta actividad, ya que éstas zonas son hábitats críticos para el apareamiento, alimentación y migración de numerosas especies (Jackson *et al.* 2001, Cooke y Cowx 2004). Este efecto puede potenciarse si los estados juveniles y los predadores tope son extraídos selectivamente por la pesca recreacional, produciendo cambios en la comunidad (Policansky 1993, Coleman *et al.* 2004). El deterioro del ambiente producido por la pesca ha sido atribuido principalmente a la actividad comercial (Dayton *et al.* 1995) pero en la actualidad es conocido que el sector no comercial también tiene cierto grado de responsabilidad en el tema (Cryer *et al.* 1987), ya que produce la acumulación de líneas, plomadas y anzuelos sobre el fondo, la modificación de la vegetación y la degradación del área costera, sumado al efecto de contaminación causado por la pesca embarcada (Mosisch y Arthington 1998, Cowx 2002, Cooke y Cowx 2006).

Por otra parte, si bien se han planteados los aspectos negativos la pesca recreacional produce un aporte económico considerable (estimado en billones de dólares) a las economías locales y regionales. Por lo tanto es sumamente importante el buen manejo y fiscalización de las pesquerías recreacionales (Cowx 2002), como así también una mejor comprensión de su dinámica, para desarrollar nuevas pautas de regulación (Arlinghaus *et al.* 2010) que puedan incorporar los impactos producidos, en

estrategias de manejo de áreas costeras marinas (McCluskey y Lewison 2008, Llompart 2011).

El interés por la gestión de la pesca recreacional, con caña y reel, es reciente en Argentina, a pesar de que se practica desde hace más de un siglo, tanto en ambientes costeros como de agua dulce (Vigliano *et al.* 2000, Llompart 2011). Recientemente se han abordado diversos trabajos sobre la pesca recreacional marina, desde enfoques científicos, académicos o de gestión (Lucifora 2003, Venerus 2006, Cedrola y Caille 2007, García Liotta 2008, Cedrola *et al.* 2009a, 2009b, Gastaldi 2009, Llompart 2011, Llompart *et al.* 2012). Si bien en nuestro país el movimiento económico generado por la pesca recreacional es aún desconocido, existen indicadores que la señalan como una fuente importante de ingresos a ser considerada en algunas localidades argentinas, entre ellas el Río Paraná, el Río de la Plata, la costa de la provincia de Buenos Aires y la de salmónidos en la Patagonia (Vigliano y Alonso 2000, Llompart *et al.* 2012). La pesquería recreacional marítima de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blas (RNUMBSB), es la de mayor importancia en la costa del Atlántico Sudoccidental y una de las de mayor captura del Hemisferio Sur (Llompart *et al.* 2012). Por otra parte se ha señalado que las capturas totales por pesca recreacional, de condriictios y teleósteos, en RNUMBSB, triplican o cuadruplican a la de los desembarques de la pesquería artesanal que opera en RNUMBSB (García Liotta 2008).

La opinión general indica que la pesca recreacional genera un bajo impacto sobre las poblaciones de peces cuando se la compara con la pesca industrial, sin embargo, para los tiburones no ha sido así y en numerosos casos, como por ejemplo en la costa este de Estados Unidos 1.824.000 tiburones costeros y 114.000 tiburones pelágicos han sido capturados en 1999 (Babcock 2008). Otros registros señalan que en la costa Atlántica, los pescadores recreacionales-recreativos produjeron la mayor captura en biomasa de grandes tiburones (Anderson 1980) y en la costa de California,

la presión de pesca ejercida sobre *Triakis semifasciata* fue hasta 26 veces mayor que la de la pesca industrial (Smith y Abramson 1990). En el sudeste de Australia la población del escalandrún, *Carcharias taurus*, fue casi extinguida por la caza submarina y la pesca con caña (Compagno 1984, Smith y Pollard 1999, Environment Australia 2002). Cabe aclarar que en estos países las viejas prácticas han sido reemplazadas en las últimas décadas por prácticas más sustentables de pesca con devolución. En nuestro país se ha estimado de manera cuantitativa el impacto de la pesca recreacional sobre las poblaciones del escalandrún (123 - 453 ind/año), la bacota, *Carcharhinus brachyurus* (327 - 471 ind/año) y el cazón, *Galeorhinus galeus* (708 - 1401 ind/año) en la RNUMBSB (Lucifora 2003). Este autor determinó que esos niveles de explotación eran insostenibles en particular para el escalandrún, ya que el número de individuos capturados era comparable con el de la pesquería artesanal de Uruguay y con el de la pesca industrial del sur de Brasil. Por su parte, las capturas de bacota resultaron mayores que las estimaciones de las capturas obtenidas por la pesca comercial en Puerto Quequén (Chiaramonte 1998).

Los modelos de supervivencia analizados por Lucifora (2003) señalan que la población de escalandrún en el ASO disminuiría a un ritmo de 11% anual, teniendo en cuenta la presión por pesca comercial y recreacional, reduciendo el tamaño poblacional en al menos 80% en una década, considerado como en peligro crítico de extinción, según la UICN (www.redlist.org). Esto llevaría a limitar las presiones que tradicionalmente fueron consideradas menores, como la pesca recreativa, ya que el efecto sobre la población de esta especie es comparable con el de las pesquerías comerciales (Lucifora 2003).

Respecto a las evaluaciones de bacota, si bien estas indicaron que la población era sobreexplotada por la pesca recreacional en la RNUMBSB (Lucifora 2003), a estos valores deberían adicionarse las capturas de las pesquerías recreativas del resto de la Provincia de Buenos Aires (Lucifora *et al.* 2001), las de la pesca comercial de la flota

costera bonaerense (Lagos 2001), la uruguaya (Nion 1999) y la brasileña (Soto 2000). Si bien sólo se conoce una parte menor de las capturas de bacota, los datos muestran que la presión de la pesca recreativa es de igual magnitud o mayor que la de la pesca industrial (Lucifora 2003).

Las estimaciones de la pesquería recreativa de cazón, en la RNUMBSB, señalan el decrecimiento de la población y una captura mucho menor que la comercial de Puerto Quequén (Chiaramonte 1998), pero hasta 10 veces mayor que la de la flota artesanal del Golfo Nuevo (Lucifora 2003). Se han recomendado medidas de conservación y manejo que deberían ser aplicadas en conjunto por Brasil, Uruguay y Argentina, ya que es el área de distribución y explotación de cazón y escalandrún (Lucifora 2003).

Por otra parte se ha detectado que la pesca recreacional en la Reserva Natural Provincial Ría Deseado (RNPRD), incidiría de manera negativa en las poblaciones de varias especies de tiburones, principalmente en el gatopardo *Notorynchus cepedianus* y el gatuzo *Mustelus schimitti*, ya que se capturan, tanto adultos como juveniles, cuando se acercan a esta zona, con fines reproductivos (Cedrola 2011). Esto motivó la implementación de la pesca recreacional de tiburones con devolución en el ámbito de la RNPRD, que deberá complementarse con el entrenamiento de pescadores y agentes de conservación, particularmente en técnicas apropiadas para garantizar la supervivencia de los tiburones liberados. Además se propone la participación de los actores involucrados en la actividad (usuarios, administradores y ONGs), para confeccionar las regulaciones del programa de uso público del plan de manejo del área protegida (Cedrola 2011).

La pesca recreacional de tiburones en la Argentina

La pesca recreacional de tiburones es tradición en la Argentina desde hace más de sesenta años. Los tiburones de gran tamaño son trofeos codiciados por los

aficionados a la pesca, que participan de torneos y salidas de pesca realizadas durante la temporada y son los que sostienen el mercado construido alrededor de esta actividad, que incluye tanto el sector turístico como los relacionados con la manufactura de los artes de pesca y sus accesorios (Cedrola 2012). Sin embargo no hay datos históricos de las capturas y del esfuerzo pesquero de la pesca recreacional dirigida a tiburones. Como así tampoco un registro socioeconómico de esta actividad que pueda indicar el impacto de la pesca recreacional sobre este recurso, así como su alcance social y económico (Cedrola 2012).

Este tipo de pesca se desarrolla en cuatro de las provincias con litoral marítimo (Buenos Aires, Río Negro, Chubut y Santa Cruz), la temporada de pesca se extiende entre primavera y verano, que coincide con la llegada de las distintas especies de tiburones a las áreas de pesca y se superpone, en algunos casos, con áreas de cría, como en el caso del gatopardo y del gatuzo en la RNPRD (Cedrola 2011). En particular la RNUMBSB es un área de apareamiento para el escalandrún, mientras que los juveniles de gatopardo la utilizan como área de cría (Lucifora 2003) y también se registró una importante cantidad de juveniles y subadultos de bacota, además de hembras grávidas de cazón en distintos estadios de gestación (Lucifora *et al.* 2004).

La pesca presenta dos modalidades, la dirigida y la variada. En la primera los tiburones de gran porte son las especies objetivo y puede realizarse desde la costa o embarcado, utilizando equipos de pesca mediano o pesado. En cambio en la pesca variada, los condrictios son capturados junto con otras especies blanco y generalmente se practica desde la costa y con equipos medianos o livianos (Cedrola 2012). A su vez, las especies blanco de la dirigida son el escalandrún, el cazón, la bacota y el gatopardo que varían en presencia y abundancia, en relación a su distribución natural y a la época del año, a lo largo del litoral marítimo argentino. Por su parte, en la pesca variada se incluyen el gatuzo, el espinillo (*Squalus acanthias*), el cazón, la bacota y el gatopardo (Cedrola 2012).

Los torneos de pesca dirigida se realizan en las provincias de Buenos Aires, Chubut y Santa Cruz. En Buenos Aires se llevan a cabo a partir de octubre hasta abril, en el estuario de Bahía Blanca dentro de la Reserva Natural de Usos Múltiples Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde (RNUMBBFV) (Calvo 2008). En la provincia de Chubut, en Playa Canto y Playa Unión entre diciembre y abril mientras que en Santa Cruz, se llevan a cabo en la Reserva Natural Provincial Bahía y Península de San Julián (RNPBPSJ) y en la RPNRD entre diciembre y marzo. Con respecto a la pesca variada los torneos se realizan en las tres provincias mencionadas y el mayor número de eventos se desarrollan en Buenos Aires. Estos torneos son organizados y llevados a cabo por clubes de pesca y asociaciones locales (Cedrola 2012), la mayoría premia a la pieza de mayor tamaño y los tiburones son un incentivo importante para los pescadores.

La modalidad de pesca dirigida con sacrificio de tiburones se fue modificando hacia prácticas más sustentables incorporando la devolución y protocolos de buenas prácticas. Paralelamente, a partir del año 2003, se prohibieron los concursos de pesca de tiburones con sacrificio dentro de la RNUMBBFV.

La pesca recreacional marítima está regulada por disposiciones y decretos incluidos dentro de las leyes de pesca provinciales, excepto para Río Negro, donde no se cuenta con legislación específica al respecto (Cedrola 2012). Sólo la provincia de Buenos Aires posee una normativa reglamentaria exclusiva para la pesca recreacional de tiburones, la Dirección de Desarrollo Pesquero del Ministerio Asuntos Agrarios estableció la disposición 217/07, cuyo artículo 14 regula la pesca recreacional dirigida a los grandes tiburones costeros: escalandrún, bacota, gatopardo, cazón y tiburón martillo (*Sphyrna tudes*, *S. lewini* y *S. zygaena*), especificando el tipo de equipo que debe ser utilizado y "quedando estrictamente prohibida la captura con sacrificio", siendo obligatoria la pesca con devolución.

La pesca recreacional de tiburones se realiza también en áreas protegidas, que están reguladas por la normativa de los planes de manejo de las mismas. En la provincia de Buenos Aires la RNUMBSB y la RNUMBBFV cuentan con sus respectivos planes sujetos a aprobación desde el 2007 por la OPDS (Organismo Provincial para el Desarrollo Sustentable). En éstos planes se sentaron las bases técnicas para el manejo de las especies de grandes tiburones costeros, considerando tanto la actividad recreacional como la artesanal, objetivos de conservación bioecológicos, socioeconómicos, se fomenta el mercado y se prohíbe el sacrificio de los individuos. En la RNUMBBFV existen lineamientos específicos sobre la pesca recreacional de tiburones que incluyen la práctica de pesca con devolución, un programa de educación y difusión destinado a los pescadores y la realización de estudios ecológicos (Massola y Sotelo 2008).

A pesar de la carencia de un marco legal específico para la actividad en algunas provincias, en áreas específicas de la costa, se vienen llevando a cabo distintas iniciativas para concientizar acerca del impacto de la actividad y promover buenas prácticas de pesca recreacional de tiburones. En Santa Cruz, se lograron acuerdos para la práctica de la pesca con devolución, con los clubes de pesca y con organizadores de concursos de pesca dirigida a tiburones (Cedrola y Caille 2007). Posteriormente en el marco del PAN – Tiburones, se recomendó replicar este tipo de experiencias en otras localidades costeras, promoviendo talleres de divulgación y entrenamiento de buenas prácticas de pesca recreacional y la participación de los pescadores recreacionales y otros actores relacionados (Cedrola 2012).

Marcado y recaptura

Históricamente, el objetivo de la mayoría de los estudios de marcado de tiburones, era analizar los movimientos y las migraciones, más recientemente y con técnicas modernas, se utilizan como herramientas para el estudio de la dinámica de poblaciones. Por otra parte, los datos recogidos en un programa de marcado se pueden utilizar para analizar el comportamiento, los ensambles de especies, la composición por tallas, la proporción de sexos, la distribución espacial y temporal, la delimitación de las zonas de cría, la distribución de los intervalos de madurez, los índices de abundancia relativa, la fidelidad al sitio, las tasas de dispersión, los tiempos de residencia, las interacciones con pesquerías, los cambios en los patrones de pesca, la selectividad de las artes, la pérdida de marcas, la supervivencia y los datos medioambientales (Klimley y Nelson 1984, Kohler y Turner 2001, Pratt y Carrier 2001).

La mayoría de los estudios de marcado fueron llevados a cabo por científicos para responder a preguntas biológicas específicas, y en general el marcado y en algunos casos las recapturas, fueron realizados por los investigadores que participaban directamente en el trabajo. Otro tipo de programa de marcado son los de tipo cooperativo o voluntario, donde se promueve la participación conjunta de científicos y voluntarios para lograr los objetivos de la investigación (Scott *et al.* 1990). Uno de los primeros programas cooperativos marinos, de pesca recreacional con marcado, se inició en los EE.UU en 1951 por Frank Mather y desde entonces se implementaron numerosos programas de pequeña y gran escala en todo el mundo y se han incluido varias especies de tiburones. Entre ellos el iniciado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, de Inglaterra (Stevens 1990), en Australia se aplicó un programa de marcado cooperativo de pesca recreacional en 1973, (Pepperell 1990), en EE.UU., se implementó en 1983 el Programa de Marcado de Tiburones Pelágicos del Departamento de Caza y Pesca de California (Kohler y Turner 2001). Desde 1962 se desarrolla en EEUU el Programa de Marcado de Tiburones

Cooperativo que es el más importante del mundo, que comenzó con un grupo de 74 pescadores que participaron en el mercado en 1963 y actualmente cuenta con más de 6.500 voluntarios distribuidos a lo largo de la costa del Atlántico de América del Norte y Europa (Kohler y Turner 2001).

En todos estos programas se utilizan marcas que son seleccionadas teniendo en cuenta el objetivo de estudio, el efecto de la marca en el comportamiento, la supervivencia, el crecimiento y en otras las características del ciclo vital, la estabilidad de la marca, el número y tamaño de los tiburones a ser marcados, el estrés de captura, manejo y marcado, la facilidad de penetración o aplicación de la marca, el tiempo de permanencia de la marca en el ejemplar, la disponibilidad y capacidad que requiere el marcado, el costo de llevar a cabo el estudio y la recaptura de las marcas, la coordinación necesaria entre los organismos, estados o países, la especie a marcar y los métodos de recuperación y registro de las marcas (McFarlane *et al.* 1990, Kohler y Turner 2001). En el caso de los programas de marcado y recaptura voluntarios, tienen cuatro condiciones principales, que la marca debe ser visible, de fácil uso y seguro, con equipos de bajo costo y contener las instrucciones de devolución detalladas en varios idiomas (Casey 1985). En la Argentina, los primeros aportes de marcado comenzaron con Cedrola y Chiaramonte, cuyos resultados forman parte de este trabajo y además de este, sólo existe un proyecto del Instituto Nacional del Desarrollo Pesquero (INIDEP) de marcado, dirigido a *Mustelus schmitti*, cuyos resultados no han sido publicados.

En la actualidad, en Argentina, si bien las poblaciones de tiburones son altamente impactadas por la pesca comercial, sólo la pesca recreacional está dirigida a tiburones costeros de mediano y gran porte y se plantea como una gran amenaza para la conservación de poblaciones locales. Si bien existen regulaciones como por ejemplo, el establecimiento de áreas marinas protegidas, la liberación obligatoria de los tiburones capturados por la pesca comercial (> 160 cm) y recreacional, los

ejemplares grandes siguen siendo aún capturados por los pescadores recreacionales, ya que la fiscalización es prácticamente inexistente. Este Proyecto tiene un nuevo enfoque acerca de la conservación de los tiburones, planteando actividades de marcado/recaptura de manera cooperativa y paralelamente el desarrollo de campañas de capacitación y difusión sobre el estado de conservación del grupo. Por otra parte se busca establecer una alternativa al enfoque tradicional de manejo de los recursos de las pesquerías recreacionales.

La hipótesis planteada es que es posible la incorporación de los pescadores recreacionales de tiburones del Mar Argentino, como actores clave, en un proyecto de conservación.

Para corroborar esta hipótesis se llevaron a cabo los siguientes objetivos particulares:

- 1) Comunicar y difundir, a las comunidades de las principales localidades costeras, el estado actual de conservación de los tiburones, su historia de vida y los objetivos del Proyecto.
- 2) Establecer nodos de marcado de tiburones por medio del entrenamiento de los pescadores recreacionales, guías de pesca y clubes, en las buenas prácticas de pesca y devolución y técnicas de marcado de tiburones.
- 3) Incorporar el marcado científico y afianzar la pesca con devolución, de manera oficial en los principales torneos de pesca de tiburones dentro de las áreas marinas protegidas de Argentina.
- 4) Describir de manera cuali/cuantitativa el marcado de tiburones realizado por los pescadores recreacionales entrenados en el marco del Proyecto en la costa argentina.
- 5) Determinar el perfil social y pesquero de los pescadores recreacionales de tiburones de la costa Argentina.

- 6) Establecer las bases para la elaboración de estrategias de manejo adaptativo, incorporando a la comunidad de pescadores recreacionales en Planes de manejo de tiburones del Mar Argentino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una selección de los principales sitios de pesca recreacional de tiburones a lo largo de la costa argentina. Para la provincia de Buenos Aires se tomó como referencia a Chiaramonte (2008), para Santa Cruz la información aportada por Cedrola (2011) y para Río Negro por Suárez (com pers., Grupo CONDROS, IBMP Alte. Storni), como así también la información publicada en el Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Condrictios en la República Argentina (Cedrola 2012). Posteriormente se realizó un relevamiento de los principales actores, como clubes de pesca, instituciones académicas, organismos de control y medios de comunicación locales. Finalmente se procedió a ordenar la información recopilada y se procedió a realizar los contactos previos a las campañas, con el propósito de optimizar la logística en el campo.

Por otra parte, respecto de la infografía, se diseñó y elaboró el material de difusión (logo, banner, poster, díptico y calcomanías (Fig. 1) del proyecto a ejecutar: "*Conservar Tiburones en Argentina*". Posteriormente se imprimió este material, de difusión del Proyecto e información de contacto, que fue difundido durante las campañas en las distintas localidades de la costa argentina. Los posters fueron distribuidos y colocados en locales de pesca y clubes con el propósito de informar los alcances del Proyecto y comunicar sobre los procedimientos a seguir en caso de encontrar tiburones marcados (Fig. 2A). Durante las charlas y conferencias se distribuyeron los dípticos y calcomanías (Fig. 2B, C y D) ampliando la difusión del Proyecto en las distintas localidades donde se practica la pesca recreacional de tiburones en la costa argentina.



PROYECTO

CONSERVAR TIBURONES EN ARGENTINA

Conservar Tiburones en Argentina tiene como objetivo proteger a las especies amenazadas de tiburones para que estén presentes hoy y mañana asegurando la salud de nuestros mares. El proyecto consiste en un plan de mercado de tiburones llevado adelante por pescadores y científicos.

¡UNITE AL PROYECTO ...TU APORTE VALE!

¿Qué hago si pesco un tiburón marcado?
 Si pesco un tiburón marcado debo anotar el número de la marca (ver foto abajo), devolverlo al mar si aún vive y avisar del hallazgo a los organizadores del proyecto.
 +54 11 49629410 ext 221:
 gchiam@retina.ar y/o
 jaramartin_cueva@pffco.com.ar

Si te interesa el proyecto, también puedes participar de nuestras actividades en cada una de las reservas:

- Talleres y grupos de discusión abiertos a la comunidad, señalando la vulnerabilidad de las distintas especies de tiburones, la importancia de las áreas de vida y las implicancias en la conservación que genera el proyecto.
- Cursos de entrenamiento en la metodología de marcado y recapturas de tiburones dirigido a pescadores.
- Colaboración en la implementación de técnicas de pesca con marcaje y devolución.

Reservas Naturales donde se ejecuta el Proyecto Conservar Tiburones en Argentina:

- 1) Bahía Blanca.
- 2) Bahía San Blas.
- 3) Río Desierto.
- 4) Bahía y Península San Julián.

Financiamiento: 

Ejecución:  Conservar Tiburones en Argentina

PROYECTO

CONSERVAR TIBURONES EN ARGENTINA

Financiamiento: 

Ejecución:  Conservar Tiburones en Argentina

¿Dónde están los tiburones en Argentina?
 En el Mar Argentino hay 56 especies de tiburones, distribuidos desde la línea de costa hasta las grandes profundidades. Las más conocidas por frecuencia y área cubiertas son: cazón, galapagó, esmeraldino, pez angel, bacocha, galburú y espigón.

¿Qué hago si pesco un tiburón marcado?
 Si pesco un tiburón marcado y en buen estado, debo anotar el número de la marca (ver foto abajo), devolverlo al mar y avisar del hallazgo a los organizadores del proyecto.

+54 11 49629410 ext 221
 gchiam@retina.ar y/o
 jaramartin_cueva@pffco.com.ar

Si te interesa participar o conocer más del Proyecto, contactanos por facebook o escribenos un correo.

“Devolviendo Tiburones hoy nuestro mar será más saludable mañana”

¡UNITE AL PROYECTO ...TU APORTE VALE!

¿Qué busca este proyecto?
 El principal objetivo del proyecto es proteger a las especies amenazadas de tiburones para que estén presentes hoy y mañana asegurando la salud de nuestros mares.

El proyecto consiste en un plan de mercado de tiburones llevado adelante por pescadores y científicos. Para ello, implementa tres tipos de actividades:

- Talleres y grupos de discusión abiertos a la comunidad, señalando la vulnerabilidad de las distintas especies de tiburones, la importancia de las áreas de vida y las implicancias en la conservación que genera el proyecto.
- Cursos de entrenamiento en la metodología de marcado y recapturas de tiburones dirigido a pescadores.
- Colaboración en la implementación de técnicas de pesca con marcaje y devolución.

C

D

Figura 5.1. Infografía del Proyecto Conservar Tiburones en Argentina. A. Logo. B. Calcomanía con la dirección de Facebook. C. Poster. D. Díptico.



Figura 5.2. **A.** Campaña de difusión en Puerto Deseado. **B.** Campaña de difusión en San Antonio Este. **C.** Presentación a los alumnos de la escuela de San Antonio Este. **D.** Entrega de dípticos y calcomanías en la escuela primaria de la RNUMBSB. **E.** Presentación a la fundación “Conociendo Nuestra Casa”, Puerto Deseado. **F.** Presentación a los socios del Club de Pesca y Náutica Puerto Galván, Bahía Blanca.

Campañas de difusión y concientización

Se llevó a cabo una campaña de comunicación con el propósito de dar a conocer los objetivos del Proyecto en las comunidades de pescadores recreacionales en las provincias de Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz, que incluyen cuatro áreas marinas protegidas. Esta comunidad está integrada por guías de pesca, clubes de pesca recreacional, que en algún momento del año se dedican a la pesca de escualos y por pescadores individuales vinculados o no con clubes de pesca.

Las campañas de difusión se llevaron a cabo en localidades seleccionadas y fueron dirigidas para público en general y para la comunidad de pescadores recreativos (Fig. 2E y F), con el propósito de formar grupos de debate y difundir el estado de situación de los tiburones, el grado de vulnerabilidad, los problemas de conservación, y los objetivos concretos del Proyecto.

Paralelamente se creó una cuenta de Facebook, que por una parte permite la difusión del Proyecto y por otra funciona como plataforma virtual para convocar a los pescadores a unirse al programa, informar acerca de las actividades desarrolladas y fomentar el intercambio de información y experiencias.

Campañas de capacitación de pescadores recreativos (talleres de marcado)

Durante las campañas de difusión se convocó a participar de los talleres de marcado, a los pescadores recreativos de tiburones, considerándolos como potenciales actores clave del Proyecto.

Los talleres se llevaron a cabo entre octubre y diciembre de 2013 en dos modalidades: grupales (Fig. 3) e individuales (Fig. 4). Los objetivos consistieron en informar acerca del método de marcado y de los aspectos biológicos de los tiburones, a tener en cuenta durante el evento de marcado. Por otra parte se generó un espacio de debate sobre temas particulares relacionados con la pesca y la conservación de los condrictios, además de proveer información sobre la condición de vulnerabilidad de las

especies de tiburones, la importancia de las zonas de cría y la ingerencia del Proyecto en la conservación de este grupo.



Figura 5.3. Taller grupal de marcado para pescadores recreacionales del Club de Pesca y Náutica Puerto Galván, Bahía Blanca.



Figura 5.4. Taller individual de marcado en la RNUMBSB.

Los pescadores fueron entrenados en la metodología de marcado durante talleres de capacitación y se les suministró un set de marcado que incluía marcas, un punzón aplicador y un manual de marcado diseñado y desarrollado exclusivamente

para el Proyecto, como así también una gorra con el logo del Proyecto para fortalecer el sentido de pertenencia.

Manual de marcado de tiburones de Argentina

El manual de marcado (Cuevas *et al.* 2013) fue elaborado con el asesoramiento técnico de pescadores recreacionales y guías de pesca. Se diseñó en un formato práctico (15 x 21 cm) y ameno para ser transportado por los pescadores recreacionales. Incluye los objetivos del Proyecto, las recomendaciones previas al marcado, asesoramiento en el manejo de los ejemplares para garantizar la supervivencia y una detallada explicación de los pasos del marcado. Se enumeraron además las 9 especies y el género de tiburones costeros que se prevee marcar (azul *Prionace glauca*, zorro *Alopias vulpinus*, mako *Isurus oxyrinchus*, oceánico *Carcharhinus longimanus*, cazón, bacota, gatopardo, espinillo, escalandrún y el género de martillos *Sphyrna*).

Además, cuenta con fichas técnicas de 16 especies de tiburones de Argentina (gatuza, ángel *Squatina guggenheim*, pintaroja *Schroederichthys biviuis*, azul, zorro, sardinero *Lamna nasus*, mako, *Sphyrna lewini*, *Sphyrna tude*, *Sphyrna zygaena*, oceánico, cazón, bacota, gatopardo, espinillo y escalandrún) que incluyen, ilustraciones originales e información sobre biología, distribución y estado de conservación. Se completa con planillas (20) para asentar los datos de los ejemplares marcados y la recaptura.

Marcado, recaptura y recompensa

Los tiburones en general, son un grupo adecuado para el análisis de marcado debido a que realizan amplios movimientos, tienen un comportamiento gregario y tamaño relativamente grande, que les permite portar la mayoría de las marcas con éxito. Las marcas están realizadas con diversos materiales, a veces diseñadas para

ciertas especies o grupos específicos y se han utilizado con éxito en casi todo el mundo (Kohler y Turner 2001). Las marcas pueden ser naturales o artificiales, entre éstas últimas las más comunes son externas, con un formato de anclaje que les permite adherirse a los ejemplares; incluyen información sobre el Proyecto al que pertenecen, con un código alfanumérico para el reconocimiento de los individuos (Bergman *et al.* 1992) (Fig. 5A). Las marcas en forma de dardo permiten ser aplicadas con facilidad y seguridad; originalmente fueron desarrolladas para atunes y posteriormente se modificaron para tiburones (Casey 1985) y son usadas por biólogos y pescadores.

Las marcas utilizadas en el este Proyecto llevan la indicación de que pertenecen al “Programa de Marcado de Tiburones de la División de Ictiología del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia”, coordinado por el Dr. Chiaramonte; poseen un número de identificación y la información de contacto (nombre de la institución a cargo del Proyecto, teléfono, correo electrónico y dirección postal) para establecer la comunicación en caso de que el ejemplar sea recapturado.

Se aplicaron mediante un punzón hueco de acero inoxidable (Fig. 5B); el extremo de la marca posee una barbilla o lengüeta que se coloca en una ranura del punzón y la mantiene firme para asegurar la penetración en la musculatura cerca de la base de la primera aleta dorsal hasta que el anclaje de la lengüeta quede perpendicular al cartílago basal de la aleta (Fig. 5C). El punzón se inserta en ángulo hacia el extremo de la cabeza, de manera que la marca tenga una posición hidrodinámica en el sentido antero-posterior.

Se solicitó a los pescadores que completen las planillas del Manual de Marcado, con los datos que incluyen el nombre de la especie, el número de marca, la longitud total (cm) (Fig. 5D), el sexo, la fecha, hora, localidad, latitud y longitud, tipo de pesca (costa o embarcado), tipo de carnada, así como el nombre y la dirección de la

persona que realizó el marcado; además se incluye un apartado de comentarios para agregar datos biológicos del individuo, información ambiental y observaciones.

Los datos permitieron realizar una caracterización biológica. Mediante las longitudes obtenidas se caracterizaron los estadios de madurez, según el criterio de Lucifora (Lucifora 2003), Chavez, (Chavez 2014) y Chiaramonte (2015).

Para facilitar la tarea de los colaboradores del Proyecto, los datos fueron enviados por distintos medios (mensaje de texto, mensaje privado a través de la página de Facebook del Proyecto, correo electrónico o teléfono).

Se establecieron nodos de marcado que consistieron en un grupo de colaboradores de una localidad costera determinada, que participan en el marcado de tiburones de forma sistemática. Para cada nodo se calculó un índice de marcado:

N° de marcas entregadas/ejemplares marcados

Los procedimientos para comunicar la recaptura fueron incluidos en los póster y dípticos del Proyecto y las planillas de marcado también son utilizadas para documentar la recaptura.

Por otra parte, se implementó un sistema de recompensa para todos aquellos que informen sobre una recaptura en forma voluntaria, que consistió en una remera con el logo del Proyecto (Fig. 5F), que además ayudó a fortalecer el sentido de pertenencia de los colaboradores al Proyecto y de manera indirecta alentó a otros pescadores a hacerlo.



Figura 5.5. A. Marca utilizada en el proyecto. B. Punzón aplicador. C. Colocación de la marca en la base de la aleta dorsal de un ejemplar de cazón. D. Medición de un ejemplar de cazón. E. Marcado de bacota en Mar del Plata por pescadores locales desde kayak. F. Recompensa por los reportes de recapturas.

Encuestas

Se diseñaron encuestas formales para que se completaran durante los talleres de mercado y los torneos de pesca recreacional de tiburón en distintas localidades de las provincias de Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz. El objetivo fue caracterizar el perfil social y pesquero de los pescadores recreacionales de tiburones y el grado de percepción respecto al estado actual de conservación de los tiburones. El cuestionario incluyó datos personales (sexo, edad y años como pescador), la caracterización del perfil de pescador (tipo de pescador, modalidad y equipos de pesca empleados, tipo de carnada usada y preferencia de especies a capturar), percepción sobre el estado de conservación de los tiburones costeros y sobre un potencial cambio de hábito de la comunidad de pescadores recreacionales y el conocimiento sobre la normativa actual.

RESULTADOS

Difusión

Se realizaron 26 eventos incluyendo conferencias, charlas, entrevistas de radio, diarios y tv, durante la primavera de 2013 (Tabla 1), en distintas localidades de las provincias de Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz. En todas se abordaron aspectos de historia de vida, estado de conservación de las especies y se realizó la difusión de los objetivos del Proyecto.

Por otra parte la cuenta de Facebook creada para el Proyecto, cuenta en la actualidad con 1867 seguidores y en una oportunidad se llegó a 6.400 personas alcanzadas con la publicación de la tercera recaptura del Proyecto, publicada el 8 de febrero de 2015.

Talleres de marcado

A partir de septiembre de 2013 se realizaron 7 talleres grupales y 20 reuniones individuales, donde 96 pescadores recreacionales fueron entrenados en el marcado y les fueron entregadas 1.281 marcas. Este grupo de pescadores desarrollan su actividad en 14 localidades costeras de Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz, incluyendo 4 Áreas Marinas Protegidas (Superficie total: 5.615 km²), que fueron agrupados en 13 nodos de marcado que se extienden aproximadamente en 1000 km de costa, desde el Faro Querandí (Prov. de Buenos Aires) hasta el puerto de aguas profundas de San Antonio Este (Prov. de Río Negro) (Fig. 6).

Nº	Actividad	Lugar	Nº de asistentes	Fecha
1	Presentación del proyecto en la cátedra de Economía Pesquera	Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires	23	26/09/2013
2	Entrevista para el blog periodismo en redacción	Oficina del Organismo Para el Desarrollo Sustentable, Ing. White, Buenos Aires	-	26/09/2013
3	Entrevista para el programa Noticias en compañía	Radio Palihue FM 102.3 , Bahía Blanca, Buenos Aires	-	26/09/2013
4	Entrevista para el programa Comprometerse	Radio Universidad Nacional del Sur AM 1240, Bahía Blanca, Buenos Aires	-	27/09/2013
5	Nota para el programa de tv sustentartv	Bahía Blanca, , Buenos Aires	-	27/09/2013
6	Entrevista realizada por el periodista Guillermo Fidalgo	Plaza Perón, Bahía Blanca, Buenos Aires	-	27/09/2013
7	Presentación del proyecto. Charla abierta	Club de Pesca y Nautica Puerto Galván, Bahía Blanca, Buenos Aires	29	
8	Entrevista brindada para el programa Proyecto Pesca (La Peña Nautica)	Club de Pesca y Nautica Puerto Galván, Bahía Blanca, Buenos Aires	-	27/09/2013
9	Presentación del proyecto. Charla abierta	Centro Histórico Cultural de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires	20	28/09/2013
10	Charla informativa para alumnos de secundaria	Escuela Islas Malvinas, San Blas, Buenos Aires	44	01/10/2013
11	Entrevista para Radio Continental FM 96.5	San Blas, Buenos Aires	-	01/10/2013
12	Charla informativa para alumnos de primaria	Escuela Islas Malvinas, San Blas, Buenos Aires	51	01/10/2013
13	Entrevista para el programa @despertar	Radio Nacional Viedma AM 1150 o FM 93.05, Viedma, Río Negro	-	02/10/2013
14	Nota para Canal 3, programa: Panorama de Noticias. Comarca Viedma-Carmen de Patagones	Carmen de Patagones, Buenos Aires	-	02/10/2013
15	Charla informativa para alumnos de primaria	Escuela 304 Alberto J. Centani, Puerto San Antonio Este, Río Negro	26	04/10/2013
16	Entrevista para el Programa de tv Latitud 47°. Noticiero local	Deseado Video Cable, Puerto Deseado, Santa Cruz	-	05/10/2013
17	Entrevista para el programa Amanecer Deseado Noticias	LRI200 Radio Municipal Puerto Deseado 740 khz, Puerto Deseado, Santa Cruz	-	05/10/2013
18	Presentación del proyecto ante el Honorable Consejo Deliberante de Carmen de Patagones	Carmen de Patagones, Buenos Aires	17	24/11/2013
19	Nota para Canal 3, programa: Panorama de Noticias. Comarca	Carmen de Patagones, Buenos Aires	-	24/11/2013
20	Entrevista televisiva para el canal municipal de Puerto San Julián	Municipalidad de Puerto San Julián, Santa Cruz	-	06/12/2013
21	Entrevista para FM Municipal	Puerto San Julián, Santa Cruz	-	06/12/2013
22	Presentación del proyecto al intendente Nelson Gleadell	Municipalidad de Puerto San Julián, Santa Cruz	10	06/12/2013
23	Entrevista para FM Generación	Puerto San Julián, Santa Cruz	-	07/12/2013
24	Entrevista para el programa de radio Muelle, playa y pesca de Puerto Madryn	Playa La Mina, Santa Cruz	-	08/12/2013
25	Presentación del proyecto. Charla abierta	Auditorio de la municipalidad de Puerto San Julián, Santa Cruz	33	09/12/2013
26	Presentación del proyecto. Charla abierta	Fundación Conociendo Nuestra Casa, Puerto Deseado, Santa Cruz	11	10/12/2013

Tabla 5.1. Información de los eventos de difusión del proyecto realizados en Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz.

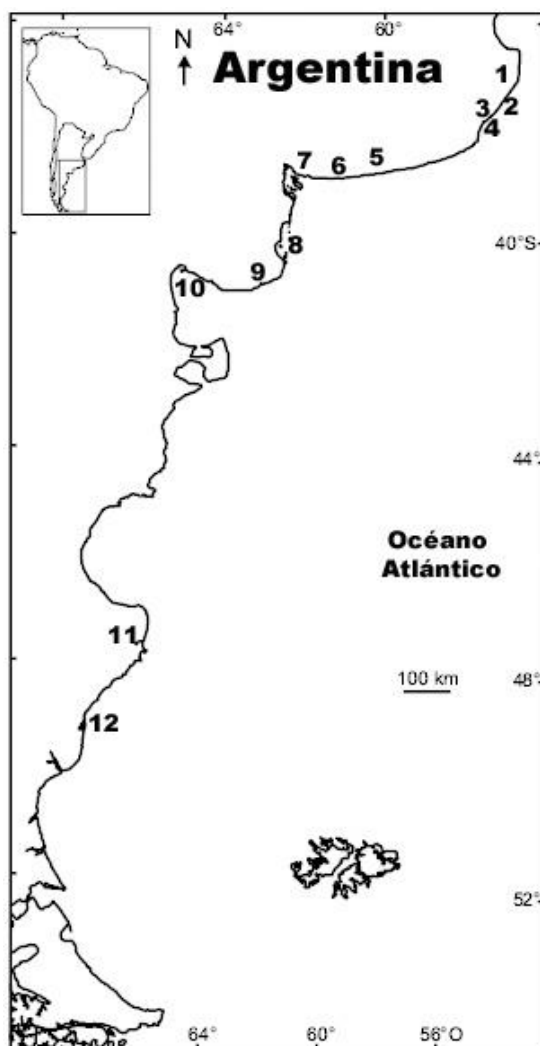


Figura 5.6. Ubicación de los nodos activos de marcado. 1: Faro Querandí, 2: Mar Chiquita, 3: Santa Clara y Mar de Cobo, 4: Mar del Plata, 5: Marisol, 6: Pehuencó, 7: RNUMBB, 8: RNUMBSB, 9: Viedma, 10: San Antonio Este, 11: RNRPD, 12: RNPSJ.

Marcado

Los pescadores entrenados se distribuyeron en 58 grupos de pesca, desde el inicio del Proyecto el 31% de los pescadores reportaron algún evento de marcado. En el contexto del Proyecto se han marcado 316 ejemplares, entre los que se incluyen: cazón (41,1%), bacota (23,4%), espinillo (10,8%), *Sphyrna spp.* (9,5%), *Squatina spp.* (0,6%) y escalandrún (0,3%), en la provincia de Buenos Aires y gatopardo (12,7%) tanto en Buenos Aires como en Santa Cruz (Fig. 7).

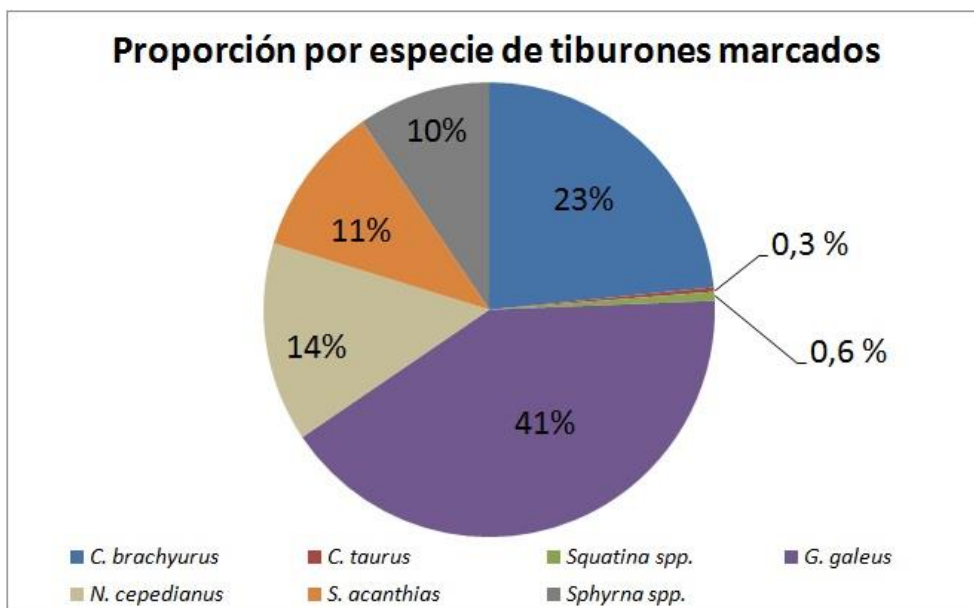


Figura 5.7. Abundancia relativa de tiburones marcados por especie.

El mayor índice de marcado fue registrado en el nodo Santa Clara - Mar de Cobo (0,72), mientras que en *San Blás* se registró el mayor número de ejemplares marcados (N=176) representando el 53% del total (Tabla 2). La mayor riqueza de especies (N=5) se registró en Pehuencó (incorporando al género *Squatina*) seguido de la RNUMBSB y el nodo Santa Clara del Mar – Mar de Cobo (N=4) (Fig. 8).

Nodo marcado n°	Localidad	Provincia	Grupos de pesca por nodo	N° de pescadores entrenados por nodo	N° de pescadores reportando marcas	% de pescadores activos por sitio	N° de marcas entregadas	N° de tiburones marcados	Índice de marcado por nodo
1	Faro Querandí	Buenos Aires	9	27	2	7,4	120	8	0,07
2	Mar Chiquita	Buenos Aires	1	4	4	100,0	60	28	0,47
3	Santa Clara y Mar de Cobo	Buenos Aires	1	1	1	100,0	50	36	0,72
4	Mar del Plata	Buenos Aires	5	9	3	33,3	120	28	0,23
5	Necochea	Buenos Aires	1	1	0	0,0	10	0	0,00
6	Marisol	Buenos Aires	1	1	0	0,0	10	0	0,00
7	Pehuencó	Buenos Aires	2	3	2	66,7	41	27	0,66
8	RNUMPBBFV	Buenos Aires	16	20	2	10,0	300	9	0,03
9	RNUMBSB	Buenos Aires	9	11	3	27,3	350	176	0,50
10	Viedma	Río Negro	2	2	0	0,0	40	0	0,00
11	San Antonio Este	Río Negro	1	1	0	0,0	20	0	0,00
12	RNPRD	Santa Cruz	3	5	1	20,0	40	9	0,23
13	RNPBPSJ	Santa Cruz	7	11	0	0,0	120	9	0,08
Total			58	96	18		1281	330	

Tabla 5.2. Información detallada de los nodos de marcado de tiburones en Buenos Aires, Río Negro y Santa Cruz.

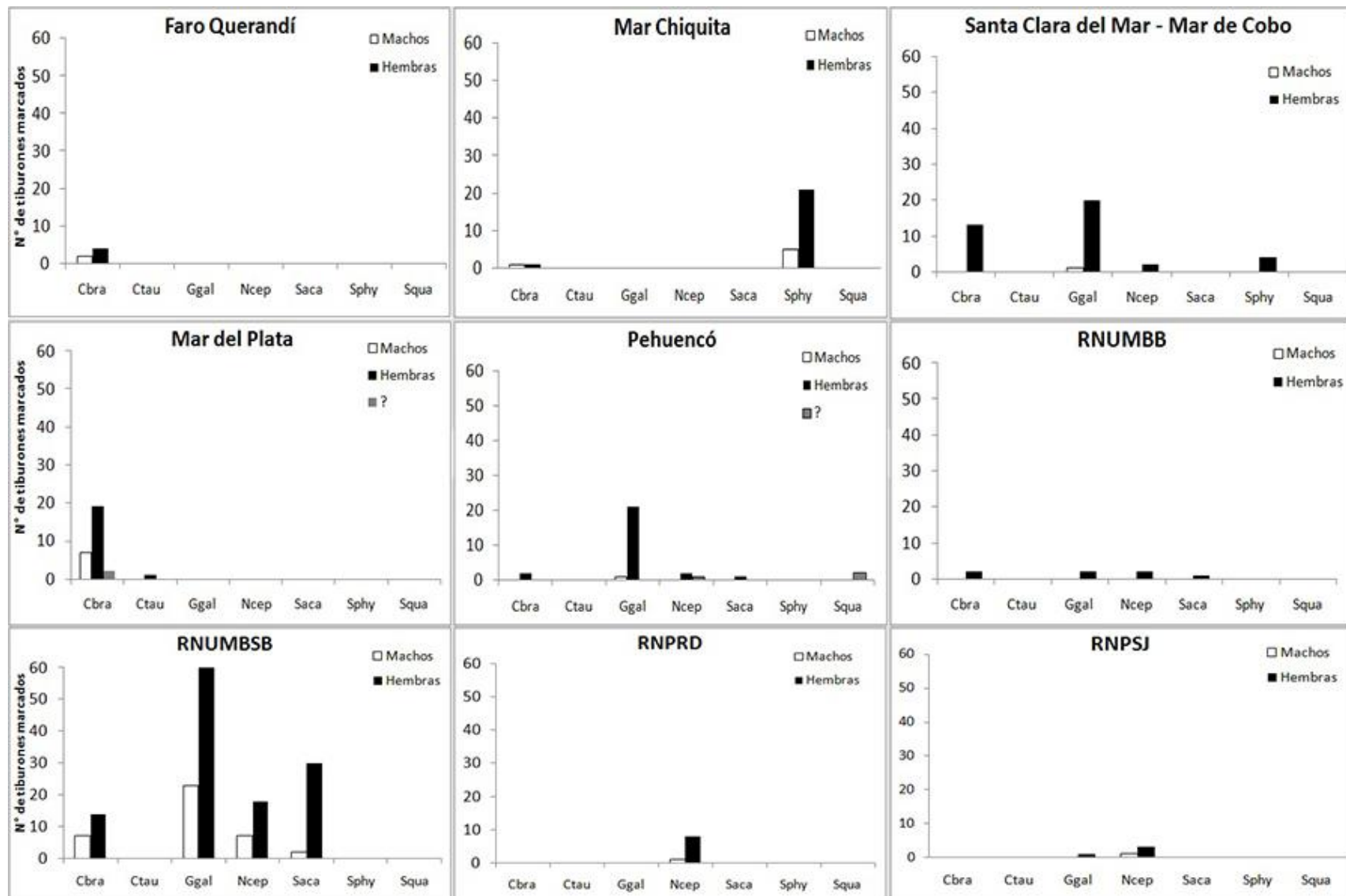


Figura 5.8. Abundancia de las especies de tiburones marcados por nodo. Cbra: *Carcharhinus brachyurus*, Ctau: *Carcharias taurus*, Ggal: *Galeorhinus galeus*, Ncep: *Notorynchus cepedianus*, Saca: *Squalus acanthias*, Sphy: *Sphyrna spp.*, Squa: *Squatina*

Características biológicas de los ejemplares marcados

La mayoría de los ejemplares de tiburones marcados resultaron hembras, en todas las especies (Fig.9). Particularmente para el cazón, la distribución de tallas osciló entre 54 y 148 cm LT con una moda entre 130 y 140 cm de LT (Fig. 9A). Por otro lado, el análisis del largo total determinó que el 59,2% de las hembras y el 96% de los machos estaban sexualmente maduros. Por su parte, la distribución de tallas de bacota presentó dos modas, una entre 140 y 160 cm de LT para ambos sexos, y otra para las hembras entre 200 y 220 cm y entre 180 y 200 cm para los machos (Fig. 9B). Contrariamente a lo registrado para cazón, el 81,13% de las hembras de bacota resultaron inmaduras (LT < 215 cm), al igual que el 93,33% de los machos (LT < 200 cm). La distribución de tallas para las hembras de gatopardo presentó una moda entre 120 y 160 cm de LT, mientras que para los machos fue entre los 120 y 140 cm (Fig. 9C), tanto las hembras como los machos resultaron inmaduros (LT < 170 cm). Los ejemplares marcados de espinillo fueron casi todos hembras maduras (LT > 70 cm) con mayor frecuencia de tallas entre 85 y 90 cm de LT (Fig. 9D), mientras que los dos machos marcados también resultaron maduros (LT > 63 cm). Las tallas de los ejemplares del género *Sphyrna* oscilaron entre 70 y 150 cm LT para las hembras y entre 80 y 120 cm LT para los machos (Fig. 9E). La mayor frecuencia de las hembras se registró entre 80 y 110 cm LT, mientras que para los machos fue entre 100 y 110 cm LT. Finalmente, el único individuo marcado de escalandrún fue una hembra de 200 cm de LT y probablemente madura.

Un análisis particular de los cazones marcados entre Faro Querandí y Mar del Plata arrojó que el 20,8% del total de ejemplares marcados, resultaron inmaduros (Fig. 10) con un rango de distribución entre 54 y 114 cm LT y la mayor frecuencia de juveniles entre 80 y 90 cm de LT (Fig. 11A). Por el contrario, la mayoría de los cazones marcados en la Zona del Rincón (79,2% del total marcado) resultaron ejemplares maduros (85%) (Fig. 10). Mientras que en el sector norte de la Provincia de Buenos

Aires el 90% de los ejemplares de bacota (69,1% del total marcado), tanto hembras como machos, resultaron inmaduros (Fig. 10), se registró la mayor frecuencia entre 200 y 220 cm de LT y otra moda secundaria entre 80 y 140 cm LT (Fig. 11B). En la Zona del Rincón todos los machos de bacota resultaron inmaduros mientras que las hembras maduras representaron un 37,5% (Fig. 10). Por su parte, todos los ejemplares del genero *Sphyrna spp.* fueron marcados en el sector norte, la mayoría en Mar Chiquita (83,3%) y el resto en Mar de Cobo.

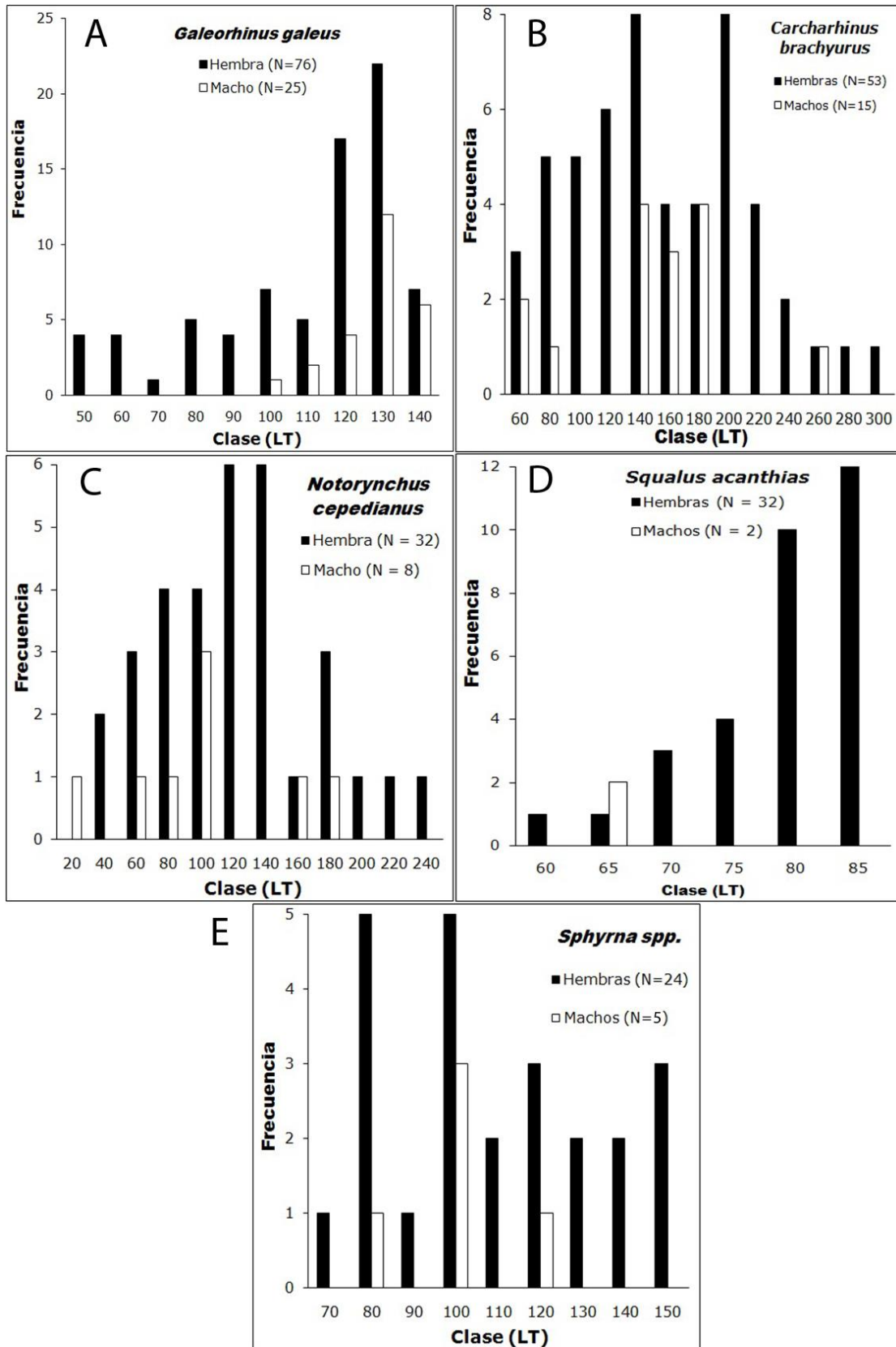


Figura 5.9. Distribución de tallas de los ejemplares marcados y sexados por especie.

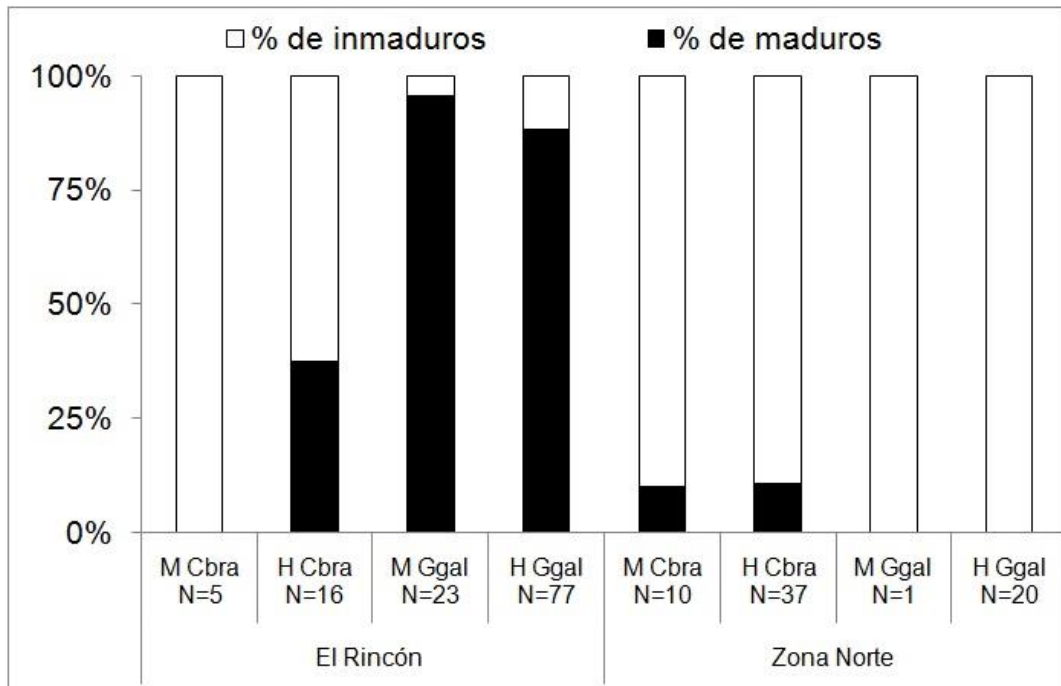


Figura 5.10. Porcentaje de individuos inmaduros y maduros de cazón y bacota en la Zona del Rincón y en la Zona Norte de la Provincia de Buenos Aires (Faro Querandí – Mar del Plata). M Cbra: machos de bacota. H Cbra: hembras de bacota. M Ggal: machos de cazón. H Ggal: hembra de cazón.

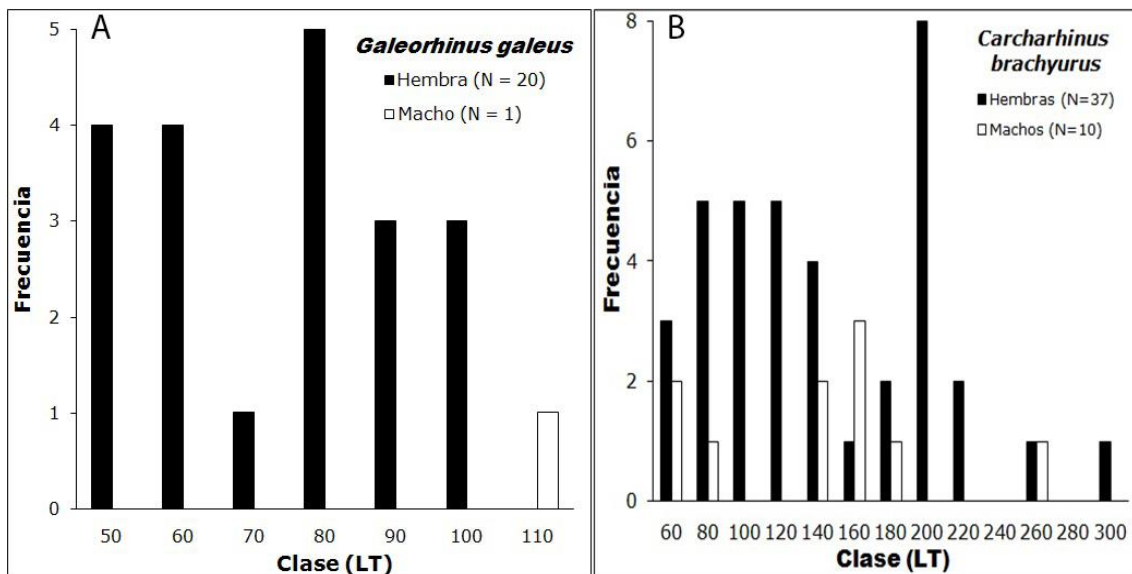


Figura 5.11. Distribución de tallas de cazón y bacota en el sector norte de la Provincia de Buenos Aires. **A:** Ejemplares marcados en Santa Clara del Mar, Mar de Cobo y Mar Chiquita. **B:** Ejemplares marcados entre Faro Querandí y Mar del Plata.

Recaptura

Se recapturaron 3 individuos, que representan el 0,91% del total de individuos marcados. El primero correspondió a una hembra de cazón (N°537) marcada en Bahía Anegada (RNUMBSB) el 28/11/10 y recapturada por un barco de pesca comercial el 20/10/11 a 150 km en dirección sudeste, en mar abierto. El segundo ejemplar corresponde a una hembra de bacota (N°1559) marcada el 23/12/13 en la zona de Mar de Cobo (Provincia de Buenos Aires). Este individuo recorrió 10,6 km y fue recapturado ese mismo día por otro guía de pesca en Santa Clara del Mar (Provincia de Buenos Aires). El tercer ejemplar recapturado fue otra hembra de cazón (N°1587) marcada el 10/01/15 en Mar de Cobo y recapturado el 31/01/15 a 3-4 millas del puerto de Necochea, lo que indica un recorrido de 152,6 km, en 21 días.

Torneos de pesca de tiburones

Se continuó con el trabajo iniciado por el MACN y la Fundación Patagonia Natural, con los organizadores de los torneos de pesca de tiburones en la RNUMBBFV y en la RNBPSJ, con el propósito de mantenerlo en el tiempo e incorporar el marcado en el reglamento de los torneos (Tabla 3). En este sentido las marcas del Proyecto fueron utilizadas por el Club de Pesca y Náutica Puerto Galván, en octubre de 2013 (Fig. 12) y en la RNBPSJ por el Club de Pesca Otto Wholer, en enero de 2014. En el primero se marcaron dos hembras de Cazón (132 y 136 cm LT) y una de espinillo (86 cm LT); mientras que en el segundo se marcaron un macho y una hembra de gatopardo (154 y 120 cm LT). En los clubes de pesca mencionados, se estableció un equipo de marcado voluntario exclusivo para la participación en torneos.



Figura 5.12. Procedimiento de medición de un ejemplar de cazón en el agua, antes de ser marcado por los fiscales del Club de Pesca y Náutica Puerto Galván, durante el Safari del Tiburón en la RNUMBB (10/2013).

Área Marina Protegida	Provincia	Sin sacrificio desde	Instrumento de implementación	Modalidad de pesca en el torneo	Método	Marcado incorporado desde
<i>Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde</i>	Buenos Aires	2008	Resolución N° 217/07 Provincia de Buenos Aires	Embarcado y largo total	Medición desde la embarcación con camillas, los individuos no salen del agua	2013
<i>Reserva Provincial Península de San Julián</i>	Santa Cruz (Patagonia)	2012	Acuerdo con autoridades locales (<i>Consejo Agrario Provincial de Santa Cruz</i>) y pescadores	Desde costa y peso total	Los individuos son pesados en la costa fuera del agua	2009
<i>Reserva Provincial Ría Deseado</i>	Santa Cruz (Patagonia)	2014	Ley N° 001/2013 de la Provincia de Santa Cruz	Desde costa y largo total	Los individuos son medidos en la costa fuera	2014

Tabla 5.3. Información sobre los principales torneos de pesca de tiburón de la Argentina.

Un logro significativo ha sido que, en la RNPRD después de 46 años ininterrumpidos de torneos de pesca de tiburón con sacrificio, se llevó a cabo en marzo de 2014 el primer torneo de pesca sin sacrificio y con devolución de tiburones estableciéndose acuerdos de compromiso con los organizadores respecto a la pesca sustentable y al marcado de tiburones (Tabla 3).

Perfil de los pescadores recreativos de grandes tiburones costeros

Se determinó que las temporadas de pesca de los grandes tiburones costeros en la provincia de Buenos Aires se extiende desde septiembre a mayo, mientras que

en las provincias de Río Negro y Santa Cruz, entre octubre y abril. Se encuestaron 53 pescadores recreativos de tiburones, procedentes de las provincias mencionadas (Tabla 4), todos fueron de sexo masculino y mayores de edad, siendo pescadores recreacionales el 92,5%, guías de pesca recreacional el 1,9% y el 5,7% se consideraron en ambos tipos. Con respecto a la edad de los pescadores se obtuvo un promedio de 44,6 años (+/- 10,9), el 62 % de los encuestados fueron mayores de 40 años y se determinaron dos modas en la frecuencia de distribución etaria, la menor fue de 30 a 34 años y la mayor de 50 a 54 años (Fig. 13A). En cuanto a la experiencia como pescadores se obtuvo un promedio de 25,5 años (+/- 14,2) y el 54,7% del total resultó con más de 20 años de experiencia, registrándose la mayor frecuencia entre 6 y 10 años (Fig. 13B).

Tabla 5.4. Cantidad y proporción de pescadores encuestados por localidad y provincia.

Provincia	Residencia	N	F%
Buenos Aires	Bahía Blanca	21	39,6
Buenos Aires	Ayacucho	3	5,7
Buenos Aires	C.A.B.A	2	3,8
Buenos Aires	Benito Juarez	2	3,8
Buenos Aires	Florencio Varela	1	1,9
Buenos Aires	Hurlingham	1	1,9
Buenos Aires	Mar del Plata	3	5,7
Buenos Aires	Villa Gesell	1	1,9
Buenos Aires	Ing. White	1	1,9
Buenos Aires	Villalonga	2	3,8
Buenos Aires	Tres Arroyos	1	1,9
Río Negro	Viedma	1	1,9
Chubut	Sin especificar	1	1,9
Santa Cruz	Pto. Deseado	2	3,8
Santa Cruz	Pto. San Julian	8	15,1
Santa Cruz	Pico Truncado	1	1,9
Santa Cruz	Caleta Olivia	2	3,8
		53	

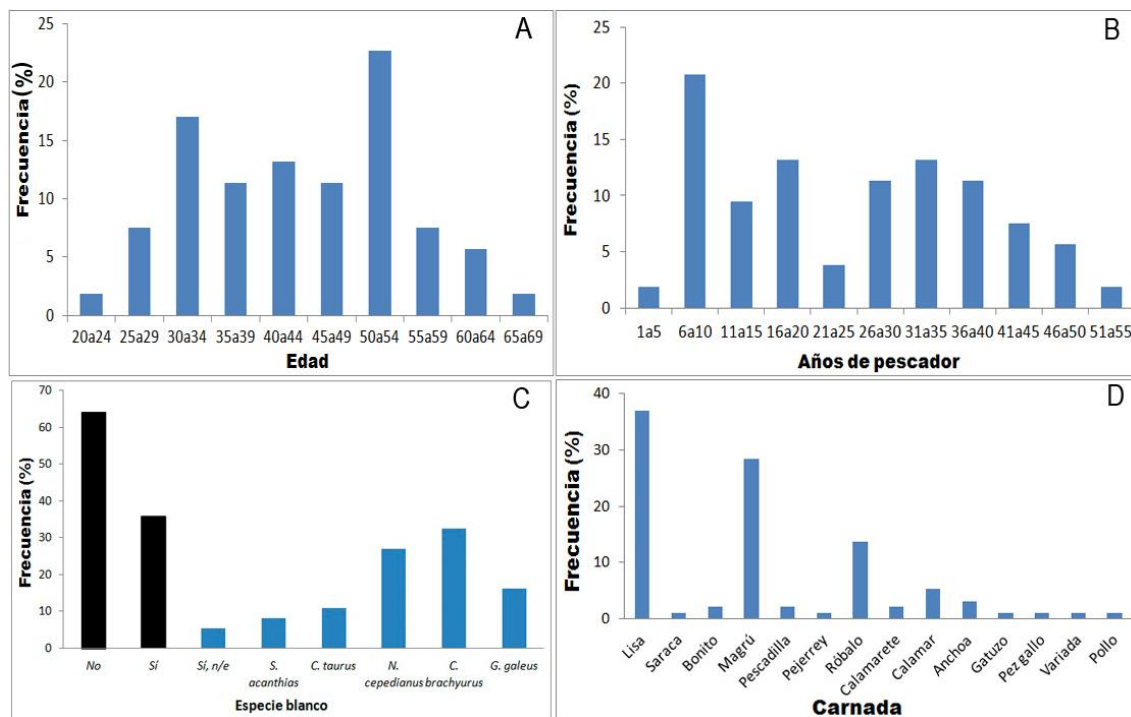


Figura 13. Resultados de las encuestas a los pescadores recreacionales de tiburones, expresados en el porcentaje de frecuencia. **A.** Distribución de edades. **B.** Distribución de años de experiencia. **C.** Distribución de las especies blanco preferidas. Barras negras: si busca o no una especie en particular. N/e: no especificó. **D.** Distribución de la preferencia de la carnada utilizada.

Las modalidades de pesca preferidas fueron las de costa (41,5%) y las desde una embarcación a motor (43,4%), seguidas de la combinación de ambas (11,3%) y por último la pesca desde kayak (3,8%). La mayoría respondió que no busca una especie en particular (64,2%) mientras que el resto que dirige su pesca eligió al bacota (32,4%) y al gatopardo (27%) (Fig. 13C). Las especies más utilizadas como carnada, para pescar tiburones, resultaron la lisa (*Mugil platanus*) (36,8%), el magrú (*Scomber japonicus*) (28,4%) y el róbalo (*Eleginops maclovinus*) (13,7%) (Fig. 13D).

Los reels más utilizados por los pescadores son los rotativos (68%), seguidos de los frontales (3,8%). Las cañas más usadas son las de fibra de vidrio (51,7%), seguidas por cañas de grafito/carbono (41,1%) y el resto utilizó cañas naturales. El largo de caña más usado fue entre 1,5 y 1,99m (20,4%), seguido por rangos de 2 a 2,49 m y de 3,5 a 3,99 m (18,5%). El 68,5% utiliza el reel con nylon-monofilamento, el 13% con multifilamento y el 9,3% con Dacron. Los únicos anzuelos nombrados fueron

los Mustad (75,5%), de bronce modelo 3406/3443 (15,1%) seguido de los de acero inoxidable Tartuna (7,55%). A la hora de pescar tiburones la mayoría (60%) utilizó algún elemento flotante, el globo fue elegido en primer lugar (51,5%).

La mayoría de los pescadores recreacionales (64,3%) percibió que la abundancia de tiburones disminuyó en los últimos cinco años (Fig. 14A) y más del 70% contestó que conocía que están amenazados de extinción (Fig. 14B). En lo que respecta a la vinculación de la actividad con la merma de las poblaciones locales de tiburones, los pescadores recreativos encuestados contestaron que su responsabilidad es baja (46,3%), mientras que el 37% piensa que es alta (Fig. 14C). Por otra parte los pescadores mostraron un gran optimismo (83%) con respecto a que la pesca con sacrificio de tiburones pueda ser erradicada en el país (Fig. 14D).

Respecto del conocimiento de la única normativa sobre la pesca recreacional que protege a los grandes tiburones costeros en la Argentina (Disposición N° 217/07 de la Provincia de Buenos Aires) fue más conocida por los pescadores recreacionales de la provincia de Buenos Aires que por los de Patagonia (Fig. 14E). Finalmente, fueron consultados sobre la fiscalización y tanto en la Provincia de Buenos Aires como en Patagonia, a la mayoría de los recreacionales nunca les pidieron licencia de pesca en la costa (Fig. 14F).

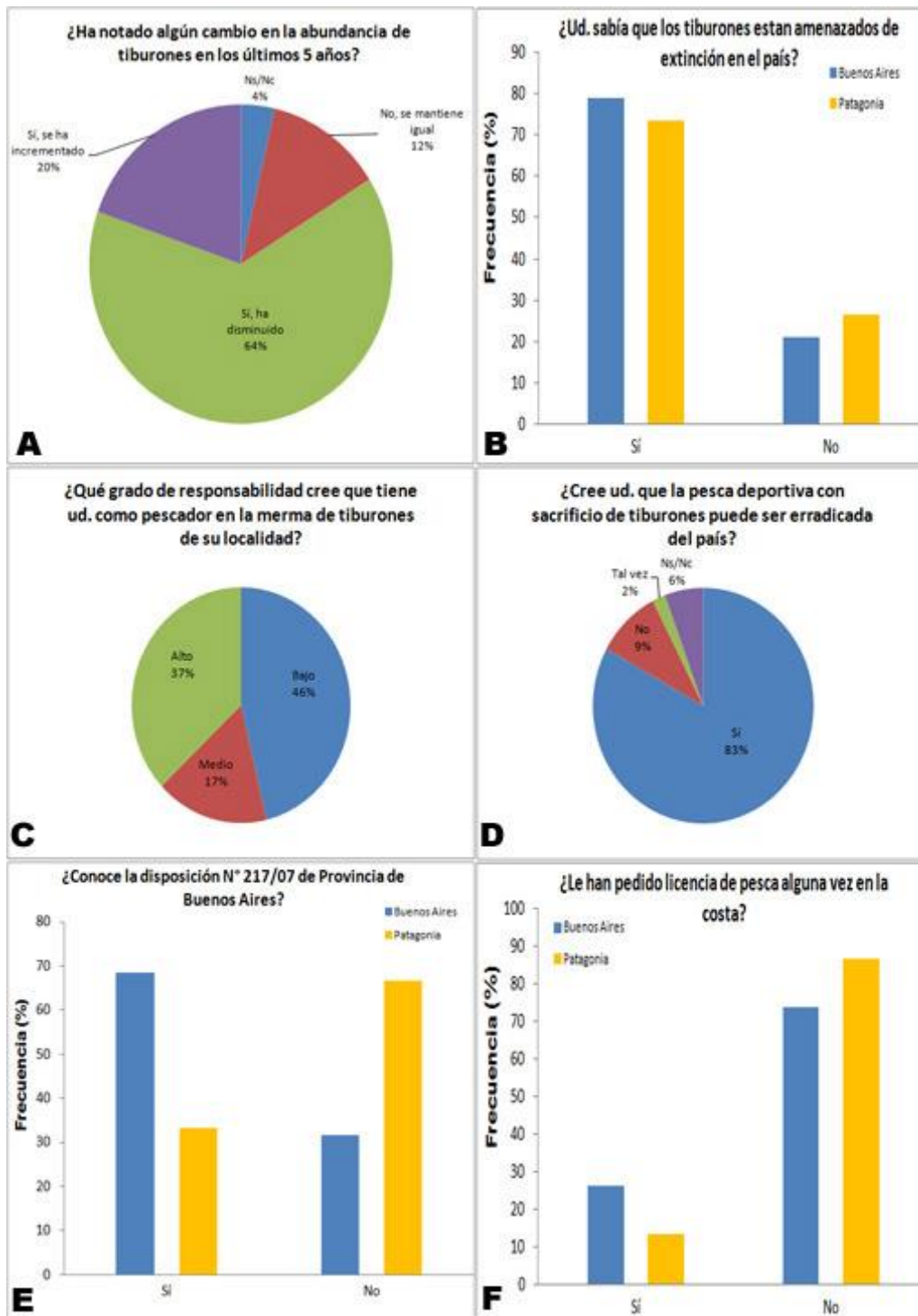


Figura 14. A. Percepción de los pescadores recreacionales acerca de la abundancia de tiburones en los últimos 5 años. B. Conocimiento del estado de amenaza de extinción. C. Grado de responsabilidad en la disminución de poblaciones de tiburones. D. Posibilidad de la erradicación de la pesca recreacional de tiburones con sacrificio. E. Conocimiento de la disposición N°217/07 de Provincia de Buenos Aires. F. Requerimiento de licencia de pesca por parte de alguna autoridad.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Existen dos tipos de programas de marcado y recaptura de tiburones, los formales que son ejecutados por instituciones científicas. En éstos se realiza un gran esfuerzo de muestreo en tiempo limitado y con poca participación de la sociedad civil siendo generalmente ejecutados por personal técnico-científico (Latour 2005), y los no formales que son los ejecutados por estas instituciones y voluntarios de la sociedad de manera cooperativa (Walker *et al.* 2000, Latour 2005, Pepperell 2005).

En esta última modalidad está enmarcado este trabajo, donde se ha fomentado el marcado como herramienta para involucrar a los pescadores recreacionales de tiburones como actores clave de un proyecto de conservación. Estos programas tienen la ventaja de establecer un fuerte vínculo entre científicos y pescadores recreacionales, que son unos de los principales usuarios e interesados en preservar este recurso. Entre las desventajas se señalan un mayor esfuerzo en el entrenamiento de voluntarios, el armado de estrategias para la incorporación de nuevos colaboradores y además se requiere más tiempo para marcar la misma cantidad de individuos, que en un programa formal.

Globalmente los programas de marcado voluntario de tiburones han dado como resultado el marcado de un gran número de ejemplares pertenecientes a más de 100 especies. Entre 1962 y 1997 en el marco del programa CSTP (EEUU), se marcaron 142.868 tiburones de más de 52 especies y para 30 de ellas se marcaron más de 100 ejemplares (Kohler y Turner 2001).

El análisis de los resultados de 64 proyectos de marcado/recaptura de tiburones realizados en todo el mundo, arrojó un promedio de recaptura de 6,41% (DS= \pm 12, 88%) y en el 55% de ellos, las recapturas fueron menores al 5% (Kohler y Turner 2001).

Si bien la tasa de recaptura de este proyecto, registrada hasta la fecha, es de 0,91% y teniendo en cuenta el corto plazo de desarrollo (18 meses) y que para cazón

se marcaron 140 ejemplares, observamos que este programa de marcado tiene la misma tendencia de otros que han sido exitosos. Entre otros indicadores que apoyan este criterio, podemos citar el grado de compromiso de varios pescadores al ocuparse de la organización de encuentros y charlas, de reclutar nuevos miembros y en algunos casos también de asumir la coordinación de las actividades de marcado y ser agentes de difusión y multiplicación constante y activa de las actividades desarrolladas publicadas en cuentas personales de facebook. Particularmente, otro grupo de guías decidió transmitir a tierra la información del marcado por VHF, por un lado para facilitar la tarea en el agua y por otro, para difundir por este medio la actividad al resto de la comunidad que pesca en la zona.

La relación costo/beneficio de los programas de marcado voluntario es extremadamente baja. Por otra parte, para un investigador sería prácticamente imposible marcar la misma cantidad de ejemplares que marcan los pescadores recreacionales voluntarios, que además cubren extensas áreas marinas costeras (Kohler y Turner 2001). Para la implementación de estos planes, existen gastos generales y los que involucran a las marcas. Si bien la inversión no es despreciable, este método es rentable, confiable y permite obtener datos poblacionales, registrando la presencia de un ejemplar en el tiempo y en el espacio, proveyendo así herramientas importantes para los gestores de las pesquerías (Everhart y Young 1981, Gordon 1990).

Este Proyecto de marcado voluntario optimiza el uso de los recursos, tanto humanos como materiales, al establecer puntos de marcado (nodos) a lo largo de la costa argentina. Por otra parte, también se lograron avances educativos y de conservación en las comunidades en las que se llevó a cabo.

Además se obtuvieron datos biológicos de los ejemplares marcados que permitieron inferir características poblacionales. En particular para *Carcharinus brachyurus*, se registraron las tallas máximas, en la zona de la Restinga de Mar del

Plata (hembras: 300 cm, machos: 270 cm LT), mayores que las señaladas por Lucifora (2003) en Bahía Anegada (hembras: 256 cm, machos: 247 cm LT) y donde la distribución de frecuencia de tallas registró una moda principal en el rango 206-220 cm de LT y dos modas secundarias en 181-185 y 236-240 cm de LT. La moda principal del sector norte de la provincia de Buenos Aires coincide con la hallada para la población del sur de la provincia (Lucifora 2003). La mayoría de los ejemplares de bacota marcados en la zona norte de Buenos Aires, resultaron hembras inmaduras, como lo registrado en Bahía Anegada (Lucifora 2003). Este escenario estaría indicando a la zona costera como un sitio de cría (Cortés 2011) y de paso de las hembras de bacota.

En la RNUMBSB no registraron ejemplares juveniles menores de 100 cm de LT, tanto en las capturas de embarcaciones de pesca variada (n= 475), como en las de pesca de grandes tiburones (n= 156), durante tres años de muestreo en Bahía Anegada (Lucifora 2003). Este autor sugiere que los embriones de alrededor de 60 cm de LT están cercanos a la talla de nacimiento y fueron registradas hembras con camadas de embriones con estas tallas, en octubre en Necochea (56 y 62 cm de LT) (Chiaramonte 1996) y en diciembre en Bahía Anegada (Lucifora 2003). En este Proyecto se registraron y marcaron, una hembra de 63 cm y un macho de 60 cm de LT en Mar de Cobo y en el Faro Querandí respectivamente convirtiéndose este sector en zona de neonatos y potencial área de parto para la especie.

Otra de las especies analizadas fue el cazón, los machos marcados presentaron un rango de tallas entre 100 y 148 cm de LT, en Bahía Anegada, mientras que para las hembras osciló entre 54 cm (Santa Clara del Mar) y 144 cm LT (Bahía Anegada). En esta última zona el rango de tallas para los machos fue entre 49,2 y 152,8 cm de LT y para las hembras entre 48,3 a 153,2 cm LT (Lucifora 2003). En Necochea el rango de los machos fue entre 69,5-147 cm LT, con un sesgo hacia tallas mayores y sólo el 25,2 % resultaron inmaduros, mientras que las hembras

oscilaron entre 57,6 y 147,5 cm de LT, el 65,4 % fueron inmaduras y sólo 34,6 % maduras (Chiaramonte 2001). En Bahía Anegada los machos dominaron las capturas en octubre y abril, mientras que la abundancia más baja se registró desde noviembre a marzo, en tanto que las hembras fueron más abundantes que los machos desde noviembre a marzo y las menores abundancias se registraron en octubre y abril (Lucifora 2003). En este trabajo la mayoría de los machos y hembras marcados en la Zona del Rincón presentaron tallas de madurez sexual, que coincidieron con los datos registrados de la flota de Puerto Quequén, en el centro de la provincia. Las hembras siempre fueron dominantes sobre los machos en todos los puntos de marcado y la mayoría de los machos y hembras resultaron inmaduros. En la zona norte de la provincia de Buenos Aires tanto las hembras como los machos marcados estuvieron por debajo de la talla de madurez sexual.

Según Menni *et al.* (1986) frente a Mar del Plata (38°S) se hallaron sólo machos juveniles de cazón de enero a abril y hembras juveniles de enero a junio, mientras que durante el invierno, en las costas uruguayas sólo aparecen machos (De Buen 1950). Estos datos sugieren que las hembras adultas, se encuentran en la zona externa de la plataforma, durante los meses más fríos (Ferreira y Vooren 1991, Peres y Vooren 1991), mientras que los machos y juveniles de ambos sexos permanecen en la zona costera (De Buen 1950, Menni 1983, Menni *et al.* 1986, Lucifora 2003). Cabe mencionar que no se marcaron ejemplares maduros de cazón en la zona costera de Mar del Plata, sólo hembras y machos inmaduros en áreas próximas al norte (Santa Clara del Mar, Mar de Cobo y Mar Chiquita). La presencia de hembras en las áreas de cría costeras en primavera y verano y la invernada en la plataforma externa, mientras que los machos y juveniles pasan el invierno en aguas costeras, parecería indicar un patrón migratorio característico de todas las poblaciones de cazón del mundo (Walker 1999). De acuerdo a lo señalado y al rango de tallas registrado en la zona norte de la provincia de Buenos Aires, el sector comprendido entre Faro Querandí y Mar del Plata

podría estar funcionando como un corredor para las hembras juveniles de cazón y bacota así como también para neonatos de esta última. Al igual que la RNUMBSB este sector de la provincia adquiere un valor sustancial como área a proteger, con un gran valor demográfico ya que su conservación es crucial para mantener viable la población de bacota y cazón en el ASO (Lucifora 2003). Coincidiendo con estas observaciones, Cortés (2011) señala que los adultos de gatuzo (*Mustelus schmitti*) y pez ángel (*Squatina guggenheim*) utilizan las zonas costeras de baja profundidad (< 25 m) y alta temperatura de la provincia de Buenos Aires como áreas de cría y concentración de adultos en la época reproductiva.

Por otra parte, según las fotos recibidas de los individuos marcados de martillo, en este sector, indican que los ejemplares corresponden a *S. zygaena* y considerando que todos los individuos no superaron los 150 cm LT, estaríamos en presencia de una zona de agrupamiento de juveniles de esta especie. En el futuro se pretende confirmar esta hipótesis mediante un nuevo y detallado entrenamiento para que los pescadores logren discriminar las tres especies de martillo de Argentina.

Se marcaron dos ejemplares del género *Squatina*, en la zona de Pehuencó, por un guía de pesca y fueron incorporados al análisis de los datos, si bien no se incluyó originalmente en el mercado, fue tenido en cuenta debido a su rara ocurrencia en la pesca recreacional con caña.

Si bien hemos señalado los beneficios de los programa de marcado voluntario de gran escala, también se han detectado algunos problemas importantes, sobre todo relacionados con la calidad de los datos. Se ha señalado que existen algunos riesgos con los nuevos colaboradores ya que pueden omitir algunos datos acerca de la información solicitada, hasta que se familiaricen con el formato y que por otra cuando los ejemplares son marcados en el agua las tallas no son tan precisas y los errores de identificación de especies son comunes, que solo son comprobables cuando se produce la recaptura (Kohler y Turner 2001).

En el marco del proyecto presentado se ha reunido información importante y comprobamos que no se han registrado dudas en las planillas de marcado con respecto a la identificación de las especies, por parte de los pescadores recreativos entrenados. Probablemente debido a que en el manual de marcado se incluyeron 9 especies y 1 género, que son de fácil identificación y que los pescadores demostraron reconocerlas perfectamente, en los talleres realizados. La inclusión del género *Sphyrna* en conjunto, sin la determinación específica, obedece a que la identificación de las tres especies no es sencilla.

Por otra parte, se puede afirmar que el elevado número de individuos medidos (98,6%) y sexados (98,3%) del total reportado, demuestra un alto nivel de involucramiento y compromiso de los pescadores entrenados con las distintas tareas vinculadas al marcado, como así también son una fuente de toma de datos científicos confiables, como se ha registrado en el caso de los nuevos tamaños mínimos establecidos para *Esoxmas quinongy*, basados en los datos provenientes de los diarios de pesca de pescadores recreativos (Kerr 2007).

En los programas de marcado voluntario la demanda de marcas a menudo excede la oferta disponible, por lo tanto es conveniente optimizar la distribución con un suministro limitado sobre áreas geográficas grandes teniendo en cuenta el potencial de marcado de acuerdo a la temporada de pesca, para evitar una distribución desigual (Kohler *et al.* 1998). En este programa las marcas se han distribuido a lo largo de la costa, teniendo en cuenta la cantidad total disponible, las localidades a cubrir, el potencial de pesca de cada localidad de acuerdo a la cantidad de especies, el tiempo de permanencia en el área (temporada de pesca) y la voluntad y potencialidad de cada pescador (experiencia, pesca de costa o embarcado).

Las recapturas se ven afectadas por la mortalidad natural, la inducida por el marcado, incluyendo la asociada a la captura, la variación de la presión pesquera, la inmigración de ejemplares procedentes de otras zonas, por el nivel de experiencia de

las personas a cargo del mercado, por la falta de recepción de las marcas recuperadas y por la pérdida de las marcas, entre otros (Grant *et al.* 1979, Francis 1989, Pepperell 1990, Kohler y Turner 2001). En este sentido van der Elst (1990) encontró que, en promedio, sólo el 3% de los pescadores recreativos que participaron en un programa de marcado voluntario en Natal (Sudáfrica) no informó sobre los eventos marcado.

Por otra parte las redes de comunicación en la pesca recreacional pueden ser de gran ayuda en la recuperación de las marcas, por ejemplo, el guía de pesca deportivo, no estaba incluido en el Proyecto, sin embargo recapturó el primer ejemplar de bacota del Proyecto, en Santa Clara del Mar y reportó este evento al Dr. Barbini (Universidad Nacional de Mar de Plata), quien se contactó con los miembros del Proyecto. La tercera recaptura se realizó de manera accidental por un pescador aficionado que encontró al ejemplar de cazón siendo fileteado para comercialización en la banquina del puerto de Necochea, quien rápidamente se puso en contacto con los miembros del Proyecto. Este hecho nos alertó sobre la importancia de incorporar, en el corto plazo, al sector pesquero comercial (artesanal e industrial) en el sistema de comunicación del Proyecto, con el propósito de incrementar la cantidad de individuos recapturados.

Otro aspecto importante de este tipo de Proyectos es promover la comunicación de las recapturas, una tarea difícil y clave para el éxito de estos programas. Una recompensa con buena publicidad y leyendas fácilmente reconocibles y legibles con la información de contacto en la marca aumentarán las chances de que sean devueltas. Además se utilizan diversos tipos de recompensas como dinero, objetos de cierto valor (cortaplumas, equipos de pesca) o elementos simbólicos (sombrero, gorra, llavero, parche con un logotipo bordado del programa), a modo de incentivo para incrementar las tasas de recaptura (Kohler y Turner 2001), en este Proyecto también se ha implementado la recompensa.

Cooke y Cowx (2004) señalaron la necesidad de contar con estadísticas globales de la FAO que incluyan información sobre la pesca recreacional y sus tasas

de captura, particularmente para los países en desarrollo. A pesar de la falta de información, esta actividad está creciendo rápidamente en América Latina y podría usarse como una herramienta de desarrollo social, económico y de conservación biológica (Valbo-Jørgensen *et al.* 2008). Sin embargo, coleccionar este tipo de datos genera un gran desafío, ya que muchas de las agencias de manejo, están pobremente equipadas para la recolección y el análisis. Por otro lado, los pescadores recreativos pueden asumir un rol activo en la colección de datos, a través del uso de herramientas tales como los diarios de pesca personales, que han demostrado ser de utilidad para la pesca especializada, donde el esfuerzo es esporádico y las capturas generalmente son bajas (Cooke *et al.* 2000), aplicable en el caso de los tiburones costeros. En este sentido nuestro Programa de Marcado voluntario realiza importantes contribuciones en la provisión de datos sobre la actividad de la pesca recreacional de tiburones de la costa argentina.

El índice de marcado nos permitió comparar los resultados obtenidos en los diferentes nodos, independizarnos del número total de marcas repartidas, cantidad de pescadores por nodo y del tiempo en que se ha establecido cada nodo. No siempre los nodos con la mayor cantidad de pescadores entrenados han reflejado una mayor cantidad de ejemplares marcados. Se han comparado las diferentes localidades y se han establecido los nodos más activos y los que registran menor actividad, de esta forma se puede prever la administración de los recursos en el futuro. Por otro lado, es importante tener en cuenta que las variables ambientales (clima, mareas), biológicas (época de residencia de las especies de tiburones, abundancia de individuos por especie) y humanas (equipo y experiencia de pesca, tiempo disponible) influyen en el esfuerzo de marcado en cada localidad y en cada pescador en particular (Kohler *et al.* 1998).

Vigliano y Grosman (1996) definen el perfil más común en los pescadores recreativos de agua dulce de la Provincia de Buenos Aires, como “pescador

extractivo”, que capturan la mayor cantidad de piezas posibles y destinadas al consumo. Este perfil incluye especialmente a pescadores experimentados con moderada y alta práctica de pesca recreacional, con equipos de alto valor y la participación en salidas de pesca embarcada (Llompert 2011).

Entre los pescadores entrevistados en Bahía San Blás, sólo el 2,1% del total desearía capturar alguna especie de tiburón, sin distinción específica, mientras que un 0,9% del total se volcaron por el cazón (Llompert 2011). Dentro de la pesca recreacional en la Argentina, se denominan “tiburoneros” a aquellos que practican la pesca de tiburones y la mayoría de los encuestados en este trabajo, no optaron por pescar una especie en particular, aunque señalaron preferencia por el gatopardo y la bacota.

Con respecto a la pesca de cazón en Bahía San Blás se determinó que se practica desde la costa entre octubre y noviembre y que se utilizan equipos más pesados con brazoladas de acero y anzuelos tipo tiburonero. A su vez, los pescadores encuestados en este trabajo mostraron preferencias por la modalidad de costa por encima de la de embarque, esto último puede estar sujeto a muchas variables desde el potencial económico de cada pescador (de poder contar con una embarcación propia o pagar salidas embarcadas) hasta el tipo de especie a ser capturada en un determinado lugar y en una determinada época del año.

Se ha señalado, particularmente para la pesca de cazón, que además de lanzamientos tradicionales del aparejo de pesca, se utilizan canoas a remo o globos flotantes para alcanzar sitios de pesca alejados de la costa y la carnada varía según las preferencias del pescador, aunque la cabeza de lisa, el calamar entero y el magrú son las más comúnmente utilizadas (Llompert 2011). En este trabajo se ha determinado que entre los elementos flotantes utilizados en la pesca, la mayoría optó por alguno, siendo preferido el globo, por sobre las boyas y las botellas. Si bien, la mayoría de los encuestados no recordó, no sabe o prefirió no decir el modelo y la serie

del anzuelo utilizado, llama igualmente la atención el bajo porcentaje de pescadores que declaró utilizar los recomendados para la pesca con devolución. Por otra parte se determinó la utilización de una amplia variedad de tipos de carnada por los "tiburoneros", aunque la lisa y el magrú fueron también de las preferidas.

En general el marcado y la devolución, son adoptados naturalmente por los pescadores recreativos, el viejo adagio "lo único bueno de un tiburón es verlo muerto" ya no es aceptado, por la capacitación que reciben los pescadores, a través de los proyectos de marcado voluntario en todo el mundo (van der Elst 1990). En general en los torneos de pesca se desembarcaban todos los tiburones capturados, incluso los de pequeña talla, por debajo del mínimo requerido para obtener algún premio. Mas recientemente, a través de los esfuerzos educativos sobre marcado y liberación y aplicación de la talla mínima, se ha reducido drásticamente la cantidad de ejemplares capturados. Por otra parte, en numerosos torneos se han creado premios para el marcado y/o devolución de los ejemplares y son pocos los que se han convertido totalmente al marcado y devolución (Kohler y Turner 2001).

Esta tendencia, en el cambio de comportamiento de los pescadores recreativos también se ha registrado en la Argentina, a través de este Proyecto se ha logrado afianzar y avanzar con los acuerdos establecidos previamente con MACN, FPN y CAPSC con los organizadores de los torneos de pesca de tiburones, que se realizan en áreas marinas protegidas. Se logró perfeccionar y mejorar el protocolo de manipuleo de los tiburones durante la captura e incorporar el marcado en el reglamento de los certámenes. La modalidad de pesca, varía en ambos torneos, en el caso de la RNUMBBFV la pesca y la fiscalización se realizan en embarcaciones, colocando a los ejemplares en camillas que nunca salen del agua y resultan ganadoras las piezas de mayor talla. Mientras que en el de la RNPBPS, el certamen, la fiscalización y el pesaje se realizan desde la playa y resulta ganador el ejemplar de mayor peso. Cabe destacar que la ejecución de este Proyecto, junto al apoyo de la

Mg. Cedrola, ha permitido después de casi un lustro de prácticas de pesca con sacrificio, se realice, en marzo de 2014, el primer torneo de pesca sin sacrificio y con devolución de tiburones en la RNPRD, de esta manera se erradicaron en el país los torneos con sacrificio de tiburones en las áreas marinas protegidas.

Sin bien, un buen conocimiento y actitudes pro-ambientales, son elementos importantes para el cambio de comportamiento, son a menudo insuficientes por sí solos para fomentar cambios actitudinales o para establecer un compromiso activo en conservación (Kollmuss y Agyeman 2002, Fletcher y Potts 2007, McKinley y Fletcher 2010). El "modelo de déficit de conocimiento" ha sido ampliamente aceptado, estableciendo que los comportamientos pueden ser modificados al informar a los individuos de los impactos negativos de sus comportamientos (Friedrich *et al.* 2014). Modelos de comportamiento ambiental reconocen ahora que las opciones de comportamiento están influenciados por múltiples factores, incluyendo variables internas, tales como valores, actitudes y conocimientos, y los factores externos tales como la infraestructura, las políticas y la cultura (Kollmuss y Agyeman 2002). Durante las últimas décadas, varios países han visto un cambio de tendencia de una cultura de captura, sacrificio y fotografía, hacia una de marcado y devolución de tiburones. Por ejemplo en Australia más del 80 por ciento de los tiburones capturados por la pesca recreacional son marcados y liberados, y varias organizaciones de pesca recreacional han introducido límites de tamaño de forma voluntaria para los tiburones y fomentan el marcado y la devolución (Pepperell 2005). En este sentido, vale la pena aclarar que, mientras la mayoría de los programas de marcado voluntario de tiburones en otros países (por ejemplo EE.UU., Reino Unido y Australia) han surgido en respuesta a la demanda de los propios pescadores recreativos (Pepperell 2005), en nuestro país se originaron desde el ámbito científico y de ONG's locales por una necesidad de mejorar el manejo del sector para conservar el recurso.

Como ya se mencionó, la mayoría de las zonas de pesca recreacional en Argentina coinciden con las áreas de cría y reproducción de los grandes tiburones (Lucifora 2003, Lucifora *et al.* 2005a, 2005b, Cedrola y Caille 2007, Cedrola *et al.* 2009a, 2009b). Esto puede tener un impacto negativo significativo dado que, aunque la liberación de los tiburones capturados por pesca recreacional es obligatoria en la Provincia de Buenos Aires, la captura con sacrificio aún persiste y el esfuerzo de pesca es significativo en estas áreas, principalmente en la RNUMBSB (Llompart 2011). Este Proyecto también se aplicó en cuatro áreas marinas protegidas costeras de la Argentina, estableciendo nodos de marcado de tiburones en cada una, resultando la RNUMBSB el nodo con el mayor número de tiburones marcados hasta la fecha, y siendo una de las principales áreas de cría y reproducción para el cazón, la bacota, el gatopardo y el escalandrún (Lucifora 2003).

En este sentido, Friedrich *et al.* (2014) establecen que para lograr con éxito el cambio de comportamiento de un grupo humano, se deberá obtener una mejor comprensión de cómo estos factores influyen en el compromiso público con los temas específicos. Se sabe que el conocimiento sobre el medio ambiente, las actitudes y los valores varían a lo largo de las poblaciones y también que el público no es homogéneo en la percepción de los problemas de conservación (Schultz y Zelezny 2003, Defra 2008, Jefferson *et al.* 2014). Esta variación en los factores clave que influyen en el cambio de comportamiento, generalmente conducen a respuestas diferentes, por los diferentes grupos de la población (Jefferson 2010). Esto puede conducir a una absorción diferencial de nuevas ideas a través de la población, con algunos grupos adoptando los cambios de comportamiento antes que otros (Friedrich *et al.* 2014). Esto en sí mismo puede influir en un mayor nivel de cambios en el comportamiento con grupos que hoy no participan y se sienten alentados al cambio por los que ya lo han realizado (Defra 2008). A su vez, Cooke *et al.* (2013), señalaron que cuando existen diferentes grupos de actores involucrados, en especial sectores con diferentes

intereses (i.e.: pescadores comerciales focalizados en el volumen total pescado, pescadores recreativos interesados en el tamaño de los individuos y en técnicas de pesca con devolución), no es posible pensar en regulaciones voluntarias para un grupo sin pensar en las consecuencias que esas medidas tendrán sobre el resto de los actores. En este sentido, se adaptó el mensaje general original para cada grupo en particular y teniendo en cuenta sus propias motivaciones. Por ejemplo, para los guías de pesca se pensó en una motivación económica acompañada del mensaje conservacionista, y poder atraer nuevos clientes interesados en la conservación del recurso al participar en el proyecto. Otros pescadores, fueron motivados con la chance de poder aparecer en medios de comunicación (tapas de revistas especializadas, programas de tv, radio, etc.). A pesar de que el proyecto logró aglutinar con éxito grupos claves (pescadores individuales, clubes y guías) con diferentes intereses y motivaciones bajo un mismo objetivo de conservación, la erradicación del hábito de la pesca con sacrificio está lejos de ser alcanzada ya que aún persisten grupos “tiburoneros” dentro de cada nodo de mercado.

En este Proyecto los pescadores recreacionales se involucraron con éxito en un programa para la conservación de tiburones, como actores clave con una participación simple y factible y con un mensaje claro: “usted puede continuar la pesca de tiburones, pero de una manera sustentable con la viabilidad de las poblaciones de tiburones”. Hay que tener en cuenta que si hay grupos con diferentes motivaciones (pescadores y guías de pesca) se deben crear mensajes diferentes y dirigidos para cada uno de ellos. También es importante explicar a cada grupo en particular el por qué se necesitan estos cambios y como los mismos beneficiarán a las poblaciones de tiburones, teniendo a los pescadores como personajes protagónicos del proceso.

Existen varios aspectos positivos relacionados con los programas de mercado voluntario, particularmente en países en vías de desarrollo como la Argentina, donde la regulaciones “de arriba hacia abajo” no son tan efectivas como en los países

desarrollados. En este aspecto hemos encontrado varias similitudes con las señaladas por Cook *et al.* (2013) con respecto a los beneficios asociados a la aplicación de regulaciones voluntarias en pesquerías recreacionales, como la reducción en los costos de implementación comparado con las regulaciones tradicionales, la aplicación de regulaciones voluntarias que carecen de una estructura de gobernanza apropiada para regulaciones obligatorias y en áreas remotas dónde la fiscalización es difícil, el involucramiento de actores clave en el manejo, así como facilitar la difusión de una mayor concientización ambiental entre los actores.

El abordaje voluntario representa una importante herramienta para el manejo de las pesquerías que debería ser tenido en cuenta, particularmente cuando existe un único grupo de actores explotando recursos en un lugar en particular y donde ocurren las interacciones personales y las presiones entre pares son significativas al punto tal que pueden influir sobre el cumplimiento de las regulaciones (Cooke *et al.* 2013). En este trabajo, el esfuerzo de marcado fue optimizado al establecer nodos de marcado a lo largo de la costa Argentina donde los tiburones costeros se congregan. En cada nodo de marcado existe una presión entre pares comparable a los pequeños clubes de pesca recreacional de Alemania (Daedlow *et al.* 2011), principalmente debido a que forman subgrupos donde todos se conocen muy bien. De este modo, cada pescador involucrado en el proyecto transmite un mensaje claro al resto “nosotros estamos haciendo nuestra parte, estamos comprometidos con un proyecto de conservación de tiburones, cuidando a nuestros tiburones al liberarlos vivos y marcados”.

El código de buenas prácticas de pesca recreacional (CoP) (Arlinghaus *et al.* 2010) destaca particularmente la necesidad de reunir información esencial como capturas totales, tallas de captura (si es posible edad, especies y talla de madurez), esfuerzo de pesca, preferencias y motivaciones de los pescadores. Además el CoP explicita la importancia del factor social, económico, cultural e institucional que rodea a los pescadores y a la pesca recreacional. En Argentina, Llompart (Llompart 2011)

plantea la administración de la pesca recreacional desde una perspectiva de co-manejo, sobre la base del conocimiento y la participación de los pobladores locales, pescadores, científicos, entidades estatales y ONGs, en la toma de decisiones. Si bien esta experiencia ha tenido éxito en otros países como Australia (Wilson *et al.* 2003, Mazur 2010), Sud África (Hutton y Pitcher 1998, Napier *et al.* 2005), Brasil (da Silva 2004), Chile y México (Defeo y Castilla 2005), no es recomendable extrapolar este tipo de casos sin tener en cuenta la historia particular de cada lugar. Por lo tanto, en base a la experiencia adquirida en el este Proyecto, se recomienda que el co-manejo se realice sobre la base motivacional de cada grupo en particular (guías, clubes, y pescadores recreacionales individuales). A su vez, sería interesante también incorporar el concepto de micromanejo de tiburones teniendo en cuenta los objetivos de cada localidad en particular sobre la base de procesos participativos de toda la comunidad.

Las estrategias clásicas para el manejo de la pesca recreacional incluyen controles referidos al acceso a la actividad (como los permisos de pesca, la limitación del esfuerzo pesquero y las vedas estacionales o espaciales sobre el recurso), como también controles sobre la productividad (como las limitaciones de tallas y el número de piezas capturas y la preservación de las especies protegidas, generalmente bajo la implementación de la pesca con devolución). Estos controles apuntan a la protección y manejo de algunas poblaciones de peces (como por ejemplo promoviendo la presión de predación sobre ciertos niveles tróficos), mejorar la calidad de la pesca recreacional o distribuir el rendimiento de la pesca más equitativamente (Arlinghaus 2005).

Como se señaló, la provincia de Buenos Aires es la única de la costa argentina que posee una reglamentación sobre pesca recreacional de tiburones, que establece, la devolución obligatoria de los grandes tiburones costeros, quedando estrictamente prohibida la captura con sacrificio. Sin embargo esta reglamentación ha generado varias controversias en las comunidades costeras, especialmente en Bahía San Blás

(Llompart *et al.* 2012). Arlinghaus (2005) sostiene que este tipo de conflictos entre actores (los pescadores recreativos y las autoridades responsables del manejo), es uno de los más comunes y señala que en general se dan por falta de consulta y participación y en general, no se logra el consenso entre los actores involucrados. Del análisis de los datos obtenidos en este Proyecto se obtuvo que, un alto porcentaje de los “tiburoneros” de la Provincia de Buenos Aires, dijo conocer la normativa de la provincia, pero a la mayoría de ellos nunca se le ha solicitado una licencia de pesca en la costa. Aparentemente en la Argentina, estas estrategias clásicas de control y fiscalización parecen ser inviables, dadas las extensas costas de la provincia de Buenos Aires (1000 km) y el sistema de fiscalización actual.

Las regulaciones tradicionales que se basan en una fiscalización y sanción apropiadas tienden a ser más efectivas en la conservación de los recursos que las opciones no tradicionales como la educación y el compromiso de la comunidad (Walker *et al.* 2009). Sin embargo, este tipo de abordaje ‘blando’ puede ser usado de manera estratégica para alcanzar objetivos de manejo (Arlinghaus 2004) y también puede ser desarrollado de forma mancomunada en una cooperación estrecha junto a actores clave, que en muchos casos, ha sido iniciado y dirigido por ellos (Cooke *et al.* 2013). En este sentido Granek *et al.* (2008) destacan que para que el manejo pesquero sea exitoso es esencial involucrar a los actores en el proceso de manejo de los recursos.

En este escenario, el manejo co-adaptativo surge como un abordaje interdisciplinario con el objetivo de resolver desafíos sociales en sistemas socio-ecológicos complejos conectando el aprendizaje y la colaboración para facilitar una gobernanza efectiva (Armitage *et al.* 2009). Esta estrategia novedosa promueve la colaboración y el aprendizaje y contribuye a una construcción basada en la confianza y en la formación de redes de trabajo entre investigadores, comunidades y gestores (Armitage *et al.* 2009). Y esta estrategia fue utilizada por el gobierno de Victoria

(Australia) para resolver el conflicto entre la pesca comercial y recreacional por el acceso a los recursos pesqueros (Kearney 2002).

Las medidas clásicas de manejo de “arriba hacia abajo” tomadas para mitigar los impactos de la pesca recreacional incluyen el control del acceso al recurso (ej.: permisos de pesca, vedas espacio-temporales), la influencia sobre la elección del tipo de equipo y límites de extracción (Arlinghaus 2005, Cooke y Cowx 2006, Lewin *et al.* 2006, Cooke *et al.* 2013). Este tipo de medidas en Argentina han sido controversiales hasta la fecha, generando conflictos en las comunidades costeras y aumento la pesca ilegal (Llompart 2011). Esto es un resultado habitual de la implementación de medidas tradicionales de manejo de “arriba hacia abajo” para regular las pesquerías recreacionales, generalmente acompañadas por una participación y/o consulta pobre de los pescadores recreacionales en el proceso de decisión de estas políticas (Arlinghaus 2005). A pesar de que estas regulaciones tradicionales son la regla general del manejo de las pesquerías recreacionales (Sutinen y Johnston 2003), al menos en los países en vías de desarrollo, existen alternativas a la regulación formal como el uso de los programas educativos y los cambios voluntarios en el comportamiento de los pescadores, que sirven como instituciones informales que guían el comportamiento voluntario como lo presentado en este trabajo.

Todas las regulaciones referidas a la pesca recreacional, ya sean formales o informales, usualmente demandan algún tipo de educación, información o programas de participación comunitaria a fin de incrementar la concientización entre los miembros de la comunidad de pesca recreacional (Cooke *et al.* 2013). Es más, una comunicación directa con los pescadores puede ser un medio poderoso para elevar la concientización y diseminar información referida a la conservación de especies amenazadas (Cooke *et al.* 2014). De este modo, los programas educativos, que se enfocan en la cooperación entre pescadores y los gestores pueden ayudar a construir confianza con respecto a medidas obligatorias y aumentar la aceptación de las reglas

de pesca (Cooke *et al.* 2013), establecen que las actividades educativas y de adopción de medidas de conservación voluntarias por los pescadores y sus organizaciones pueden ser usadas en situaciones donde la capacidad para implementar las regulaciones tradicionales sea efectivamente baja (ej.: países en vías de desarrollo, áreas remotas de pesca, áreas carentes de personal para fiscalizar) o cuando hay alguna forma de resistencia a las regulaciones gubernamentales. En este sentido, hemos establecido un plan comunicacional y un programa de marcado colaborativo en las principales áreas costeras donde se lleva a cabo la pesca recreacional de tiburones en Argentina, generalmente áreas remotas donde la pesca con sacrificio es la regla.

La extensa línea de costa de la Argentina, sumado a la falta de recursos destinados al monitoreo y fiscalización para el cumplimiento de la ley, resulta en un manejo pobre de las poblaciones de tiburones costeros. El co-manejo donde las comunidades locales, los pescadores recreativos, los científicos, las ONG's y los gobiernos participen en el proceso de la toma de decisiones ha sido sugerido como una práctica alternativa al manejo actual (Llompert 2011). Otro tipo de abordaje es el manejo co-adaptativo que conecta a los científicos con los usuarios de los recursos, con los gestores y con el resto de los actores de forma colaborativa para la solución de problemas (Armitage *et al.* 2009).

Este Proyecto se enmarcó entre los de ciencia ciudadana e identificó a los pescadores recreacionales como actores clave para implementar con éxito, un cambio de comportamiento en la conservación de tiburones en Argentina. A su vez, se proponen nuevas estrategias de control, manejo y conservación del grupo por medio de la participación activa de estos actores tanto en la toma de decisiones, de datos científicos y en su ejecución.

RECOMENDACIONES

En base a todo lo expuesto se concluye que la pesca recreacional debe considerarse como una fuente de mortalidad importante de las poblaciones de tiburones costeros en Argentina. En la actualidad, esta pesquería captura hembras, en su mayoría inmaduras, pero también maduras y debe ser considerada como una fuente de mortalidad importante de las poblaciones de tiburones costeros en Argentina, como así también ser tomada en cuenta por los organismos de control, manejo y estadísticas pesqueras nacionales.

Se recomienda incrementar los análisis de los ciclos reproductivos sobre cazón, bacota y las tres especies de martillo del sector costero comprendido entre Faro Querandí y Mar del Plata para la creación de un área marina costera protegida y preservar un potencial sector de cría para estas especies.

Consideramos que sería oportuno seguir aumentando el número de nodos de marcado a lo largo de la costa y en particular la incorporación de la provincia de Chubut. Posteriormente, establecer una Red Nacional de Marcado de Tiburones en Argentina (ReNaMaT) utilizando como base la desarrollada en este Proyecto. Esta red a su vez puede ser coordinada desde el PAN – Tiburones u otro organismo gubernamental o no gubernamental para que se garantice su continuidad en el tiempo y un suministro de marcas constante a los pescadores recreativos voluntarios.

Según la experiencia obtenida con las dos recapturas de cazón, consideramos que es de suma importancia la incorporación de la pesca comercial en este tipo de programas de marcado, como ocurre en otros programas del mundo, ya que permite aumentar la probabilidad de la recaptura y por ende aumentar el éxito de este objetivo.

Finalmente recomendamos un manejo co-adaptativo para la conservación de los tiburones de Argentina con una participación activa de los pescadores recreacionales como actores clave y como una alternativa al manejo tradicional y formal de “arriba hacia abajo”.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, E.D. 1980. Analysis of Various Sources of Pelagic Shark Catches in the Northwest and Western Central Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. (79).
- Arlinghaus, R. 2004. A human dimensions approach towards sustainable recreational fisheries management. Turnshare Ltd., London, UK.
- Arlinghaus, R. 2005. A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management. *Aquat. Resour. Cult. Dev.* 1(2): 145-174. doi:10.1079/ARC200511.
- Arlinghaus, R. 2006. Overcoming human obstacles to conservation of recreational fishery resources, with emphasis on central Europe. *Environ. Conserv.* 33(01): 46. doi:10.1017/S0376892906002700.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., y Cowx, I.G. 2010. Providing context to the global code of practice for recreational fisheries. *Fish. Manag. Ecol.* 17(2): 146-156. doi:10.1111/j.1365-2400.2009.00696.x.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., y et al. 2007. Understanding the Complexity of Catch-and-Release in Recreational Fishing: An Integrative Synthesis of Global Knowledge from Historical, Ethical, Social, and Biological Perspectives. *Rev. Fish. Sci.* 15(1/2): 75-167. doi:10.1080/10641260601149432.
- Armitage, D.R., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R.I., Charles, A.T., Davidson-Hunt, I.J., Diduck, A.P., Doubleday, N.C., Johnson, D.S., Marschke, M., McConney, P., Pinkerton, E.W., y Wollenberg, E.K. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Front. Ecol. Environ.* 7(2): 95-102. doi:10.1890/070089.
- Australia, E. 2002. Recovery plan for the grey nurse shark (*Carcharias taurus*) in Australia. En Recovery plan for the grey nurse shark. Available a partir de <Go to ISI>://ZOOREC:ZOOR14103018272.
- Babcock, E.A. 2008. Recreational Fishing for Pelagic Sharks Worldwide. *Sharks Open Ocean Biol. Fish. Conserv.*: 193-204. doi:10.1002/9781444302516.ch15.
- Bergman, P.K., Haw, F., Blankenship, H.L., y Buckley, R.M. 1992. Perspectives on Design, Use, and Misuse of Fish Tags. *Fisheries* 17(4): 20-25. doi:10.1577/1548-8446(1992)017<0020:PODUAM>2.0.CO;2.
- De Buen, F. 1950. El tiburón vitamínico de la costa uruguaya, *Galeorhinus vitaminicus* nov. sp., y algunas consideraciones generales sobre su biología. En Publicaciones Científicas.
- Calvo, S.A. 2008. Los grandes tiburones costeros de la Provincia de Buenos Aires y los torneos de Pesca deportiva del Estuario de Bahía Blanca. En estudio biológico-pesquero.

- Casey, J.G. 1985. Transatlantic migrations of the blue shark: a case history of cooperative shark tagging. En World Angling Resources and Challenges: Proceedings of the First World Angling Conference, Cap d'Agde, France, September 12– 18, 1984, International Game Fish Association. pp. 253-68. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Cedrola, P. 2011. Adopción De Buenas Prácticas De Pesca Recreacional De Tiburones En La Reserva Provincial Ría Deseado, Argentina. Plan De Manejo de la Reserva Provincial Ría Deseado. Universidad para la Coperacion Internacional (UCI). Available a partir de <http://www.uci.ac.cr/Biblioteca/Tesis/PFGMGAP3.pdf>.
- Cedrola, P., y Caille, G. 2007. La pesca deportiva del tiburón gatopardo *Notorynchus cepedianus* en la Ría Deseado y la Península de San Julián.
- Cedrola, P., Chiaramonte, G., y Caille, G. 2009a. Primeros ensayos de pesca con devolución de tiburones en las reservas naturales Ría de Deseado y Península de San Julián, Provincia de Santa Cruz, Patagonia, Argentina. Puerto Madryn.
- Cedrola, P. et al. 2012. La pesca deportiva de condrictios en la Argentina. En Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del Plan Acción Nacional. Editado por P. and C. Wöhler, O.C.; Cedrola. Consejo Federal Pesquero. pp. 185-191.
- Cedrola, P. V., Caille, G.M., Chiaramonte, G.E., y Pettovello, A.D. 2009b. Demographic structure of broadnose seven-gill shark, *Notorynchus cepedianus*, caught by anglers in southern Patagonia, Argentina. Mar. Biodivers. Rec. 2: e138. doi:10.1017/S1755267209990558.
- Chavez, L.N. 2014. Biología reproductiva del tiburón espinoso *Squalus acanthias* (Linnaeus, 1758) (Chondrichthyes: Squalidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Chiaramonte, G.E. 1996. Placentación en la «bacota», *Carcharhinus brachyurus* (Chondrichthyes: Carcharhinidae): tipificación, descripción macroscópica y otros aspectos reproductivos. Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. «B. Rivadavia» Extra(Nueva Serie No 143): 1-7.
- Chiaramonte, G.E. 1998. Shark fisheries in Argentina. Mar. Freshw. Res. 49(7): 601. doi:10.1071/MF97136.
- Chiaramonte, G.E. 2001. Biología y pesquería del tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 70.
- Chiaramonte, G.E. 2008. Assessment and Conservation of a Nursery ground for Threatened Sharks in Argentina. Sea World & Bush Gardens Conservation Fund.

Informe final.

- Chiaramonte, G.E. 2015. El cazón o tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus , 1758) (Pisces Elasmobranchii : Triakidae) en Argentina . Tesis presentada para optar al título. Universidad de Buenos Aires.
- Coleman, F., Figueira, W., Ueland, J., y Crowder, L. 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science*. 305: 1958 – 1960.
- Compagno, L.J. V. 1984. FAO Species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fish. Synopsis 4(125): 251-655. doi:10.1071/MF9920109.
- Cooke, S.J., y Cowx, I.G. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54(9): 857-859. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0857:TRORFI]2.0.CO;2.
- Cooke, S.J., y Cowx, I.G. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biol. Conserv.* 128(1): 93-108. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.019.
- Cooke, S.J., Dunlop, W.I., Macclennan, D., y Power, G. 2000. Applications and characteristics of angler diary programmes in Ontario, Canada. *Fish. Manag. Ecol.* 7(6): 473-487. doi:10.1046/j.1365-2400.2000.00232.x.
- Cooke, S.J., Hogan, Z.S., Butcher, P.A., Stokesbury, M.J.W., Raghavan, R., Gallagher, A.J., Hammerschlag, N., y Danylchuk, A.J. 2014. Angling for endangered fish: Conservation problem or conservation action? *Fish Fish.:* 1-17. doi:10.1111/faf.12076.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., Arlinghaus, R., y Danylchuk, A.J. 2013. Voluntary institutions and behaviours as alternatives to formal regulations in recreational fisheries management. *Fish Fish.* 14(4): 439-457. doi:10.1111/j.1467-2979.2012.00477.x.
- Cortés, F. 2011. Hábitats esenciales de condriictios (Chondrichthyes) costeros, y su relación con los procesos oceanográficos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 240 pp.
- Cowx, I.G. 2002. Recreational fisheries. En *Handbook of Fish Biology and Fisheries*, vol. II. Editado por R.J. Hart PBJ. Blackwell Science., Oxford (United Kingdom). pp. 367 – 390.
- Cryer, M., Corbett, J., y Winterbotham, M. 1987. The deposition of hazardous litter by anglers at coastal and inland fisheries in South Wales. *J. Environ. Manage.* 25: 125 – 135.

- Cuevas, J.M., Cedrola, P.V., y Chiaramonte, G.E. 2013. Manual de marcado de tiburones de Argentina. Conservar Tiburones en Argentina, Buenos Aires.
- Daedlow, K., Beard Jr, T.D., y Arlinghaus, R. 2011. A Property Rights-Based View on Management of Inland Recreational Fisheries: Contrasting Common and Public Fishing Rights Regimes in Germany and the United States. *Am. Fish. Soc. Symp.* (75): 13-38.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., y Hofman, R.J. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 5(March): 205-232. doi:10.1002/aqc.3270050305.
- Defeo, O., y Castilla, J.C. 2005. More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.* 15(3): 265-283. doi:10.1007/s11160-005-4865-0.
- Defra. 2008. A framework for pro-environmental behaviours. (January): 76. [www.defra.gov.uk\nhttp://www.defra.gov.uk/evidence/social/behaviour/pdf/behaviours-jan08-report.pdf](http://www.defra.gov.uk/evidence/social/behaviour/pdf/behaviours-jan08-report.pdf).
- van der Elst, R.P. 1990. Marine fish tagging in South Africa. 7: 854 – 862. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 7: 854-862.
- Everhart, W.H., y Young, W.D. 1981. Principles of fishery science. Cornell University Press, Ithaca. 349 pp. Cornell University Press.
- Ferreira, B.P., y Vooren, C.M. 1991. Age, growth, and structure of vertebra in the school shark *Galeorhinus galeus* (Linnaeus , 1758) from southern Brazil. *Fish. Bull.* 89: 19-31.
- Fletcher, S., y Potts, J.S. 2007. Ocean Citizenship: An Emergent Geographical Concept. *Coast. Manag.* 35(4): 511-524. doi:10.1080/08920750701525818.
- Francis, M.P. 1989. Exploitation rates of rig (*Mustelus lenticulatus*) around the South Island of New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 23(June): 239-245. doi:10.1080/00288330.1989.9516360.
- Friedrich, L.A., Jefferson, R., y Glegg, G. 2014. Public perceptions of sharks: Gathering support for shark conservation. *Mar. Policy* 47: 1-7. Elsevier.
- García Liotta, L. 2008. Pesca de tiburones en reservas naturales : ¿paradoja en la gestión de áreas protegidas ? Un análisis sobre la pesca artesanal y deportiva de tiburones en la Isla Jabalí, Reserva Natural Bahía San Blás, Provincia de Buenos Aires, Argentina .
- Gastaldi, M. 2009. Caracterización y Evaluación de la Pesquería Recreativa del Róbalo *Eleginops maclovinus* (Pisces, Eleginopidae) del Golfo San Matías durante la temporada 2008. Universidad Nacional de Córdoba.

- Gordon, W. 1990. Fish marking and the Magnuson Act. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 7: 1-4.
- Granek, E.F., Madin, E.M.P., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z., Kristianson, G., de Villiers, P., Williams, J.E., Post, J., Zahn, S., y Arlinghaus, R. 2008. Engaging Recreational Fishers in Management and Conservation: Global Case Studies. *Conserv. Biol.* 22(5): 1125-1134. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00977.x.
- Grant, C.J., Sandland, R.L., y Olsen, a M. 1979. Estimation of growth, mortality and yield per recruit of the Australian School Shark, *Galeorhinus australis* (Macleay), from tag recoveries. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 30(Olsen 1954): 625-637. doi:10.1071/MF9790625.
- Hall, S. 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities.* Blackwell Science., Oxford (United Kingdom).
- Heino, M., y Godo, O. 2002. Fisheries-induced selection pressures in the context of sustainable fisheries. *Bull. Mar. Sci.* 70(2): 639-656.
- Hilborn, R., Branch, T.A., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C. V., Scheuerell, M.D., y Valero, J.L. 2003. State of the world's fisheries. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 31(1): 525-554. doi:10.1146/annurev.earth.31.100901.141249.
- Hutton, T., y Pitcher, T.J. 1998. Current directions in fisheries management policy: a perspective on co-management and its application to South African fisheries. *South African J. Mar. Sci.* 19(1): 471-486. doi:10.2989/025776198784126737.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., y Al., E. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science.* 293(5530): 629-637. doi:10.1126/science.1059199.
- Jefferson, R. 2010. *Communicating marine environmental health; connecting science, social and policy values.* University of Plymouth.
- Jefferson, R.L., Bailey, I., Laffoley, D. d A., Richards, J.P., y Attrill, M.J. 2014. Public perceptions of the UK marine environment. *Mar. Policy* 43: 327-337. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2013.07.004.
- Kearney, R.E. 2002. Co-management: the resolution of conflict between commercial and recreational shers in Victoria, Australia. *Ocean Coast. Manag.* 45: 201-214.
- Kerr, S.J. 2007. Characteristics of Ontario muskellunge (*Esox masquinongy*) fisheries based on volunteer angler diary information. *En Environmental Biology of Fishes.* doi:10.1007/s10641-006-9120-6.
- Klimley, A.P., y Nelson, D.R. 1984. Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) in relation to El Bajo Espiritu Santo: a

- refuging central-position social system. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 15(1): 45-54. doi:10.1007/BF00310214.
- Kohler, N.E., Casey, J.G., y Turner, P.A. 1998. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. *Mar. Fish. Rev.* 60(2): 1-87.
- Kohler, N.E., y Turner, P.A. 2001. Shark tagging: A review of conventional methods and studies. *Environ. Biol. Fishes* 60(1-3): 191-223. doi:10.1023/A:1007679303082.
- Kollmuss, A., y Agyeman, J. 2002. Mind the Gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environ. Educ. Res.* 8(3): 239-260. doi:10.1080/1350462022014540.
- Lagos, N. 2001. Características de la pesca artesanal en el Partido de la Costa (Cabo San Antonio) y perfil socioeconómico de la actividad. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Latour, R.J. 2005. Chapter 4. Tagging methods and associated data analysis. En *Management techniques for elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper. Editado por R. Musick, J.A.; Bonfil. FAO. p. 251.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., y Mehner, T. 2006. Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. En *Reviews in Fisheries Science*. doi:10.1080/10641260600886455.
- Llompert, F., Colautti, D., y Baigún, C. 2012. Assessment of a major shore-based marine recreational fishery in the southwest Atlantic, Argentina. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 46(1): 57-70. doi:10.1080/00288330.2011.595420.
- Llompert, F.M. 2011. La ictiofauna de Bahía San Blas (Provincia de Buenos Aires) y su relación con la dinámica de las pesquerías deportiva y artesanal . Universidad Nacional de la Plata.
- Lucifora, L.O. 2003. Ecología y Conservación de los Grandes Tiburones Costeros de Bahía Anegada , Provincia de Buenos Aires, Argentina. : 410.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2001. Analysis of dental insertion angles in the sand tiger shark, *Carcharias taurus* (Chondrichthyes: Lamniformes). *Cybiurn* 25(1): 23-31.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2004. Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina: Support for a single south western Atlantic population with synchronized migratory movements. *Environ. Biol. Fishes* 71(2): 199-209. doi:10.1007/s10641-004-0305-6.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2005a. Reproduction, abundance and

- feeding habits of the broadnose sevengill shark *Notorynchus cepedianus* in north Patagonia, Argentina. Mar. Ecol. Prog. Ser. 289: 237-244. doi:10.3354/meps289237.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., y Escalante, A.H. 2005b. Reproduction and seasonal occurrence of the copper shark, *Carcharhinus brachyurus*, from north Patagonia, Argentina. ICES J. Mar. Sci. 62(1): 107-115. doi:10.1016/j.icesjms.2004.09.003.
- Massola, V., y Sotelo, M. 2008. Reserva Natural UM Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde. Documento ad hoc.
- Mazur, N. 2010. Evaluating fisheries co-management trials – a discussion paper.
- McCluskey, S.M., y Lewison, R.L. 2008. Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications. Fish Fish. 9(2): 188-200. Available a partir de File Attachments.
- McFarlane, G., Wydoski, R., y Prince, E. 1990. External tags and marks. Am. Fish. Soc. Symp. 7: 9-29. Available a partir de <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Glossary+for+Otolith+Studies#0>.
- McKinley, E., y Fletcher, S. 2010. Individual responsibility for the oceans? An evaluation of marine citizenship by UK marine practitioners. Ocean Coast. Manag. 53(7): 379-384. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.04.012.
- McPhee, D.P., Leadbitter, D., y Skilleter, G.A. 2002. Swallowing the bait: Is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? doi:10.1111/j.1467-8470.1994.tb00663.x.
- Menni, R.C. 1983. Los peces en el medio marino. Buenos Aires.
- Menni, R.C., Cousseau, M.B., y Gosztonyi., A.E. 1986. Sobre la biología de los tiburones costeros de la Provincia de Buenos Aires. An. la Soc. Científica Argentina 213: 3-26.
- Mosisch, T.D., y Arthington, A.H. 1998. The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. Lakes Reserv. Res. Manag. 3(1): 1-17. doi:10.1111/j.1440-1770.1998.tb00028.x.
- Napier, V.R., Branch, G.M., y Harris, J.M. 2005. Evaluating conditions for successful co-management of subsistence fisheries in KwaZulu-Natal, South Africa. Environ. Conserv. 32(2): 165. doi:10.1017/S0376892905002195.
- Nion, H. 1999. La pesquería de tiburones en Uruguay con especial referencia al cazón (*Galeorhinus galeus* Linnaeus 1758). En Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. FAO. pp. 218-267. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.

- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P., y Watson, R. 2003. The future for fisheries. *Science* 302(November): 1359-1361. doi:10.1126/science.1088667.
- Pepperell, J. 2005. Recreational fisheries for sharks. Informe Técnico. Australia. 12 pp.
- Pepperell, J.G. 1990. Australian cooperative game-fish tagging program, 1973–1987: status and evaluation of tags. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 7: 765-774. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- Peres, M., y Vooren, C. 1991. Sexual development, reproductive cycle, and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* off southern Brazil. *Fish. Bull.* 89: 655-667.
- Pitcher, T., y Hollingworth, C. 2002. Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation. Blackwell Science, Oxford.
- Policansky, D. 1993. Fishing as a cause of evolution in fishes. En Board on Environmental Studies and Toxicology, National Research Council.
- Pratt, H.L., y Carrier, J.C. 2001. A review of elasmobranch reproductive behavior with a case study on the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*. *Environ. Biol. Fishes* 60: 157-188. doi:10.1023/A:1007656126281.
- Reynolds, J.D., Jennings, S., y Dulvy, N.K. 2001. Life histories of fishes and population responses to exploitation. In: *Conserv. Exploit. Species*: 148-168.
- Schroeder, D.M., y Love, M.S. 2002. Recreational fishing and marine fish populations in California. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Investig.* 43(2): 182-190.
- Schultz, P.W., y Zelezny, L. 2003. Reframing Environmental Messages to be Congruent with American Values. *Hum. Ecol. Rev.* 10(2): 126-136.
- Scott, E., Prince, E., y Goodyear, C. 1990. History of the Cooperative Game Fish Tagging Program in the Atlantic Ocean, Gulf of Mexico, and Caribbean Sea, 1954-1987. *Am. Fish. Soc. Symp.* 7(June): 841-853.
- da Silva, P.P. 2004. From common property to co-management: Lessons from Brazil's first maritime extractive reserve. *Mar. Policy* 28(5): 419-428. doi:10.1016/j.marpol.2003.10.017.
- Smith, A., y Pollard, D. 1999. Threatened fishes of the world: *Carcharias taurus* (Rafinesque, 1810) (Odontaspidae). *Environmental Biol.* 56: 365. doi:10.1023/A.
- Smith, S.E., y Abramson, N.J. 1990. Leopard shark *Triakis-Semifasciata* distribution, mortality-rate, yield, and stock replenishment estimates based on a tagging study in San-Francisco Bay. *Fish. Bull.* 88(2): 371-381.
- Soto, J.M. 2000. Marine leech, *Stibarobdella macrothela* (Schmarda, 1861) (Hirudinea, piscicolidae), parasitic on the whaler shark, *Carcharhinus brachyurus* (Günther, 1870) (Chondrichthyes, Carcharhinidae), in Southern Brazilian waters. *Braz. J.*

- Biol. 60(4): 713-714. doi:10.1590/S0034-71082000000400024.
- Stevens, J.D. 1990. Further results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 70: 707-720. doi:10.1017/S0025315400058999.
- Sutinen, J.G., y Johnston, R.J. 2003. Angling management organizations: Integrating the recreational sector into fishery management. Mar. Policy 27(6): 471-487. doi:10.1016/S0308-597X(03)00079-4.
- Valbo-Jørgensen, J., Soto, D., y Gummy, A. 2008. La pesca continental en América Latina: su contribución económica y social e instrumentos normativos asociados.
- Venerus, L.A. 2006. Dinámica espacial del salmón de mar. Tesos doctoral. UBA. 190 pp.
- Vigliano, P., y Grosman, F. 1996. Análisis comparativo entre las pesquerías recreacionales de Bariloche, Provincia de Río Negro y de Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Medio Ambient. 13: 80-87.
- Vigliano, P.H., y Alonso, M.F. 2000. Potencial económico de la pesca recreacional en la Argentina: una forma de pesca artesanal poco conocida y su posible impacto en economías regionales de países no desarrollados. Gayana 64(1): 71-76.
- Vigliano, P.H., Lippolt, G.E., Denegri, M.A., Alonso, M., Macchi, P.J., y Dye, C.O. 2000. The human factors of the sport and recreational fishery of San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. Fish. Res. 1074: 1-13.
- Walker, B., Barrett, S., Polasky, S., Galaz, V., Folke, C., Engström, G., Ackerman, F., Arrow, K., Carpenter, S., Chopra, K., Daily, G., Ehrlich, P., Hughes, T., Kautsky, N., Levin, S., y Mäler, K. 2009. Looming Global-Scale Failures and Missing Institutions. Science. 325(September): 7-8. doi:10.1126/science.1175325.
- Walker, T. 1999. *Galeorhinus galeus* fisheries of the world. En Case Studies of the Management of Elasmobranch Fisheries. FAO. Editado por R. Shotton. pp. 728 - 773.
- Walker, T.I., Taylor, B.L., y Brown, L.P. 2000. Southern shark tag database project. Fisheries (96).
- Wilson, D., JR, N., y Degnbol, P. 2003. The fisheries co-management experience: accomplishments, challenges and prospects. En 1ra edición. Springer.

CAPÍTULO VI

Conclusiones y recomendaciones

Después del abordaje realizado al grupo de los condrictios en general y al cazón, *G. galeus*, en particular, aplicando distintas herramientas, podemos afirmar que:

El cazón en el Distrito Bonaerense, que es el sector norte de su distribución en el Mar Argentino, no presentó diferencias genéticas estructurales sugiriendo la presencia una sola población. Se hallaron cuatro haplotipos para la región codificante NADH2 siendo uno de ellos ancestral. Esta observación coincide con lo registrado para la costa de Chile y se aleja fuertemente de los hallados para Australia y Sudáfrica. Por otra parte se observó que las diferencias genéticas estructurales son mayores dentro de cada localidad que entre localidades y sectores (Litoral Bonaerense y Golfo San Matías).

Además, los resultados obtenidos sugieren una pérdida de variabilidad genética poblacional, probablemente ocasionada por la sobrepesca del cazón en el ASO, debido a las pesquerías instaladas desde 1930 y apoyada además por el colapso de alguna de ellas.

En cuanto al comportamiento natatorio de las observaciones realizadas durante la primavera en la RNBSB, *G. galeus* utiliza una acotada distribución vertical y permanece cerca de la costa sin un patrón claro entre el día y la noche. Se registró por primera vez para el ASO, el comportamiento de buceo vertical oscilante, denominado de “yo-yo”, durante el día y la noche, si bien realiza los buceos más profundos y alcanza las mayores velocidades verticales en la columna de agua durante la noche.

Las hembras, en particular, pasan la mayor parte del tiempo, tanto de día como de noche, en los primeros 10 metros de la columna de agua con temperatura entre 17 y 19°C y nadan en superficie de manera continua y por varios minutos.

En cuanto al análisis de riqueza de este grupo, se tomó como ejemplo y se analizó el GSM, para el que se obtuvieron resultados que definen que la variabilidad de la riqueza de los condrictios fue modelada de acuerdo al año de muestreo y la profundidad. Se demostró que la variabilidad inter-anual fue el factor de mayor injerencia sobre la riqueza de condrictios y que ésta se relacionó de forma inversamente proporcional con la profundidad, con una tasa de decrecimiento de una especie en promedio cada 100m de profundidad, e independientemente del año de muestreo. Además se determinó que el tipo de fondo no tiene injerencia sobre la distribución de la riqueza de condrictios.

En cuanto al trabajo realizado sobre la pesquería recreacional se logró involucrar con éxito a la comunidad de pescadores (clubes, guías y pescadores) en un Programa de Marcado y Devolución, que continúa vigente. Se logró además, la incorporación del marcado y devolución de tiburones en el reglamento de todos los torneos que se llevan a cabo dentro de las Áreas Marinas Protegidas de la Argentina, eliminando la pesca con sacrificio. Se concluyó que se debe considerar a la pesca recreativa como una fuente de mortalidad importante de las poblaciones de tiburones costeros en Argentina, es interesante destacar que en nuestras observaciones se han registrado numerosas hembras inmaduras, pero también algunas maduras. Por otra parte consideramos que la pesquería recreacional debería ser tenida en cuenta por los organismos de control, manejo y estadísticas pesqueras nacionales.

Además de esta última recomendación consideramos que deberían incrementarse los análisis de los ciclos reproductivos de cazón, bacota y las tres especies de martillo del sector costero comprendido entre Faro Querandí y Mar del Plata, con el propósito de plantear la creación de áreas marinas costeras protegida, ya que los indicios bibliográficos y los registros de este trabajo ameritan la preservación de este sector como una zona de cría para estas especies.

Con respecto a los aspectos de difusión e involucramiento de la sociedad en la protección de los condricios consideramos que sería necesario seguir aumentando el número de nodos de mercado a lo largo de la costa y en particular la incorporación de la provincia de Chubut. Posteriormente, se debería establecer una Red Nacional de Mercado de Tiburones en Argentina, que podría sustentarse en la desarrollada en este Proyecto. Una condición fundamental para la concreción es la coordinación que debería ser ejercida por el PAN – Tiburones u otro organismo gubernamental o no gubernamental, que garantice la continuidad en el tiempo y el suministro de marcas constante a los pescadores recreacionales voluntarios del Proyecto.

Por otra parte, consideramos que es de suma importancia incorporar a la pesca comercial a este tipo de programas de mercado, como ocurre en otros sitios del mundo. La importancia radica en el aumento de las probabilidades de la recaptura y por ende el éxito de este objetivo. Apoyando esta afirmación, en nuestra región las únicas tres recapturas de cazón, fueron efectuadas por la pesca comercial.

Después de toda la experiencia recogida en el trabajo con pescadores recreacionales y con los habitantes de regiones costeras, recomendamos un manejo co-adaptativo para la conservación de los tiburones costeros de Argentina. Proponemos una participación activa de los pescadores recreacionales como actores clave en este proyecto y además como una alternativa al manejo tradicional y formal desde arriba hacia abajo.