



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR**

**Tesis Doctoral en Biología**

**LA COMUNIDAD ICTICA DE BAHÍA ANEGADA:  
ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN, DINÁMICA ESTACIONAL Y  
ASPECTOS BIOLÓGICOS.**

**Juan Manuel Molina**

**Bahía Blanca**

**Argentina**

**2012**



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR**

**Tesis Doctoral en Biología**

**LA COMUNIDAD ICTICA DE BAHÍA ANEGADA:  
ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN, DINÁMICA ESTACIONAL Y  
ASPECTOS BIOLÓGICOS.**

**Juan Manuel Molina**

**Director: Dra. Andrea Lopez Cazorla**

**Bahía Blanca**

**Argentina**

**2012**

## **PREFACIO**

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, durante el período comprendido entre el 8/7/2008 y el 20/11/2012, bajo la dirección de la Doctora Andrea Lopez Cazorla.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR  
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el ....../...../..... , mereciendo la calificación de .....(.....)

## **Agradecimientos**

Quiero agradecer a Emilia, con quien decidimos embarcarnos juntos en esta empresa del doctorado, sin saber en qué nos estábamos metiendo. Ella fue más que mi pareja, me acompañó codo a codo hasta ver el final del camino. Gracias por compartir esta vida conmigo.

Quiero agradecerle a Andrea, cuya paciencia infinita puse a prueba en incontables oportunidades con mi igualmente infinita inexperiencia. Gracias por darme esta oportunidad y haber contribuido de forma íntegra a esta tesis.

Quiero agradecerle a mi familia, mis padres Mabel y Alejandro, mi hermano Facundo (con alguna salvedad), mis abuelas Nelly y Nora, mi tía Cecilia y mi primo Joaquín. Mi madre siempre me ofreció el cobijo y el apoyo como solo una madre puede hacerlo. Mi viejo siempre me ofreció el consejo sabio, y un oído atento para escuchar mis problemas y preguntas. Mis abuelas, mis segundas madres también me dieron su apoyo y cariño, y su preocupación constante por mi tarea, impulsándome un poco más cada día. Mi tía me ayudó a desentrañar los secretos matemáticos de una de las formulas que utilizo extensivamente en este trabajo.

Quiero agradecerles a mis amigos, Damián, Luciano, Pablo, Sergio, Cecilia, Sofía, Tincho, Mely, Seba, Pablo, Guillermina, quienes me permitían guardar los problemas de la tesis en un cajón de la mente y desentenderme de mis problemas. Gracias por tantos buenos momentos.

Quiero agradecerle a Juan Pablo Almeira y su familia, por su ayuda y apoyo en los muestreos, y por ser una excelente persona conmigo, haciéndome sentir cómodo entre extraños y enseñándome muchas cosas que ningún libro las enseña.

También quiero agradecerle a las siguientes personas, quienes contribuyeron en distintos grados: Alberto Scoroli, Connie Días Andrade, Marcelo Schwert y Miguel Domínguez.

## Resumen

Las bahías y estuarios se caracterizan por presentar una abundante y diversa comunidad de peces. El planteo de estrategias de manejo adecuadas para cada región requiere de información biológica y ecológica de estas comunidades y del análisis del estado de explotación de las mismas. La región costera de Bahía Anegada, (Buenos Aires, Argentina), posee un importante valor ecológico dada la alta diversidad y complejidad ambiental que presenta, sin embargo, la información cuantitativa sobre la biota existente en esta región es escasa y focalizada sólo en algunas especies. Este trabajo de tesis representa el primer estudio sobre la biología y ecología de las especies que componen la comunidad íctica de la región de Bahía Anegada. Se presentan por primera vez estimaciones de parámetros biológicos clave para *Myliobatis goodei*.

Las especies capturadas fueron identificadas al menor nivel taxonómico posible y sus abundancias fueron estimadas para los distintos sitios de muestreo y estaciones del año. Se estimaron parámetros ecológicos como la riqueza, diversidad y uniformidad de la comunidad. Para evaluar las variaciones espaciales y temporales de la estructura y composición de esta, se realizó un análisis permutacional no paramétrico de la variancia (NPMANOVA). La relación entre la composición en número, por especies, estación del año y lugar de muestreo se ordenaron mediante análisis de componentes principales (ACP) y análisis de agrupamiento jerárquico. La época de reproducción de cada una de las especies se determinó mediante el índice gonadosomático (IGS), el que fue calculado por sexo y estación del año. Este índice también se empleó para calcular la talla de primera madurez ( $L_{50}$ ). A fines comparativos, la  $L_{50}$  también se calculó a partir de las estimaciones macroscópicas del estado de madurez gonadal. La composición dietaria se examinó utilizando el índice de importancia relativa porcentual (%IRI). Las

diferencias en la composición dietaria se evaluaron mediante NPMANOVA. La estrategia alimentaria de cada especie se determinó mediante una modificación del método gráfico de Costello. El grado de superposición dietaria entre las especies se estimó mediante dos métodos: la diversidad beta ( ${}^1Db$ ) y el índice de Horn. Se calculó el nivel trófico de cada especie.

Durante las campañas de muestreo en Bahía Anegada se capturaron un total de 2797 ejemplares, comprendidos en 13 especies de osteictios y siete de condriictios. La mayor riqueza específica se registró en primavera y verano. La diversidad de especies fue mayor en primavera y verano, mientras que en otoño e invierno se registró mayor uniformidad. La composición de la comunidad presentó variaciones temporales y no espaciales. Las diferencias en la composición y estructura de la comunidad de peces entre las estaciones cálidas y las frías, puede explicarse en parte por los movimientos migratorios de *Mustelus schmitti*, *M. goodei* y *Cynoscion guatucupa*, que ingresan a la bahía con fines reproductivos, de alimentación y refugio, y en parte al comportamiento reproductivo de *Odontesthes argentinensis*.

Los individuos adultos de *M. schmitti* estuvieron presentes exclusivamente en primavera y verano, estaciones en las cuales también se registraron individuos cuyas tallas fueron menores a la talla de primera madurez, lo que sugiere que la especie utilizaría este ambiente como área de cría. *M. schmitti* presentó una dieta compuesta principalmente por crustáceos decápodos y poliquetos, y una estrategia alimentaria oportunista y levemente generalista.

*Myliobatis goodei* presenta una dinámica poblacional compleja, con movimientos migratorios relacionados con la obtención de alimento y la reproducción. De la misma manera que *M. schmitti*, esta especie utiliza la bahía como área de cría y alimentación. *M. goodei* presentó

una dieta compuesta principalmente por moluscos bivalvos, seguidos por crustáceos anfípodos y poliquetos, y una estrategia alimentaria con características oportunistas.

*Cynoscion guatucupa* realiza movimientos migratorios relacionados con la reproducción, ingresando a la bahía en otoño y primavera. La dieta de esta especie estuvo compuesta mayormente por peces y crustáceos decápodos y presentó una estrategia alimentaria oportunista.

El patrón de abundancia de *O. argentinensis* en Bahía Anegada está relacionado con la reproducción, siendo activos y formando cardúmenes en las estaciones frías y dispersándose en las estaciones cálidas.

*Squatina guggenheim* probablemente utilice este ambiente como área de cría y alimentación, de la misma manera que lo hace en otras bahías y estuarios de la provincia de Buenos Aires. La dieta de *S. guggenheim* estuvo compuesta principalmente por peces y en menor medida, por poliquetos.

Se presentan por primera vez estimaciones del  $L_{50}$  para *B. aurea*, las cuales coinciden con el límite de detección de individuos maduros, correspondiente a 2 años de edad.

Los individuos de *M. furnieri* capturados en esta bahía presentaron tallas cercanas a la máxima mencionada. La dieta de esta especie estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos, poliquetos y moluscos bivalvos.

*Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada presentó una dieta compuesta casi exclusivamente por bivalvos, entre los cuales se halló la especie exótica e invasora *Crassostrea gigas*.

El conjunto de especies cuyas dietas fueron analizadas presentaron una superposición dietaria media, con una  $^1Db$  global de 3,58. La

mayor superposición dietaria fue observada entre *M. goodei*, *M. schmitti* y *M. furnieri*. La dieta de *C. callorhynchus* fue diferente a las de *C. guatucupa* y *S. guggenheim*, sin embargo estas dos presentaron, entre sí, dietas marcadamente superpuestas. La especie con mayor nivel trófico (NT) fue *S. guggenheim* (4,23), seguido de *C. guatucupa* (4,05), *M. schmitti* (3,5) y *M. furnieri*(3,5), y *M. goodei* (3,2) y *C. callorhynchus* (3,17) que presentaron los menores valores de NT.

Este trabajo constituye la primera investigación sobre la ecología y biología de la comunidad de peces de Bahía Anegada, además de proveer información inédita para algunas de las especies que la integran. La información provista en esta tesis contribuye potencialmente a la generación de planes de manejo de los recursos pesqueros de la reserva. Trabajos adicionales sobre la bioecología de las comunidades marinas, como por ejemplo de invertebrados bentónicos, podrían reforzar los resultados de esta tesis, ayudando a esclarecer la naturaleza de las tramas tróficas del ecosistema marino de Bahía Anegada.

## Abstract

Coastal areas, like bays and estuaries are characterized by an abundant and diverse fish community. Designing management strategies for these regions requires adequate and precise biological, ecological and exploitation status information regarding these communities.

Anegada Bay is located at the south of Buenos Aires province, and has an important ecological value, given its high environmental diversity and complexity. However, quantitative information about its biota is lacking, and focused only in some species.

This study constitutes the first record of a biological and ecological study of the community of fishes for Anegada Bay. Estimations of key biological parameters for *Myliobatis goodie* are presented for the first time.

Each fish species captured in Anegada Bay was identified at the least taxonomic level, and its relative abundance in both number and weight estimated, for each site and season. Community richness, diversity and uniformity were estimated for each site and season. In order to evaluate spatial and temporal variations in the structure and composition of the fish community, a permutational analysis of variance (NPMANOVA) was performed. Principal component analysis (PCA) and cluster analysis were used to explore the relationship between number abundance of each species by site and season.

Reproduction season was determined with the gonadosomatic index (GI), which was calculated for each individual, by species, sex and season, and also used to estimate length at first maturity ( $L_{50}$ ). Standard technique to estimate  $L_{50}$  by means of macroscopic estimation of maturity was also employed. Dietary composition was

examined by means of the percentage index of relative importance (%IRI). NPMANOVA was used to test for differences in the dietary composition. Feeding strategy was evaluated by a modification of Costello's graphical method. Trophic overlap between species was estimated with both Horn index of overlap, and beta diversity (<sup>1</sup>Db). Trophic level was also estimated for each species.

A total of 2797 fish were caught during the fish surveys in Anegada Bay, belonging to 13 species of boney fishes and 7 of cartilaginous fishes. The higher richness and diversity was found in spring and summer, while uniformity was higher in autumn and winter. The fish community composition showed temporal dynamics, while spatial differences were not found to occur. These seasonal differences in the fish assemblage can be explained by the migratory movements of *Mustelus schmitti*, *M. goodei* and *Cynoscion guatucupa*. These species enter Anegada Bay to reproduce, feed and to find shelter. The reproductive behavior of *O. argentinensis* also influences the seasonal variation.

Adult *Mustelus schmitti* individuals were registered only during the warm seasons, while neonates and juveniles were found in both the warm and the cold seasons. This suggests this species use Anegada Bay as a nursery area. The diet of *M. schmitti* was composed mainly of decapods crustaceans and polychetes, and presented an opportunistic and generalist feeding strategy.

*Myliobatis goodei* presented a complex population dynamic, with similar movement patterns, mainly related with feeding and reproduction. As well as *M. schmitti* this species likely uses Anegada Bay as nursery grounds. The diet of *M. goodei* was composed mainly of bivalves and amphipods, and presented an opportunistic feeding strategy.

*Cynoscion guatucupa* showed migratory movements related with reproduction, entering the bay in autumn and winter. The diet of *C. guatucupa* was composed mainly of fish and decapods crustaceans, and presented an opportunistic feeding strategy.

The abundance pattern of *Odontesthes argentiniensis* in the bay was related with reproduction, being active and clustering in spawning schools during the cold seasons, to then disperse in the warm seasons.

As it does in other bays and estuaries of Buenos Aires province, *Squatina guggenheim* likely uses Anegada bay as nursery grounds. The diet of *S. guggenheim* was composed almost exclusively of fish and in least proportion, polychetes.

Length at first maturity is presented by the first time for *Brevoortia aurea*. The length determined matches the threshold of detection for mature individuals on coastal waters, which is 2 years old.

Length recorded for *Micropogonias furnieri* were close to the maximum reported for the species. The diet of *M. furnieri* was composed almost exclusively of decapods crustaceans and in least proportion, polychetes and bivalves.

The diet of *Callorhynchus callorhynchus* was composed mainly of bivalves and in least proportion, among which was *Crassostrea gigas*, an exotic and invasive species.

The overall overlap among the species analyzed was moderate, with a global  $^1Db$  of 3.58 of the six species considered. The highest overlap was between *M. goodei*, *M. schmitti* and *M. furnieri*. There was a low overlap between *C. callorhynchus* and *C. guatucupa* and *S. guggenheim*. However, these last two presented a high overlap.

The species with the highest trophic level in Anegada Bay was *S. guggenheim* (4.23), followed by *C. guatucupa* (4.05), *M. schmitti*

(3.5) and *M. furnieri*(3.5), and *M. goodei* (3.2) and *C. callorhynchus* (3.17) which presented the lowest trophic level.

This thesis constitutes the first research conducted on ecology and biology of the fish assemblage of Anegada Bay, and also provides the first estimation of key biological parameters for some of its species. The information provided here, contributes to the development of management plans for the fish resources of the bay. Additional research conducted for the marine communities of the reserve, for instances, the benthic invertebrate assemblage, might strengthen the results exposed here, aiding in unveiling the trophic web of Anegada Bay's ecosystem.

# Índice

<b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 Introducción</b> .....	<b>2</b>
<b>1.2 Antecedentes</b> .....	<b>12</b>
<b>1.3 Objetivos</b> .....	<b>28</b>
<b>CAPÍTULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
<b>2.1 Área de estudio</b> .....	<b>30</b>
<b>2.2 Muestreo científico de la comunidad de peces</b> .....	<b>35</b>
<b>2.3 Estructura y composición de la comunidad íctica de Bahía Anegada</b> .....	<b>37</b>
2.3.1 Composición de la comunidad de peces.....	37
2.3.2 Estructura de la comunidad de peces.....	37
2.3.3 Variaciones espacio temporales de la comunidad de peces.....	39
2.4 Ecología y parámetros biológicos de las poblaciones de las especies mejor representadas.....	41
<b>2.5 Aspectos reproductivos de las poblaciones de las especies mejor representadas</b> .....	<b>42</b>
2.5.1 Índice Gonadosomático.....	42
2.5.2 Talla de primera madurez.....	43
2.5.3 Época de puesta/parición.....	44
<b>2.6 Ecología trófica de las poblaciones de las especies mejor representadas</b>	<b>45</b>
2.6.1 Análisis de la estructura dietaria.....	45
2.6.2 Análisis de las estrategias de alimentación.....	47

<b>2.7 Ecología trófica de la comunidad íctica .....</b>	<b>49</b>
2.7.1 Superposición dietaria .....	49
2.7.2 Nivel Trófico .....	50
<b>CAPÍTULO 3: RESULTADOS .....</b>	<b>51</b>
<b>3.1 Estructura y composición de la comunidad íctica .....</b>	<b>52</b>
3.1.1 Composición de la comunidad .....	52
3.1.2 Estructura de la comunidad .....	57
<b>3.2 Biología del gatuzo <i>Mustelus schmitti</i>.....</b>	<b>66</b>
3.2.1 Parámetros poblacionales .....	66
3.2.2 Aspectos reproductivos .....	72
3.2.3 Ecología trófica .....	75
<b>3.3 Biología del chucho, <i>Myliobatis goodei</i> .....</b>	<b>85</b>
3.3.1 Parámetros poblacionales .....	85
3.3.2 Aspectos reproductivos .....	91
3.3.3 Ecología trófica .....	94
<b>3.4 Biología de la pescadilla de red, <i>Cynoscion guatucupa</i> .....</b>	<b>103</b>
3.4.1 Parámetros poblacionales .....	103
3.4.2 Aspectos reproductivos .....	108
3.4.3 Ecología trófica .....	111
<b>3.5 Biología del pejerrey, <i>Odontesthes argentinensis</i>.....</b>	<b>117</b>
3.5.1 Parámetros poblacionales .....	117
3.5.2 Aspectos reproductivos .....	123
<b>3.6 Biología del pez ángel, <i>Squatina guggenheim</i>.....</b>	<b>126</b>
3.6.1 Parámetros poblacionales .....	126

3.6.2 Aspectos reproductivos .....	129
3.6.3 Ecología trófica .....	130
<b>3.7 Biología de la saraca <i>Brevoortia aurea</i>.....</b>	<b>134</b>
3.7.1 Parámetros poblacionales .....	134
3.7.2 Aspectos reproductivos .....	140
<b>3.8 Biología de la corvina rubia <i>Micropogonias furnieri</i> .....</b>	<b>143</b>
3.8.1 Parámetros poblacionales .....	143
3.8.2 Aspectos reproductivos .....	146
3.8.3 Ecología trófica .....	147
<b>3.9 Biología del pez gallo <i>Callorhynchus callorhynchus</i> .....</b>	<b>150</b>
3.9.1 Parámetros poblacionales .....	150
3.9.2 Aspectos reproductivos .....	153
3.9.3 Ecología trófica .....	154
<b>3.10 Ecología trófica de la comunidad íctica .....</b>	<b>157</b>
3.10.1 Superposición dietaria .....	157
3.10.2 Nivel trófico .....	161
<b>CAPÍTULO 4: DISCUSIÓN.....</b>	<b>162</b>
<b>4.1 Estructura y composición de la comunidad íctica .....</b>	<b>163</b>
<b>4.2 Biología de <i>Mustelus schmitti</i> .....</b>	<b>166</b>
<b>4.3 Biología de <i>Myliobatis goodei</i> .....</b>	<b>173</b>
<b>4.4 Biología de <i>Cynoscion guatucupa</i>.....</b>	<b>175</b>
<b>4.5 Biología de <i>Odontesthes argentinensis</i>.....</b>	<b>178</b>
<b>4.6 Biología de <i>Squatina guggenheim</i>.....</b>	<b>179</b>

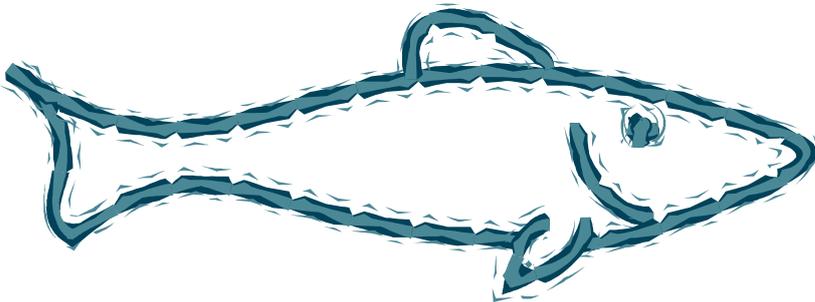
<b>4.7 Biología de <i>Brevoortia aurea</i>.....</b>	<b>181</b>
<b>4.8 Biología de <i>Micropogonias furnieri</i>.....</b>	<b>182</b>
<b>4.9 Biología de <i>Callorhynchus callorhynchus</i> .....</b>	<b>184</b>
<b>4.10 Ecología Trófica de la comunidad íctica .....</b>	<b>187</b>
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>193</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>198</b>

# Capítulo 1

---

## Introducción

### General



## **1.1 Introducción**

El término comunidad define a las poblaciones de organismos presentes en un hábitat particular, siendo las poblaciones definidas como grupos de individuos pertenecientes a una especie particular (Odum, 1977). La composición de la comunidad de peces propia de cada ecosistema acuático es el resultado de la selección de un número potencial de especies, que deriva de la acción de diversos factores ambientales, biogeográficos y evolutivos (Smith y Powell, 1971). Los peces presentan un rango para estos factores, donde las condiciones son óptimas para su desarrollo. Aun cuando no todas las variables del ambiente presenten valores óptimos, cada población tratará siempre de colonizar los ambientes donde cada una de estas condiciones se encuentra dentro de límites tolerables que permitan su desarrollo (Karr *et al.*, 1986). Los cambios que tienen lugar en los factores que regulan y condicionan el ciclo de vida de los peces, tales como temperatura (Serns, 1982; Henderson y Nepszy, 1990; Staggs y Otis, 1996), salinidad (Green, 1971; Bishop, 1973 y Visser y Parkinson, 1975), oxígeno disuelto, niveles de nutrientes (Leach *et al.*, 1977; Persson *et al.*, 1991; Quirós, 1990, 1998), entre otros, pueden alterar positiva o negativamente el tamaño y el balance dinámico de las poblaciones (Schlosser, 1991; Roell y Orth, 1998). Esto tiene como consecuencia que las especies que componen una determinada comunidad se vean sometidas a una gran variabilidad ambiental (Pierce y Mahmoudi, 2001; Fock *et al.*, 2003), lo que

resulta en cambios en la composición de la misma, tanto temporal como espacialmente (Zieman *et al.*, 1984; Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Magill, 2002).

En general, las zonas costeras como las bahías y estuarios se caracterizan por presentar una abundante y diversa comunidad de peces. Están compuestos por poblaciones de especies pelágicas, demersales y bentónicas, algunas de las cuales son residentes, es decir, que completan su ciclo de vida en el interior del estuario o bahía, mientras que otras migran hacia estas áreas, las cuales utilizan de forma temporal, para alimentarse o reproducirse (Stevens, *et al.*, 2000). Las aguas someras de estos hábitats revisten vital importancia para muchas especies marinas, ya que ofrecen condiciones ambientales favorables para el crecimiento y la supervivencia de sus alevines o crías, como mayor disponibilidad de alimento, refugio contra los depredadores, temperaturas más benignas, entre otras (Wennhage y Pihl, 2002; Elliott *et al.*, 2007; Heupel *et al.*, 2007). Muchas de las especies que utilizan estos ambientes han sido y siguen siendo objeto de pesquerías tradicionales debido a que, históricamente, el hombre ha desarrollado sus asentamientos, y por ende concentrado sus actividades extractivas en la cercanía de estuarios y bahías (Pauly 1998).

La acción antrópica ha sido la causa, tanto directa como indirecta, de la reducción de la biodiversidad marina. La estabilidad de los

ecosistemas se degrada rápidamente por el desgaste que sufren las comunidades bióticas y los ambientes marinos (Sala y Knowlton, 2006).

En años recientes, a nivel mundial, se ha registrado un aumento masivo en la cantidad de desembarques de peces, como consecuencia de la industrialización de la actividad pesquera (Pauly, 2002). La sobrepesca puede causar la desaparición de las especies objetivo de las pesquerías, como también, de especies capturadas accidentalmente (Baum *et al.* 2003; Myers y Worm 2005), además de generar efectos indirectos a nivel poblacional y comunitario (Jennings y Kaiser, 1998; Stevens *et al.* 2000). Los mismos pueden modificar la estructura y función de los ecosistemas marinos (Pauly, 1998; Worm *et al.* 2006). Las pesquerías industriales son causantes de muchos de estos síntomas, agotando stocks de una especie para luego enfocarse en especies de menor nivel trófico, provocando aun más cambios en el funcionamiento del ecosistema (Pauly, 1998). Los avances tecnológicos permiten además explotar recursos hasta el momento inalcanzables, aumentando los rindes, a menudo a costa del uso de artes de pesca altamente perjudiciales para los hábitat del fondo marino, como son las dragas y los arrastres de fondo (Watling y Norse, 1998, Pauly, 2002). La reciente reducción en los niveles de desembarques mundiales refleja este fenómeno (Pauly *et al.* 2002).

Otro efecto antrópico adverso, la contaminación de los cuerpos de agua por la descarga de compuestos xenobióticos producida por ciudades e industrias, produce muchas veces efectos deletéreos en los procesos biológicos de las especies de peces afectadas (Hahn y Stegeman, 1994). Por ejemplo, el uso intensivo de pesticidas agrícolas organoclorados (como DDT, dieldrín, endrín y clordano), durante los años 60, produjo disminuciones significativas en las poblaciones de peces, tanto de los cuerpos de agua aledaños como de lagos y mar abierto, ambientes a los cuales estos productos llegan a través de las descargas de los ríos, o el transporte por organismos resistentes a los mismos (van der Oost *et al.*, 1996). Estos compuestos también producen bioacumulación, representando un riesgo no sólo para el ecosistema en el cual se encuentran, sino también para las comunidades que los explotan a fin de obtener recursos alimenticios (van der Oost *et al.*, 1988; Isla *et al.*, 2009; Nguyen *et al.*, 2011)

Es importante saber cómo están siendo afectados estos ambientes, para poder plantear estrategias de manejo adecuadas para su conservación (Thurstan y Roberts, 2010). Los errores en el diseño o la implementación de estrategias inadecuadas de manejo de los recursos, son muchas veces la causa de síntomas de

sobreexplotación, cuyas repercusiones se propagan por toda la red trófica (Coll *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008).

Plantear estrategias de manejo adecuadas requiere de información biológica, ecológica y del estado de explotación de las comunidades de peces. La determinación de edad y crecimiento, la distribución de tallas y la dinámica de la madurez sexual, como también el estudio de la ecología trófica de las especies y otros parámetros poblacionales y pesqueros, son herramientas vitales para la construcción de planes de manejo sustentables de los recursos ícticos y la regulación de la actividad pesquera. Estas mismas herramientas son también utilizadas en la generación de planes de conservación para especies amenazadas (Stevens *et al.*, 2000).

La falta de conocimiento sobre la dinámica espacial y temporal de muchas especies de peces costeros (Topping *et al.*, 2005), especialmente en zonas templadas (Balirwa *et al.*, 2003; Carbines & Cole, 2009) dificulta en la práctica la gestión de las pesquerías (Blyth-Skyrme *et al.*, 2006; Lester *et al.*, 2009). Así mismo, las áreas costeras se caracterizan por su sensibilidad a los cambios tanto ambientales como antrópicos (Elliott *et al.*, 2007) haciéndolos ideales para detectar, a tiempo, alteraciones ecológicas de gran escala (Hilborn, 2007; Coll *et al.* 2008).

Para determinar las variaciones en la comunidad de peces, se pueden utilizar parámetros que consideren la composición de

especies, tales como la riqueza y la diversidad, ya que estos ayudan en la estimación de la variabilidad en las condiciones, dentro de un sistema. La evaluación de la estructura de la comunidad está generalmente representada por una lista de especies con sus correspondientes abundancias relativas. Un método que facilita el manejo de la información de comunidades de peces es el empleo de índices de diversidad. Los índices de más amplio uso han sido el índice de Shannon-Wiener y el índice de Simpson (Willson y Bossert., 1971; Krebs, 1999; Gray *et al.*, 1997; Beaugrand *et al.*, 2002). Estos índices evalúan la diversidad de las comunidades buscando expresar en un único valor numérico, la riqueza y dominancia/equidad de la comunidad en estudio (Jost 2006). La diversidad es uno de los parámetros ecológicos más importantes, debido a que es considerada como una medida de la heterogeneidad del sistema, es decir, de la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contiene, siendo un parámetro muy útil en el estudio, descripción y comparación de comunidades ecológicas. Sin embargo, como fue demostrado por Jost (2006), el índice de Shannon-Wiener posee unidades en bits, los cuales no son adecuados para efectuar comparaciones ni interpretaciones sobre la diversidad entre diferentes comunidades. El uso de este índice puede producir resultados ambiguos en muchos casos y no representar adecuadamente la diversidad de un sistema, ya que es una medida de entropía y no de diversidad (para un desarrollo completo sobre

este tema, ver Jost (2006, 2007)). Una metodología más apropiada para la estimación de la diversidad es el uso del número efectivo de especies, descrito originalmente por Hill (1973). Este índice es una de las aproximaciones más útiles en el análisis comparado de las comunidades e incluso de regiones naturales (Jost 2006, 2007).

Elementos como la latitud influyen de manera importante en la variación de la diversidad, resultando ser mayor en latitudes tropicales y menor en zonas templadas (Kendall y Aschan, 1993; Blaber *et al.*, 2000; Rivadeneira *et al.*, 2002). No obstante, sucede lo contrario con la abundancia, ya que a pesar de una reducción en la riqueza en regiones templadas, hay un aumento en la abundancia tanto en número como en peso de las especies. Esto se ha observado particularmente en peces (Warwick y Ruswahyuni, 1987; Jonassen *et al.*, 2000; Fromentin y Fonteneau, 2001; Raz-Guzmán y Huidobro, 2002). Además de los factores físicos, se suma la influencia ejercida por procesos biológicos, como depredación y competencia, que repercuten de manera importante en la variabilidad de las comunidades de peces (Hindell *et al.*, 2000; Piraino *et al.*, 2002; Hindell y Jenkins 2004).

Las variables morfológicas de los peces brindan información útil para comparar el estado de condición de las diferentes poblaciones de una misma especie. Una técnica ampliamente utilizada es la relación longitud/peso, a fin de obtener el coeficiente de alometría. Este

coeficiente se relaciona estadísticamente con el valor de referencia tres, para extraer conclusiones sobre la condición de crecimiento (alométrico positivo o negativo) de los individuos. Asimismo, se pueden identificar cohortes a través del análisis de la distribución de tallas, o identificar poblaciones bajo el efecto de la sobrepesca cuando se observan reducciones en la talla media de los individuos.

El análisis de los parámetros reproductivos, como la talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) y la época de puesta, son útiles para el manejo de stocks pesqueros (Trippel, 1995). El uso del índice gonadosomático, ajustado a un modelo no lineal logístico (Fontoura *et al.* 2009), representa una técnica útil y objetiva para la estimación de  $L_{50}$ . También es útil para reconocer la época de puesta en osteóctios. Existen muchos métodos para realizar las estimaciones de  $L_{50}$ ; Trippel & Harvey (1991) confeccionaron una revisión de la gran mayoría. Generalmente implican una apreciación subjetiva sobre el estado reproductivo de los peces, frecuentemente produciendo una variable binaria (maduro e inmaduro) que se ajusta a un modelo logístico para estimar  $L_{50}$ . La utilización de ambos métodos brinda la posibilidad de validar los resultados.

La presencia de hembras con ovocitos maduros o en el caso de especies vivíparas, hembras grávidas, es un indicador de que el área estudiada representa una zona de reproducción para esas especies. La mayoría de las especies de peces tienen áreas de reproducción y

cría discretas, las cuales usualmente están ubicadas en aguas poco profundas y muy productivas, como los estuarios o los pantanos costeros, donde las crías pueden encontrar suficiente alimento. Estas áreas son en general las aguas más superficiales de la distribución de la población (Castro, 1993). En aguas argentinas, se han reportado áreas de cría en la Bahía de Samborombón (Cousseau, 1985), el estuario de Bahía Blanca (López Cazorla, 1996) y Bahía Anegada (Molina y López Cazorla, 2011), en la provincia de Buenos Aires. En norpatagonia, Bahía del Engaño, también ha sido propuesta como área de cría (Van der Molen *et al.*, 1998). Sin embargo, es necesario establecer criterios y definiciones adicionales para identificar fehacientemente un área de cría, como los utilizados por Heupel *et al.* (2007) y Knip *et al.* (2010). Más allá de la definición empleada, la protección de estas áreas y de las hembras en período de reproducción, neonatos y juveniles que las habitan, es vital para la conservación de las especies (Simpfendorfer y Milward, 1993; Heupel *et al.*, 2007; Knip *et al.*, 2010; Massa *et al.*, 2010).

El alimento es un factor determinante para la biología de las especies, afectando la abundancia, el crecimiento, las migraciones, entre otros parámetros biológicos y ecológicos. El análisis de la dieta de las especies es entonces, necesario para el óptimo manejo de las pesquerías (Daan, 1973).

Las relaciones tróficas que se establecen entre las distintas especies de un ecosistema aportan información muy necesaria para un amplio rango de estudios ecológicos. Los análisis de contenidos estomacales se han usado tradicionalmente para obtener este tipo de información (Cortes, 1999).

La estrategia alimentaria de las especies depredadoras es una característica importante a la hora de definir el nicho trófico de una especie, así como también es vital para comprender la trama trófica en la que se encuentra. La dicotomía generalista-especialista es un tema central cuando se quiere caracterizar la estrategia alimentaria de una especie (Amundsen *et al.* 1996). Un depredador generalista posee un nicho trófico de amplio espectro, mientras que un depredador especialista posee un nicho trófico restringido y limitado. Sin embargo, es importante mencionar que la amplitud del nicho trófico está determinada, tanto por el nicho trófico de los diferentes individuos, como por el de la población entera. Mientras que una población con un nicho trófico pequeño está necesariamente compuesta por individuos altamente especializados, con nichos restringidos, una población con un nicho trófico amplio puede estar compuesta por individuos con nichos amplios o reducidos o por una combinación de ambos. La amplitud del nicho poblacional en este caso, puede estar dada por individuos que sean generalistas, cada uno utilizando una gran variedad de los recursos alimenticios disponibles, o por individuos especializados, cada uno en una porción

del recurso. Al primer caso se lo llama componente fenotípico (CF) del nicho, y al segundo, componente interfenotípico (CIF); ambos componentes se combinan en la amplitud de nicho trófico total. Mientras que una población con un alto CF está compuesta por generalistas, cada uno de los cuales posee un elevado solapamiento en el uso de los recursos, una población con un alto CIF está compuesta por especialistas con poco o ningún solapamiento en el uso de los recursos.

## **1.2 Antecedentes**

La información cuantitativa sobre la biota existente en la región de estudio es escasa y focalizada sólo en algunas especies. El único antecedente sobre biología de especies de peces en la Bahía Anegada corresponde a Lucifora (2003), en el cual se realiza un estudio de los grandes tiburones desembarcados por pescadores deportivos. Este estudio señala un importante impacto de las actividades pesqueras recreativas sobre los grandes tiburones, debido a la pesca deportiva que se lleva a cabo estacionalmente en esa localidad.

Existen estudios biológicos y ecológicos en otras regiones del país sobre las especies presentes en Bahía Anegada, se dispone de información general sobre su distribución geográfica, movimientos migratorios, morfometría, alimentación y estado de conservación y explotación del recurso. Menni *et al.* (1986), Chiaramonte y Petovello

(2000) y López Cazorla (1987) han realizado estudios sobre la dieta de *Mustelus schmitti* en Mar del Plata, Ría Deseado y Bahía Blanca respectivamente. Segura y Milessi (2009), Oddone *et al.* (2005) y Cortés *et al.* (2006) han estudiado la biología reproductiva de esta especie en Uruguay, Necochea y Mar del Plata respectivamente. López Cazorla (1985, 1987; 1996) y Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a, b y c) han llevado a cabo en Bahía Blanca, estudios ecológicos y biológicos sobre varias de las especies encontradas en Bahía Anegada como *Brevoortia aurea*, *Cynoscion guatucupa*, *Micropogonias furnieri* y *Paralichthys orbignyanus*. Di Giacomo y Perier (1996; 1994) y Di Giacomo *et al.* (1994), han realizado varios estudios sobre la biología de *Callorhynchus callorhynchus* en el Golfo de San Matías. Vögler *et al.* (2003, 2008) han estudiado la biología reproductiva y la ecología trófica de *Squatina guggenheim*.

### ***Callorhynchus callorhynchus***

El pez gallo, *Callorhynchus callorhynchus* es un holocéfalo de la familia Callorhynchidae, que alcanza los 102 cm de Lt, siendo las hembras ligeramente mayores a los machos, que no superan los 85 cm de Lt (López *et al.*, 2000). Esta especie se distribuye en el Atlántico sur, desde la costa sur de Brasil, hasta el sur de Argentina, cubriendo el estrecho de Beagle, y en el Pacífico desde la región más austral de Chile hasta las costas de Perú (López *et al.* 2000). Esta

especie permanece en aguas costeras, hasta los 170 m de profundidad con temperaturas de fondo de 10 a 22°C, sin embargo, ha sido reportada hasta los 480 m en aguas chilenas, lo que podría sugerir que efectúa movimientos a aguas más profundas en distintas partes de su distribución. La información sobre la biología de esta especie, para Argentina, proviene de los estudios realizados en el Golfo de San Matías por Di Giacomo y Perier (1996, 1994) y Di Giacomo *et al.* (1994).

El pez gallo es capturado principalmente por la flota costera de arrastre. Las capturas y exportaciones de esta especie se han incrementado constantemente, llegando a valores de desembarques de 539 t y 1,63 millones de dólares de exportación (Wöhler *et al.* 2011).

### ***Mustelus schmitti***

El gatuzo *M. schmitti* es un pequeño tiburón de la familia Triakidae, que alcanza los 94 cm de longitud. La especie es endémica del Atlántico Sudoccidental, desde la costa sur de Brasil, hasta la Patagonia Argentina (22° S a 47° S), y se conoce que efectúa migraciones estacionales en grandes números, permaneciendo en el invierno al sur de Brasil, y luego desplazándose a la costa patagónica en verano (Figueiredo, 1977; Vooren, 1997). En Argentina, la especie es más abundante en aguas litorales de la provincia de Buenos Aires y el norte de la Patagonia (Massa *et al.*, 2004).

El gatuzo es un recurso económico importante para Argentina, Brasil y Uruguay, y se exporta a Inglaterra y China. Las exportaciones alcanzan las 960 t y los 2,71 millones de dólares (Massa y Lasta, 2000; Wöhler *et al.* 2011). Tanto la flota industrial como la artesanal realizan la pesca del gatuzo, a lo largo de su distribución. En el periodo 1994-2002, las capturas por año, para la zona costera de Buenos Aires, fueron de 6.000 toneladas. Desde el 2006, las capturas anuales se han incrementado, llegando a 9.000 toneladas en 2008 (Fernandez Araoz *et al.*, 2009; Massa *et al.*, 2010).

La explotación de la especie a lo largo de su rango de distribución ha producido disminuciones significativas en las poblaciones, a pesar de las regulaciones de Captura Máxima Permitida, establecidas por la Secretaria de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA) en Argentina, y por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) en Uruguay (Massa *et al.*, 2004). *Mustelus schmitti* es considerado una especie vulnerable en Argentina y Uruguay por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). En Brasil, esta especie es considerada en peligro crítico, por disminuciones de más de un 85% en las poblaciones que migran en invierno, por inexistencia de regulaciones de cota máxima de pesca, por la posible extirpación de una población no migratoria, y la continua e intensa sobrepesca a la que se somete al recurso. La IUCN clasifica globalmente al gatuzo como "En Peligro", clasificación que resume la situación de la especie a lo largo de su distribución. Este

hecho se agrava considerando que la demanda por el recurso y la explotación del mismo todavía continúan creciendo (Massa *et al.*, 2010).

Existe bibliografía que describe los aspectos reproductivos y otros procesos biológicos de *M. schmitti* (Chiaramonte y Pettovello, 2000; Colautti *et al.*, 2010; Cortés *et al.*, 2010; Cousseau *et al.*, 1998; Menni, 1985; Segura y Milessi, 2009). Sin embargo, pocos de estos estudios han realizado un análisis de la dieta de la especie, un aspecto biológico clave para el manejo de un recurso pesquero (Stevens *et al.*, 2000), y ninguno ha sido realizado en Bahía Anegada. López Cazorla (1987) trabajando en el estuario de Bahía Blanca, y Menni *et al.* (1986) y Olivier *et al.* (1968) en las costas de Mar del Plata, mencionan que la dieta del gatuzo está compuesta principalmente por cangrejos y poliquetos. Chiaramonte y Pettovello (2000) concluyeron, que solo los cangrejos son el ítem presa principal del gatuzo, en la porción sur de Patagonia (38° 44'S). Trabajos sobre otras especies del género *Mustelus* en América del Sur muestran resultados similares, como los reportados por Navia *et al.* (2007) y Rojas (2006).

### ***Squatina guggenheim***

El pez ángel, *Squatina guggenheim* es un tiburón de la familia Squatinidae, que alcanza los 130 cm de largo, siendo las hembras

ligeramente mayores a los machos (Cousseau y Perrotta 2000). La especie es endémica del Atlántico Sudoeste, desde la costa sur de Brasil, hasta el golfo San Matías en Argentina (24° S a 46° S). Esta especie bentónica permanece en aguas costeras, hasta los 200 m de profundidad, con temperaturas de fondo de 10 a 22°C (Vooren y Silva 1991) Se supone realiza movimiento verticales para conseguir alimento. No se conoce si la especie efectúa migraciones estacionales (Bezzi *et al.* 2000).

El pez ángel es capturado principalmente por la flota costera de arrastre. Las capturas y exportaciones de esta especie se han incrementado constantemente, llegando a valores de desembarques de 1.142 t y 3,44 millones de dólares de exportación (Wöhler *et al.* 2011).

*Squatina guggenheim* es considerado una especie en peligro de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). La situación de esta especie es crítica, como lo es la de otras especies cuya distribución llega al sur de Brasil. La pesca, sin límite, practicada en ese país, sumado a la vulnerabilidad intrínseca de la especie a la pesca de arrastre ha reducido la población a un 15% del stock original. Adicionalmente, Brasil realiza pesca intensiva en áreas de cría, aumentando la presión pesquera de un recurso ya reducido (Vooren y Klippel 2005).

## ***Sympterygia bonapartii***

La raya *Sympterygia bonapartii* es un batoideo de la familia Arhynchobatidae que alcanza los 88 cm de talla máxima. Es una de las especies de elasmobranquios más comunes de las aguas costeras del Atlántico Sudoccidental. Se distribuye desde el sur de Brasil hasta el estrecho de Magallanes (Cousseau y Perrotta 2000). Existen en Argentina dos áreas de gran abundancia para la especie, en la boca del estuario de La Plata (densidades de hasta 2,8 t/Km<sup>2</sup>), y el área costera del Rincón, frente a Bahía Blanca y Bahía Anegada (densidades de hasta 1,9 t/Km<sup>2</sup>) (Mabragaña *et al.* 2002).

La raya es capturada como pesca incidental, como parte del variado costero. Hasta 1994, los buques pesqueros argentinos descartaban esta especie y otras similares, pero desde entonces, las rayas son una de las especies comercialmente más importantes (Massa *et al.* 2000). Se exportan las aletas, principalmente al mercado asiático como "Raya". Las exportaciones de esta categoría representan más de un 60% de las exportaciones anuales totales de condriictios, tanto en toneladas, como en divisas generadas (Wöhler *et al.* 2011).

No se posee información biológica y ecológica suficiente para realizar una evaluación del estado de conservación de *S. bonapartii*. Sumado a ello, la información pesquera no es adecuada, dado que se agrupa en la categoría Rayas, junto a otras muchas especies. Por ello, la IUCN le asigna a esta especie la categoría de Data Deficient,

resaltando la necesidad de generar datos sobre su biología, las posibles amenazas a sus poblaciones y parámetros biológicos básicos.

### ***Myliobatis goodei***

El chucho, *Myliobatis goodei*, es un batoideo de la familia Myliobatidae, que llega a los 99 cm de ancho de disco. La especie tiene un amplio rango de distribución en el Atlántico, desde el sur de California en los Estados Unidos (35°N), hasta el sur de Argentina (40°S). Es una especie diádroma, que tolera amplios rangos de salinidad, dado que ingresa a aguas francamente estuariales para parir (Refi, 1975, Ruocco, 2012).

El chucho es capturado como pesca incidental, formando parte del variado costero. Se lo comercializa en pencas, seco o salado, y se exporta como "Raya" al exterior. Las exportaciones de esta categoría representan más de un 60% de las exportaciones anuales totales de condrictios, tanto en toneladas como en divisas generadas (Wöhler *et al.* 2011).

De esta especie se cuenta con poca información sobre el estado de conservación de las poblaciones, siendo las publicaciones existentes relacionadas con aspectos parasitológicos, como Brooks *et al.* (1981) e Ivanov y Campbell (1998). Recientemente, se ha realizado una tesis describiendo aspectos biológicos de la especie en el ecosistema

costero bonaerense y uruguayo (Ruocco, 2012). Por ello, la IUCN le asigna a *M. goodei* la categoría de Data Deficient, resaltando la necesidad de generar datos sobre su biología, las posibles amenazas a sus poblaciones y parámetros biológicos básicos, a fin de realizar un análisis del estado de conservación de la especie.

### ***Brevoortia aurea***

La saraca, *Brevoortia aurea* es una especie de pez planctónico de la familia Clupeidae, cuya talla máxima reportada es 41 cm de Lt. Es una especie eurihalina, que se distribuye desde Salvador de Bahía, Brasil, hasta el Golfo San Matías (41°S) en Argentina. Es abundante en aguas estuariales (Bezzi *et al.*, 2000).

Si bien no existe una pesquería específica para la saraca, es capturada por las flotas costeras y de rada como captura accidental. Existe un mercado interno incipiente, y la flota costera la utiliza como carnada (Wöhler *et al.* 2011).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la IUCN.

### ***Porichthys porosissimus***

La lucerna o pez sapo, *Porichthys porosissimus* es una especie de pez bentónico de la familia Batrachoididae, cuya talla máxima reportada es 32 cm. Es una especie abundante en el litoral bonaerense, distribuyéndose desde Rio de Janeiro, Brasil, hasta el Golfo San Matías (41°S) en Argentina. Habita aguas costeras, de los 30 a los 200 m de profundidad (Cousseau y Perrotta 2000).

No existe una pesquería específica para el pez sapo, dado que no existe cultura de consumo en el país. Sin embargo, es capturado en volúmenes importantes como pesca accidental por la flota de arrastre de camarón (Bezzi *et al.*, 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la IUCN.

### ***Mugil liza***

La lisa, *Mugil liza* es una especie de pez de la familia Mugilidae, cuya talla máxima reportada es 50 cm. Es una especie abundante del litoral argentino, desde el Río de la Plata hasta el Golfo Nuevo. Es una especie eurihalina, que ingresa a aguas estuariales, lagunas costeras y bahías para reproducirse, efectuando migraciones a lo largo de la línea de costa (Moyle y Cech, 2000).

El interés por esta especie es más deportivo que comercial, aunque existen pesquerías artesanales, en Patagonia, que capturan esta especie (Ré y Berón, 1999).

### ***Odontesthes argentinensis***

El pejerrey marino, *Odontesthes argentinensis*, es una especie pelágica, que se alimenta de micro crustáceos. La talla máxima observada es de 37 cm para las hembras, siendo los machos de menor tamaño. Se distribuye desde el sur de Brasil hasta Rawson, en el sur de Argentina (Cousseau y Perrotta 2000). Habita aguas costeras poco profundas, estando adaptado a variaciones pronunciadas de temperatura y salinidad (Bezzi *et al.*,2000).

Es capturado por las flotas de rada, y se lo comercializa como filete o mariposa, existiendo una demanda interna del producto de importante magnitud (Cousseau y Perrotta 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la UICN.

### ***Cynoscion guatucupa***

La pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa* es una especie demersal de la familia Sciaenidae. Se distribuye desde Rio de Janeiro (22°S),

Brasil, hasta el Golfo de San Matías (43°S) en Argentina. Habita aguas costeras, tanto marinas como estuariales. Es en estas últimas donde los adultos entran a desovar en primavera, luego de desplazamientos migratorios. Se conoce que estos peces efectúan migraciones estacionales, moviéndose al norte durante el invierno y al sur durante el verano (Cousseau y Perrotta 2000).

*Cynoscion guatucupa* representa un recurso pesquero muy importante, sin embargo, en la actualidad la abundancia de esta especie se encuentra peligrosamente reducida (Ruarte *et al.* 2000). La pesquería artesanal de esta especie se venía desarrollando desde el 1900 sin ningún problema aparente, hasta la modernización de la flota industrial, la que comenzó a explotarla desde la década del '50, llevando los desembarques anuales a niveles insostenibles en años recientes (alrededor de las 50.000 t para 2004) produciendo el colapso de la pesquería en 2004 (López Cazorla, *com pers*)

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la UICN.

### ***Micropogonias furnieri***

La corvina rubia, *Micropogonias furnieri* es una especie de pez bentónico de la familia Sciaenidae, cuya talla máxima reportada es de 67 cm. Se distribuye desde Veracruz, Méjico (20°20' N), hasta el

Rincón (41°S) en Argentina. Habita aguas costeras, hasta los 200 m de profundidad. Es una especie eurihalina, habitando tanto aguas estuariales como francamente marinas, concentrándose, en Argentina, frente a Bahía Sanborombon. Se desconoce si efectúa o no migraciones (Carozza *et al.*, 2004). La especie presenta características biológicas que la hacen especialmente sensible a la pesca intensiva (Bezzi *et al.*, 2000)

La pesquería tradicional de esta especie se realiza por la flota de rada y la costera. Se la comercializa internamente, entera y fresca, y se la exporta entera y congelada (Cousseau y Perrotta 2000). En la década del '90 hubo un notable incremento de los desembarques de esta especie, con una caída de los mismos hacia finales del periodo, evidenciando una pesca intensiva, una reducción pronunciada en los índices de abundancia y la retracción de las poblaciones de sitios tradicionalmente utilizados para reproducción (Bezzi *et al.*, 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la IUCN.

### ***Parona signata***

La palometa pintada o palometa *Parona signata* es una especie de la familia Carangidae, que alcanza los 60 cm de longitud. Posee un rango de distribución amplio, desde Rio de Janeiro, Brasil, hasta el

estrecho de Magallanes, llegando a las costas de las islas Malvinas. Es una especie demersal-pelágica, habitando aguas costeras hasta los 200 m de profundidad (Bezzi *et al.*, 2000).

Es capturada tanto por la flota costera como por la de altura, y comercializada entera y fresca (Cousseau y Perrotta 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la UICN.

### ***Paralichthys orbignyanus***

Existen varias especies de lenguado en aguas argentinas, entre ellos *Paralichthys orbignyanus* es una especie de pez bentónico de la familia Paralichthyidae, distinguible de otras especies del mismo género, por poseer escamas cicloides pequeñas de ambos lados de su cuerpo. La talla máxima reportada es 103 cm para las hembras, y 61 cm para los machos (Cousseau y Perrotta 2000). Se lo reporta desde Río de Janeiro, Brasil, hasta Punta Villarino (40°50'S) en Argentina. Habita aguas de baja salinidad, costeras, hasta los 20 m de profundidad (Bezzi *et al.*, 2000).

### ***Pomatomus saltatrix***

La anchoa de banco, *Pomatomus saltatrix* perteneciente a la familia Pomatomidae, es un pez pelágico mediano, llegando a los 67 cm de longitud. Es una especie de distribución cosmopolita de regiones costeras, incluyendo ambos extremos del Atlántico Sur. Se conocen migraciones invernales hacia aguas de menor latitud para esta especie (Cousseau y Perrotta 2000).

Las flotas costeras y de altura realizan la pesca de la anchoa de banco, la cual se comercializa fresca y entera en el mercado interno. Constituye una especie comercialmente importante en el sur de Brasil, revistiendo mucha menor importancia en Argentina, y ninguna para Uruguay (Bezzi *et al.*, 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la UICN.

### ***Stromateus brasiliensis***

El pampanito o palometa moteada, *Stromateus brasiliensis*, es una especie de la familia Stromateidae, que alcanza los 50 cm de longitud. Se distribuye desde el sur de Brasil hasta Tierra del Fuego, Argentina, siendo de hábito demersal-pelágico. Es capturado por las flotas de rada, costeras y de altura como *bycatch*, y descartada a bordo (Cousseau y Perrotta 2000).

El estado de la conservación de esta especie todavía no ha sido evaluado por la UICN.

Este trabajo representa el primer antecedente en la región de un estudio sobre la biología y ecología de las especies que componen la comunidad de peces de Bahía Anegada (excluyendo a los grandes tiburones).

### **1.3 Objetivos**

El objetivo de esta tesis fue estudiar la estructura, composición y dinámica estacional de la comunidad íctica de la Bahía Anegada, provincia de Buenos Aires.

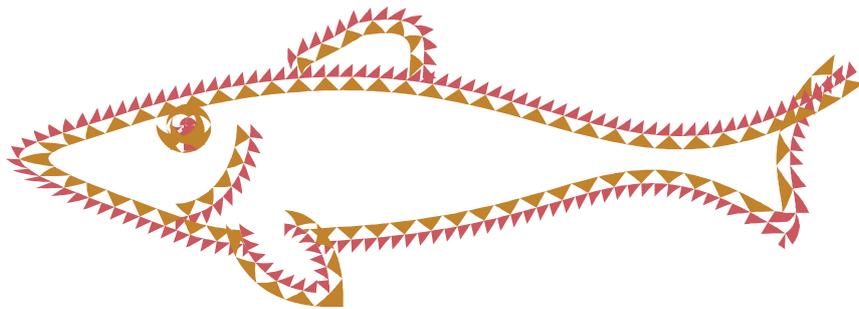
Los objetivos particulares para lograr el objetivo general propuesto fueron:

- Identificar las especies de peces,
- Estimar riqueza, diversidad, uniformidad y dominancia específica por sitio de muestreo y estación del año,
- Determinar la abundancia relativa,
- Evaluar el estado poblacional,
- Estimar parámetros reproductivos,
- Analizar la ecología trófica de cada especie y
- Evaluar la superposición dietaria entre especies.

# Capítulo 2

---

## Materiales y Métodos



## 2.1 Área de estudio

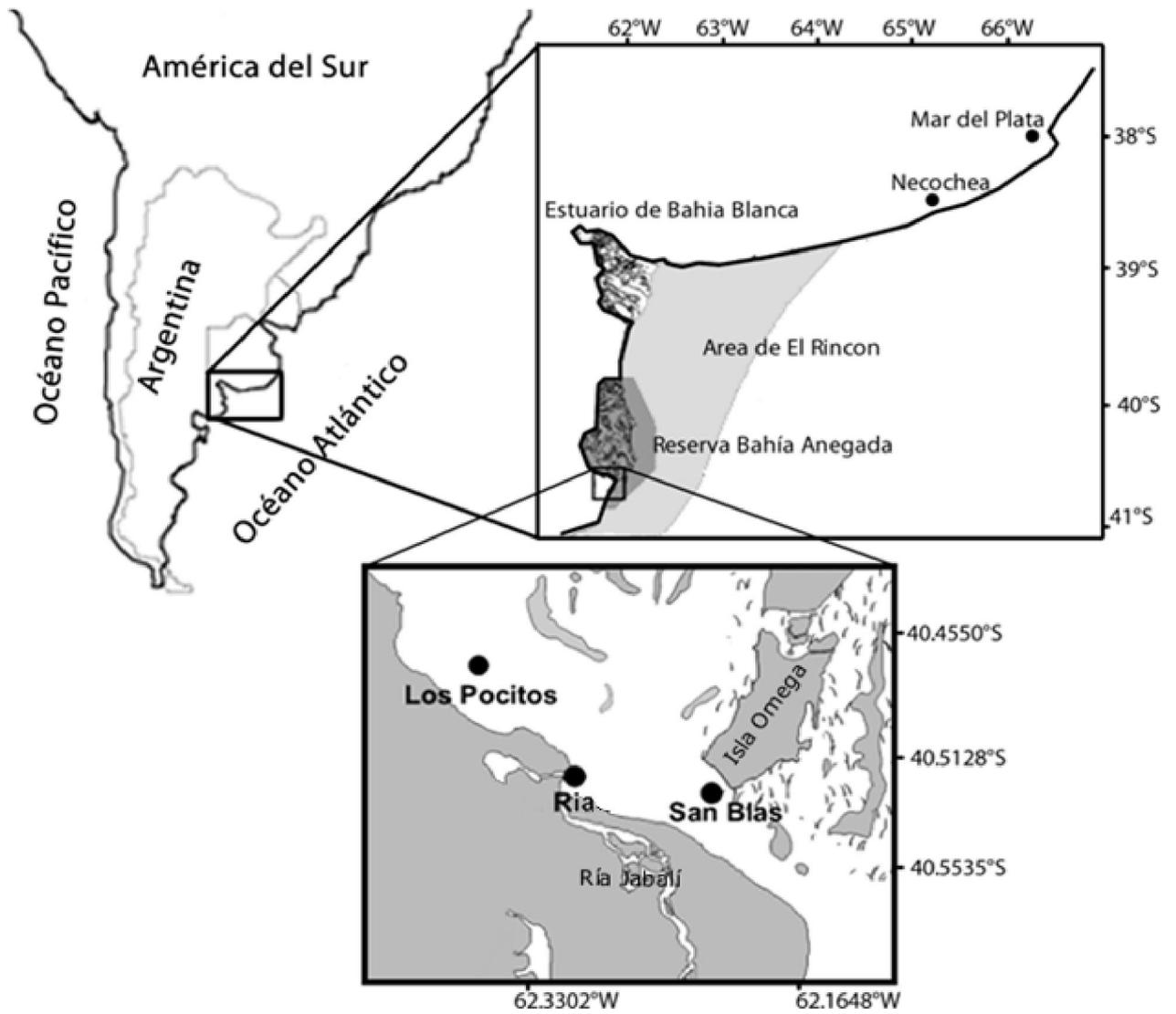
Bahía Anegada se encuentra al sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina ( $39,96^{\circ}\text{S}$  -  $40,60^{\circ}\text{S}$  y  $62,10^{\circ}\text{O}$  -  $62,46^{\circ}\text{O}$ ). En 1987 fue creada la Reserva Faunística Natural Integral Provincial de la Bahía Anegada (Ley 10.4927) que comprende 7.386 hectáreas. La reserva cambió luego de estatus, en 2001, a Uso Múltiple, y abarca todas las aguas de la bahía (Ley 12.788). El Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires regula actualmente el acceso y la protección a los recursos de esta región.

La bahía tiene un valor ecológico importante dada la alta diversidad y complejidad ambiental que presenta, compuesta por diversos ambientes acuáticos, con amplios intermareales fangosos, habitados por espartinas (*Spartina versicolor*), fondos de arena, islas y playas tanto de arena como de canto rodado. Tres ecosistemas costeros dominan esta bahía, los cuales han sido descritos, y su importancia ecológica evaluada. Los mismos son marismas típicas, planicies de marea y playas psamíticas (Borges 2006).

El canal San Blas, zona donde se efectuaron las capturas, es un canal de marea de 2,5 kilómetros (km) de ancho y 12 km de longitud, con una profundidad máxima de 28 metros (m) (Figura 2.1). En el mismo

se establecieron tres lugares de muestreo: 1) San Blas (40.5307° S, 62.2249° O) se ubicó cerca de la isla Omega, sobre la costa norte del canal. Las profundidades de muestreo variaron entre los 3 y los 4,5 m. 2) La estación Ría (40.5211° S, 62.3182° O) se ubicó cerca de la boca de la ría del Jabalí, donde la profundidad de muestreo varió entre los 0,8 y los 3 m. 3) El sitio de muestreo Los Pocitos (40.466° S, 62.366° O) se ubicó en el margen sur del canal, cerca de la villa de pescadores del mismo nombre. Este sitio se encuentra en la zona interna de la bahía, donde la profundidad de muestreo varió entre los 2,8 y los 6,4 m.

El sedimento de fondo en San Blas es principalmente arena sin consolidar (Figura 2.2), en Los Pocitos es fango más fino y consolidado (Figura 2.3) y la Ría comparte las características sedimentarias de los dos anteriores (Cuadrado y Gómez, 2010). Las distancias entre los sitios de muestreo fueron las siguientes: San Blas-Ría, aproximadamente 8 km; Ría-Los Pocitos, aproximadamente 8 km; San Blas-Los Pocitos, aproximadamente 14 km.



**Figura 2.1:** Lugares de muestreo al sur de Bahía Anegada, Buenos Aires, Argentina.



**Figura2.2:** Área costera frente al lugar de muestreo San Blas, en Bahía Anegada, donde se aprecia el sedimento de canto rodado y arena sin consolidar.



**Figura2.3:** Área costera frente al lugar de muestreo Los Pocitos, en Bahía Anegada, donde se aprecia el sedimento fangoso.

## **2.2 Muestreo científico de la comunidad de peces**

El material fue recolectado trimestralmente en Bahía Anegada, en tres estaciones de muestreo: 1) Los Pocitos, 2) Bahía San Blas y 3) Ría, durante 2008. Las capturas se realizaron mediante una batería de redes agalleras, construida con siete paños de 25 m de longitud de relinga, 2 m de alto y con las siguientes distancias entre nudos: 62, 70, 78, 105, 120, 150 y 170 mm. Las redes se fondearon paralelas a la costa, en cada uno de los sitios de muestreo durante el atardecer y se recuperaron 12 horas después. Es necesario mencionar que este arte de captura produce un sesgo en cuanto a la composición de la comunidad que puede ser capturada: Es probable que especies bentónicas no sean enmalladas, así como también especies de gran porte, como los grandes tiburones. Por esa razón, cuando se haga referencia a continuación, a la comunidad de peces de Bahía Anegada, se advierte al lector que tenga en cuenta este sesgo.

En cada muestreo se identificaron las especies de acuerdo a Menni *et al.* (1985). A cada individuo o ejemplar se le registró la longitud total (Lt) al cm inferior y el peso total (Pt) en gramos. Para las especies más abundantes, se tomó una submuestra representativa, compuesta por diez individuos seleccionados al azar de cada clase de tallas de 1 cm, los cuales fueron utilizados para los análisis subsecuentes. A cada espécimen de la submuestras se le midió Lt al mm inferior y Pt en

gramos y se determinó el sexo y el estado de madurez. Los peces óseos se clasificaron como inmaduros o maduros (considerando los estadios I-II como inmaduros, y III-V como maduros, según Lopez Cazorla y Sidorkewicz, 2009). Para peces cartilagosos se consideraron tres estadios, neonatos, juveniles y adultos (según Sidders *et al.* 2005). De los individuos que integraron la submuestra, se extrajeron los estómagos, los cuales fueron colocados en bolsas plásticas, para luego congelarlos a  $-15^{\circ}\text{C}$  para transporte y almacenamiento. No se evidenció regurgitación en ninguno de los individuos muestreados.

En el laboratorio las muestras se descongelaron para analizar los contenidos, los cuales fueron contados, pesados e identificados bajo lupa y microscopio a la menor escala taxonómica posible, utilizando claves de identificación. El material que no pudo ser identificado, se pesó y etiquetó como "Restos".

## **2.3 Estructura y composición de la comunidad íctica de Bahía Anegada.**

### **2.3.1 Composición de la comunidad de peces**

Cada especie capturada en Bahía Anegada fue identificada al menor nivel taxonómico posible. A cada especie se le estimó la abundancia en número y peso por sitio de muestreo y estación del año. Los sitios de muestreo (factor espacial) y las estaciones del año (factor temporal) son los dos factores estructuradores de la comunidad de peces. Las estaciones del año primavera y verano se consideraron estaciones cálidas (con temperaturas medias de  $\approx 20^{\circ}\text{C}$ ), y otoño e invierno estaciones frías (con temperaturas medias de  $\approx 8^{\circ}\text{C}$ ).

### **2.3.2 Estructura de la comunidad de peces**

La riqueza de especies (S) se determinó mediante el número de especies capturadas en cada estación del año y sitio de muestreo. La diversidad de la comunidad de peces se estimó en número efectivo de especies mediante la siguiente fórmula:

$${}^1D : \exp(H')$$

Donde:

${}^1D$  es la diversidad de orden 1 en número efectivo de especies,

$H'$  es el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Wilson y Bossert, 1971):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2 p_i$$

Donde:

$H'$  es el índice de diversidad de Shannon-Wiener,

$p_i$  es la proporción de individuos en número de la especie  $i$  respecto al total de individuos,

$S$  es la riqueza de especies.

Esta medida de diversidad permite comparaciones intuitivas entre factores (Jost 2006). El índice de uniformidad ( $U'$ ) se calculó como:

$$U' = {}^1D/S$$

Donde:

$U'$  es el índice de uniformidad,

${}^1D$  es el índice de diversidad,

S es la riqueza específica.

### 2.3.3 Variaciones espacio temporales de la comunidad de peces

Para evaluar las variaciones espaciales y temporales de la estructura y composición de la comunidad, se realizó un análisis permutacional no paramétrico de la variancia, NPMANOVA, dada la naturaleza no normal de los datos obtenidos (Anderson, 2004; Anderson *et al.*, 2006), la cual fue evaluada con el test de Shapiro-Wilks (Shapiro y Wilk, 1965). De encontrarse diferencias significativas entre alguno de los factores estructuradores de la comunidad, se realizó una comparación de a pares por permutaciones (Anderson *et al.*, 2006; Crawley, 2007). Con el fin de evaluar el número de comunidades distintas definidas por los factores estructuradores, se calculó la diversidad beta ( ${}^1Db$ ) (Jost 2006):

$${}^1Db : \exp \left[ - \sum_1^S \left( \left( \left( 1/c \right) \cdot \sum_{i=1}^c pi \right) \cdot \ln \left( \left( 1/c \right) \cdot \sum_{i=1}^c pi \right) \right) - \left( \left( 1/c \right) \sum_{i=1}^c pi \cdot \ln(pi) \right) \right]$$

Donde:

${}^1Db$  es la diversidad beta de la comunidad total,

S la riqueza específica,

$c$  el número de comunidades distintas definidas por los factores estructuradores,

$p_i$  la proporción de la abundancia en número de cada especie.

Este índice varía entre 1 y  $c$ . Si  ${}^1Db$  es igual a 1, significa que sólo se trata de una comunidad. Si el índice toma valor  $c$ , los factores estructuradores separan a las poblaciones de peces en el máximo número de comunidades posibles.

La relación entre la composición en número, por especies, estación del año y lugar de muestreo se ordenaron mediante análisis de componentes principales (ACP) (Jolliffe, 2002). Adicionalmente se empleó un análisis de agrupamiento jerárquico o *cluster*, mediante el índice de distancia binomial y método de ligamiento de Ward (Everitt, 1979; Anderson, 2004). Dada la naturaleza descriptiva de las técnicas estadísticas de ordenamiento, el empleo de diferentes métodos permite obtener resultados más robustos.

## **2.4 Ecología y parámetros biológicos de las poblaciones de las especies mejor representadas**

Sobre los datos de largo total y ancho de disco, detallado en la sesión 2.2, se calcularon la media, el desvío, máximos y mínimos por estación del año y sitio de muestreo. La comparación de las tallas medias entre estaciones y sitios de muestreo por especie se realizó mediante ANOVA (Zar, 1999).

La relación talla-peso se obtuvo mediante la aplicación del modelo:

$$P_i : a \cdot L_i^b$$

Donde  $P_i$  es el peso del individuo  $i$ ,  $L_i$  es la longitud total del individuo  $i$ ,  $a$  es la ordenada al origen y  $b$  el coeficiente de alometría. Los parámetros  $a$  y  $b$  se determinaron empleando el método de mínimos cuadrados no lineales (Bates y Chambers, 1992). Se probó estadísticamente si el coeficiente de alometría era igual a tres, mediante una prueba t-Student (Zar, 1999). La comparación de las pendientes entre sexos, estaciones y sitios de muestreo por especie se realizó mediante un análisis de covarianza (ANCOVA; Zar, 1999).

## **2.5 Aspectos reproductivos de las poblaciones de las especies mejor representadas**

### **2.5.1 Índice Gonadosomático**

El índice gonadosomático se calculó para cada individuo por especie mediante la siguiente fórmula:

$$IGS : \frac{100 \cdot PG}{P - PG}$$

Donde:

*IGS* es el índice gonadosomático,

*P* el peso del pez,

*PG* el peso gonadal.

Se calculó el IGS medio para cada especie, estación del año y sexo.

## 2.5.2 Talla de primera madurez

A fines de determinar la dinámica de la madurez sexual, la talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) se estimó a partir del IGS siguiendo la metodología propuesta por Fontoura *et al.* (2009) ajustado  $L$  y el IGS a un modelo logístico no lineal, utilizando la rutina de mínimos cuadrados no lineales. La ecuación logística ajustada fue la siguiente:

$$IGS\% : A \cdot \left(1 + e^{(-r \cdot L - L_{50})}\right)^{-1}$$

Donde:

$IGS\%$  es el porcentaje del IGS de cada clase de talla de 1 cm,

$A$  es la asíntota de la curva,

$r$  la pendiente de la curva o la tasa de cambio del estado no reproductivo al reproductivo,

$L$  la longitud total,

$L_{50}$  la talla de primera madurez sexual.

A fines comparativos, se utilizó la técnica estándar, a partir de las estimaciones macroscópicas del estado de madurez de los individuos.

Se ajustó un modelo logístico a una variable binomial de madurez (individuos inmaduros = 0, individuos maduros = 1) (Mollet *et al.*, 2000)

$$Y : \left(1 + e^{(-a + bL_{50})}\right)^{-1}$$

Donde:

$Y$  es la proporción de individuos maduros para cada clase de talla,  
 $a$  la pendiente de la curva o la tasa de cambio del estado no reproductivo al reproductivo,  
 $b$  la longitud total,  
 $L_{50}$  la talla de primera madurez sexual.

Las  $L_{50}$  obtenidas se compararon estadísticamente, utilizando una prueba de ANOVA doble sin réplicas, para evaluar las diferencias tanto entre sexos como entre métodos de estimación.

### **2.5.3 Época de puesta/parición**

La determinación de las épocas de puesta para los peces óseos y cartilagosos ovíparos, así como también la época de parición de los peces cartilagosos vivíparos, se realizó mediante la interpretación del índice gonadosomático (West, 1990).

## **2.6 Ecología trófica de las poblaciones de las especies mejor representadas**

Las curvas acumulativas para los ítems presa se realizaron aleatorizando cien veces el orden en que los estómagos fueron analizados, para evitar sesgos por el ordenamiento de las muestras. El número promedio +/- desvío estándar de nuevos ítem presa encontrados en los estómagos versus el número total de estómagos analizados fue graficado para cada una de las especies por estación y sitio o lo que corresponda. La asíntota de la curva indica el número mínimo de estómagos necesarios para describir adecuadamente la dieta de una especie (Ferry y Caillet, 1996).

### **2.6.1 Análisis de la estructura dietaria**

La riqueza específica de la dieta ( $S$ ) se calculó como el número de especies presa halladas. La diversidad ( ${}^1D$ ) de las presas consumidas por cada especie se estimó utilizando la diversidad alfa en número efectivo de especies de orden 1 (Jost 2006), mediante la fórmula detallada en la sección 2.3.2.,  ${}^1D$  provee además una estimación de la amplitud del nicho trófico (Jost 2006). La uniformidad ( $U'$ ) se calculó mediante la fórmula detallada en la sección 2.3.2.

La composición dietaria se examinó utilizando el índice de importancia relativa (*IRI*; Pinkas *et al.*, 1971) que resume la información obtenida por tres métodos de cuantificación:

$$IRI : \%F(\%N + \%P)$$

Donde:

*IRI* es el índice de importancia relativa,

*%F* es la frecuencia de ocurrencia de cada ítem presa, expresado en porcentaje,

*%N* es el número total de ítems presa, expresado en porcentaje,

*%P* es el peso total (peso fresco) de ítems presa, expresado en porcentaje.

El *IRI* de cada presa se estandarizó al 100% (*% IRI*). El *%IRI* toma valores desde 0 (ausente de la dieta) a 100 (la única presa consumida; Cortés, 1997). Estos índices se calcularon para cada factor a analizar.

Para evaluar la normalidad de los datos se realizaron los tests de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965). Dado que la naturaleza no normal de los mismos ( $P < 0,05$ ) impide la utilización de estadística paramétrica, las diferencias en la composición dietaria de los diferentes factores (estación del año, sitio de muestreo, estadio de madurez y sexo) se evaluaron mediante un análisis multivariado no paramétrico de la varianza (NPMANOVA). Se construyó para ello una

matriz de distancias de Gower, usando la frecuencia y el peso de los ítems presa transformados a la raíz cuarta, con 5.000 permutaciones de la matriz de datos (Anderson, 2004; Anderson *et al.*, 2006). Cuando el análisis señaló diferencias significativas, se realizó una comparación de a pares, y en los casos en los que no se observaron diferencias, las categorías de datos se agruparon para posteriores análisis. Todas las pruebas estadísticas se realizaron con un nivel de significación del 5% ( $P < 0,05$ ).

### **2.6.2 Análisis de las estrategias de alimentación**

El comportamiento de predación de cada especie se evaluó mediante una modificación del método gráfico de Costello. En esta se grafica la abundancia presa-específica ( $Pe$ ), definida como la proporción de todos los ítems presa que representa la presa  $i$ , sólo en los individuos en los que la presa  $i$  está presente, y la frecuencia de ocurrencia. Este método permite interpretar la estrategia alimentaria usada por el predador (Amundsen *et al.*, 1996; Costello 1990). Se utilizó el peso fresco de las presas para calcular  $Pe$  como:

$$Pe: \left( \frac{\sum A_i}{\sum A_t} \right) \cdot 100$$

Donde:

$P_e$  es la abundancia presa-específica,

$A_i$  es la abundancia que representa la presa  $i$  en el contenido estomacal,

$A_t$  es la abundancia total de presas en los estómagos en los que la presa  $i$  está presente.

## 2.7 Ecología trófica de la comunidad íctica

### 2.7.1 Superposición dietaria

La superposición dietaria entre las especies se evaluó mediante dos métodos: Para el primero se empleó la diversidad beta ( ${}^1Db$ ) (ver sección 2.3.3) considerando cada especie como una “comunidad” de presas, utilizando la abundancia en número de cada ítem presa para calcular el  $P_i$ . Una  ${}^1Db$  de 1 indica dietas idénticas, mientras que una  ${}^1Db$  de 2, indica dietas completamente disímiles.

Para el segundo método se aplicó el índice de Horn (Linton *et al.*, 1981) como:

$$R_o : \left( \frac{\sum (P_{xi} + P_{yi}) \log(P_{xi} + P_{yi}) - \sum P_{xi} \log P_{xi} - \sum P_{yi} \log P_{yi}}{2 \log 2} \right)$$

Donde:

$R_o$  es el solapamiento de la dieta,

$P_{xi}$  y  $P_{yi}$  son las proporciones de la presa  $i$  en la dieta de las especies  $x$  e  $y$ .

Este índice fluctúa entre 0 (dietas completamente disímiles) y 1 (dietas idénticas).  $P_{xi}$  y  $P_{yi}$  se estimaron utilizando la abundancia en número de cada ítem presa.

## 2.7.2 Nivel Trófico

El nivel trófico ( $N_t$ ) de una especie es una medida de su posición en la cadena trófica. Se calculó el  $N_t$  de cada especie como:

$$N_t = 1 + \left( \sum_{j=1}^n P_j \cdot N_{t_j} \right)$$

Donde:

$N_t$  es el nivel trófico de la especie predadora,

$n$  es el número de especies presa,

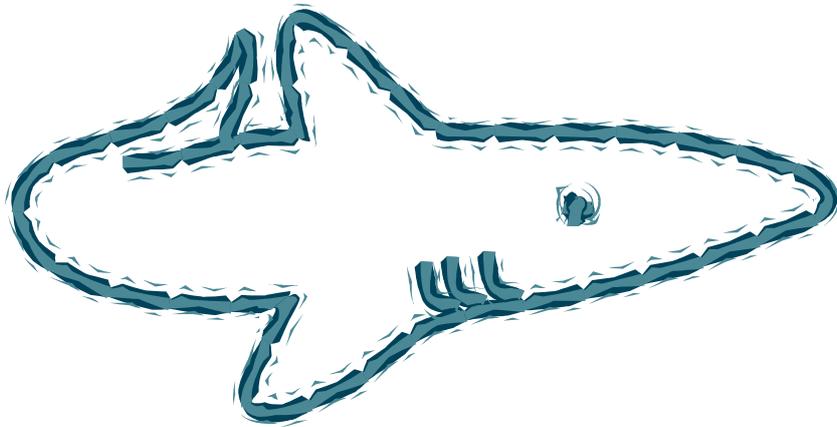
$P_j$  es la proporción de la presa  $j$  en la dieta de la especie predadora considerada,

$N_{t_j}$  es el nivel trófico de la presa  $j$  (Cortés 1999).

# Capítulo 3

---

## Resultados



## **3.1 Estructura y composición de la comunidad íctica**

### **3.1.1 Composición de la comunidad**

Durante las campañas de muestreo en Bahía Anegada se capturaron 2797 ejemplares, comprendidos en 13 especies de peces óseos y siete de cartilaginosos (Tabla 3.1.1). La mayor abundancia en número se registró en primavera y la menor en verano (Tabla 3.1.2).

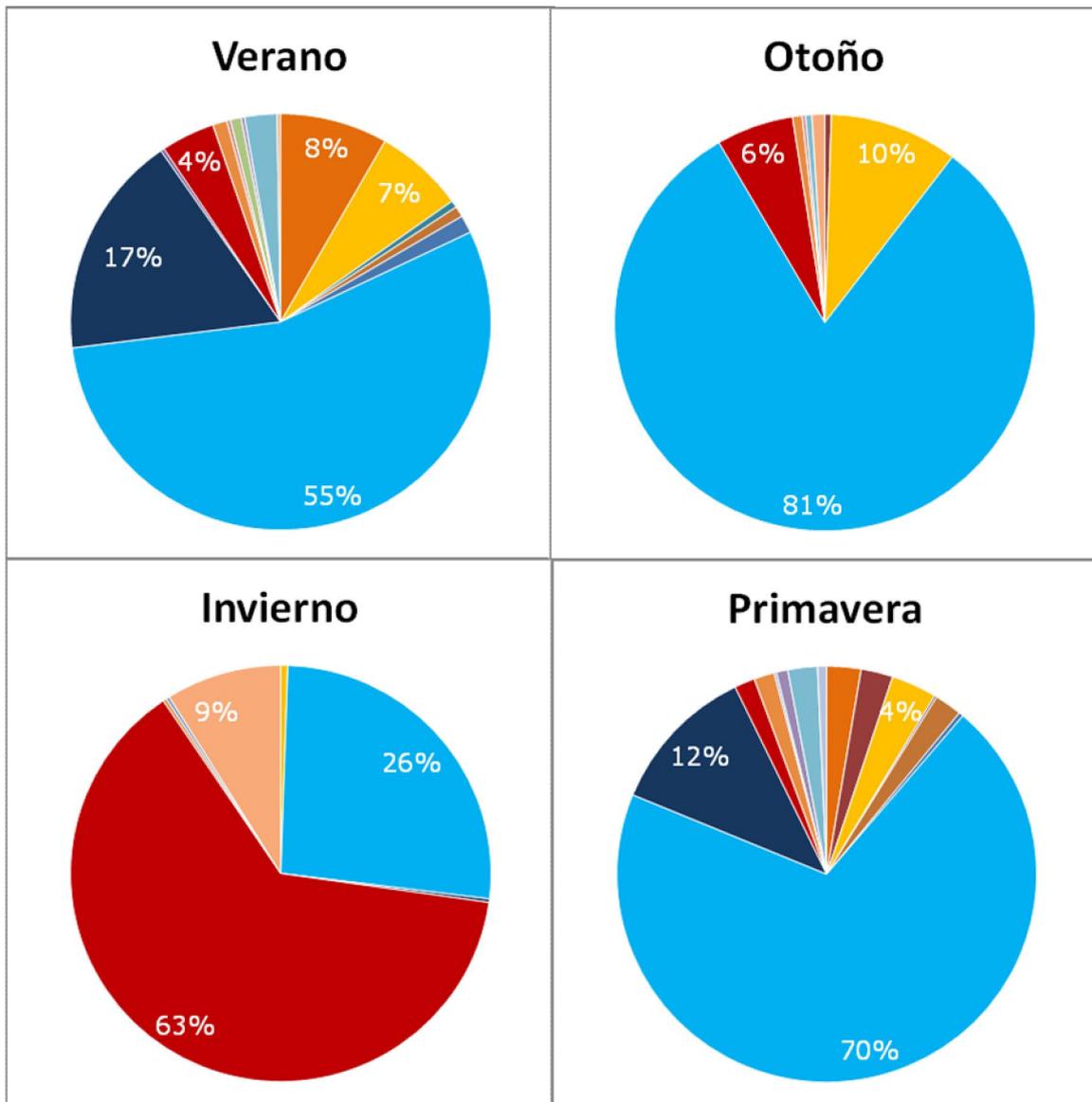
*Mustelus schmitti* fue la especie preponderante en número en todas las estaciones, excepto invierno, cuando la mayor abundancia correspondió a *Odontesthes argentinensis* (Figura 3.1.1). En cuanto a la abundancia en peso, *Myliobatis goodei* y *M. schmitti* fueron las especies más representativas en verano y primavera respectivamente, mientras que *O. argentinensis* lo fue en invierno. *Cynoscion guatucupa* ocupó un segundo lugar de dominancia en peso durante el otoño, después de *M. schmitti* (Figura 3.1.2).

**Tabla 3.1.1:** Especies de peces capturadas en Bahía Anegada durante 2008.

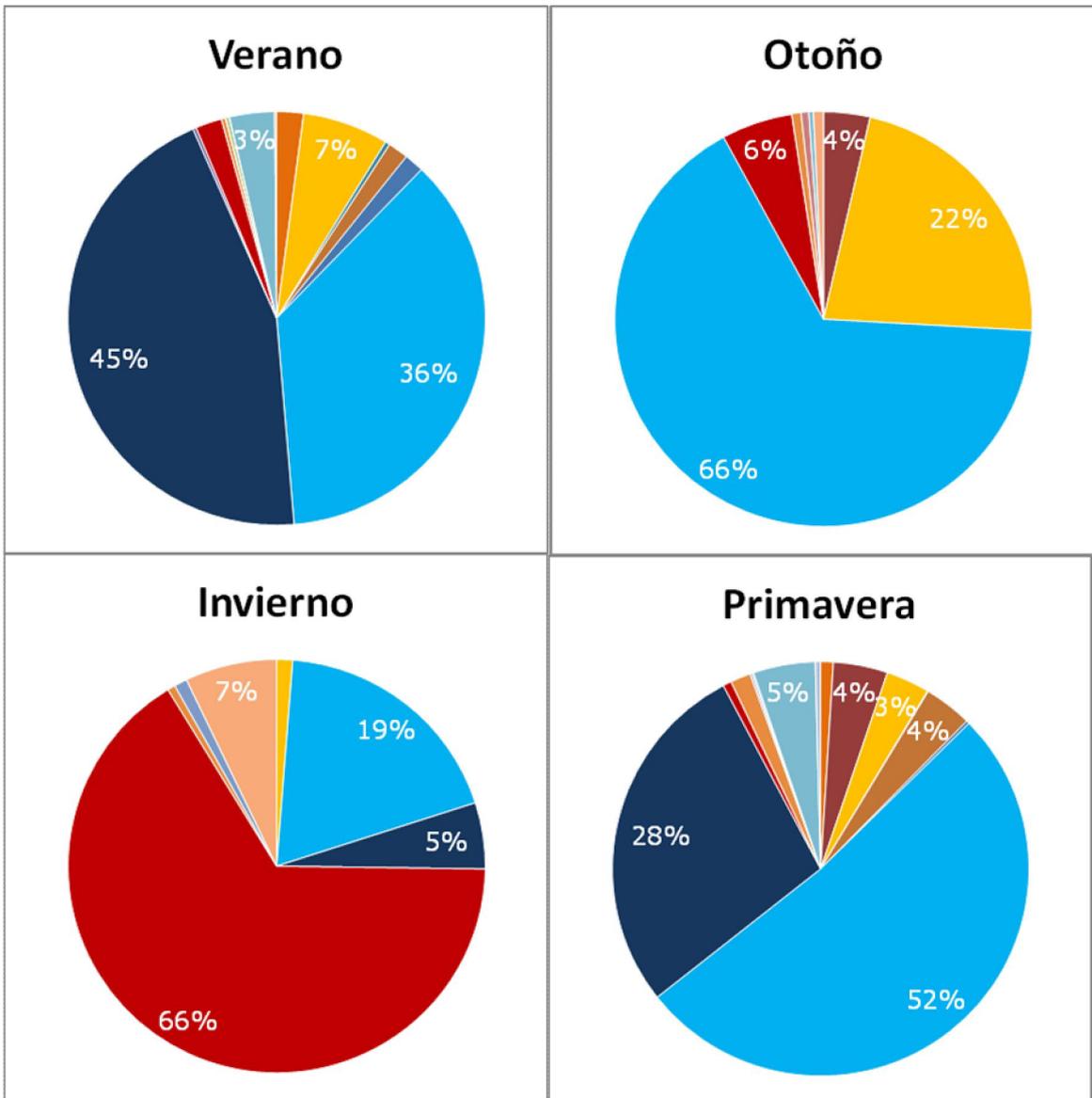
CHONDRICHTHYES	
HOLOCEPHALII	
CHIMERIFORMES	
<b>Callorhinchidae</b>	
<i>Callorhynchus callorhynchus</i> (Linnaeus, 1758)	
ELASMOBRANCHII	
CARCHARINIFORMES	
<b>Triakidae</b>	
<i>Mustelus schmitti</i> Springer, 1939	
HEXANCHIFORMES	
<b>Hexanchidae</b>	
<i>Notorynchus cepedianus</i> (Péron, 1807)	
SQUATINIFORMES	
<b>Squatinae</b>	
<i>Squatina guggenheim</i> Marini, 1936	
RAJIFORMES	
<b>Arhynchobatidae</b>	
<i>Sympterygia</i> sp	
MYIOBATIFORMES	
<b>Myliobatidae</b>	
<i>Myliobatis goodei</i> Garman, 1885	
OSTEICHTHYES	
ACTINOPTERYGII	
CLUPEIFORMES	
<b>Clupeidae</b>	
<i>Brevoortia aurea</i> (Spix y Agassiz, 1829)	
BATRACHOIDIFORMES	
<b>Batrachoididae</b>	
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	
MUGILIFORMES	
<b>Mugilidae</b>	
<i>Mugil liza</i> Günther, 1880	
ATHERINIFORMES	
<b>Atheriniformes</b>	
<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)	
PERCIFORMES	
<b>Carangidae</b>	
<i>Parona signata</i> (Jenyns, 1841)	
<b>Eleginopsidae</b>	
<i>Eleginops maclovinus</i> (Cuvier, 1830)	
<b>Percophidae</b>	
<i>Percophis brasiliensis</i> Quoy y Gaimard, 1825	
<b>Pomatomidae</b>	
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	
<b>Sciaenidae</b>	
<i>Cynoscion guatucupa</i> (Cuvier, 1830)	
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	
<b>Stromateidae</b>	
<i>Stromateus brasiliensis</i> Fowler, 1906	
PLEURONECTIFORMES	
<b>Paralichthyidae</b>	
<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	

**Tabla 3.1.2:** Número de individuos capturados por especie, estación del año y sitio de muestreo en Bahía Anegada.

Especies	Verano		Otoño			Invierno			Primavera			Totales
	Los Pocitos	San Blas	Los Pocitos	Ría	San Blas	Los Pocitos	Ría	San Blas	Los Pocitos	Ría	San Blas	
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>					2				2		13	17
<i>Mustelus schmitti</i>	197	116	66	3	369	128		74	397	71	154	1575
<i>Notorynchus cepedianus</i>		1										1
<i>Squatina guggenheim</i>	10	2	2		1				10	13	4	42
<i>Sympterygia sp.</i>										1	4	5
<i>Myliobatis goodei</i>	53	62					1		32	50	51	249
<i>Brevoortia aurea</i>	1	29								5	14	49
<i>Porichthys porosissimus</i>	1								5	1	2	9
<i>Mugil liza</i>		5								2		7
<i>Odontesthes argentinensis</i>	15	15	24	42	87	237	74	139	4	9		646
<i>Parona signata</i>								1			1	2
<i>Eleginops maclovinus</i>				1						1		2
<i>Percophis brasiliensis</i>		3		1	1							5
<i>Pomatomus saltatrix</i>		5										5
<i>Cynoscion guatucupa</i>	29	16	39	9	7			2	11	11	20	144
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	2						1				4
<i>Micropogonias furnieri</i>	3								7	13		23
<i>Stromateus brasiliensis</i>		1	4	1		2		11				19
<i>Paralichthys orbignyana</i>		4		1	3		1			9		18
Totales	310	261	135	58	470	367	76	228	468	186	263	2822



**Figura 3.1.1:** Composición porcentual de la abundancia en número de individuos por especie y estación del año en Bahía Anegada. ■ *Brevoortia aurea* ■ *Callorhynchus callorhynchus* ■ *Cynoscion guatucupa* ■ *Eleginops maclovinus* ■ *Menticirrhus americanus* ■ *Micropogonias furnieri* ■ *Mugil liza* ■ *Mustelus schmitti* ■ *Myliobatis goodei* ■ *Notorynchus cepedianus* ■ *Odontesthes argentinensis* ■ *Paralichthys orbignyanus* ■ *Parona signata* ■ *Percophis brasiliensis* ■ *Pomatomus saltatrix* ■ *Porichthys porosissimus* ■ *Squatina guggenheim* ■ *Stromateus brasiliensis* ■ *Sympterygia sp.*



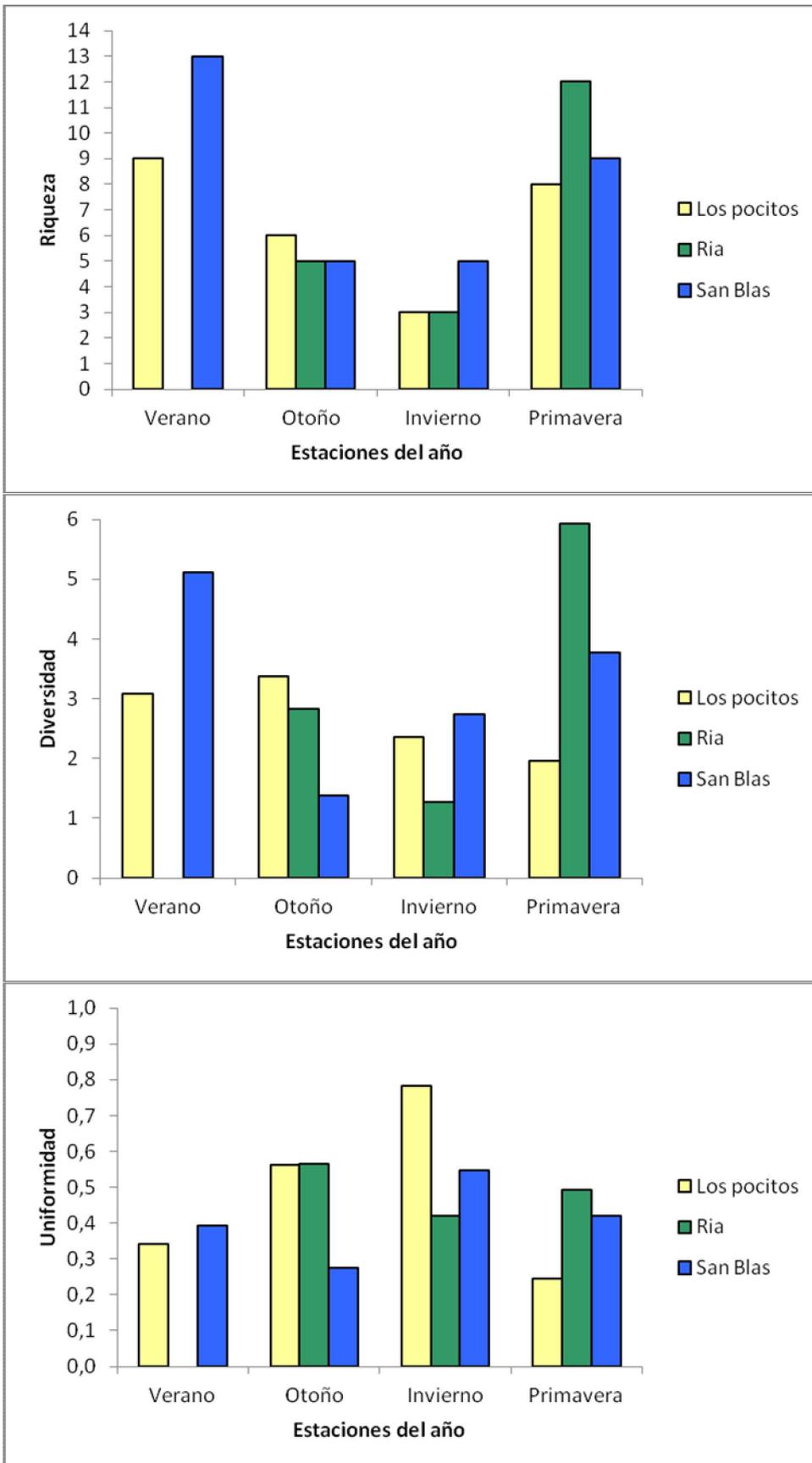
**Figura 3.1.2:** Composición porcentual de la abundancia en peso de individuos por especie y estación del año en Bahía Anegada. ■ *Brevoortia aurea* ■ *Callorhynchus callorhynchus* ■ *Cynoscion guatucupa* ■ *Eleginops maclovinus* ■ *Menticirrhus americanus* ■ *Micropogonias furnieri* ■ *Mugil liza* ■ *Mustelus schmitti* ■ *Myliobatis goodei* ■ *Notorynchus cepedianus* ■ *Odontesthes argentinensis* ■ *Paralichthys orbignyanus* ■ *Parona signata* ■ *Percophis brasiliensis* ■ *Pomatomus saltatrix* ■ *Porichthys porosissimus* ■ *Squatina guggenheim* ■ *Stromateus brasiliensis* ■ *Sympterygia sp.*

### 3.1.2 Estructura de la comunidad

En Bahía Anegada, la mayor riqueza específica se registró en primavera y verano. El valor máximo se obtuvo en San Blas durante el verano y el mínimo en invierno en dos sitios, Ría y Los Pocitos. La diversidad de especies resultó más elevada en primavera y verano, mientras que en otoño e invierno se registró mayor uniformidad (Tabla 3.1.3 y Figura 3.1.3).

**Tabla 3.1.3:** Riqueza (S), diversidad ( $^1D$ ; en número efectivo de especies) y uniformidad (U') de la comunidad de peces de Bahía Anegada, según estación del año y sitio de muestreo.

Estación	Sitio de muestreo	S	$^1D$	U'
Verano	Los Pocitos	9	3,08	0,34
	San Blas	13	5,12	0,39
Otoño	Los Pocitos	6	3,38	0,56
	Ría	5	2,83	0,56
	San Blas	5	1,37	0,27
Invierno	Los Pocitos	3	2,35	0,78
	Ría	3	1,26	0,42
	San Blas	5	2,74	0,55
Primavera	Los Pocitos	8	1,96	0,24
	Ría	12	5,92	0,49
	San Blas	9	3,78	0,42

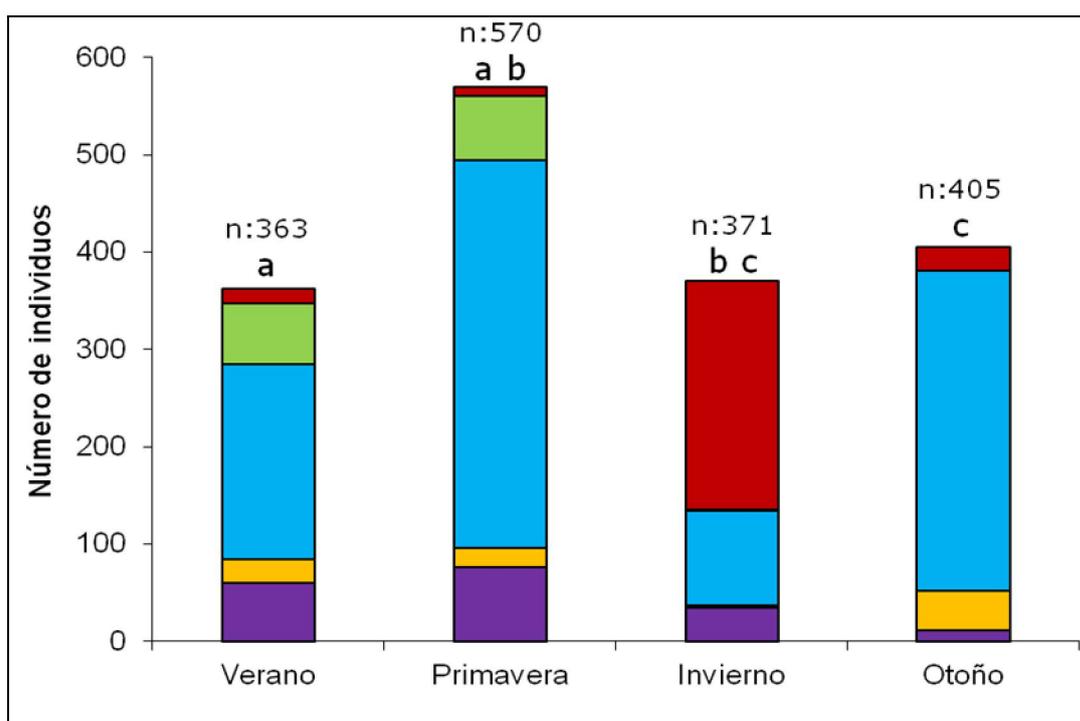


**Figura 3.1.3:** Riqueza, Diversidad y Uniformidad de la comunidad de peces en Bahía Anegada, según estación del año y sitio de muestreo.

La composición de la comunidad presentó diferencias temporales y no espaciales (Tabla 3.1.4). La abundancia de las especies de la comunidad en verano fue estadísticamente diferente de la de otoño. En primavera y en invierno presentó una composición intermedia (Figura 3.1.4). Asimismo la <sup>1</sup>Db global fue de 1,89 sobre 11 niveles de factores estructuradores.

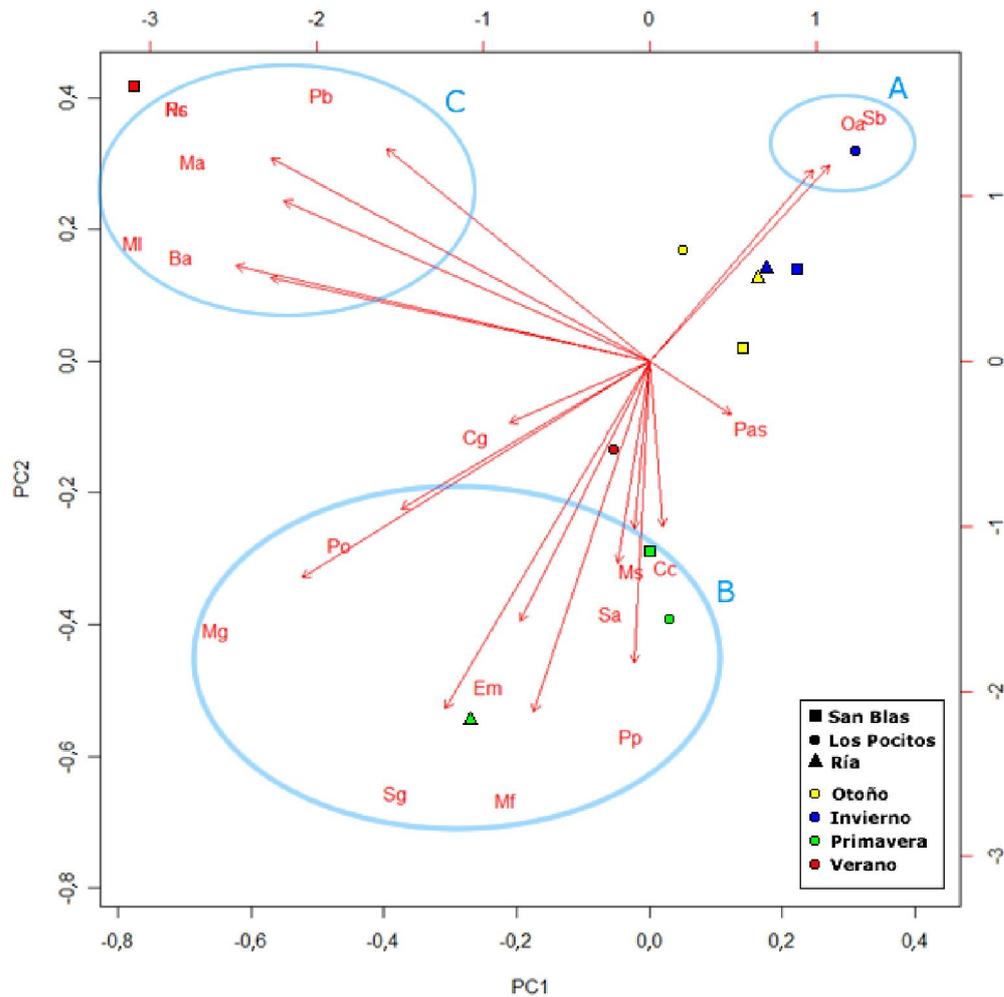
**Tabla 3.1.4:** Análisis de la composición de la comunidad de peces en Bahía Anegada, realizado sobre los datos de abundancia en número.

Factores	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Estadístico F	R <sup>2</sup>	P
Estación	3	97,28	32,43	4,48	0,59	0,001***
Lugar	2	30,58	15,29	2,11	0,19	0,07
Residuales	5	36,18	7,24		0,22	
Total	10	164,03			1,00	



**Figura 3.1.4:** Composición en número de las especies de peces (*Cynoscion guatucupa*, *Mustelus schmitti*, *Myliobatis goodei*, *Odontesthes argentinensis* y Otras especies) en Bahía Anegada por estación del año. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas en la composición en número por especie de cada estación ( $P < 0,05$ ).

Los primeros dos componentes principales (representando el 68% de la varianza total; Tabla 3.1.5), presentan tres grupos de especies correlacionadas positivamente: A) *O. argentinensis* y *S. brasiliensis*; B) *P. orbignyana*, *M. goodei*, *S. guggenheim*, *E. maclovinus*, *M. furnieri*, *P. porosissimus*, *S. bonapartii*, *M. schmitti*, y *C. callorhynchus*; y C) *P. brasiliensis*, *M. americanus*, *N. cepedianus*, *P. saltatrix*, *M. platanus* y *B. aurea* (Figura 3.1.5). El primer componente separa a las especies del grupo A, más abundantes en los tres lugares de muestreo en las estaciones frías, del resto. El segundo componente separa al grupo C, más abundante en verano en San Blas, del grupo B, más abundante en el resto de las estaciones cálidas y lugares de muestreo.

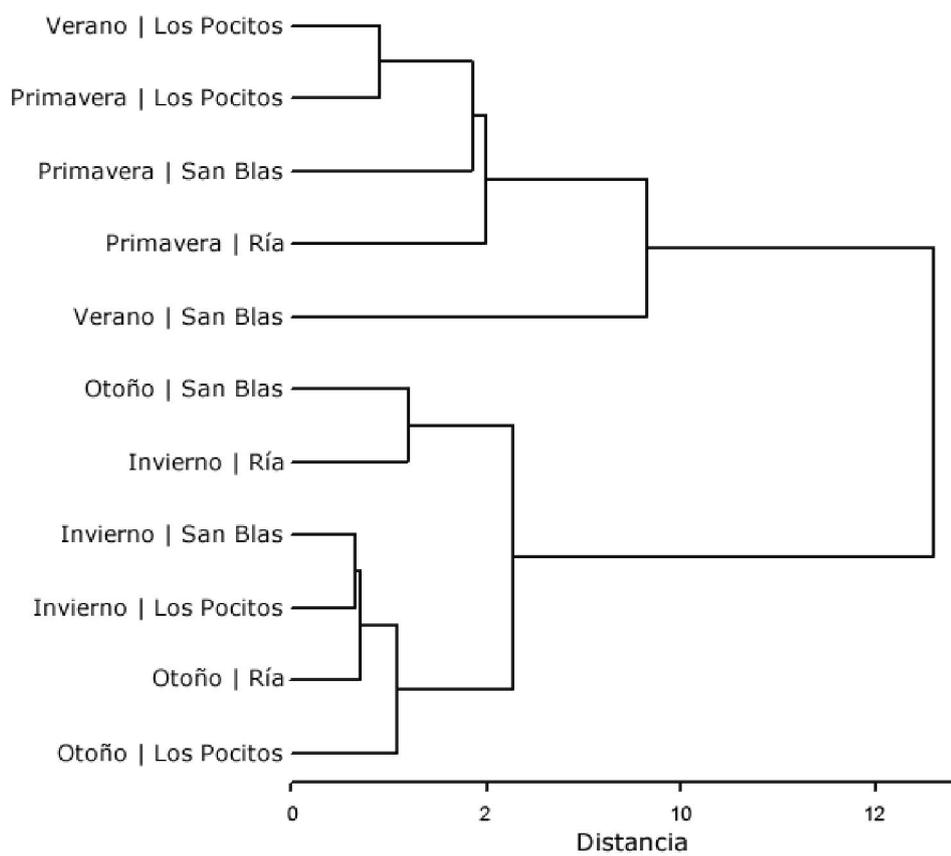


**Figura 3.1.5:** Análisis de componentes principales de la comunidad de peces de Bahía Anegada, realizado sobre los datos de abundancia en número y utilizando correlaciones. En rojo se observan los vectores de las especies (Ba: *Brevoortia aurea*, Cc: *Callorhynchus callorhynchus*, Cg: *Cynoscion guatucupa*, Em: *Eleginops maclovinus*, Ma: *Menticirrhus americanus*, Mf: *Micropogonias furnieri*, Ml: *Mugil liza*, Ms: *Mustelus schmitti*, Mg: *Myliobatis goodei*, Nc: *Notorynchus cepedianus*, Oa: *Odontesthes argentinensis*, Po: *Paralichthys orbignyana*, Pas: *Parona signata*, Pb: *Percophis brasiliensis*, Ps: *Pomatomus saltatrix*, Pp: *Porichthys porosissimus*, Sg: *Squatina guggenheim*, Sb: *Stromateus brasiliensis*, Sa: *Sympterygia* sp.).

**Tabla 3.1.5:** Valores de correlación para cada especie de pez de Bahía Anegada con los tres primeros componentes principales (PC1 y PC2).

Especies	PC1	PC2
<i>Brevoortia aurea</i>	<b>-0.35</b>	0.09
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	0.01	-0.18
<i>Cynoscion guatucupa</i>	-0.13	-0.07
<i>Eleginops maclovinus</i>	-0.12	-0.29
<i>Menticirrhus americanus</i>	<b>-0.34</b>	0.18
<i>Micropogonias furnieri</i>	-0.11	<b>-0.39</b>
<i>Mugil liza</i>	<b>-0.39</b>	0.10
<i>Mustelus schmitti</i>	-0.01	-0.19
<i>Myliobatis goodei</i>	<b>-0.32</b>	-0.24
<i>Notorynchus cepedianus</i>	<b>-0.35</b>	0.22
<i>Odontesthes argentinensis</i>	0.15	0.21
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	-0.23	-0.16
<i>Parona signata</i>	0.08	-0.06
<i>Percophis brasiliensis</i>	-0.25	0.24
<i>Pomatomus saltatrix</i>	<b>-0.35</b>	0.22
<i>Porichthys porosissimus</i>	-0.01	<b>-0.33</b>
<i>Squatina guggenheim</i>	-0.19	<b>-0.38</b>
<i>Stromateus brasiliensis</i>	0.17	0.22
<i>Sympterygia sp.</i>	-0.03	-0.22

La composición de la íctiofauna en Bahía Anegada muestra dos grandes grupos, uno integrado por las especies dominantes en las estaciones cálidas y otro en las estaciones frías. Dentro de este último grupo, la comunidad de peces de otoño en San Blas e invierno en la Ría, se separaron del resto por la ausencia de *S. brasiliensis*, la baja abundancia de *C. guatucupa* y el bajo número de especies capturadas. En el grupo de las estaciones cálidas, la íctiofauna de verano en San Blas fue diferente del resto, dada la presencia de *N. cepedianus*, *P. saltatrix*, *P. brasiliensis*, *S. brasiliensis*, la mayor abundancia de *M. goodei* y *M. platanus* y la ausencia de *M. furnieri* (Figura 3.1.6).



**Figura 3.1.6:** Análisis de *cluster* para la comunidad de peces de Bahía Anegada durante Febrero-Noviembre 2008.

## **3.2 Biología del gatujo *Mustelus schmitti***

### **3.2.1 Parámetros poblacionales**

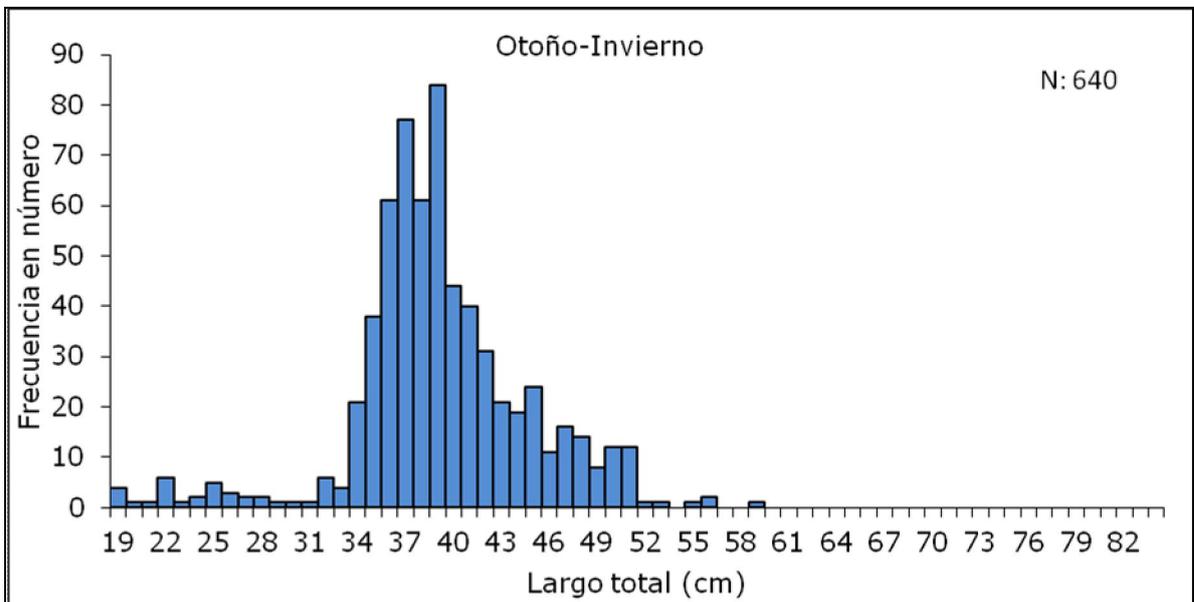
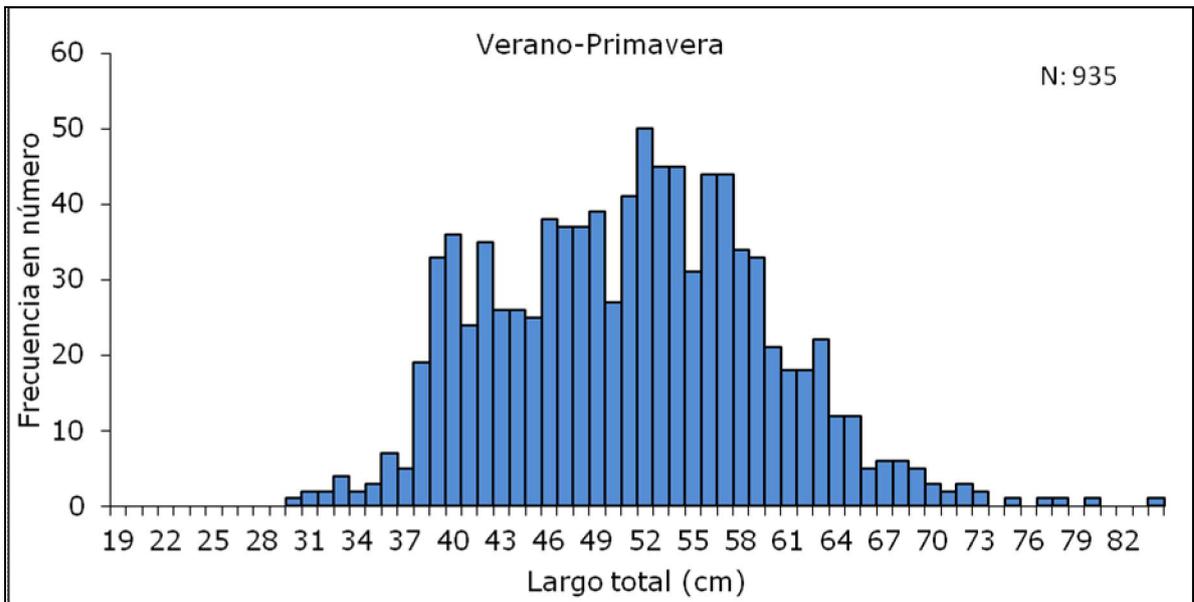
Se capturaron 1575 individuos de *M. schmitti* con tallas de 190 a 840 mm de Lt y una media de 445,6 mm ( $\pm 81,34$ ). Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ) y sí entre estaciones cálidas (verano-primavera) y frías (otoño-invierno) ( $P < 0,05$ ) (Tabla 3.2.1). En verano y primavera, la talla media fue mayor que en otoño e invierno, con una distribución bimodal, la primera entre los 39-40 y la segunda en los 52 cm de Lt (Figura 3.2.1).

La relación talla peso entre sexos, para cada una de las estaciones del año consideradas, no presentó diferencias ( $P > 0,1$ ) (Fig. 3.2.2 y 3.2.3). En las estaciones cálidas, el crecimiento fue alométrico negativo para los machos ( $P < 0,05$ ) e isométrico para las hembras ( $P > 0,05$ ; Figura 3.2.2), mientras que en las estaciones frías el crecimiento de ambos sexos fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.2.3). La comparación de la relación talla-peso para la población total entre estaciones cálidas y frías mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ). En verano-primavera el crecimiento fue isométrico

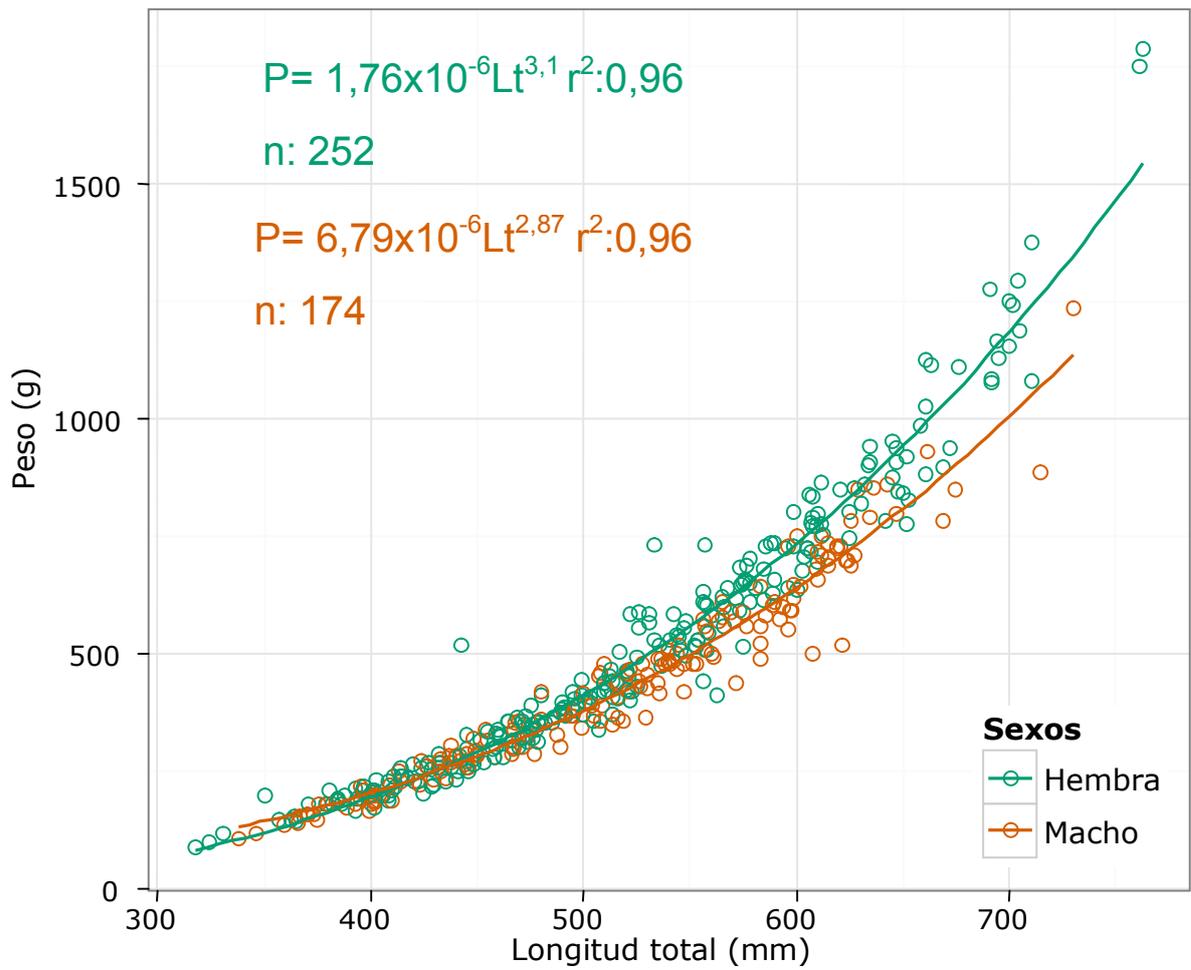
( $P > 0,05$ ) mientras que en otoño-invierno fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.2.4).

**Tabla 3.2.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

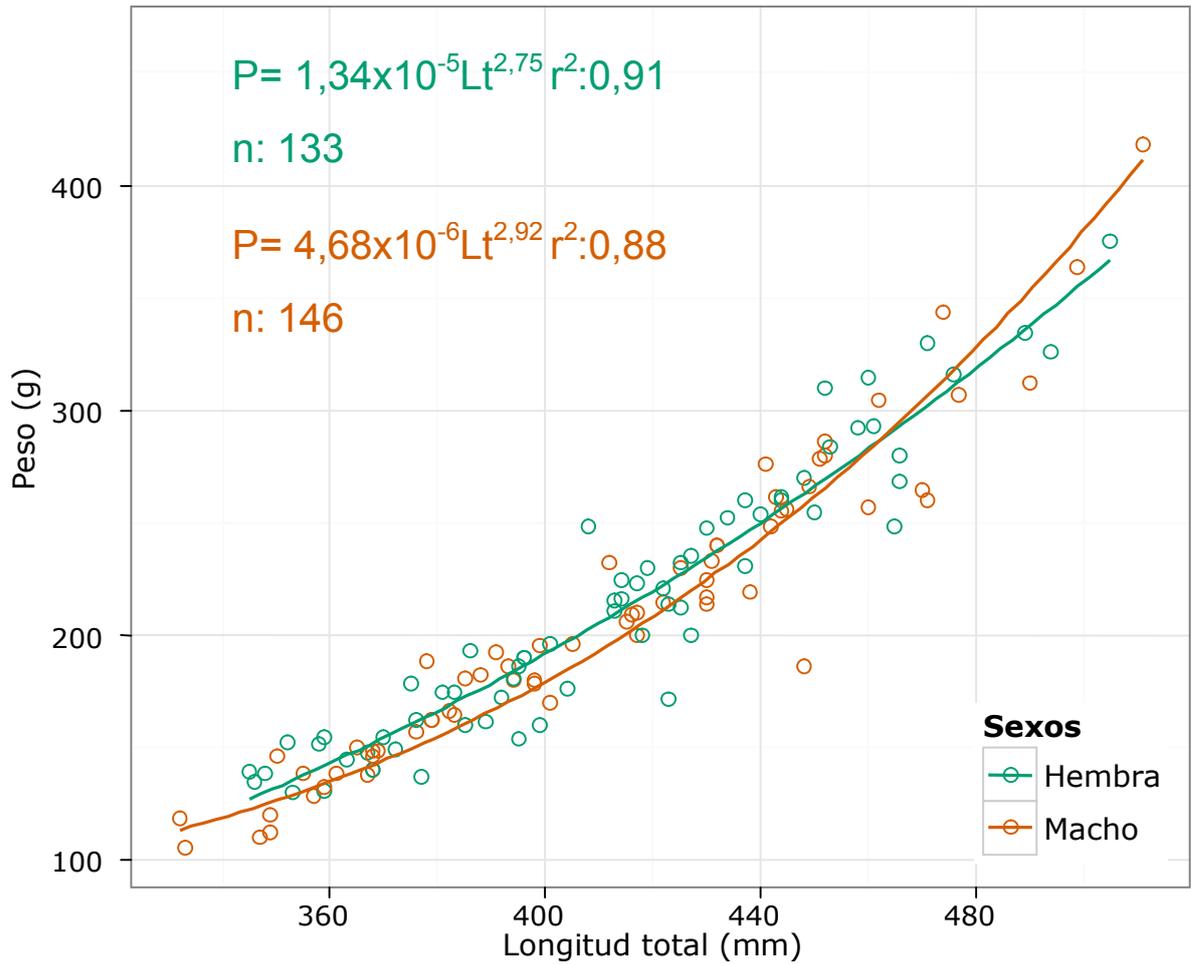
Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n:1575)			Submuestra (n:717)		
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n
Verano	Los Pocitos	512,9 $\pm$ 104	300-680	197 a	534,3 $\pm$ 85,5	318-791	93
	San Blas	460 $\pm$ 104,7	320-780	116 a	480,3 $\pm$ 89,7	331-761	34
Otoño	Los Pocitos	377,8 $\pm$ 41,8	310-440	66 b	384,3 $\pm$ 26,6	326-448	41
	Ría	366,6 $\pm$ 7,1	360-370	3 b			
Invierno	San Blas	391,8 $\pm$ 114,4	190-590	369 b	436,2 $\pm$ 65,5	323-594	105
	Los Pocitos	396,2 $\pm$ 53,5	330-510	128 b	408,2 $\pm$ 42,8	332-511	60
Primavera	Ría						
	San Blas	402,8 $\pm$ 53,4	320-500	74 b	414,3 $\pm$ 40,13	333-505	73
Primavera	Los Pocitos	526,5 $\pm$ 121,9	320-770	397 a	517,3 $\pm$ 106,1	114-715	156
	Ría	512,6 $\pm$ 124,9	360-840	71 a	503,3 $\pm$ 106,6	311-810	53
	San Blas	508,5 $\pm$ 87,7	390-720	154 a	518,5 $\pm$ 76,1	382-730	102



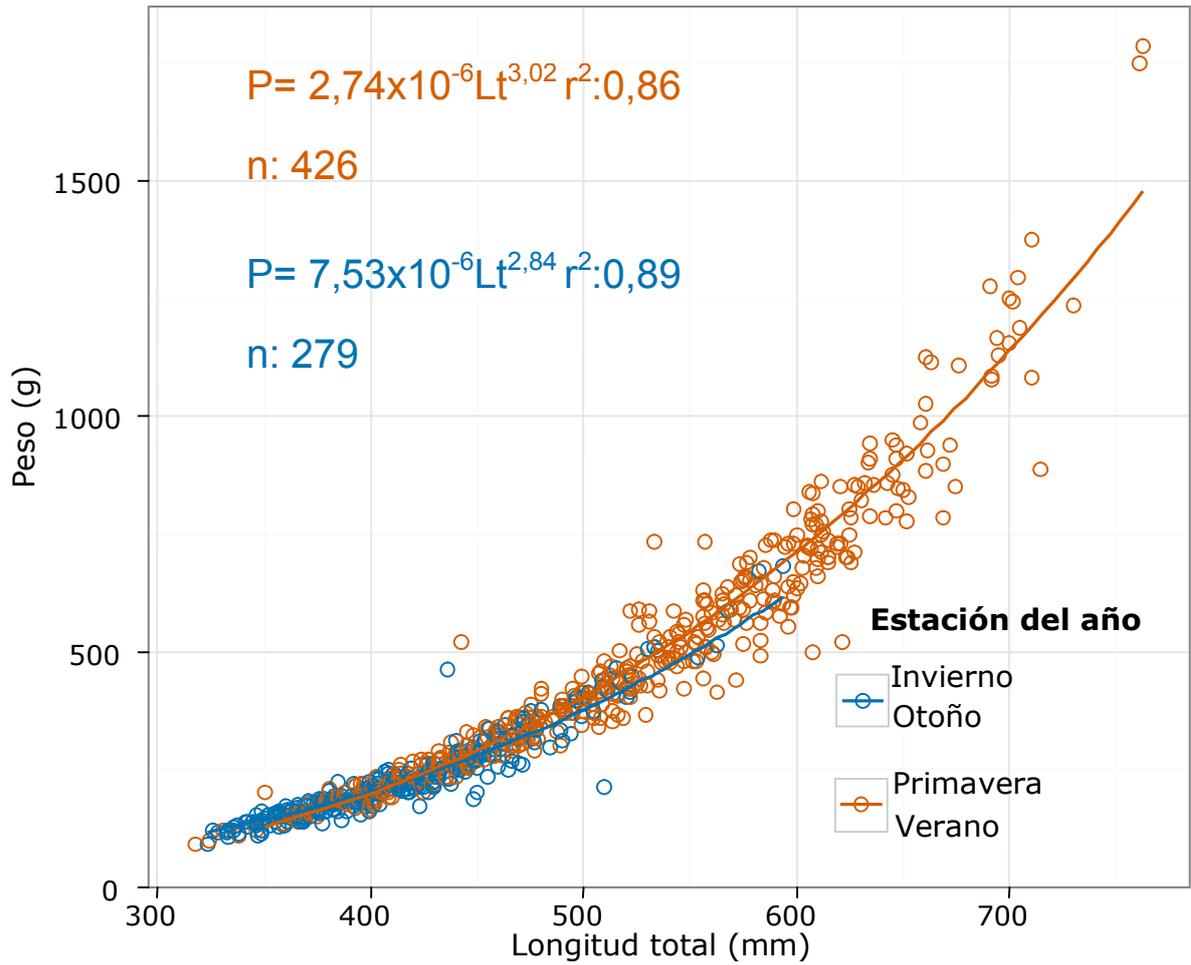
**Figura 3.2.1:** Distribución de tallas de *Mustelus schmitti*, por estación del año en Bahía Anegada durante Febrero-Noviembre de 2008.



**Figura 3.2.2:** Relación talla-peso por sexo de *M. schmitti* capturados en el verano y la primavera de 2008 en Bahía Anegada.



**Figura 3.2.3:** Relación talla-peso por sexo de *M. schmitti* capturados en el otoño y el invierno de 2008 en Bahía Anegada.

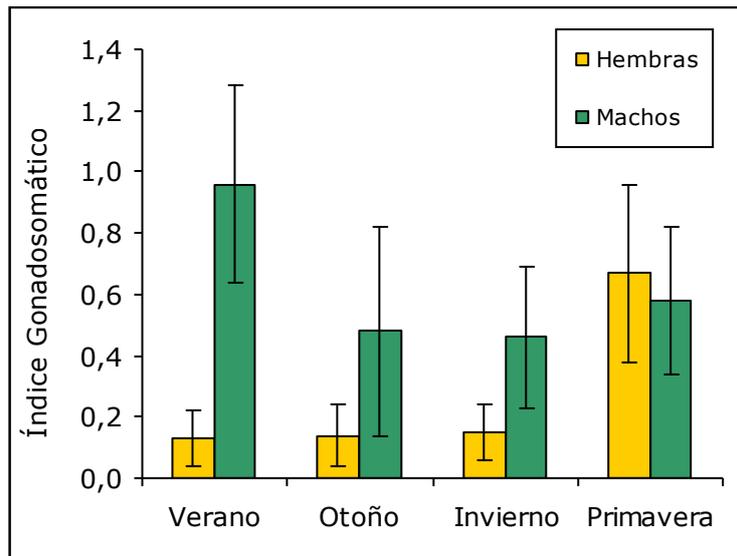


**Figura 3.2.4:** Relación talla-peso de *M. schmitti* capturados en Bahía Anegada por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.

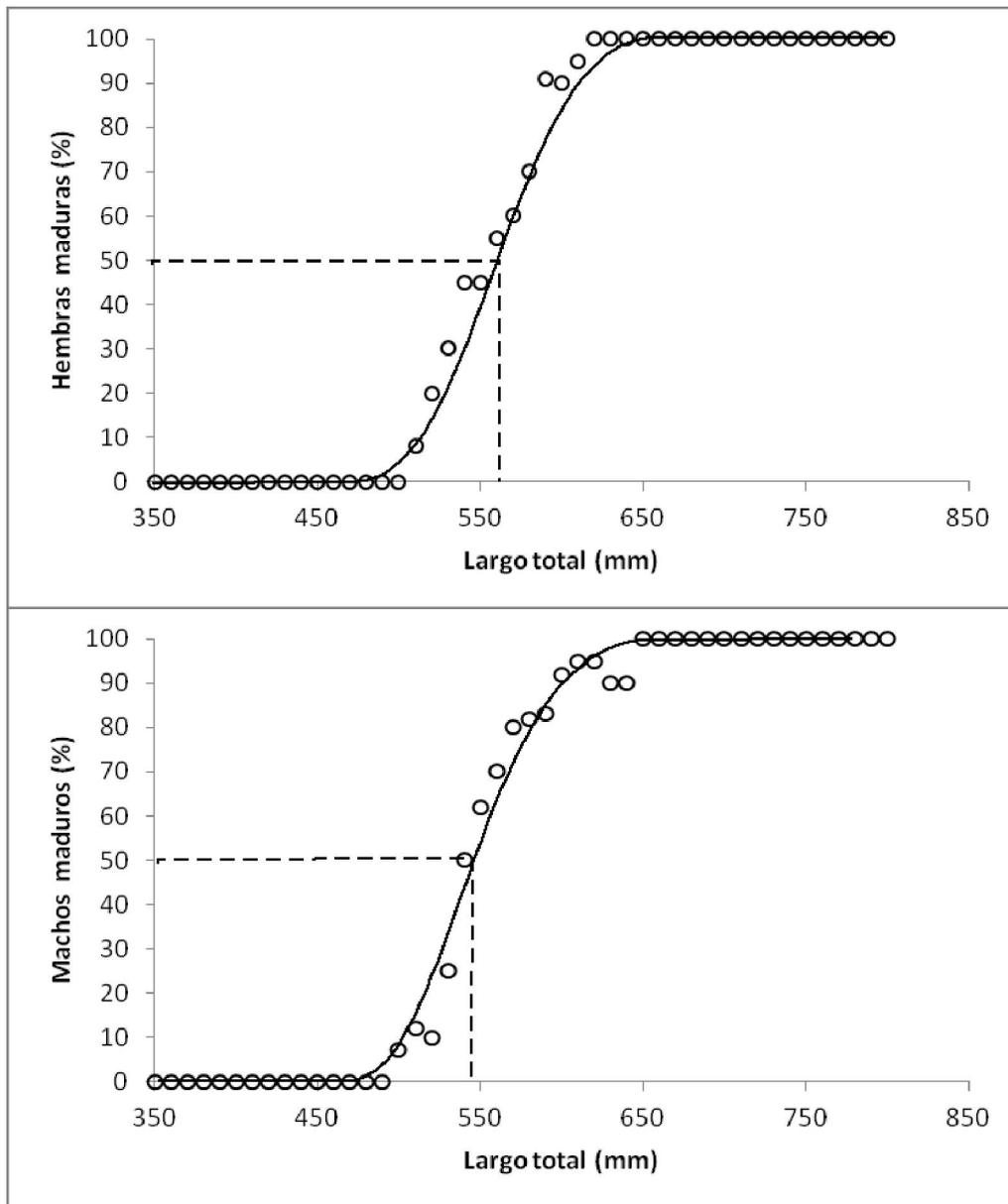
### 3.2.2 Aspectos reproductivos

El índice gonadosomático (IGS) medio de las hembras de *M. schmitti* fue más elevado durante la primavera, mientras que en los machos, el IGS fue máximo en verano (Figura 3.2.5). La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada para hembras y machos fue de  $546,5 \pm 60,8$  y  $513,2 \pm 116,1$  mm Lt respectivamente. La  $L_{50}$  calculada en base a los estadios de madurez macroscópicos, para hembras y machos fue de 563 y 546,9 mm Lt respectivamente (Figura 3.2.6). Las  $L_{50}$  no presentaron diferencias significativas entre sexos ni entre métodos ( $P < 0,05$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la época de parición de esta especie en bahía Anegada ocurriría a fines de primavera en hembras de más de 546,5 mm de Lt. Se capturaron hembras grávidas, con embriones en desarrollo en primavera y verano.



**Figura 3.2.5:** Índice gonadosomático promedio de hembras y machos de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



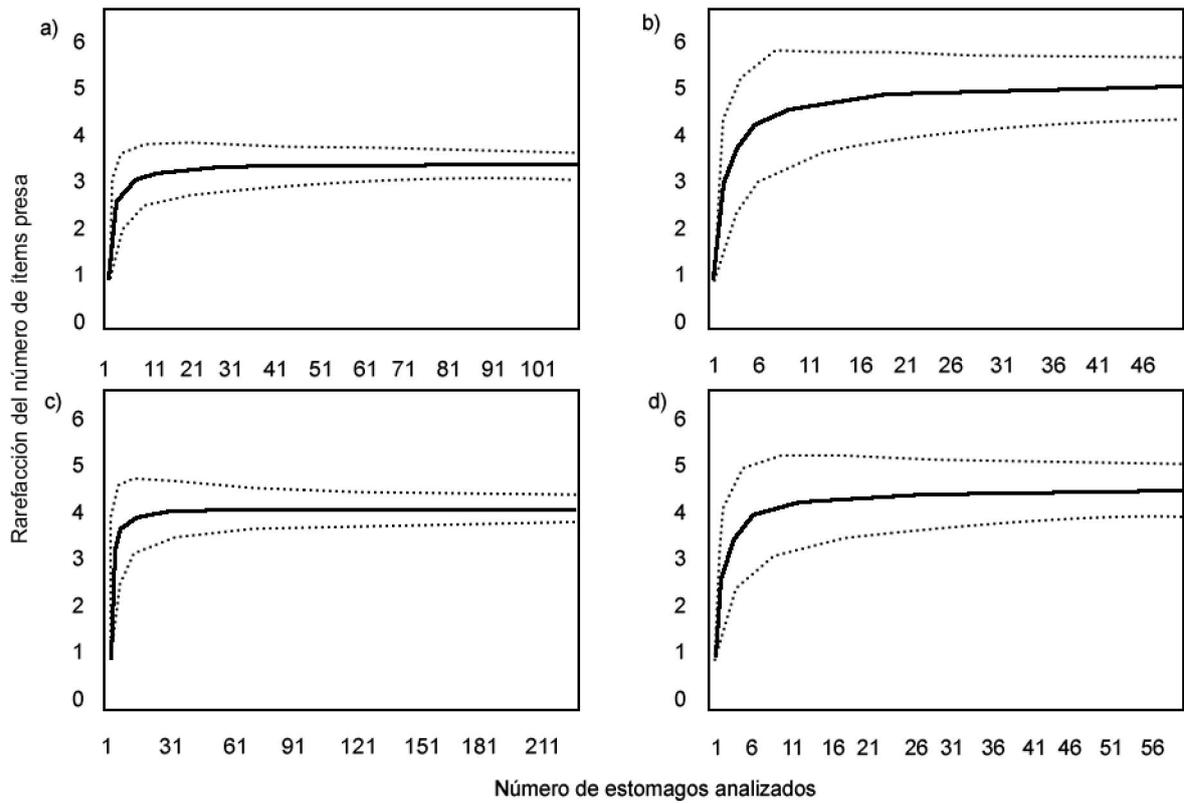
**Figura 3.2.6:** Modelo logístico ajustado a la relación entre el largo total y el porcentaje de madurez para machos y hembras de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

### 3.2.3 Ecología trófica

Se analizaron un total de 519 estómagos de *M. schmitti*. El porcentaje de estómagos vacíos fue del 10%, sin variaciones entre las estaciones o lugares de muestreo (Tabla 3.2.2). El número mínimo de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie es 11 para el verano 16 para el otoño, 10 para primavera y 11 para el invierno, por lo que las muestras obtenidas son suficientes (Figura 3.2.7).

**Tabla 3.2.2:** Número de contenidos estomacales de *Mustelus schmitti* analizados, por estación del año, lugar y estadio de desarrollo ontogenéticos durante el período Febrero-Noviembre 2008.  $n_c$ : número de estómagos con contenido;  $n_v$ : número de estómagos vacíos;  $n_{c+v}$ : número total de estómagos.

Estaciones Sitios	Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Totales
	Los Pocitos	San Blas							
Neonatos	13	11	9	10	0	20	11	14	88
Juveniles	26	28	12	32	0	31	52	40	221
Adultos	45	33	0	4	0	0	61	20	163
$n_c$	84	72	21	46	0	51	124	74	472
$n_v$	10	8	3	1	0	3	12	10	47
$n_{c+v}$	94	80	24	47	0	54	136	84	519



**Figura 3.2.7:** Curvas de acumulación de presas de *Mustelus schmitti* para verano (a) otoño (b) primavera (c) e invierno (d) en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

### 3.2.3.1 Análisis de la estructura dietaria

La riqueza de especies presa de *M. schmitti* fue mayor durante las estaciones cálidas, para todos los estadios de madurez. El mismo fenómeno se observó para la diversidad de presas y la uniformidad de la dieta (Tabla 3.2.3). Sin embargo, los adultos en las estaciones frías presentaron una uniformidad elevada, presumiblemente debido al bajo número de muestras de las que se dispone para ésta categoría.

La dieta de *M. schmitti* estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos y poliquetos (Tabla 3.2.4). El crustáceo decápodo más importante, para todos los estadios de madurez y estaciones del año, fue *Neohelice granulata*. Los poliquetos fueron mucho más importantes para todos los estadios de madurez en las estaciones frías que en las cálidas (Tabla 3.3.5 y 3.3.6).

La comparación de la estructura dietaria de *M. schmitti* reveló diferencias entre las estaciones cálidas y las frías y entre los estadios de madurez ( $P < 0,05$ ), mientras que la composición de presas entre los sitios de muestreo no presentó diferencias significativas ( $P > 0,05$ ).

**Tabla 3.2.3:** Riqueza, Diversidad y Uniformidad de la dieta por estadio de madurez (EC: Estaciones cálidas, EF: Estaciones frías) de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada durante el período Febrero- Noviembre 2008.

Estadio de madurez	Riqueza		Diversidad		Uniformidad		n	
	EC	EF	EC	EF	EC	EF	EC	EF
Neonatos	14	10	11,59	7,24	0,83	0,72	49	39
Juveniles	19	15	15,49	8,33	0,82	0,56	146	75
Adultos	23	7	14,73	6,89	0,64	0,98	159	4

**Tabla 3.2.4:** Composición total de la dieta de *Mustelus schmitti* en bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: Importancia porcentual en número, %P: Importancia porcentual en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem presa	Total (n: 472)			
	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>				
<b>Amphipoda</b>	<b>4,7</b>	<b>8,2</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>
Gammaridae	0,5	0,1	0,1	0
Caprellidae	4,2	8,1	0,4	0,3
<b>Isopoda</b>	<b>21,3</b>	<b>2,5</b>	<b>1,2</b>	<b>0,5</b>
<i>Cirolana</i> sp.	13,2	1,5	0,5	0,2
<i>Serolis marplatenses</i>	9,5	1	0,7	0,1
<b>Stomatopoda</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0</b>
<i>Heterosquilla</i> sp.	0,5	0,1	0,2	0
<b>Decapoda</b>	<b>100</b>	<b>77,9</b>	<b>73,6</b>	<b>89,4</b>
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	0,7	0,1	0,1	0
<i>Artemesia longinaris</i>	0,2	0	0,1	0
<i>Leucipa</i> sp.	0,2	0	0,1	0
<i>Neohelice granulata</i>	90,8	67,8	49,5	81,3
<i>Corystoides abbreviatus</i>	27,7	4,7	9,1	2,9
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	25,7	3,6	8,4	2,4
<i>Loxopagurus</i> sp.	5,2	0,4	0,9	0,1
<i>Libinia spinosa</i>	4	0,4	3,8	0,1
<i>Pilumnoides</i> sp.	3,5	0,4	0,9	0
<i>Platyxanthus</i> sp.	1	0,1	0,2	0
Talasinidea	4,7	0,4	0,5	0
<b>ANELIDA</b>				
<b>Oligochaeta</b>	<b>4,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0</b>
<b>Polychaeta</b>	<b>69,3</b>	<b>6,4</b>	<b>12,8</b>	<b>10,2</b>
<b>MOLLUSCA</b>				
<b>Gasteropoda</b>	<b>2,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,6</b>	<b>0</b>
<b>Cephalopoda</b>	<b>1,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,6</b>	<b>0</b>
<i>Loligo gahi</i>	0,2	0	0,2	0
Octopodidae	1	0,1	0,4	0
<b>Bivalvia</b>	<b>21,2</b>	<b>1,9</b>	<b>5,8</b>	<b>1</b>
<i>Solen techuelchus</i>	19,7	1,8	5,7	1,1
<i>Laesea</i> sp.	1,5	0,1	0,1	0
Misc				
SIPUNCULIDAE	0,2	0	0,1	0
ANTOZOA	8,2	0,6	0,2	0,1
<b>VERTEBRATA</b>				
Peces sin identificar	2,5	0,3	1,4	0

**Tabla 3.3.5:** Composición de la dieta de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada en el verano y primavera de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: Importancia porcentual en número, %P: Importancia porcentual en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

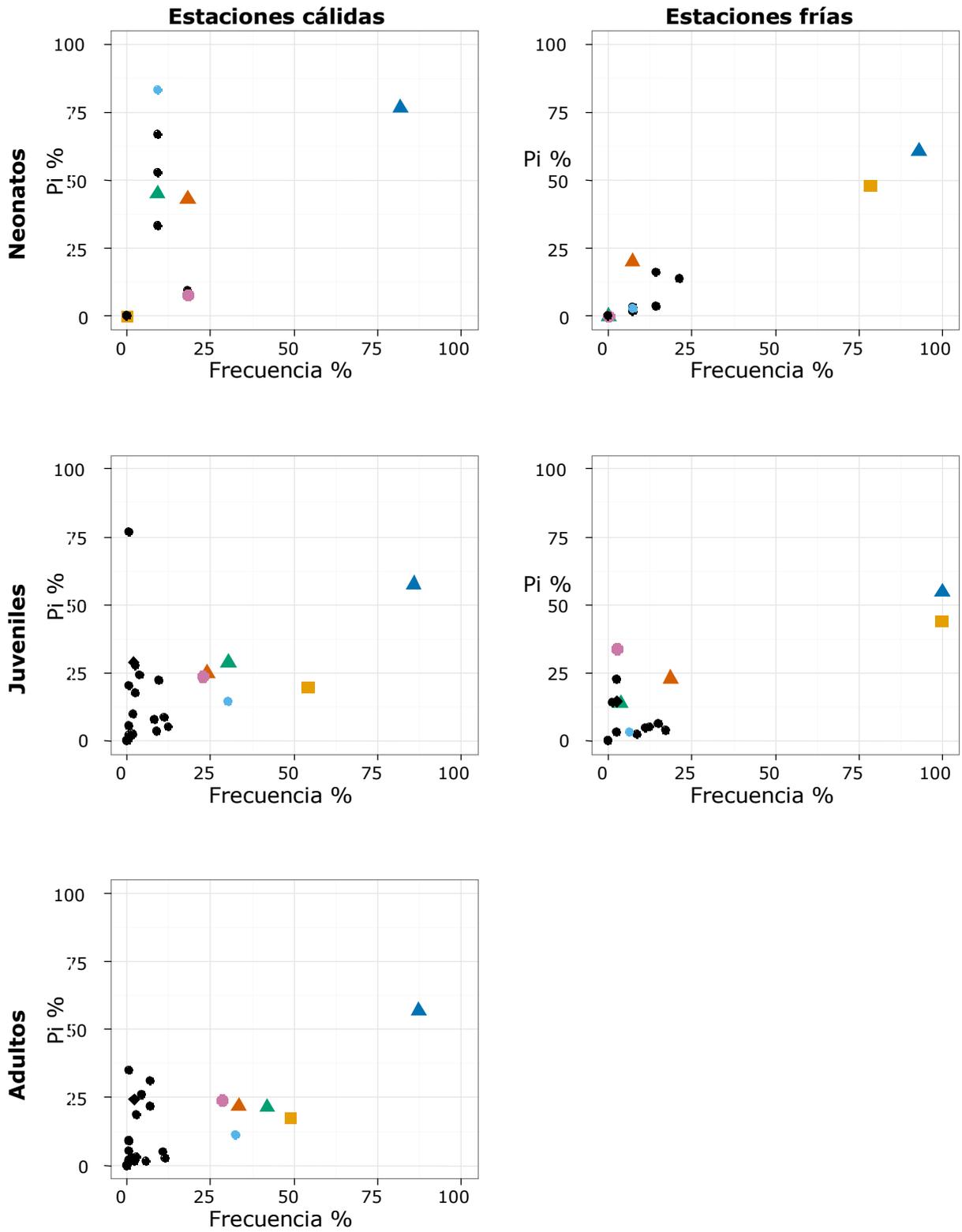
Ítem presa	Verano y Primavera											
	Neonatos (n:49)				Juveniles (n:146)				Adultos (n:159)			
	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>												
<b>Amphipoda</b>	<b>3,4</b>	<b>8,6</b>	<b>1</b>	<b>0,2</b>	<b>12,1</b>	<b>20,9</b>	<b>1,5</b>	<b>2,3</b>	<b>0,7</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0</b>
Gamaridae					0,7	0,1	0,2	0	0,7	0,2	0,1	0
Caprellidae	3,4	8,6	1	0,2	11,4	20,8	1,3	2,3	0			
<b>Isopoda</b>	<b>20,7</b>	<b>3,1</b>	<b>2,9</b>	<b>0,6</b>	<b>19,3</b>	<b>2,1</b>	<b>1,4</b>	<b>0,4</b>	<b>22</b>	<b>2,3</b>	<b>1</b>	<b>0,4</b>
<i>Cirolana</i> sp.	13,8	2	1,5	0,3	11,4	1,3	0,7	0,2	11,3	1,2	0,3	0,1
<i>Serolis marplatenses</i>	6,9	1,1	1,4	0,1	7,9	0,8	0,9	0,1	10,6	1,1	0,7	0,1
<b>Stomatopoda</b>	<b>3,4</b>	<b>0,6</b>	<b>3,4</b>	<b>0,1</b>					<b>0,7</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0</b>
<i>Heterosquilla</i> sp.	3,4	0,6	3,4	0,1					0,7	0,1	0,1	0
<b>Decapoda</b>	<b>100</b>	<b>83</b>	<b>87,4</b>	<b>96,4</b>	<b>100</b>	<b>67,3</b>	<b>74,7</b>	<b>85,4</b>	<b>100</b>	<b>88,2</b>	<b>76,3</b>	<b>93</b>
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	3,4	0,6	0,8	0								
<i>Artemesia longinaris</i>									0,7	0,1	0,1	0
<i>Leucipa</i> sp.									0,7	0,1	0,1	0
<i>Neohelice granulata</i>	93,1	76,3	64,4	93,5	82,1	57,6	47	77,3	87,2	74,1	50,1	82
<i>Corystoides abbreviatus</i>	13,8	1,7	6,5	0,8	31,4	5,2	13,6	5,3	41,8	6,9	9,5	5,2
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	13,8	2,9	8,2	1,1	25	2,8	8	2,4	33,3	4,7	10,1	3,7
<i>Loxopagurus</i> sp.	3,4	0,6	1,6	0,1	10	0,9	2,4	0,3	2,8	0,2	0,2	0
<i>Libinia spinosa</i>	6,9	0,9	5,9	0,3	2,1	0,2	1,9	0	7,1	0,8	4	0,3
<i>Pilumnoides</i> sp.					2,9	0,2	0,5	0	7,1	1	1,6	0,1
<i>Platyxanthus</i> sp.									0,7	0,1	0,4	0
Talasinidea					4,3	0,4	1,3	0,1	1,4	0,2	0,2	0
<b>ANELIDA</b>												
<b>Oligochaeta</b>					<b>2,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0</b>	<b>0,7</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0</b>
<b>Polychaeta</b>	<b>20,7</b>	<b>2</b>	<b>3,3</b>	<b>0,8</b>	<b>55,7</b>	<b>5</b>	<b>10,8</b>	<b>8</b>	<b>48,9</b>	<b>4</b>	<b>8,3</b>	<b>4,6</b>
<b>MOLLUSCA</b>												
<b>Gasteropoda</b>					<b>2,1</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,6</b>	<b>0</b>
<b>Cephalopoda</b>									<b>3,5</b>	<b>0,4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
<i>Loligo gahi</i>									0,7	0,1	0,3	0
Octopodidae									2,8	0,3	0,8	0
<b>Bivalvia</b>	<b>20,7</b>	<b>2</b>	<b>5,8</b>	<b>0,9</b>	<b>24,3</b>	<b>2,2</b>	<b>7,1</b>	<b>1,4</b>	<b>30,5</b>	<b>2,7</b>	<b>6,8</b>	<b>1,6</b>
<i>Solen techuelchus</i>	20,7	2	5,8	1,2	22,1	2	6,9	1,8	28,4	2,5	6,7	2
<i>Laesea</i> sp.					2,1	0,2	0,2	0	2,1	0,2	0,1	0
<b>Misc</b>												
SIPUNCULIDAE					0,7	0,1	0,2	0				
ANTOZOA	13,8	1,4	1,4	0,3	7,9	0,6	0,3	0,1	5,7	0,4	0,2	0
<b>VERTEBRATA</b>												
Peces sin identificar	0,3	0,2	0,2	0,5	0,3	0,1	0	0	1,3	0,3	3	0,1

**Tabla 3.3.6:** Composición de la dieta de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada en el otoño e invierno de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: Importancia porcentual en número, %P: Importancia porcentual en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem presa	Otoño e Invierno											
	Neonatos (n:39)				Juveniles (n:75)				Adultos (n:4)			
	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>												
<b>Amphipoda</b>												
	Gamaridae											
	Caprellidae											
<b>Isopoda</b>	<b>12,9</b>	<b>2,9</b>	<b>2,9</b>	<b>0,4</b>	<b>33,2</b>	<b>4</b>	<b>2,8</b>	<b>1,1</b>				
	Cirolana sp.											
	9,7	2,5	2,8	0,3	20,9	2,6	1,4	0,4				
	Serolis marplatenses											
	3,2	0,7	1,8	0	13,4	1,4	1,4	0,2				
<b>Stomatopoda</b>												
	Heterosquilla sp.											
<b>Decapoda</b>	<b>100</b>	<b>85,1</b>	<b>73,1</b>	<b>77</b>	<b>100</b>	<b>77,8</b>	<b>61,2</b>	<b>62,2</b>	<b>100</b>	<b>64,3</b>	<b>72,3</b>	<b>59,3</b>
	Peisos petrunkevitchi											
	3,2	1,8	1,8	0,1	1,5	0,4	0,5	0				
	Artemesia longinaris											
	Leucipa sp.											
	Neohelice granulata											
	100	80,1	63,8	76	97	70,9	50,3	61,5	75	47,6	10,3	19,2
	Corystoides abbreviatus											
					4,5	0,5	1,1	0	25	4,8	3,3	0,9
	Cyratograpsus angulatus											
	6,5	1,1	2,7	0,1	20,9	4	6,2	1,1	25	7,1	3,9	1,2
	Loxopagurus sp.											
					3	0,4	1,1	0				
	Libinia spinosa											
									25	4,8	54,8	6,6
	Pilumnoides sp.											
	Platyxanthus sp.											
	3,2	0,7	1,8	0	3	0,4	1	0				
	Talasinidea											
	9,7	1,4	3	0,2	11,9	1,2	1	0,1				
<b>ANELIDA</b>												
<b>Oligochaeta</b>	<b>9,7</b>	<b>1,4</b>	<b>2,6</b>	<b>0,2</b>	<b>14,9</b>	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>0,3</b>				
<b>Polychaeta</b>	<b>93,5</b>	<b>12</b>	<b>34,3</b>	<b>22,4</b>	<b>100</b>	<b>15,6</b>	<b>37</b>	<b>36,1</b>	<b>100</b>	<b>40,5</b>	<b>38,9</b>	<b>38,7</b>
<b>MOLLUSCA</b>												
<b>Gasteropoda</b>					<b>3</b>	<b>0,4</b>	<b>1,3</b>	<b>0</b>	<b>25</b>	<b>7,1</b>	<b>3,1</b>	<b>1,1</b>
<b>Cephalopoda</b>												
	Loligo gahi											
	Octopodidae											
<b>Bivalvia</b>					<b>3</b>	<b>0,4</b>	<b>1,2</b>	<b>0</b>				
	Solen techuelchus											
					3	0,4	1,2	0				
	Laesea sp.											
Misc												
<b>SIPUNCULIDAE</b>												
<b>ANTOZOA</b>	9,7	1,4	2	0,2	9	0,9	0,7	0,1	25	4,8	2,9	0,9
<b>VERTEBRATA</b>												
	Peces sin identificar											
					0,3	0,1	0	0				

### 3.2.3.2 Análisis de la estrategia alimentaria

La estrategia alimentaria de *M. schmitti* presenta características oportunistas y levemente generalistas (Figura 3.2.8). Durante las estaciones cálidas, los neonatos muestran una marcada especialización en *Neohelice granulata* y un marcado componente individual (CI) para el resto de los ítems (Figura 3.2.8), lo cual coincide con la diversidad trófica (Tabla 3.2.3). Los juveniles y adultos presentaron una dieta más diversa que los neonatos, si bien *N. granulata* fue consumido con la misma frecuencia, su abundancia relativa porcento ( $P_i\%$ ) en la dieta fue menor de 60%. Poliquetos, *Cyrtograpsus angulatus*, *Corystoides abbreviatus* y *Solen techuelchus* presentaron frecuencias % entre los 25-50% y  $P_i\%$  de 25% (Figura 3.2.8). Durante las estaciones frías, tanto neonatos como juveniles, presentaron un espectro trófico reducido, una especialización clara por *N. granulata* y poliquetos (Figura 3.2.8). El número de adultos capturados en estas estaciones no fue suficiente para confeccionar gráficos de Amundsen (Tabla 3.2.1).



**Figura 3.2.8:** Estrategia alimentaria de *Mustelus schmitti* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008 (Pi%: abundancia presa específica por ciento). Ítems presa: *Neohelice granulata* (▲),

Poliquetos (■), *Corystoides abbreviatus* (▲), *Cyrtograpsus angulatus* (▲),  
Pez oseo (●), *Solen techuelchus* (●), Otros ítems (●).

### **3.3 Biología del chucho, *Myliobatis goodei***

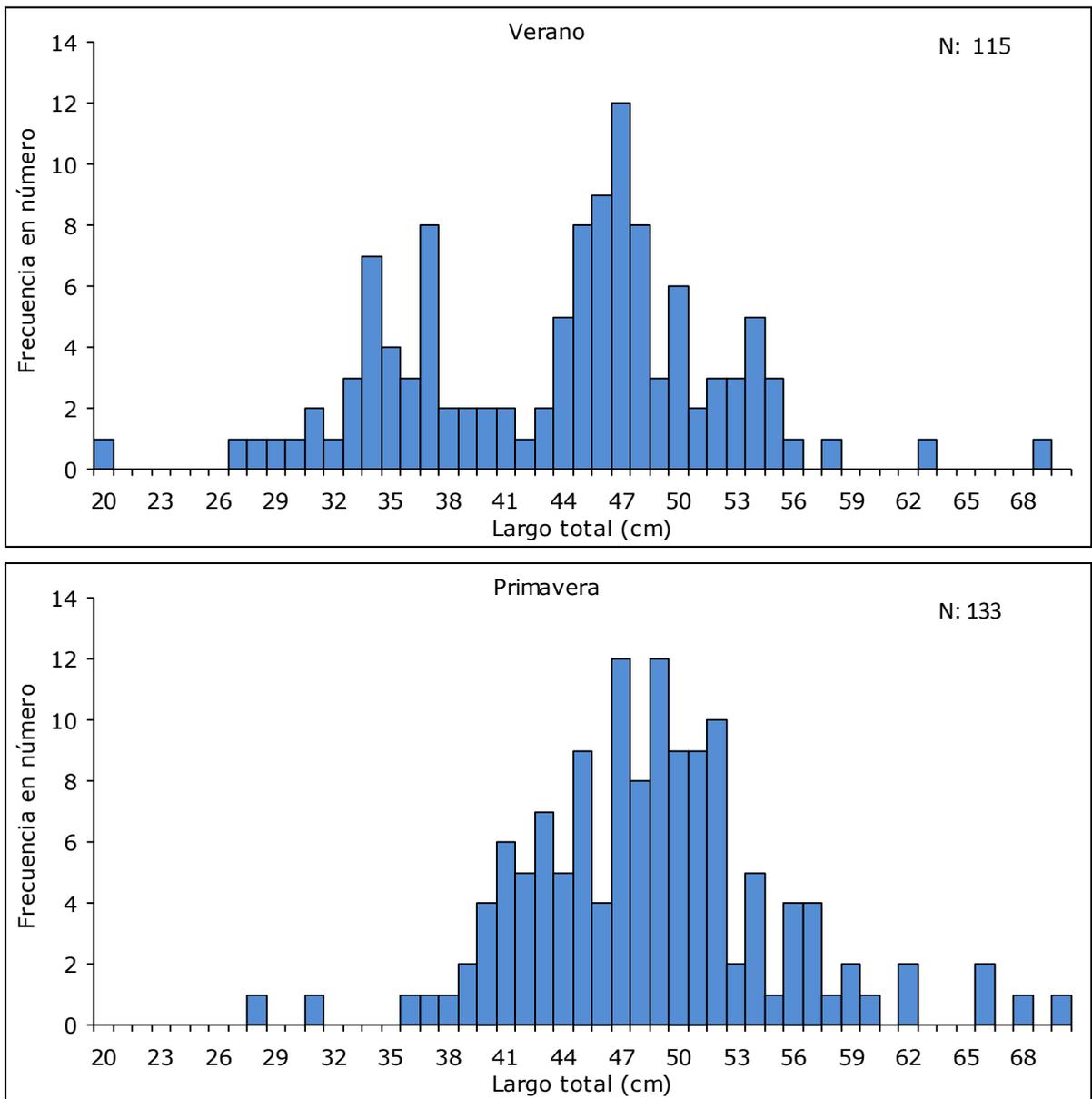
#### **3.3.1 Parámetros poblacionales**

Se capturaron 248 individuos de *M. goodei* con tallas de 200 a 700 mm de Lt y una media de 462,2 mm ( $\pm 85,84$ ). Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ) y sí entre estaciones ( $P < 0,05$ ) (Tabla 3.3.1). En verano éstos fueron menores que en primavera y con una distribución de talla bimodal, la primera entre los 34-36 y la segunda a los 47 cm de Lt, mientras que en primavera presentó una única moda en el rango 47-49 cm de Lt (Figura 3.3.1). No se capturaron ejemplares de *M. goodei* ni en invierno ni en otoño.

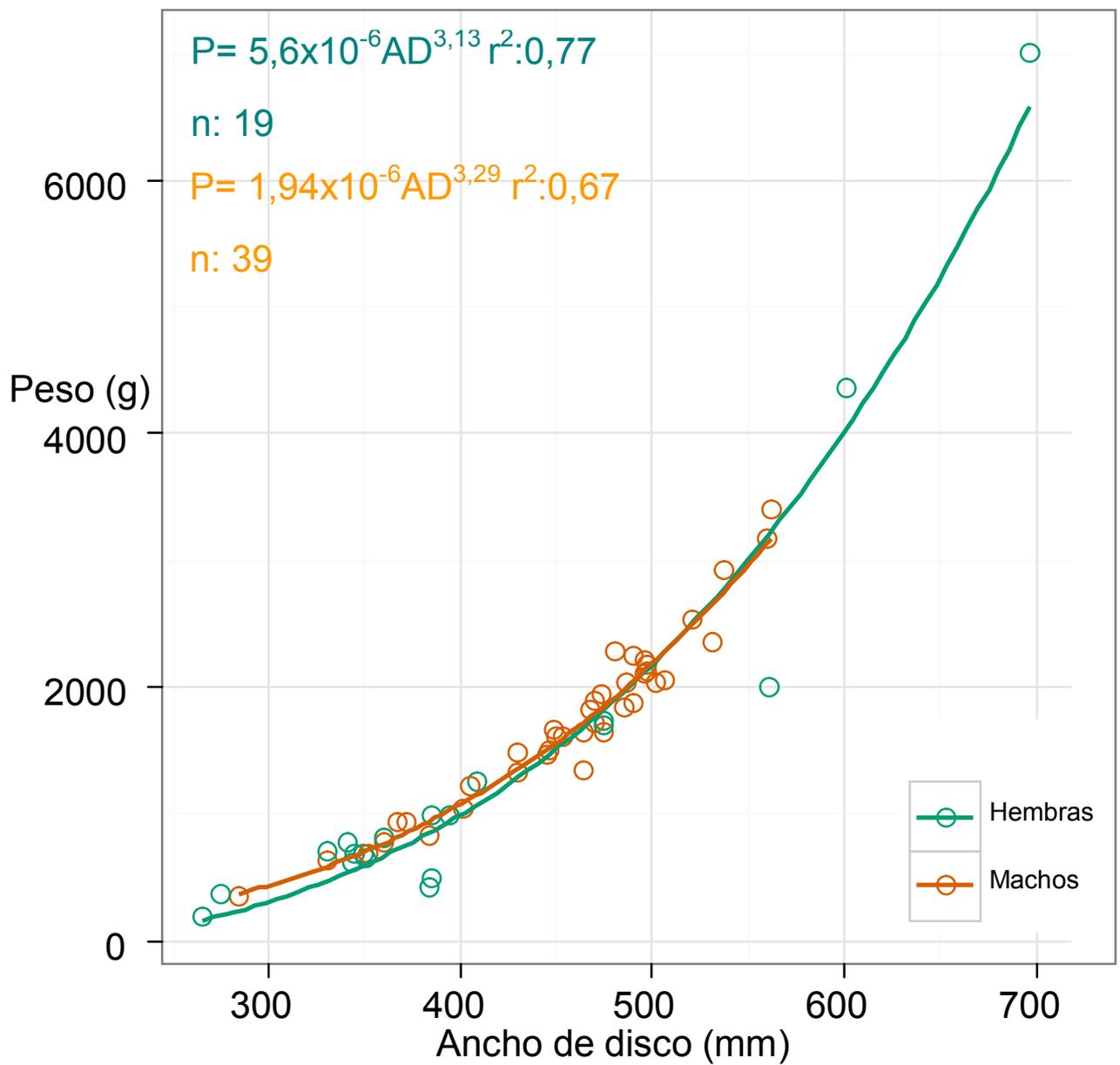
La relación talla - peso entre sexos, para cada una de las estaciones del año consideradas, no presentaron diferencias ( $P > 0,1$ ) (Fig. 3.3.2 y 3.3.3). En verano, el crecimiento de ambos sexos fue isométrico ( $P > 0,05$ ; Figura 3.3.2) mientras que en primavera fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.3.3). La comparación de la relación talla - peso para la población total entre estaciones mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ). En verano el crecimiento fue isométrico ( $P > 0,05$ ) mientras que en primavera fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.3.4).

**Tabla 3.3.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

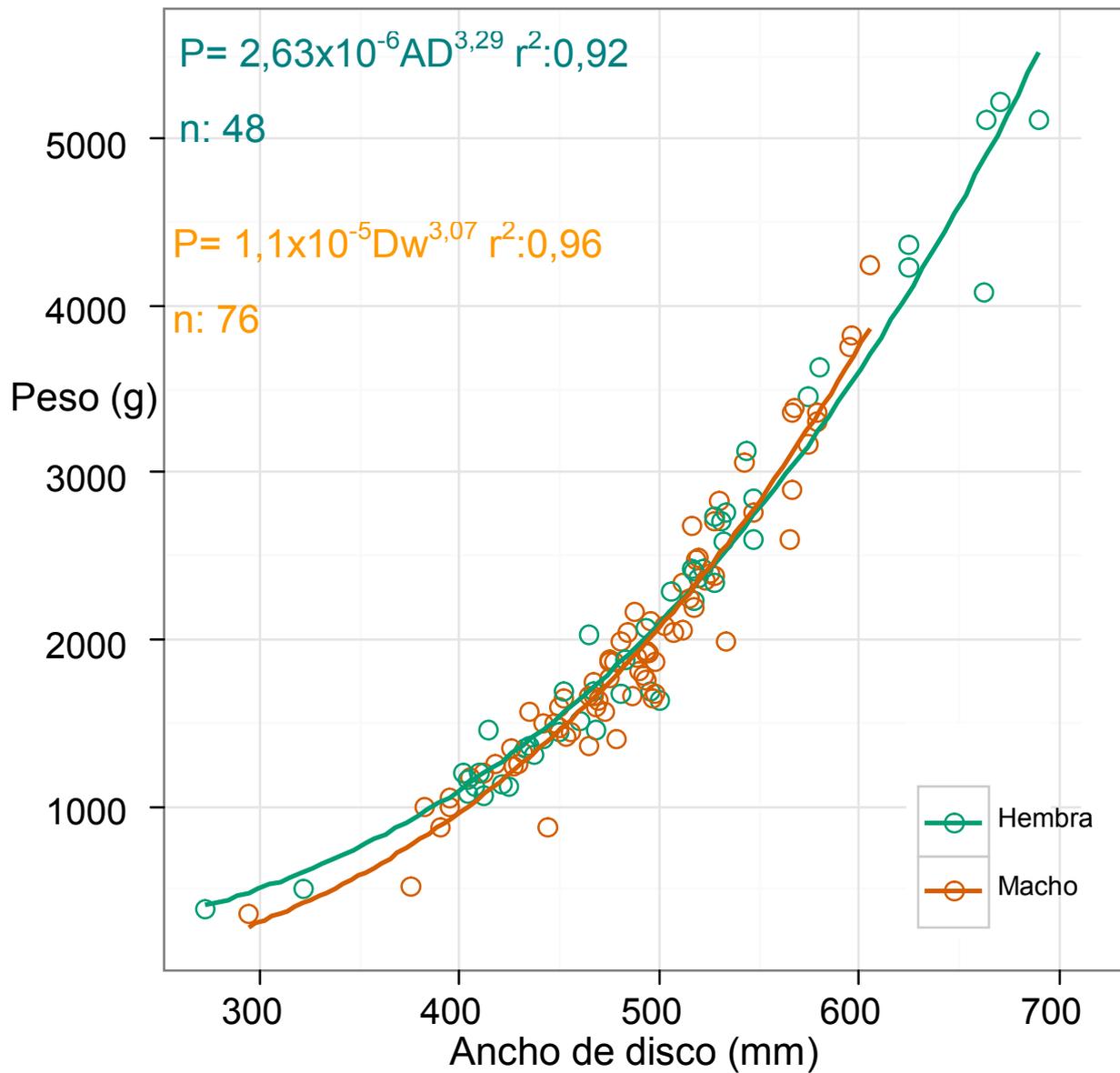
Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n:248)			Submuestra (n:227)			
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n	
Verano	Los Pocitos	427,3 $\pm$ 104,1	200-630	53	a	430,9 $\pm$ 77,12	266-565	45
	San Blas	449,6 $\pm$ 80,3	275-697	62	a	449,6 $\pm$ 80,3	275-697	62
Primavera	Los Pocitos	470 $\pm$ 76,2	280-600	32	b	482,3 $\pm$ 79,9	294-605	30
	Ría	497,4 $\pm$ 91,2	310-680	50	b	505,2 $\pm$ 66,5	322-690	47
	San Blas	473,3 $\pm$ 77,4	360-700	51	b	479,5 $\pm$ 51,7	382-671	43



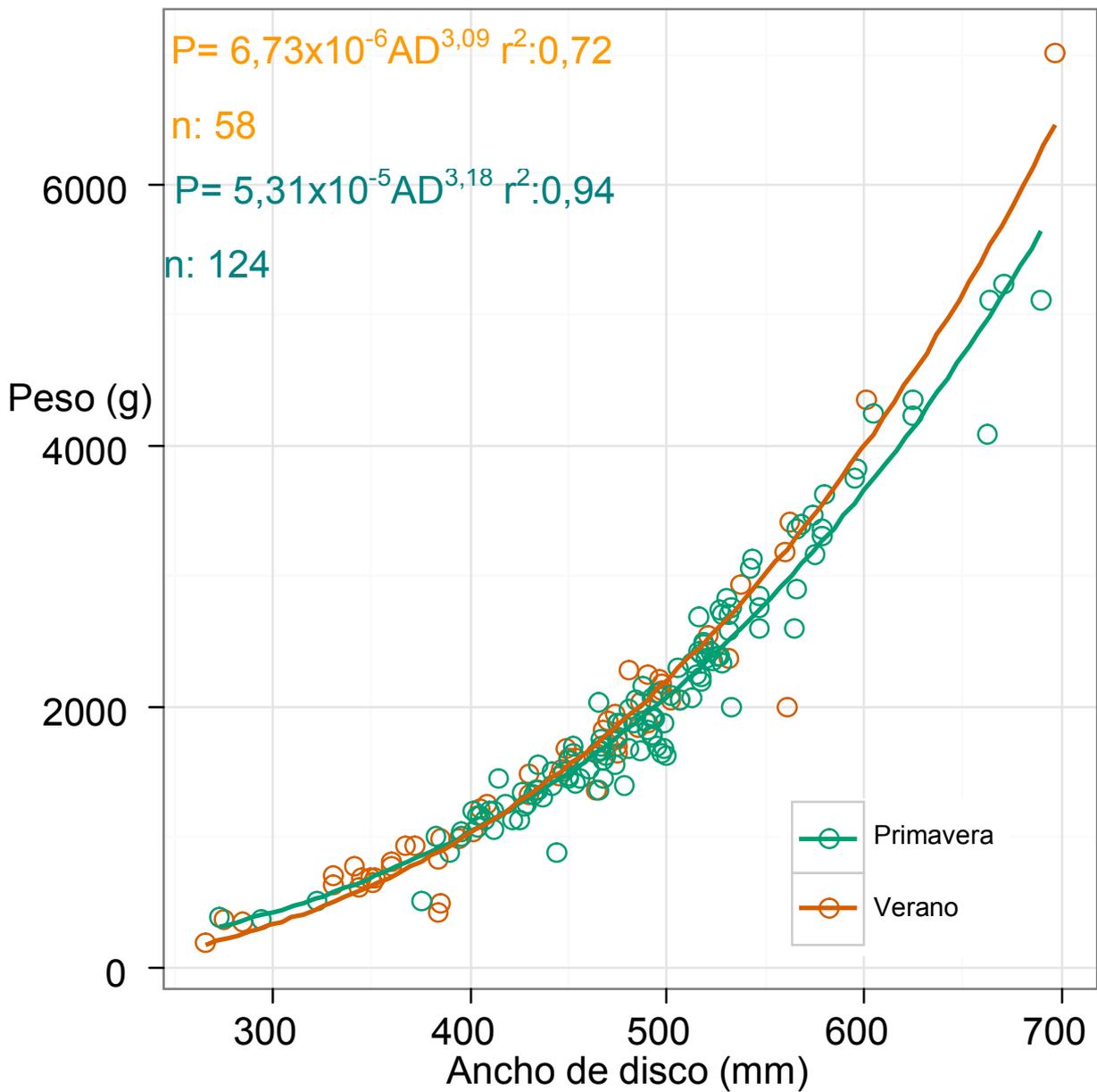
**Figura 3.3.1:** Distribución de tallas de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.3.2:** Relación talla-peso por sexo de *Myliobatis goodei* capturados en verano de 2008 en Bahía Anegada.



**Figura 3.3.3:** Relación talla-peso por sexo de *Myliobatis goodei* capturados en primavera de 2008 en Bahía Anegada.

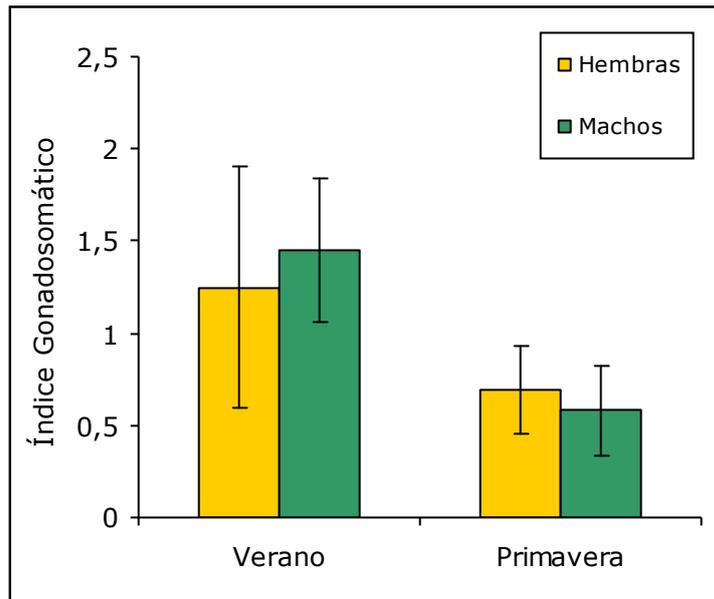


**Figura 3.3.4:** Relación talla-peso de *Myliobatis goodei* capturados en Bahía Anegada por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.

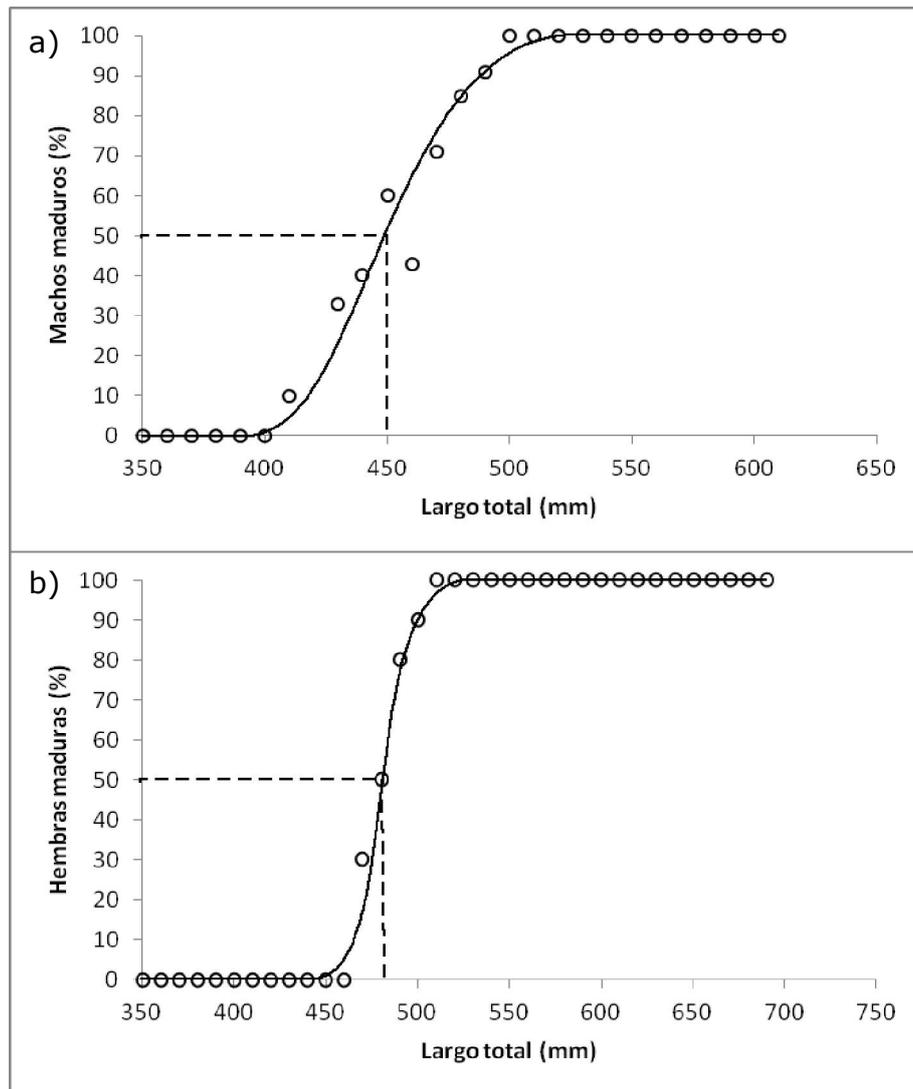
### 3.3.2 Aspectos reproductivos

El índice gonadosomático (IGS) medio de *M. goodei* presentó diferencias estacionales en ambos sexos. Los mayores valores se registraron en verano (Figura 3.3.5). La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS, para hembras y machos fue de 507,6 y 474,3 mm Lt respectivamente. La  $L_{50}$  calculada en base a los porcentajes de madurez, para hembras y machos fue de 487 y 450,22 mm Lt respectivamente (Figura 3.3.6). Las  $L_{50}$  no presentaron diferencias significativas entre sexos ni entre métodos ( $P > 0,05$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la época de parición de esta especie en Bahía Anegada ocurriría en verano en hembras de más de 487 mm de Lt. La figura 3.3.1 sugeriría un solo período de gestación anual, aunque sería necesaria información en otoño y verano. Se capturaron hembras grávidas en verano y primavera.



**Figura 3.3.5:** Índice gonadosomático promedio de hembras y machos de *Myliobatis goodei* de Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



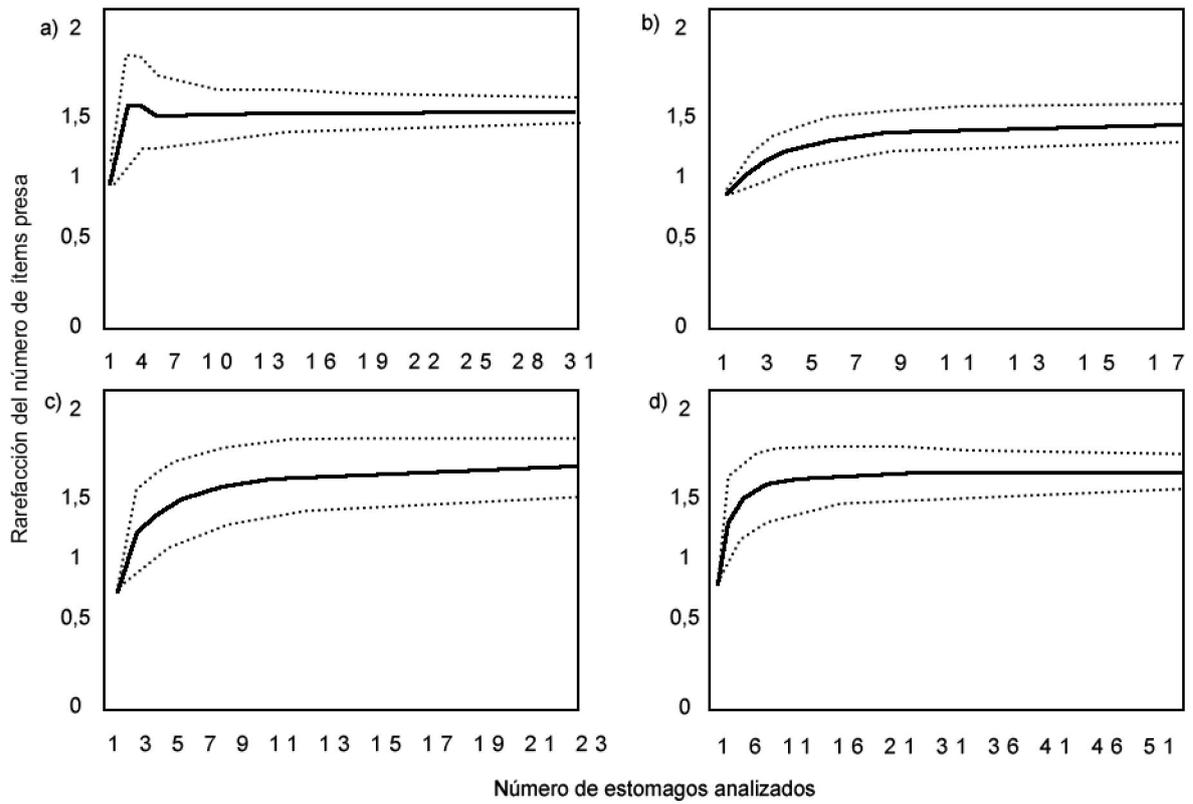
**Figura 3.3.6:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para hembras y machos de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

### 3.3.3 Ecología trófica

Se analizaron 160 estómagos de *M. goodei*, de los cuales 40 (25%) estuvieron vacíos (Tabla 3.3.2). El número mínimo de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie fue 10, por lo que las muestras obtenidas fueron suficientes (Figura 3.3.7).

**Tabla 3.3.2:** Número de contenidos estomacales de *Myliobatis goodei* analizados, por estación del año y lugar durante el período Febrero- Noviembre 2008.  $n_c$ : número de estómagos con contenido;  $n_v$ : número de estómagos vacíos;  $n_{c+v}$ : número total de estómagos.

Estaciones	Verano		Primavera		Totales	
	Sitios	Los Pocitos	San Blas	Los Pocitos		San Blas
$n_c$		29	17	21	53	120
$n_v$		10	8	12	10	40
$n_{c+v}$		39	25	33	63	160



**Figura 3.3.7:** Curvas de acumulación de presas de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada para Los Pocitos (a) y San Blas (b) en verano y Los Pocitos (c) y San Blas (d) en primavera durante el período Febrero-Noviembre 2008.

### 3.3.3.1 Análisis de la estructura dietaria

La riqueza y diversidad de especies presa de *M. goodei* fue mayor durante la primavera. La uniformidad de dieta presentó un valor de muy bajo en Los Pocitos en primavera, mientras que fue máxima en Los Pocitos en verano (Tabla 3.3.3).

La dieta de *M. goodei* estuvo compuesta principalmente por moluscos bivalvos, seguidos por crustáceos anfípodos y poliquetos (Tabla 3.3.4). La comparación de la estructura dietaria de *M. goodei* entre sitios de muestreo mostró diferencias significativas ( $P < 0,01$ ). Tanto en verano como en primavera, la categoría Bivalvia fue el ítem presa de mayor importancia relativa en los dos sitios de muestreo. Dentro de ellos, el género *Lasaea* fue más importante en Los Pocitos mientras que *Solen techuelchus* lo fue en San Blas. Los anfípodos presentaron mayor importancia en San Blas. Los poliquetos sólo mostraron mayor importancia en primavera en el sitio San Blas (Tabla 3.3.5 y 3.3.6).

**Tabla 3.3.3:** Riqueza, Diversidad y Uniformidad de la dieta de de *Myliobatis goodei* en bahía Anegada según estación del año y lugar de muestreo (SB: San Blas, LP: Los Pocitos) durante el período Febrero-Noviembre 2008.

Estación del año	Riqueza		Diversidad		Uniformidad		n	
	SB	LP	SB	LP	SB	LP	SB	LP
Primavera	15	11	6,19	2,91	0,41	0,26	21	53
Verano	7	3	3,36	2,33	0,48	0,77	17	12

**Tabla 3.3.4:** Composición total de la dieta de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem Presa	Total (n: 103)			
	%O	%N	%P	%IRI
<b>CRUSTACEA</b>				
<b>Amphipoda</b>	<b>19.42</b>	<b>67.54</b>	<b>19.45</b>	<b>20.73</b>
<i>Caprellidae</i>	19.42	67.54	19.45	40.14
<b>Isopoda</b>	<b>4.85</b>	<b>0.83</b>	<b>0.61</b>	<b>0.09</b>
<i>Cirolana sp.</i>	4.85	0.82	0.59	0.16
<b>Stomatopoda</b>				
<i>Pterygosquilla armata</i>				
<b>Decapoda</b>	<b>10.68</b>	<b>2.03</b>	<b>2.96</b>	<b>0.65</b>
<i>Artemesia longinaris</i>	2.91	1.11	0.78	0.13
<i>Corystoides abbreviatus</i>	1.94	0.15	0.50	0.03
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	2.91	0.24	0.62	0.06
<i>Neohelice granulata</i>	1.94	0.44	0.74	0.05
<i>Loxopagurus sp.</i>	0.97	0.10	0.31	0.01
<b>ANELIDA</b>				
<b>Polychaeta</b>	<b>21.36</b>	<b>1.97</b>	<b>10.95</b>	<b>3.40</b>
<i>Phyllodocidae</i>	18.45	1.59	10.20	5.17
<i>Namanereis sp.</i>	3.88	0.38	0.75	0.10
<b>MOLLUSCA</b>				
<b>Gasteropoda</b>	<b>2.91</b>	<b>0.19</b>	<b>0.78</b>	<b>0.04</b>
Gasteropodo no identificado	2.91	0.19	0.76	0.07
<b>Bivalvia</b>	<b>66.02</b>	<b>27.42</b>	<b>65.29</b>	<b>75.11</b>
<i>Amiantis purpurata</i>	4.85	0.97	1.92	0.33
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	1.94	0.19	0.57	0.04
<i>Solen techuelchus</i>	29.13	7.90	31.61	27.35
<i>Lasaea sp.</i>	27.18	17.15	20.72	24.47
<i>Mytilus sp.</i>	6.80	1.21	10.47	1.89

**Tabla 3.3.5:** Composición de la dieta de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada en el verano de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

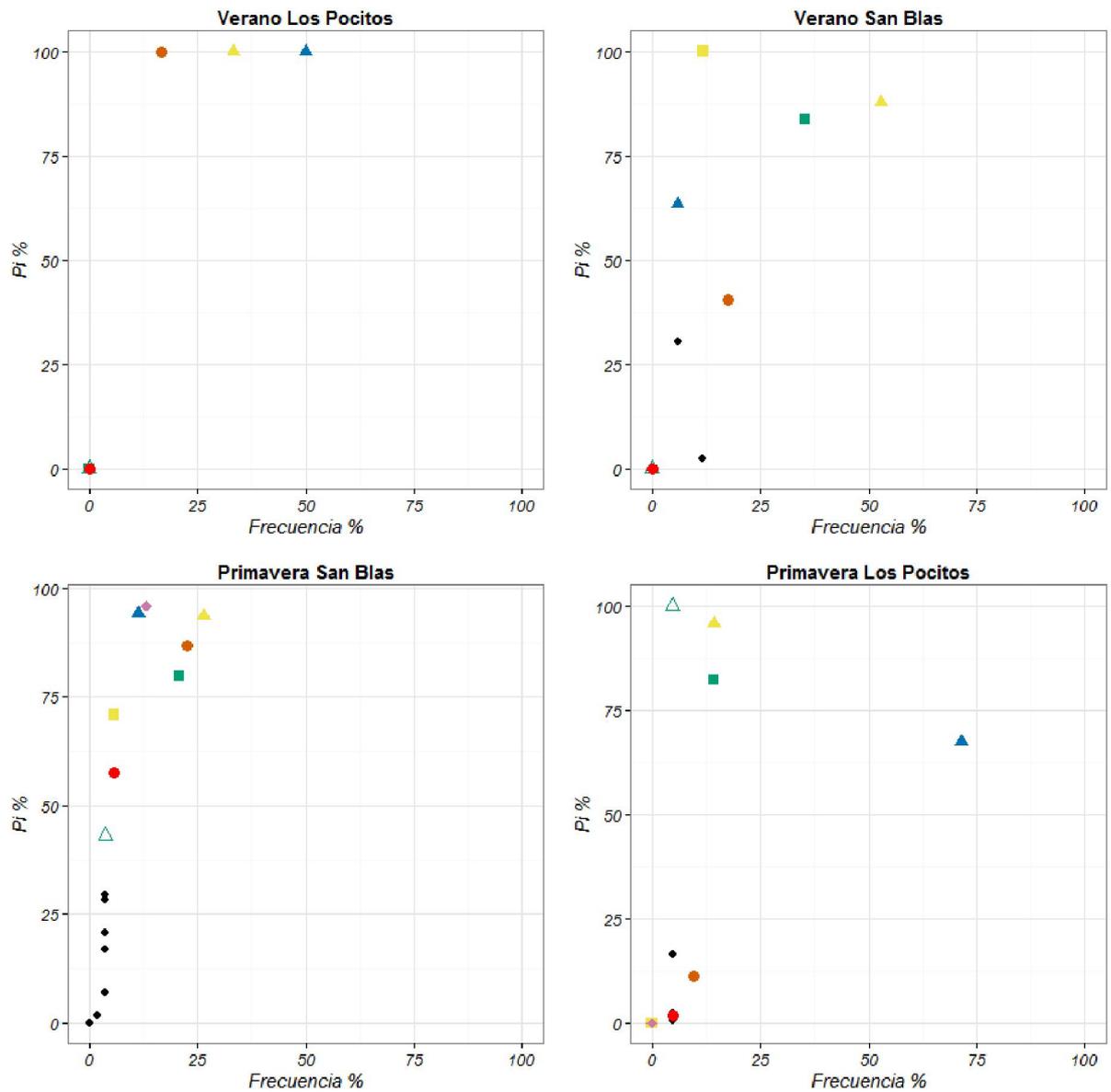
Ítem Presa	Verano							
	Los Pocitos (n:12)				San blas (n:17)			
	%O	%N	%P	%IRI	%O	%N	%P	%IRI
CRUSTACEA								
<b>Amphipoda</b>					<b>29.41</b>	<b>81.46</b>	<b>24.99</b>	<b>39.04</b>
<i>Caprellidae</i>					35.29	81.46	24.99	51.73
<b>Isopoda</b>					<b>11.76</b>	<b>2.06</b>	<b>2.25</b>	<b>0.64</b>
<i>Cirolana sp.</i>					11.76	2.06	2.25	0.70
<b>Stomatopoda</b>								
<i>Pterygosquilla armata</i>								
<b>Decapoda</b>					<b>5.88</b>	<b>3.89</b>	<b>4.85</b>	<b>0.61</b>
<i>Artemesia longinaris</i>					5.88	3.89	4.85	0.67
<i>Corystoides abbreviatus</i>								
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>								
<i>Neohelice granulata</i>								
<i>Loxopagurus sp.</i>								
ANELIDA								
<b>Polychaeta</b>	<b>16.67</b>	<b>8.82</b>	<b>12.27</b>	<b>2.30</b>	<b>17.65</b>	<b>0.92</b>	<b>4.40</b>	<b>1.30</b>
<i>Phyllodocidae</i>	16.67	8.82	12.27	4.72	17.65	0.92	4.40	1.40
<i>Namanereis sp.</i>								
MOLLUSCA								
<b>Gasteropoda</b>								
Gasteropodo no identificado								
<b>Bivalvia</b>	<b>83.33</b>	<b>91.18</b>	<b>87.73</b>	<b>97.70</b>	<b>64.71</b>	<b>11.67</b>	<b>63.51</b>	<b>58.41</b>
<i>Amiantis purpurata</i>					11.76	1.37	4.59	0.97
<i>Brachidontes rodriguezii</i>								
<i>Solen techuelchus</i>	33.33	50.00	60.62	49.47	52.94	9.15	50.93	43.80
<i>Lasaea sp.</i>	50.00	41.18	27.11	45.81	5.88	1.14	7.99	0.74
<i>Mytilus sp.</i>								

**Tabla 3.3.6:** Composición de la dieta de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada en la primavera de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem Presa	Primavera							
	Los Pocitos (n:21)				San blas (n:53)			
	%O	%N	%P	%IRI	%O	%N	%P	%IRI
<b>CRUSTACEA</b>								
<b>Amphipoda</b>	<b>14.29</b>	<b>29.12</b>	<b>10.01</b>	<b>4.34</b>	<b>20.75</b>	<b>83.59</b>	<b>25.20</b>	<b>34.90</b>
Caprellidae	14.29	28.91	9.59	6.25	20.75	82.96	24.11	58.33
<b>Isopoda</b>	<b>4.76</b>	<b>0.55</b>	<b>1.13</b>	<b>0.06</b>	<b>3.77</b>	<b>0.66</b>	<b>0.99</b>	<b>0.10</b>
<i>Cirolana sp.</i>	4.76	0.55	1.09	0.09	3.77	0.66	0.95	0.16
<b>Stomatopoda</b>								
<i>Pterygosquilla armata</i>								
<b>Decapoda</b>	<b>14.29</b>	<b>1.10</b>	<b>1.75</b>	<b>0.32</b>	<b>13.21</b>	<b>1.61</b>	<b>2.24</b>	<b>0.79</b>
<i>Artemesia longinaris</i>	4.76	0.73	1.17	0.10	1.89	0.38	0.64	0.05
<i>Corystoides abbreviatus</i>					3.77	0.28	0.91	0.12
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	4.76	0.36	1.52	0.10	3.77	0.38	0.88	0.12
<i>Neohelice granulata</i>					3.77	0.85	1.34	0.22
<i>Loxopagurus sp.</i>	4.76	0.36	1.08	0.08				
<b>ANELIDA</b>								
<b>Polychaeta</b>	<b>14.29</b>	<b>0.92</b>	<b>2.36</b>	<b>0.36</b>	<b>26.42</b>	<b>2.94</b>	<b>17.78</b>	<b>8.46</b>
Phyllodocidae	9.52	0.73	2.14	0.31	22.64	2.35	16.26	11.06
<i>Namanereis sp.</i>	4.76	0.36	1.16	0.08	5.66	0.66	1.29	0.29
<b>MOLLUSCA</b>								
<b>Gasteropoda</b>	<b>4.76</b>	<b>0.37</b>	<b>1.81</b>	<b>0.08</b>	<b>3.77</b>	<b>0.28</b>	<b>1.07</b>	<b>0.08</b>
Gasteropodo no identificado	4.76	0.36	1.74	0.11	3.77	0.28	1.02	0.13
<b>Bivalvia</b>	<b>80.95</b>	<b>67.95</b>	<b>82.94</b>	<b>94.84</b>	<b>56.60</b>	<b>10.91</b>	<b>52.72</b>	<b>55.68</b>
<i>Amiantis purpurata</i>					5.66	1.41	2.70	0.61
<i>Brachidontes rodriguezii</i>					3.77	0.38	1.02	0.14
<i>Solen techuelchus</i>	14.29	11.09	31.03	6.84	26.42	4.52	21.73	18.20
<i>Lasaea sp.</i>	71.43	56.55	49.49	86.04	11.32	2.54	8.25	3.21
<i>Mytilus sp.</i>					13.21	2.35	18.90	7.37

### 3.3.3.2 Análisis de la estrategia alimentaria

La estrategia alimentaria de *M. goodei* presentó características oportunistas, con un marcado componente individual (CI) para varios ítems presa (Figura 3.3.8). Sólo se observó una especialización leve en *S. techuelchus* en Los Pocitos en ambas estaciones y en *Lasaea* sp. y caprelidos en verano. *S. techuelchus*, *Lasaea* sp. y Caprelidos presentaron un alto CI en todos los sitios y estaciones, con Pi superiores al 60%. *Amiantis purpurata* fue consumida en una proporción similar sólo en San Blas. *Pterygosquilla armata*, gasterópodos y poliquetos presentaron el mismo comportamiento, con Pi mayores al 80% en San Blas y Los Pocitos en primavera (Figura 3.3.8).



**Figura 3.3.8:** Estrategia alimentaria de *Myliobatis goodei* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008 (Pi%: abundancia presa específica por ciento. Ítems presa: *Amiantis purpurata* (■), Phyllodocidae (●), *Namanereis sp.* (●), *Solen techuelchus* (▲), *Lasaea sp.* (▲), Gasteropoda (△), Caprellidae (■), *Heterosquilla sp.* (▽), *Mytilus sp.* (◆), otros ítems (●).

## **3.4 Biología de la pescadilla de red, *Cynoscion guatucupa***

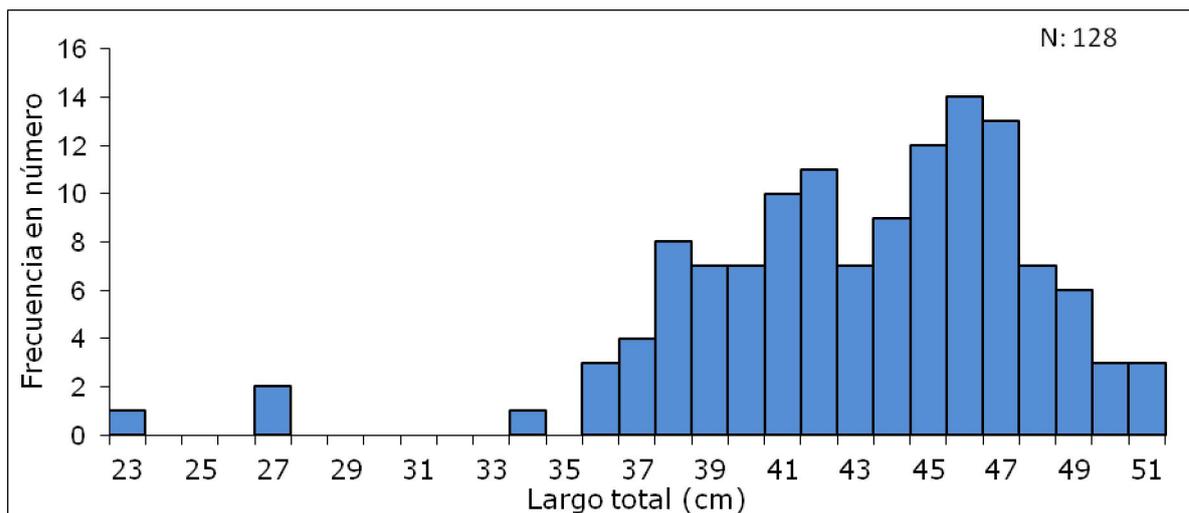
### **3.4.1 Parámetros poblacionales**

Se capturaron 128 individuos de la pescadilla de red *C. guatucupa*, con tallas de 232 a 505 mm de Lt y una media de 423,27 mm ( $\pm 57,1$ ). Los valores medios no presentaron diferencias entre estaciones del año ni entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ; Tabla 3.4.1). En la distribución de tallas se observaron dos modas, una a los 41 y otra a los 46 cm de Lt (Figura 3.4.1).

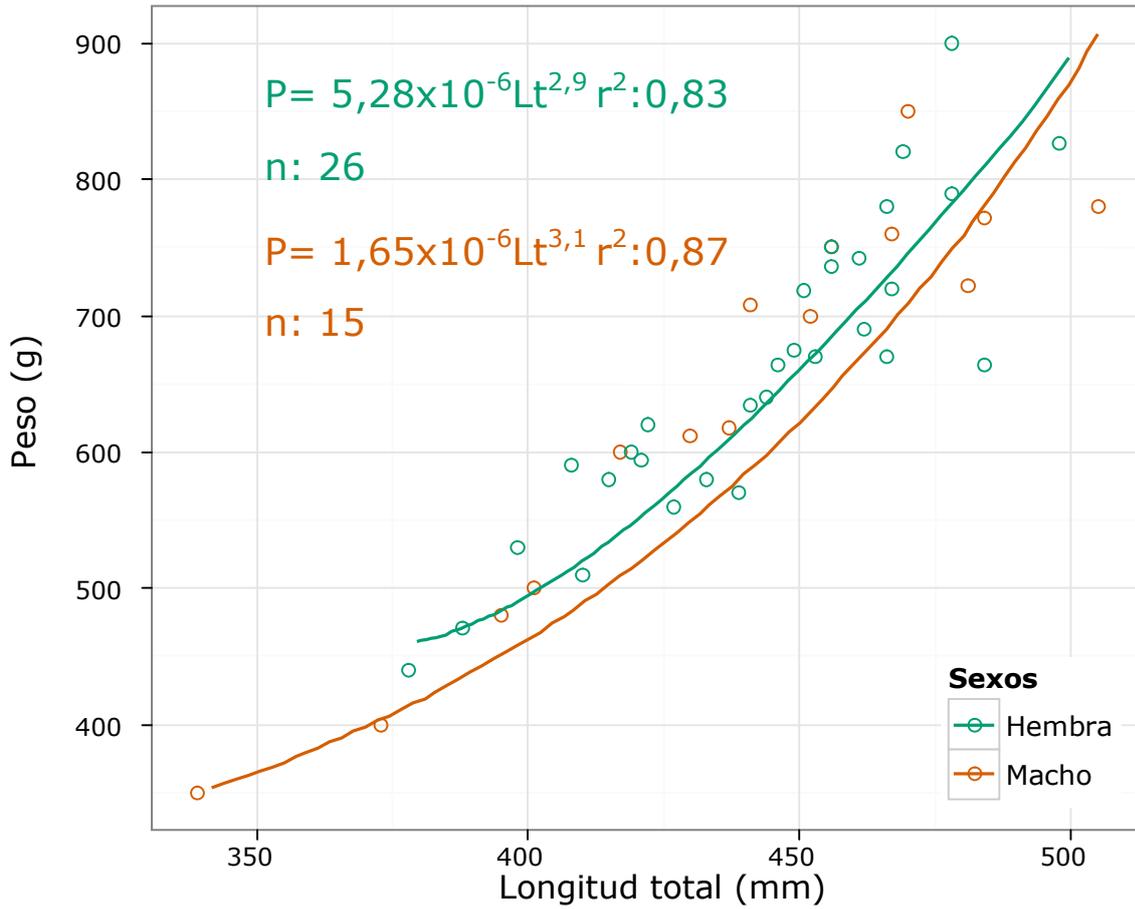
Las relaciones talla-peso entre sexos, dentro de cada una de las estaciones del año consideradas, no mostraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) (Fig. 3.4.2 y 3.4.3). En verano el crecimiento de ambos sexos fue isométrico ( $P > 0,05$ ; Figura 3.4.2) mientras que en otoño fue alométrico negativo para los machos ( $P < 0,05$ ) e isométrico para las hembras ( $P > 0,05$ ; Figura 3.4.3). La comparación de la relación talla-peso entre estaciones mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) mostrando un crecimiento isométrico en verano ( $P > 0,05$ ), mientras que en otoño éste fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.4.4).

**Tabla 3.4.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo, durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

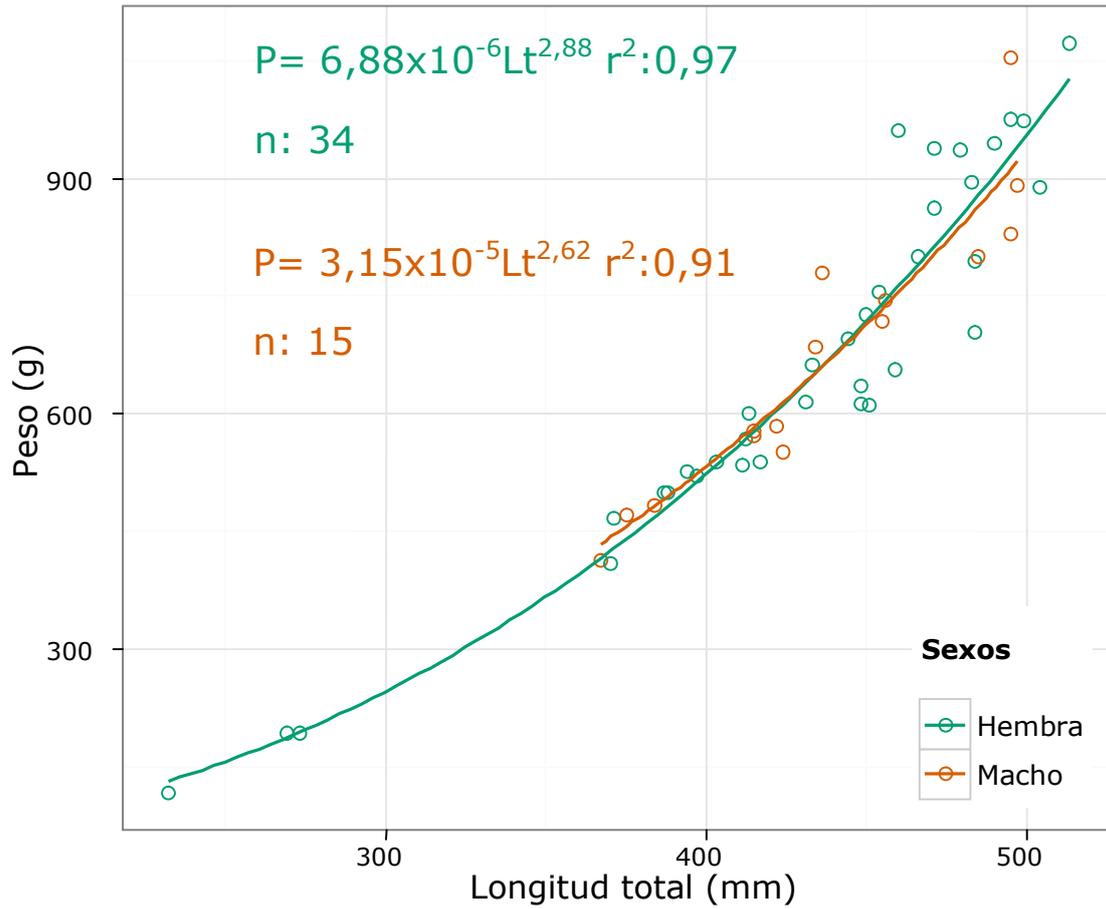
Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n: 128)			Submuestra (n: 90)		
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n
Verano	Los Pocitos	434 $\pm$ 37,6	339-505	25 a	434 $\pm$ 37,6	339-505	25
	San Blas	452,8 $\pm$ 26,6	395-498	16 a	452,8 $\pm$ 26,6	395-498	16
Otoño	Los Pocitos	440,2 $\pm$ 40,3	367-504	37 a	440,2 $\pm$ 40,3	367-504	37
	Ría	373,1 $\pm$ 100,9	232-513	6 a	373,1 $\pm$ 100,9	232-513	6
Invierno	San Blas	444,4 $\pm$ 42,3	387-495	7 a	444,4 $\pm$ 42,3	387-495	6
	Los Pocitos						
Primavera	Ría						
	San Blas	392 $\pm$ 110,3	314-470	2 a			
Primavera	Los Pocitos	422,7 $\pm$ 34,3	380-470	11 a			
	Ría	425,8 $\pm$ 73,6	270-490	11 a			
	San Blas	424,5 $\pm$ 48,7	360-510	20 a			



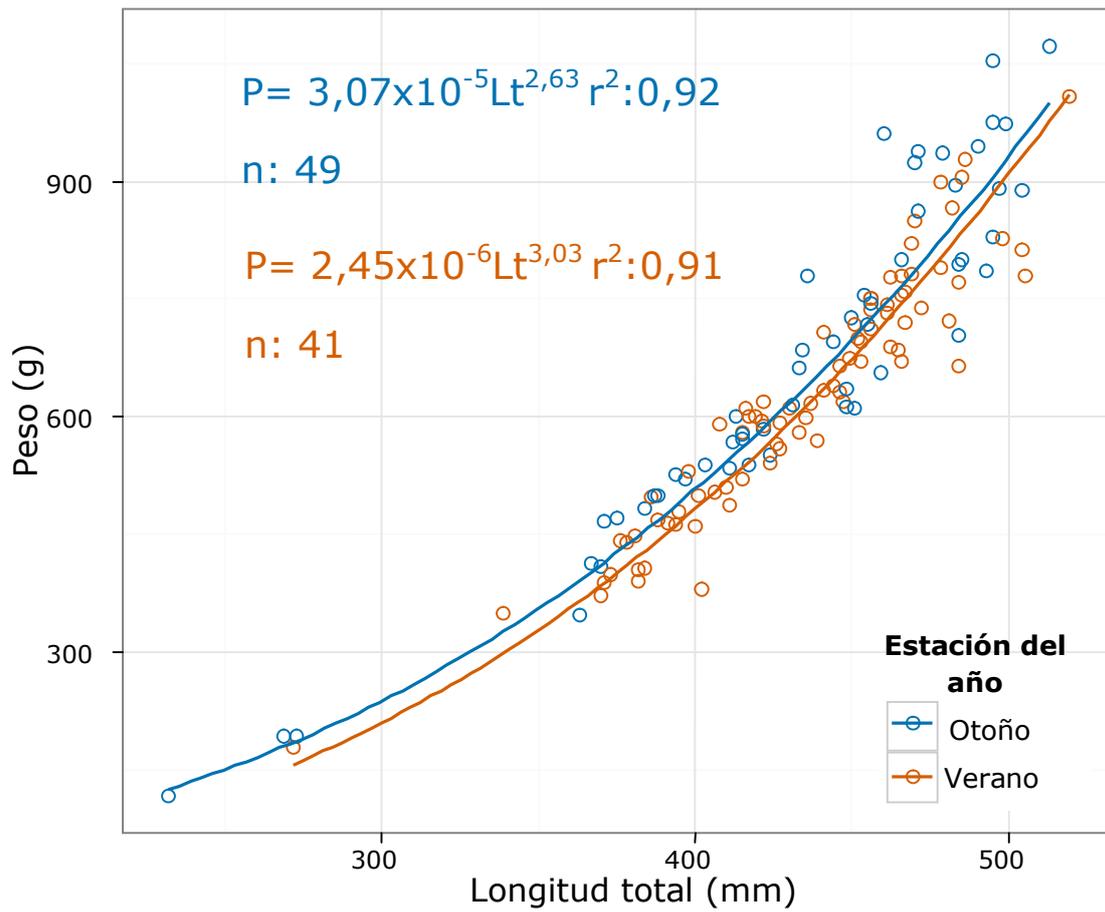
**Figura 3.4.1:** Distribución de tallas de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada.



**Figura 3.4.2:** Relación talla-peso por sexo de *Cynoscion guatucupa* capturados en el verano de 2008 en Bahía Anegada.



**Figura 3.4.3:** Relación talla-peso por sexo de *Cynoscion guatucupa* capturados en el otoño de 2008 en Bahía Anegada.

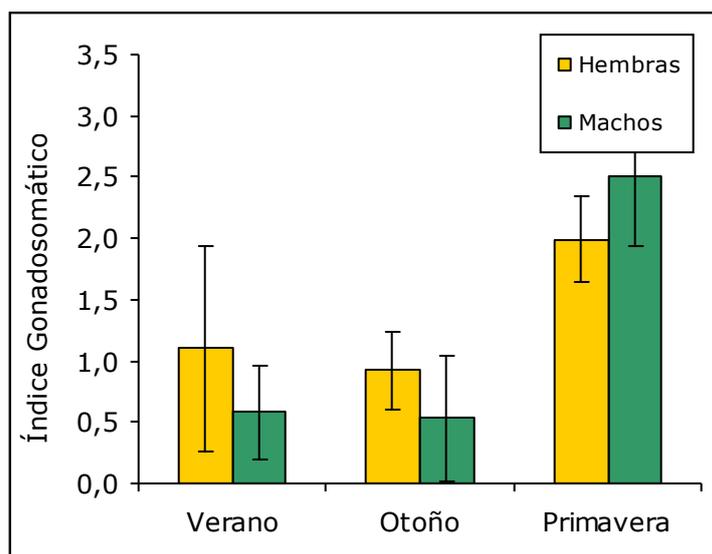


**Figura 3.4.4:** Relación talla-peso de *Cynoscion guatucupa* por estación del año en Bahía Anegada durante Febrero-Noviembre de 2008.

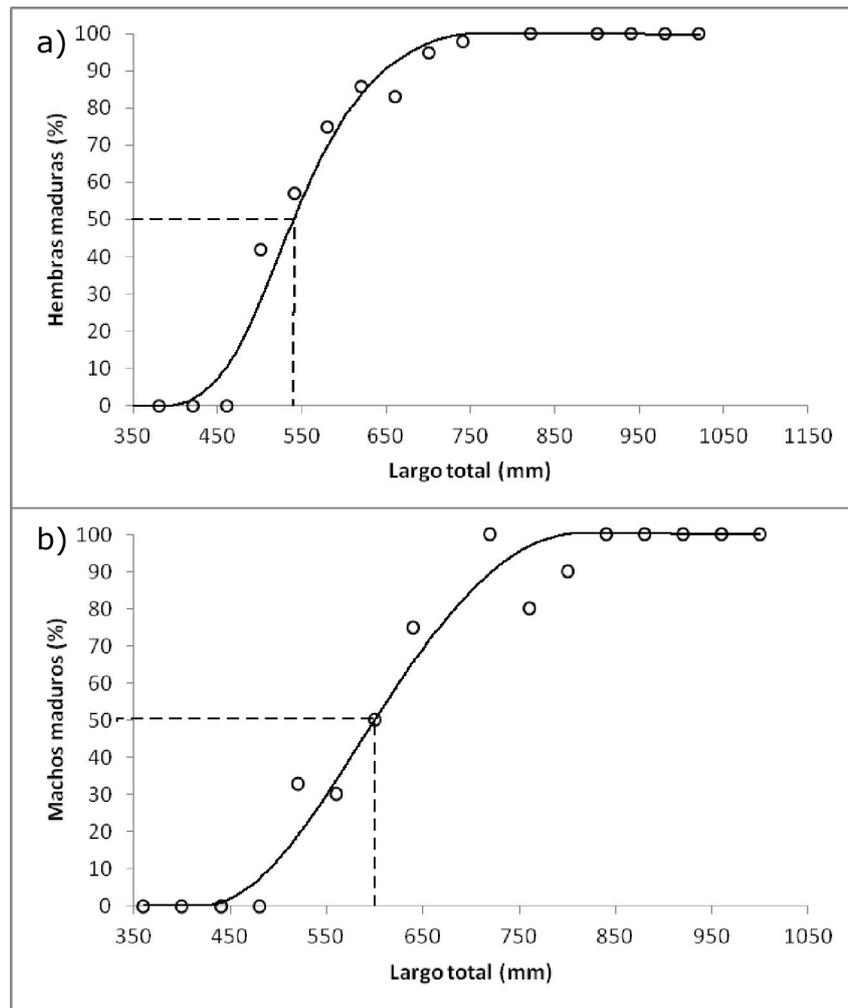
### 3.4.2 Aspectos reproductivos

El índice gonadosomático (IGS) medio de *C. guatucupa* presentó diferencias estacionales en ambos sexos. Los mayores valores se registraron en primavera y los menores en otoño (Figura 3.4.5). El  $L_{50}$  calculado en base al IGS, para hembras y machos fue de 447,5 y 423,3 mm Lt respectivamente. La  $L_{50}$  calculada en base a los porcentajes de madurez, para hembras y machos fue de 532,4 y 578,4 mm Lt respectivamente (Figura 3.4.6). Las  $L_{50}$  no presentaron diferencias significativas entre sexos ( $P > 0,05$ ) para cada uno de los métodos empleados, mientras que entre métodos las estimaciones de  $L_{50}$  de cada sexo fueron significativamente distintas ( $P < 0,05$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la época de puesta de esta especie en Bahía Anegada ocurriría hacia fines de primavera en hembras de más de 447,5 mm de Lt.



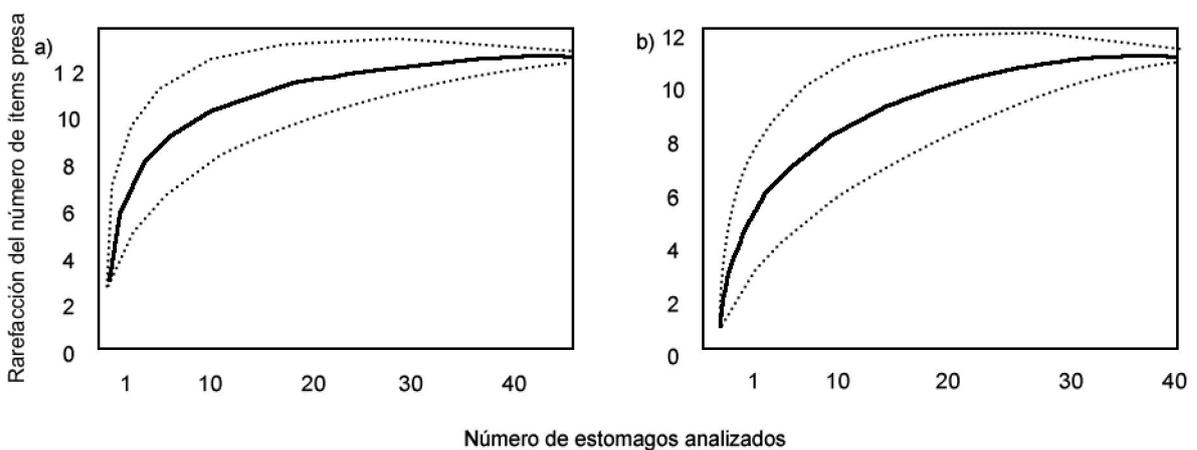
**Figura 3.4.5:** Índice gonadosomático promedio de hembras y machos de *Cynoscion guatucupa* de Bahía Anegada por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.4.6:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para a) hembras y b) machos de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

### 3.4.3 Ecología trófica

Se analizaron 89 estómagos de *C. guatucupa*, 41 de los cuales correspondieron al verano y 47 al otoño, de los cuales 12 (13,5%, 3 en verano y 9 en otoño) resultaron vacíos. El número mínimo de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie fue 30, por lo que las muestras obtenidas fueron suficientes (Figura 3.4.7).



**Figura 3.4.7:** Curvas de acumulación de presas de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada para verano (a) y otoño (b) durante el período Febrero- Noviembre 2008.

### 3.4.3.1 Análisis de la estructura dietaria

La riqueza, diversidad y uniformidad de especies presa de *C. guatucupa* fue mayor en otoño y menor en verano (Tabla 3.4.2).

La dieta de esta especie estuvo compuesta mayormente por peces y crustáceos decápodos (Tabla 3.4.3). La comparación de la estructura dietaria de *C. guatucupa* entre estaciones mostró diferencias significativas ( $P < 0,01$ ). En verano, los peces fueron el ítem más importante. Dentro de éstos, los clupeidos (*Brevoortia aurea* y *Ramnogaster arcuata*) fueron los principales ítem consumidos. En otoño, la dieta consistió principalmente en crustáceos decápodos (*Artemesia longinaris* y *Peisos petrunkevitchi*) y seguido por peces (Tabla 3.4.4)

**Tabla 3.4.2:** Riqueza, Diversidad y Uniformidad de la dieta de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada según estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.

Estación del año	Riqueza	Diversidad	Uniformidad	n
Verano	11	3,92	0,36	41
Otoño	13	7,77	0,60	47

**Tabla 3.4.3:** Composición total de la dieta de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

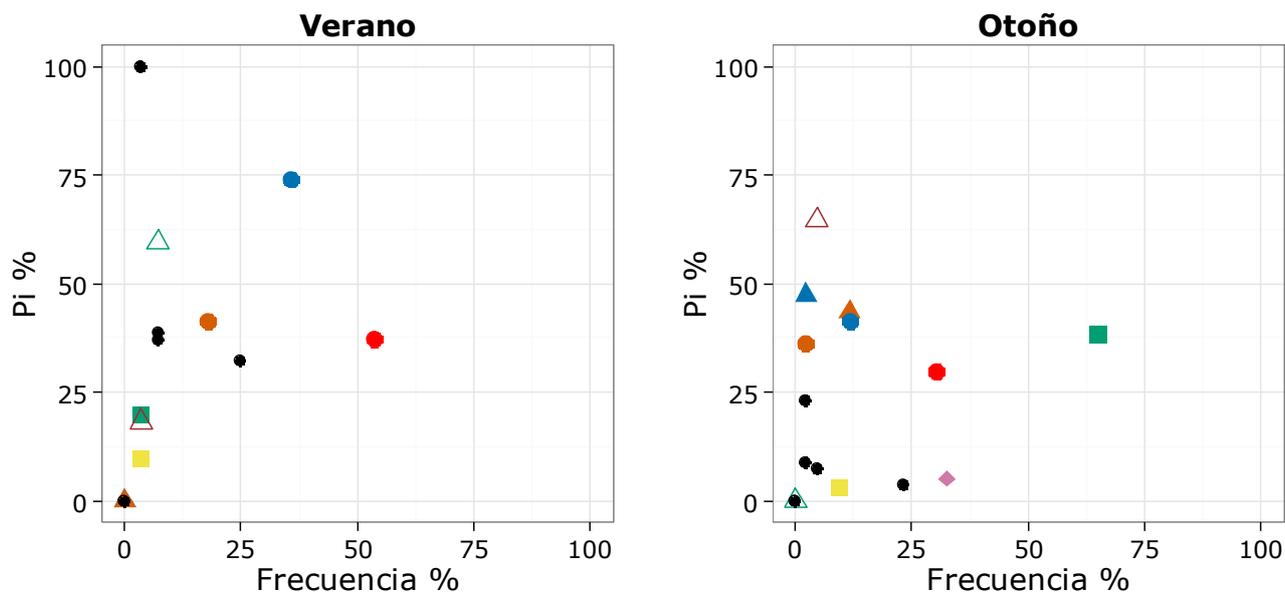
Estacion del año	Total (n:76)			
	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>				
<b>Isopoda</b>	<b>16,90</b>	<b>7,81</b>	<b>0,97</b>	<b>1,43</b>
<i>Cirolana sp.</i>	16,90	7,81	0,97	3,30
<b>Stomatopoda</b>	<b>1,41</b>	<b>0,63</b>	<b>1,09</b>	<b>0,02</b>
<i>Heterosquilla sp.</i>	1,41	0,63	1,09	0,05
<b>Decapoda</b>	<b>53,52</b>	<b>37,81</b>	<b>14,35</b>	<b>26,91</b>
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	19,72	17,19	1,06	7,99
<i>Artemesia longinaris</i>	40,85	15,31	11,69	24,50
<i>Pleoticus muelleri</i>	7,04	4,69	1,20	0,92
Crustaceos sin identificar	1,41	0,63	0,40	0,03
<b>ANELIDA</b>				
<b>Polychaeta</b>	<b>4,23</b>	<b>2,19</b>	<b>3,78</b>	<b>0,24</b>
Phyllodocidae	4,23	2,19	3,78	0,56
<b>MOLLUSCA</b>				
<b>Cephalopoda</b>	<b>2,82</b>	<b>0,94</b>	<b>1,07</b>	<b>0,05</b>
<i>Loligo gahi</i>	2,82	0,94	1,07	0,13
<b>Bivalvia</b>	<b>9,86</b>	<b>3,13</b>	<b>1,94</b>	<b>0,48</b>
<i>Lasaea sp.</i>	9,86	3,13	1,94	1,11
<b>VERTEBRATA</b>				
<b>Osteichthyes</b>	<b>59,15</b>	<b>47,48</b>	<b>76,79</b>	<b>70,85</b>
<i>Brevoortia aurea</i>	8,45	7,50	8,76	3,05
<i>Ramnogaster arcuata</i>	21,13	13,44	25,16	18,11
<i>Cynoscion guatucupa</i>	7,04	1,88	11,18	2,04
<i>Odontesthes sp.</i>	1,41	1,54	6,73	0,26
<i>Odontesthes incisa</i>	5,63	2,19	3,35	0,69
Peces no identificados	39,44	20,94	21,61	37,26

**Tabla 3.4.4:** Composición de la dieta de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada en el verano y otoño de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Estacion del año	Verano (n:38)				Otoño (n:38)			
	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>								
<b>Isopoda</b>	<b>7,14</b>	<b>4,94</b>	<b>2,24</b>	<b>0,40</b>	<b>23,26</b>	<b>8,91</b>	<b>0,93</b>	<b>2,11</b>
<i>Cirolana sp.</i>	7,14	4,94	2,24	0,88	23,26	8,91	0,93	4,44
<b>Stomatopoda</b>	<b>3,57</b>	<b>2,47</b>	<b>4,76</b>	<b>0,20</b>				<b>0,00</b>
<i>Heterosquilla sp.</i>	3,57	2,47	4,76	0,44				
<b>Decapoda</b>	<b>3,57</b>	<b>6,17</b>	<b>3,03</b>	<b>0,25</b>	<b>86,05</b>	<b>47,77</b>	<b>17,94</b>	<b>52,20</b>
<i>Peisos petrunkevitchi</i>					32,56	22,27	1,34	14,91
<i>Artemesia longinaris</i>	3,57	2,47	1,61	0,25	65,12	19,43	14,64	43,04
<i>Pleoticus muelleri</i>	3,57	3,70	1,42	0,31	9,30	5,26	1,47	1,21
Crustaceos sin identificar					2,33	0,81	0,50	0,06
<b>ANELIDA</b>								
<b>Polychaeta</b>	<b>3,57</b>	<b>2,47</b>	<b>1,84</b>	<b>0,12</b>	<b>4,65</b>	<b>2,43</b>	<b>4,59</b>	<b>0,30</b>
Phyllodocidae	3,57	2,47	1,84	0,26	4,65	2,43	4,59	0,63
<b>MOLLUSCA</b>								
<b>Cephalopoda</b>	<b>7,14</b>	<b>3,70</b>	<b>4,66</b>	<b>0,46</b>				
<i>Loligo gahi</i>	7,14	3,70	4,66	1,02				
<b>Bivalvia</b>	<b>25,00</b>	<b>12,35</b>	<b>8,45</b>	<b>4,01</b>				
<i>Lasaea sp.</i>	25,00	12,35	8,45	8,89				
<b>VERTEBRATA</b>								
<b>Osteichthyes</b>	<b>85,71</b>	<b>67,90</b>	<b>75,01</b>	<b>94,56</b>	<b>41,86</b>	<b>40,89</b>	<b>76,54</b>	<b>45,38</b>
<i>Brevoortia aurea</i>	17,86	17,28	10,54	8,50	2,33	4,45	8,35	0,58
<i>Ramnogaster arcuata</i>	35,71	13,58	33,34	28,66	11,63	13,36	22,42	8,07
<i>Cynoscion guatucupa</i>					11,63	2,43	14,10	3,73
<i>Odontesthes sp.</i>					4,66	2,02	8,50	0,48
<i>Odontesthes incisa</i>	7,14	6,17	8,52	1,80	4,65	1,21	2,11	0,30
Peces no identificados	53,57	30,86	22,61	48,99	30,23	17,41	21,06	22,56

### 3.4.3.2 Análisis de la estrategia alimentaria

La estrategia alimentaria de *C. guatucupa* presentó características oportunistas (Figura 3.4.8). Se observó una leve especialización en peces en verano, siendo *Ramnogaster arcuata* el más específicamente consumido. Los peces no identificados estuvieron presentes en más del 50% de los individuos muestreados en esta estación. En otoño, los crustáceos presentaron porcentajes de abundancia relativa ( $P_i$  %) y frecuencias más altas que en verano, principalmente *Artemesia longinaris*, que fue consumida con una frecuencia superior al 60% y un  $P_i$ % de aproximadamente 40% en esta estación del año (Figura 3.4.8).



**Figura 3.4.8:** Estrategia alimentaria de *Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008 (Pi%: abundancia presa específica por ciento. Ítems presa: *Artemesia longinaris* (■), *Brevortia aurea* (●), *Cynoscion guatucupa* (▲), *Loligo gahi* (△) *Odonthestes sp.* (▲), Peces no identificados (●), *Peisos petrunkevitchi* (+), *Phyllodocidae* (△), *Pleoticus murelli* (■), *Ramnogaster arcuata* (●), otros ítems (●).

## **3.5 Biología del pejerrey, *Odontesthes argentinensis***

### **3.5.1 Parámetros poblacionales**

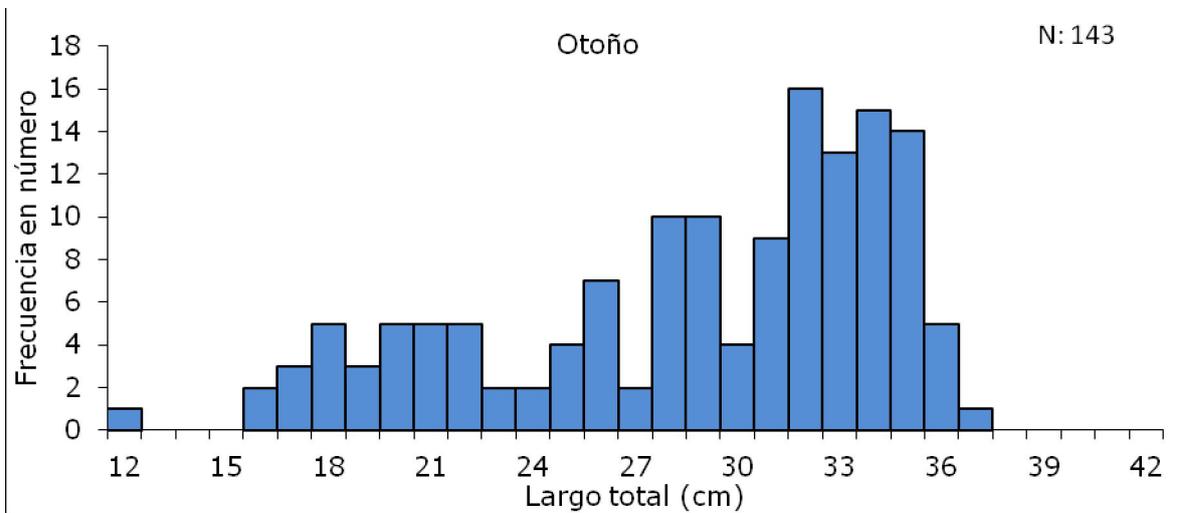
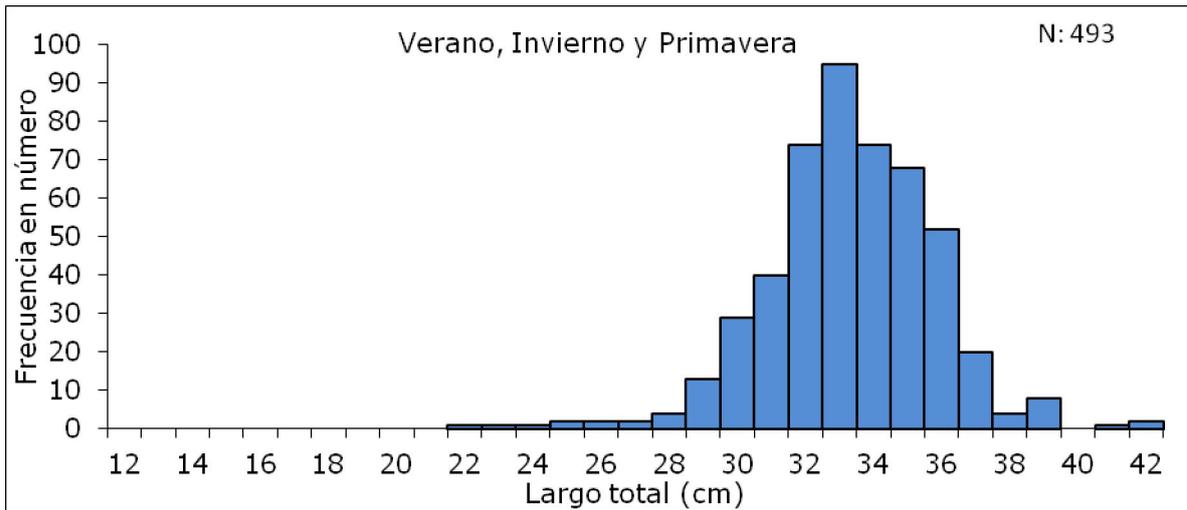
Se capturaron 636 individuos de *O. argentinensis*, con un rango de talla de 120 a 420 mm de Lt y una media de 325,8 mm ( $\pm 47,16$ ).

Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ) y sí entre estaciones ( $P < 0,05$ ) (Tabla 3.5.1). Se observaron dos modas en la distribución de tallas de esta especie, una mayor a los 33-35 cm, la cual se observa en todas las estaciones, y una menor, entre los 18 y los 22 cm que fue registrada en otoño (Figura 3.5.1).

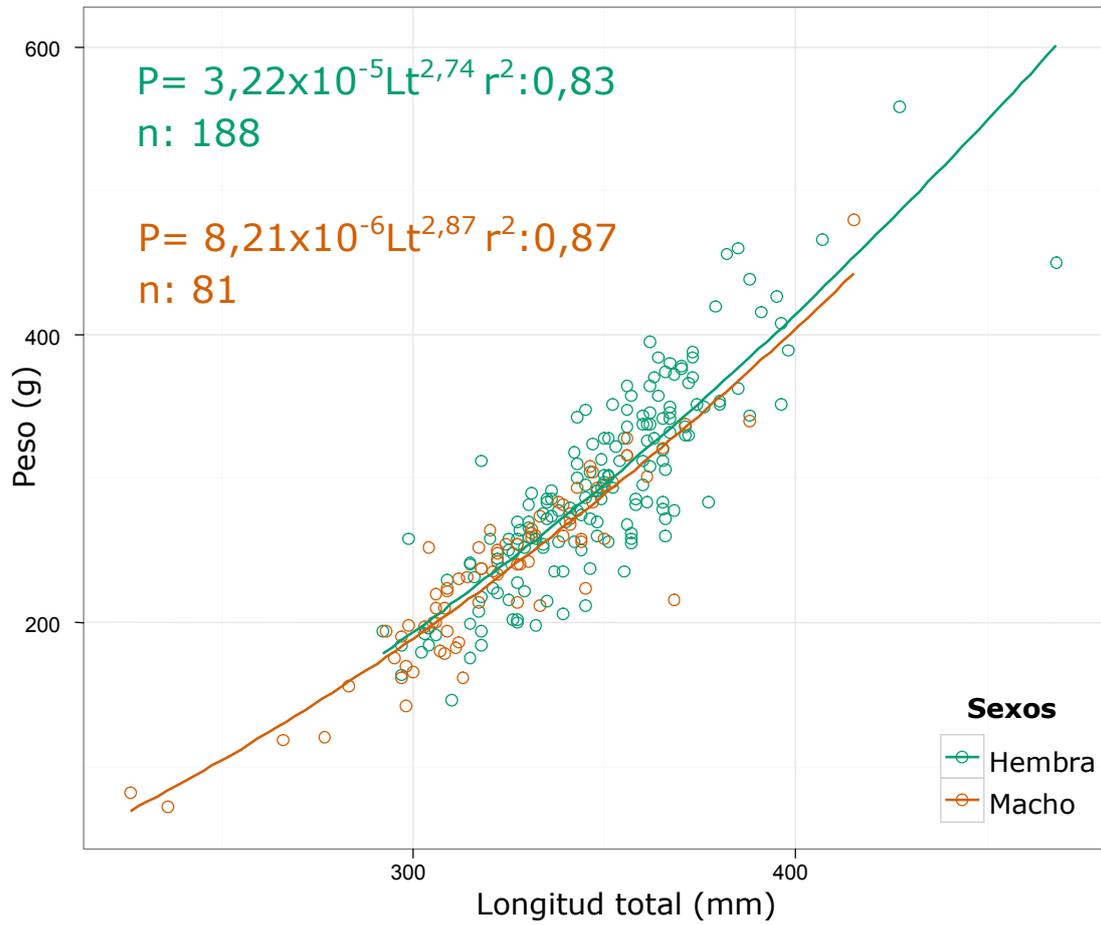
La relación talla-peso entre sexos, en cada una de las estaciones del año consideradas, no presentaron diferencias ( $P > 0,1$ ) (Fig. 3.5.2 y 3.5.3). En otoño el crecimiento de ambos sexos fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.5.2) mientras que para el resto de las estaciones del año fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.5.3). La comparación de la relación talla-peso para la población total entre estaciones mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ), hallándose en otoño un crecimiento alométrico positivo ( $P < 0,05$ ), mientras que para el resto de las estaciones del año este fue isométrico ( $P < 0,05$ ; Figura 3.5.4).

**Tabla 3.5.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Odontesthes argentinensis* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

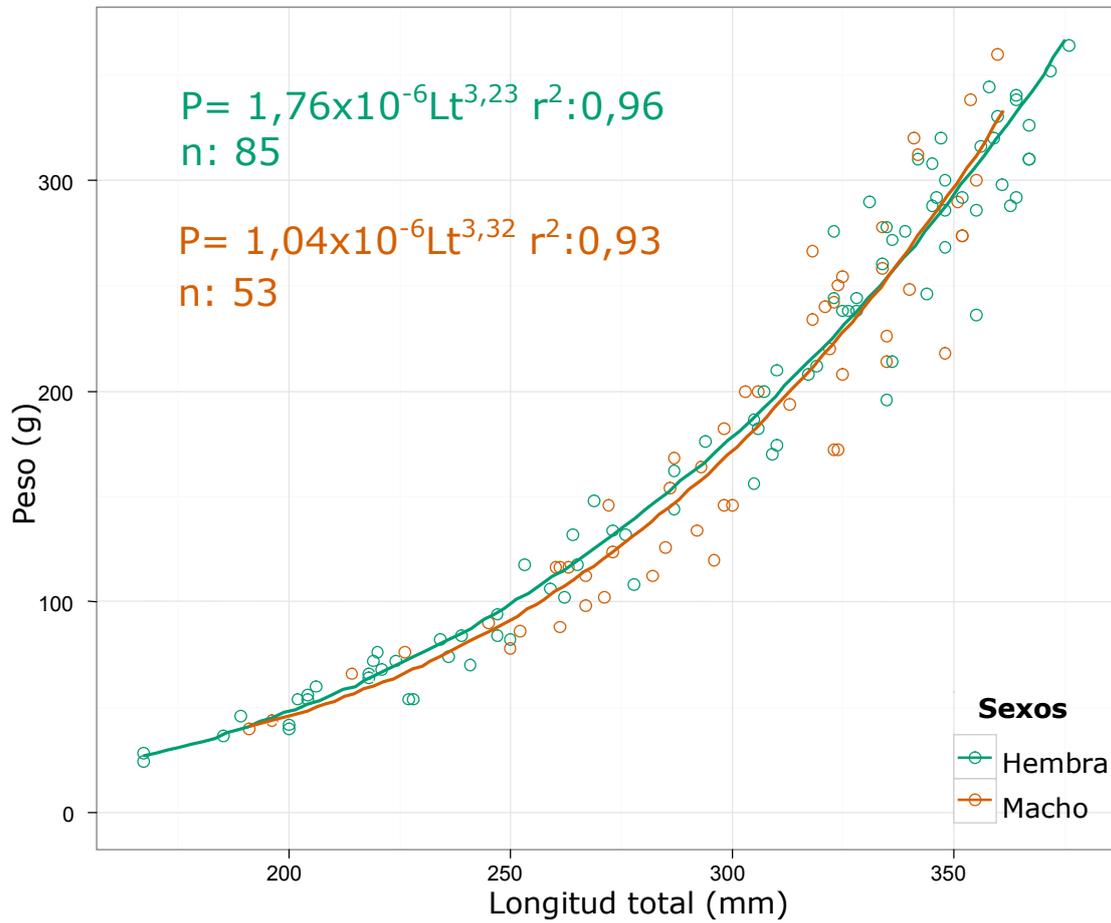
Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n: 636)			Submuestra (n: 414)			
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n	
Verano	Los Pocitos	338,6 $\pm$ 31,9	270-370	15	a	338,7 $\pm$ 18,8	312-370	12
	San Blas	344 $\pm$ 33,5	280-380	15	a	345,1 $\pm$ 25,4	283-374	12
Otoño	Los Pocitos	330,8 $\pm$ 18,7	305-364	24	b	330,8 $\pm$ 18,7	305-364	24
	Ría	288,2 $\pm$ 140,3	120-360	41	b	288,2 $\pm$ 140,3	120-360	41
	San Blas	291 $\pm$ 52,8	173-376	78	b	291 $\pm$ 52,8	173-376	78
Invierno	Los Pocitos	330 $\pm$ 34,7	280-391	237	a	337,4 $\pm$ 26	292-391	85
	Ría	326,6 $\pm$ 44,1	240-390	74	a	336,4 $\pm$ 55,28	246-390	51
	San Blas	319 $\pm$ 60,4	220-427	139	a	345,8 $\pm$ 29	236-427	98
Primavera	Los Pocitos	341,7 $\pm$ 25,3	306-362	4	a	341,7 $\pm$ 25,3	306-362	4
	Ría	351,3 $\pm$ 29,9	300-396	9	a	351,3 $\pm$ 29,9	312-396	9
	San Blas							



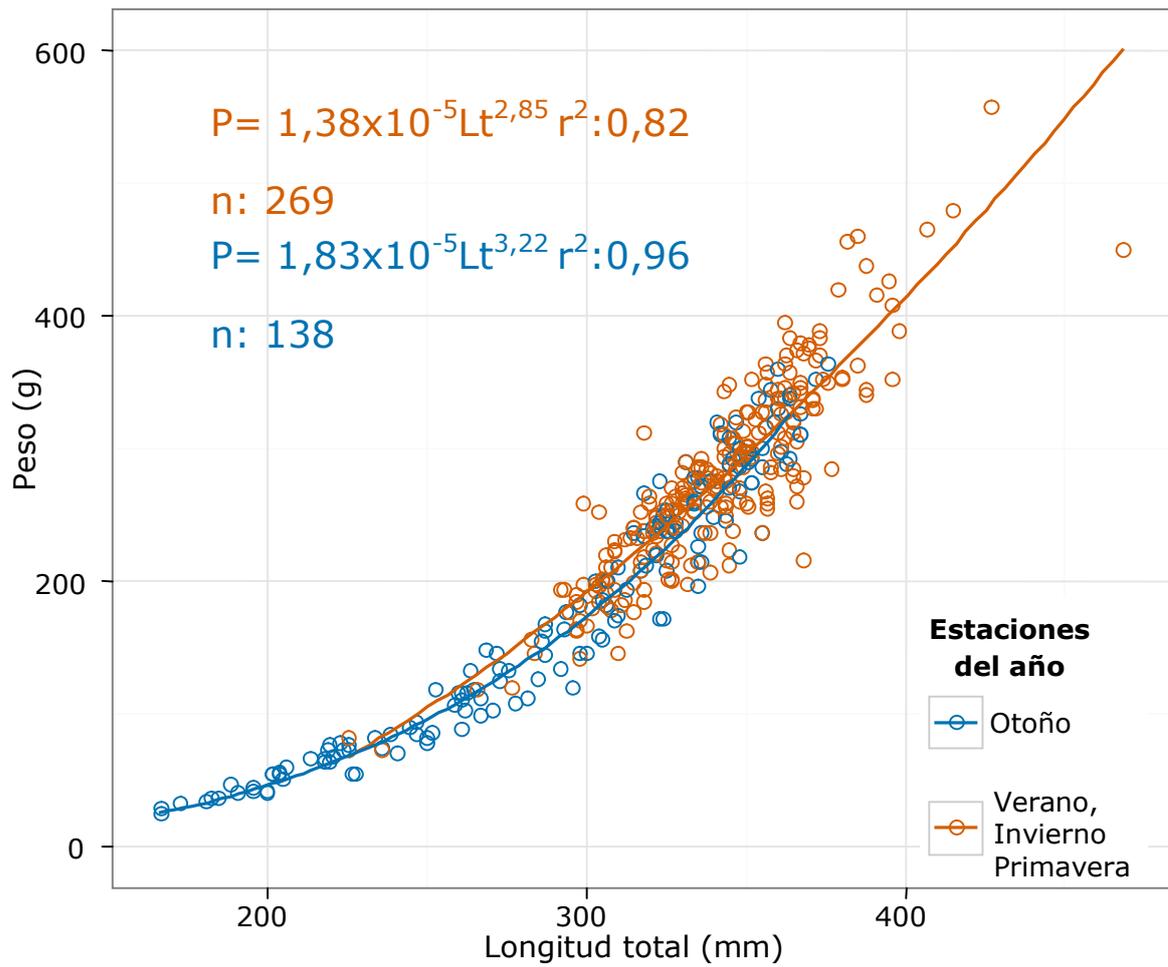
**Figura 3.5.1:** Distribución de tallas de *Odontesthes argentinensis* en Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.3.2:** Relación talla-peso por sexo de *Odontesthes argentinensis* capturados en verano, invierno y primavera de 2008 en Bahía Anegada.



**Figura 3.5.3:** Relación talla-peso por sexo de *Odontesthes argentinensis* capturados en otoño de 2008 en Bahía Anegada.

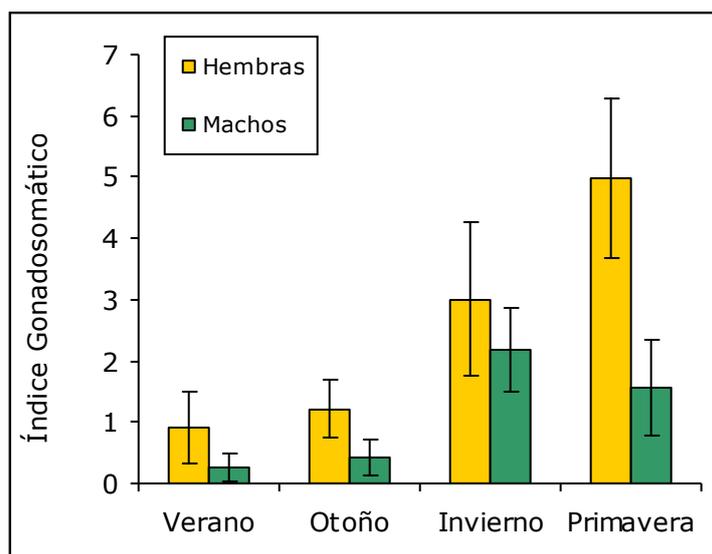


**Figura 3.5.4:** Relación talla-peso de *Odontesthes argentinensis* capturados en Bahía Anegada por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.

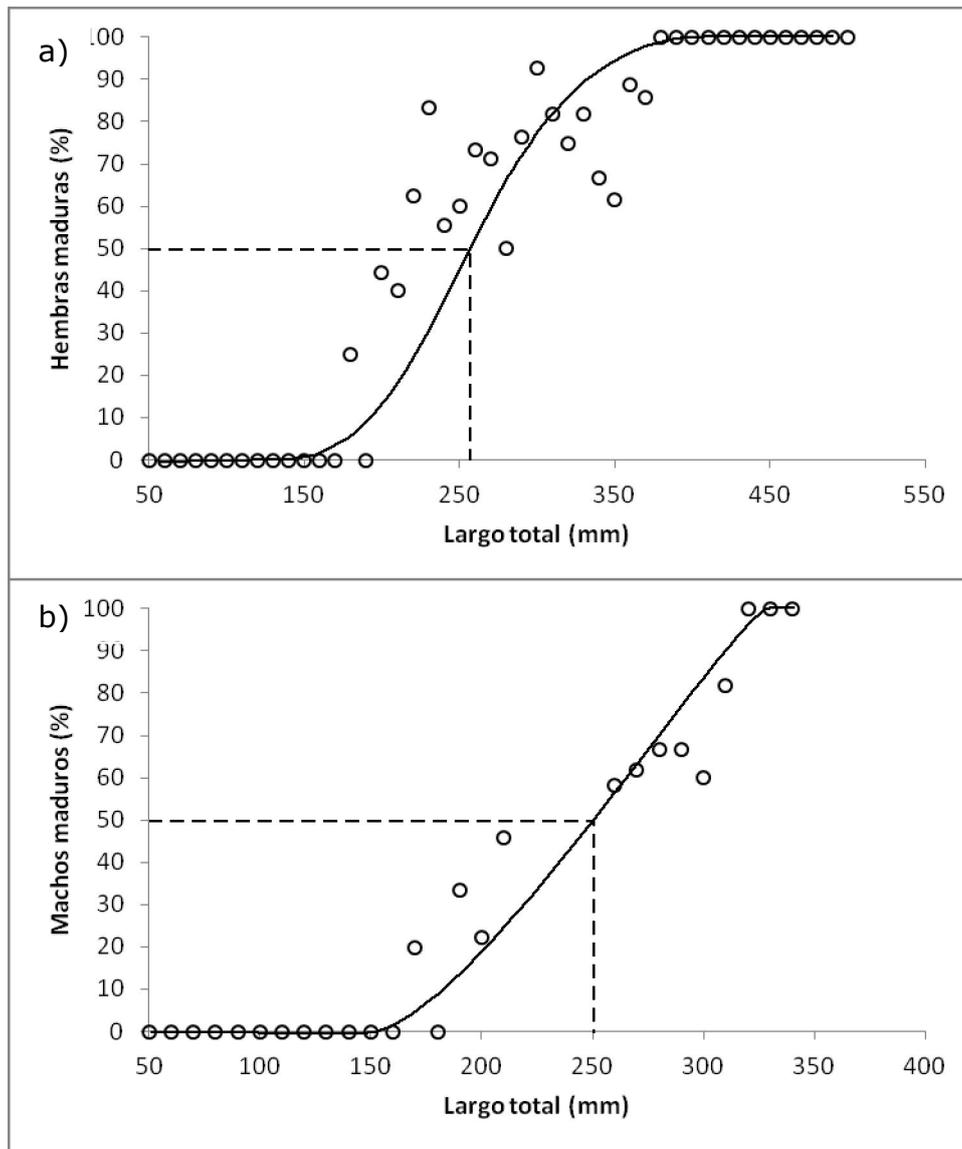
### 3.5.2 Aspectos reproductivos

El índice gonadosomático (IGS) medio de *O. argentinensis* presentó diferencias estacionales en ambos sexos. El IGS medio para las hembras presentó una tendencia creciente desde el valor más bajo en verano al más elevado en la primavera. Los machos de esta especie mostraron valores de IGS medio más alto en el invierno y la primavera, y más bajos en otoño y verano (Figura 3.5.5). La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS, para hembras y machos fue de 327,1 y 281,9 mm Lt respectivamente. La  $L_{50}$  calculada en base a los porcentajes de madurez, para hembras y machos fue de 260,4 y 250,3 mm Lt respectivamente (Figura 3.5.6). Las  $L_{50}$  no presentaron diferencias significativas entre sexos ( $P > 0,05$ ) para cada uno de los métodos empleados. Entre métodos, las estimaciones de  $L_{50}$  de las hembras fueron significativamente distintas ( $P < 0,05$ ), no siendo así para los machos ( $P > 0,05$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la época de puesta de esta especie en Bahía Anegada ocurriría hacia fines de primavera en hembras de más de 327,1 mm de Lt.



**Figura 3.5.5:** Índice gonadosomático promedio de hembras y machos de *Odontesthes argentinensis* de Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.5.6:** Modelo logístico, ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez, para a) hembras y b) machos de *Odontesthes argentinensis* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

## **3.6 Biología del pez ángel, *Squatina guggenheim***

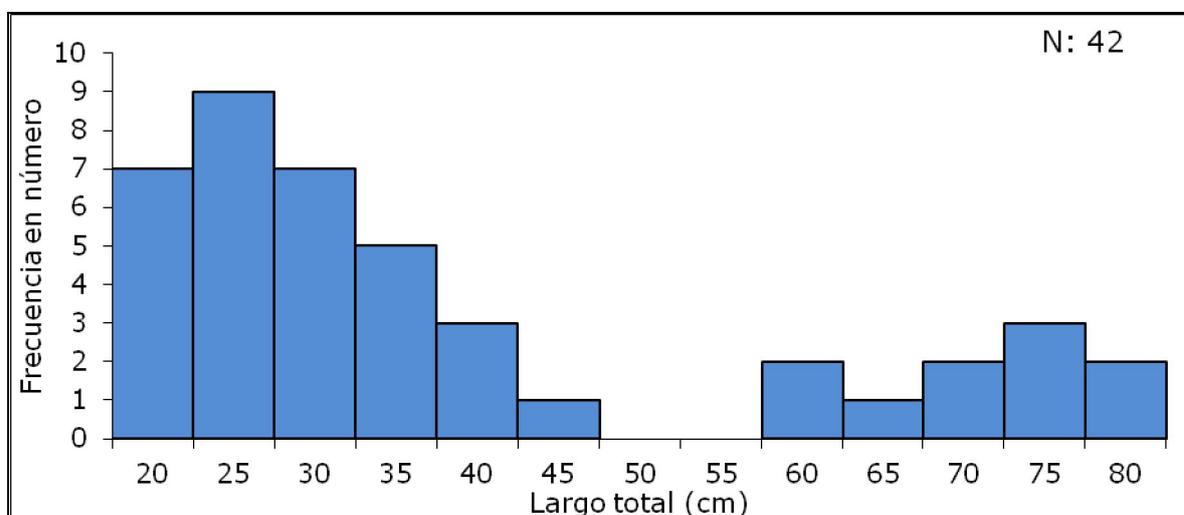
### **3.6.1 Parámetros poblacionales**

Se capturaron 42 individuos de *Squatina guggenheim*, con un rango de talla de 206 a 857 mm de Lt y una media de 395,5 mm ( $\pm 60,4$ ). Los valores medios no presentaron diferencias ni entre sitios de muestreo ni entre estaciones ( $P > 0,05$ ) (Tabla 3.6.1). En la distribución de tallas se observaron dos modas marcadas, a los 25 y a los 75 cm de Lt (Figura 3.6.1).

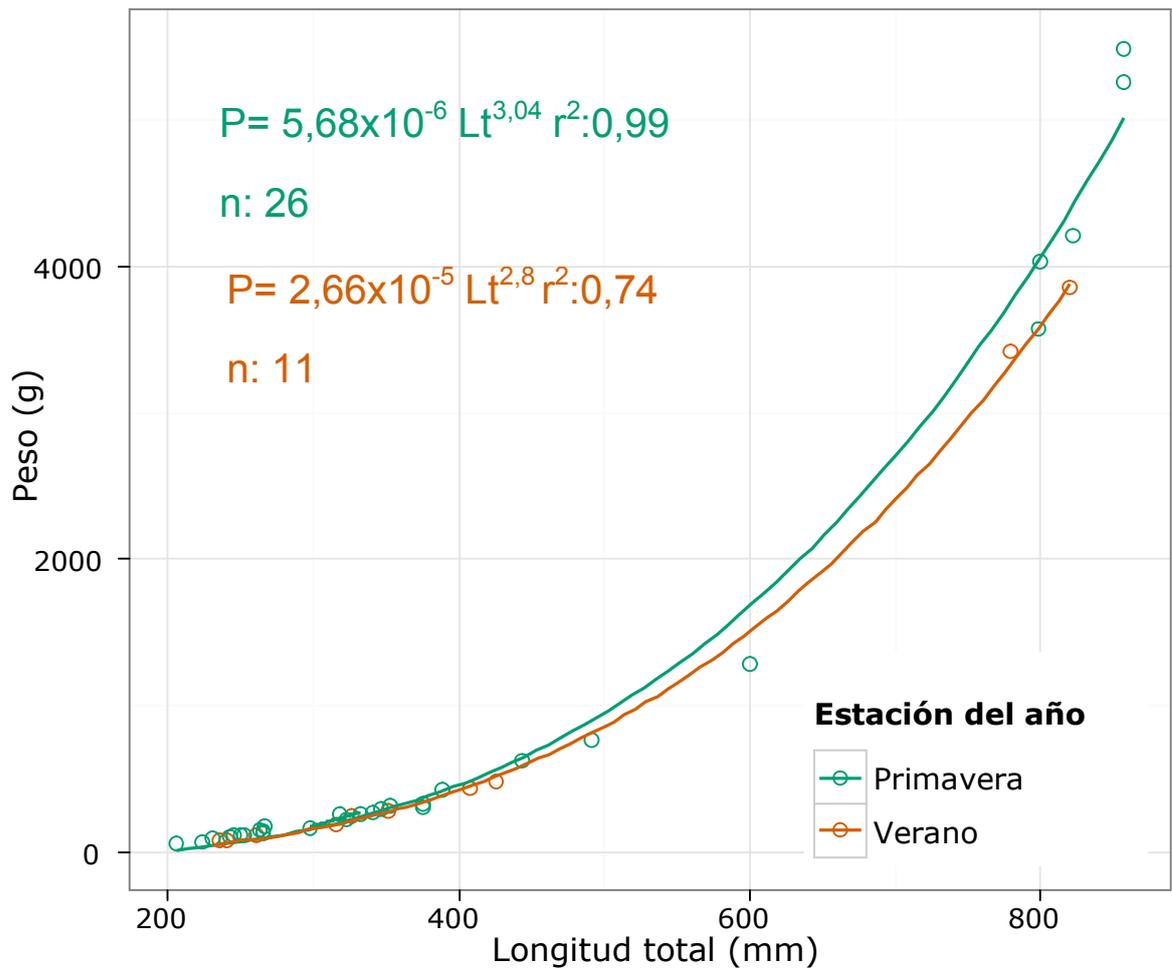
La relación talla-peso para las hembras de *S. guggenheim* presentó diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre estaciones del año. Sin embargo, tanto en primavera como en verano, el crecimiento de las mismas fue isométrico ( $P > 0,05$ ; Fig. 3.6.2). No se cuenta con machos en la submuestra de esta especie. En la interpretación de las figuras se debe tener en cuenta el bajo número de individuos capturados en verano.

**Tabla 3.6.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Squatina guggenheim* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n: 42)			Submuestra (n: 40)			
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n	
Verano	Los Pocitos	421 $\pm$ 227,1	235-810	10	a	401,2 $\pm$ 229,3	235-720	9
	San Blas	416,5 $\pm$ 13,4	407-426	2	a	416,5 $\pm$ 13,4	407-426	2
Primavera	Los Pocitos	362 $\pm$ 120,2	220-710	13	a	327,2 $\pm$ 134,1	223-600	9
	Ría	468,1 $\pm$ 251,9	206-857	13	a	468,1 $\pm$ 251,9	206-857	13
	San Blas	462,5 $\pm$ 267,2	265-857	4	a	462,5 $\pm$ 267,2	265-857	4



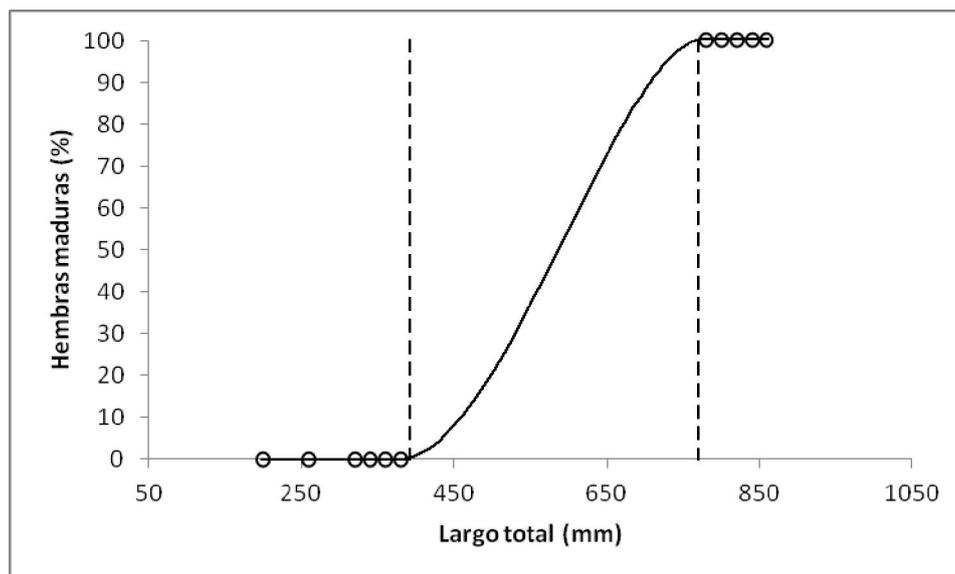
**Figura 3.6.1:** Distribución de tallas de *Squatina guggenheim* en Bahía Anegada, durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.6.2:** Relación talla-peso de *Squatina guggenheim* capturados en Bahía Anegada durante Febrero-Noviembre de 2008.

### 3.6.2 Aspectos reproductivos

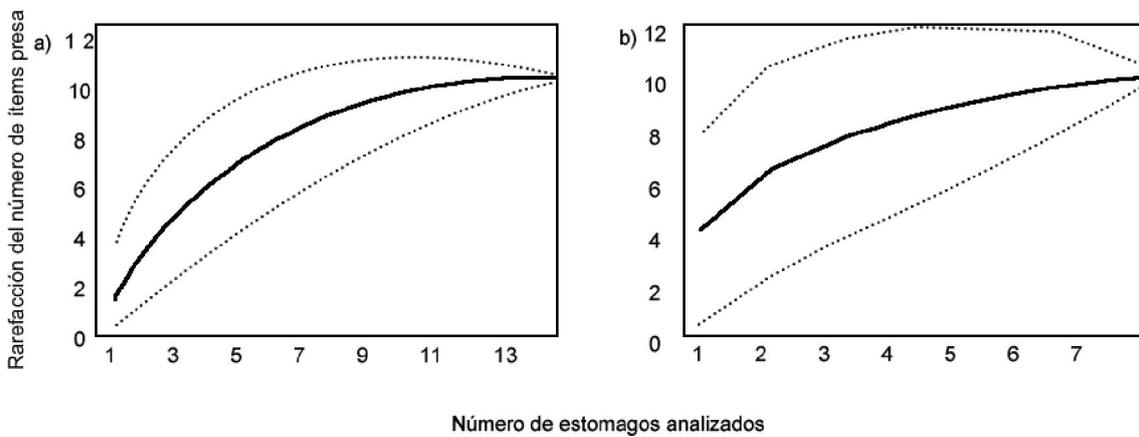
El índice gonadosomático (IGS) medio de las hembras de *S. guggenheim* durante la primavera fue de 3,57 ( $\pm 1,13$ ). La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS, para hembras fue de 739,7 mm Lt. La  $L_{50}$  en base a los porcentajes de madurez no pudo ser determinada con exactitud, dada la falta de datos entre 0 y 100% de madurez para las tallas correspondientes. Ésta se encontraría entre 384,4 (0% maduros) a 773 mm Lt (100% maduros; Figura 3.6.3).



**Figura 3.6.3:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para hembras de *Squatina guggenheim* en Bahía Anegada.

### 3.6.3 Ecología trófica

Se analizaron 22 estómagos de *S. guggenheim*, siete correspondieron al verano y 15 a primavera, de los cuales ninguno estuvo vacío. El número mínimo de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie es 12, por lo que sólo las muestras obtenidas en primavera son suficientes para realizar los análisis (Figura 3.6.4).



**Figura 3.6.4:** Curvas de acumulación de presas de *Squatina guggenheim* para primavera (a) y verano (b) en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

## Análisis de la estructura dietaria

La riqueza y diversidad de especies presa de *S. guggenheim* fue mayor en primavera y menor en verano. La uniformidad de la dieta fue similar en ambas estaciones (Tabla 3.6.2).

La dieta de *S. guggenheim* estuvo compuesta principalmente por peces y en menor medida por poliquetos (Tabla 3.6.3). En ambas estaciones los peces no identificados fueron el ítem presa más importante. *C. guatucupa* y *Odontesthes* sp. fueron las especies de peces más importantes en verano, mientras que *Odontesthes incisa* lo fue en primavera (Tabla 3.6.4). La comparación de la estructura dietaria de *S. guggenheim* entre estaciones mostró diferencias significativas ( $P < 0,01$ ).

**Tabla 3.6.2:** Riqueza, Diversidad y Uniformidad de la dieta de *Squatina guggenheim* en bahía Anegada según estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.

Estación del año	Riqueza	Diversidad	Uniformidad	n
Verano	4	3,16	0,79	7
Primavera	8	6,24	0,78	15

**Tabla 3.6.3:** Composición total de la dieta de *Squatina guggenheim* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem presa	Total (n:22)			
	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>				
<b>Decapoda</b>	<b>4,55</b>	<b>5,00</b>	<b>0,54</b>	<b>0,17</b>
<i>Pleoticus muelleri</i>	4,55	5,00	0,54	0,79
<b>ANELIDA</b>				
<b>Polychaeta</b>	<b>9,09</b>	<b>10,00</b>	<b>0,32</b>	<b>0,64</b>
Phyllodocidae	9,09	10,00	0,32	2,94
<b>MOLLUSCA</b>				
<b>Bivalvia</b>	<b>4,55</b>	<b>5,00</b>	<b>0,20</b>	<b>0,16</b>
<i>Lasaea</i> sp.	4,55	5,00	0,20	0,74
<b>VERTEBRATA</b>				
<b>Osteichthyes</b>	<b>81,81</b>	<b>80,00</b>	<b>98,46</b>	<b>99,03</b>
<i>Cynoscion guatucupa</i>	9,09	7,50	19,36	7,64
<i>Micropogonias furnieri</i>	4,55	5,00	33,47	5,47
<i>Odontesthes</i> sp.	9,09	7,50	37,52	12,80
<i>Odontesthes incisa</i>	9,09	10,00	0,64	3,02
Huevos de pez	18,18	17,50	0,21	10,07
Peces no identificados	45,45	32,50	7,26	56,53

**Tabla 3.6.4:** Composición de la dieta de *Squatina guggenheim* en Bahía Anegada en verano y primavera de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem presa	Verano (n:7)				Primavera (n:15)			
	%O	%N	%P	IRI%	%O	%N	%P	IRI%
<b>CRUSTACEA</b>								
<b>Decapoda</b>					<b>6,67</b>	<b>7,69</b>	<b>0,58</b>	<b>0,42</b>
<i>Pleoticus muelleri</i>					6,67	7,69	0,58	1,86
<b>ANELIDA</b>								
<b>Polychaeta</b>					<b>13,34</b>	<b>15,38</b>	<b>0,34</b>	<b>1,59</b>
Phyllodocidae					13,34	15,38	0,34	7,09
<b>MOLLUSCA</b>								
<b>Bivalvia</b>	<b>14,29</b>	<b>11,11</b>	<b>2,96</b>	<b>1,12</b>				
<i>Lasaea</i> sp.	14,29	11,11	2,96	2,28				
<b>VERTEBRATA</b>								
<b>Osteichthyes</b>	<b>100</b>	<b>83,33</b>	<b>93,51</b>	<b>98,88</b>	<b>73,57</b>	<b>76,92</b>	<b>98,62</b>	<b>97,99</b>
<i>Cynoscion guatucupa</i>					13,33	11,54	20,57	14,47
<i>Micropogonias furnieri</i>					6,67	7,69	35,58	9,75
<i>Odontesthes</i> sp.					13,33	11,54	39,88	23,17
<i>Odontesthes incisa</i>	14,29	16,67	8,39	4,01	6,67	7,69	0,28	1,80
Huevos de pez	42,86	27,78	3,10	15,05	6,67	11,54	0,20	2,65
Peces no identificados	57,14	38,89	82,01	78,58	40,00	26,92	2,09	39,22

## **3.7 Biología de la saraca *Brevoortia aurea***

### **3.7.1 Parámetros poblacionales**

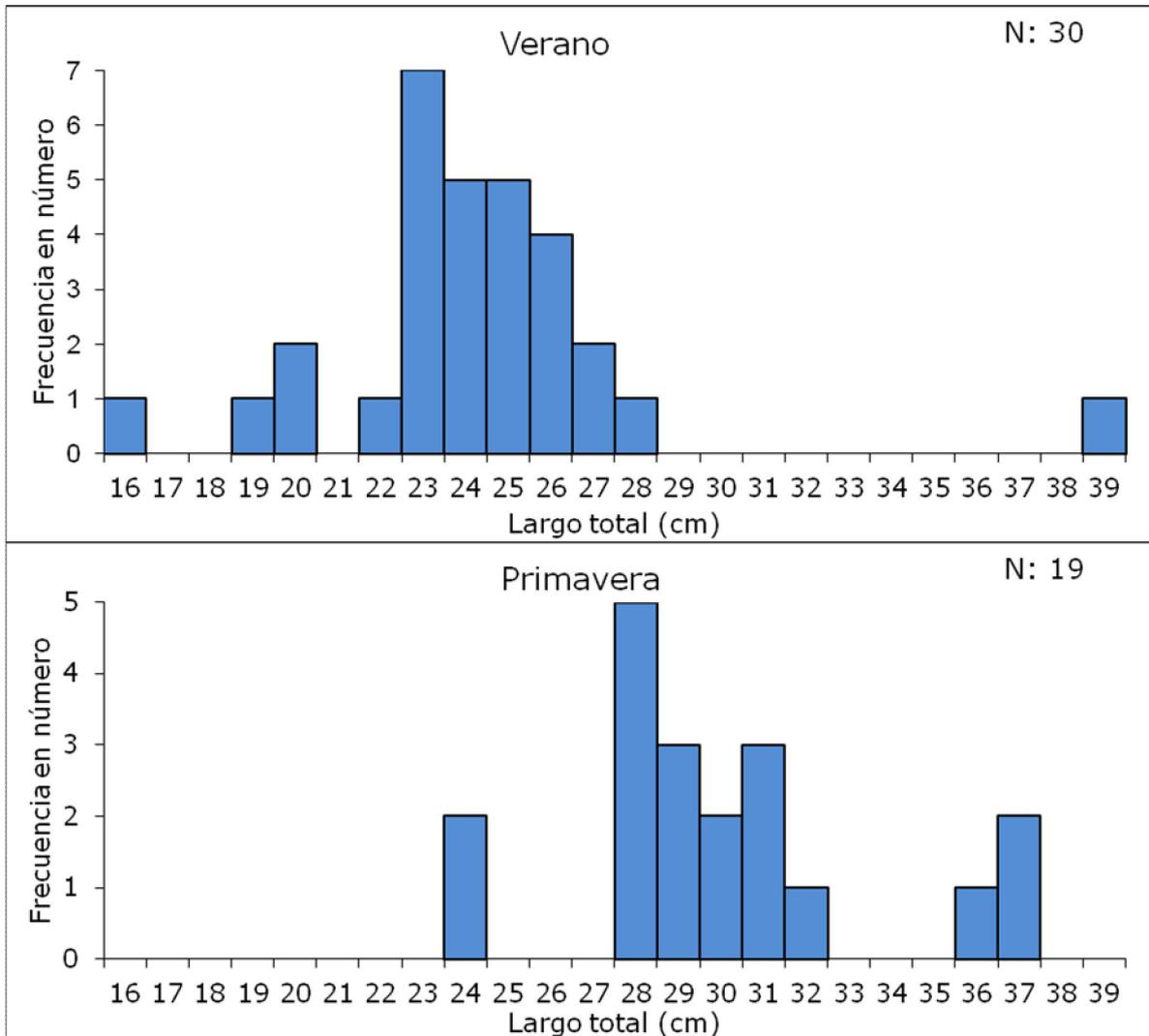
Se capturaron 49 individuos de *Brevoortia aurea*, con un rango de talla de 160 a 390 mm de Lt y una media de 260,75 mm ( $\pm 37,23$ ). Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ( $P > 0,05$ ) y sí entre estaciones ( $P < 0,05$ ; Tabla 3.7.1). En verano, la talla fue menor, con una moda a los 23 cm de Lt, mientras que en primavera la moda fue a los 28 cm de Lt (Figura 3.7.1).

La relación talla-peso entre sexos, para cada una de las estaciones del año consideradas, mostraron diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) (Fig. 3.7.2 y 3.7.3). En verano el crecimiento de las hembras fue isométrico ( $P > 0,05$ ; Figura 3.7.2) mientras que el de los machos fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.7.2). En primavera, el crecimiento de las hembras fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.7.3) mientras que el de los machos fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ; Figura 3.7.3). La comparación de la relación talla - peso, entre estaciones, para cada uno de los sexos, no mostró diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Considerando la población total, el crecimiento de las hembras fue alométrico negativo ( $P < 0,05$ ) mientras que el de los machos fue alométrico positivo ( $P < 0,05$ ;

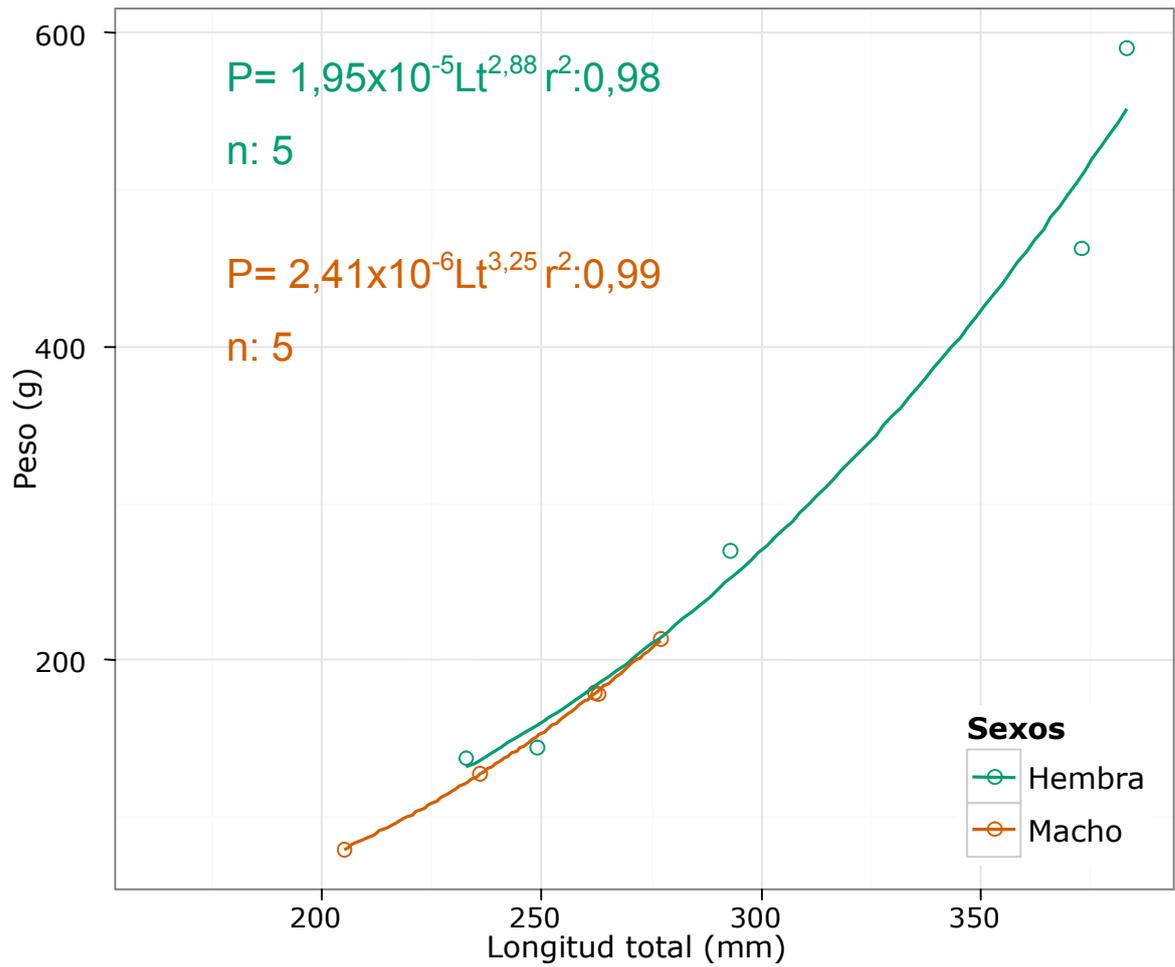
Figura 3.7.4). En la interpretación de las figuras se debe tener en cuenta el bajo número de individuos capturados.

**Tabla 3.7.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Brevoortia aurea* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

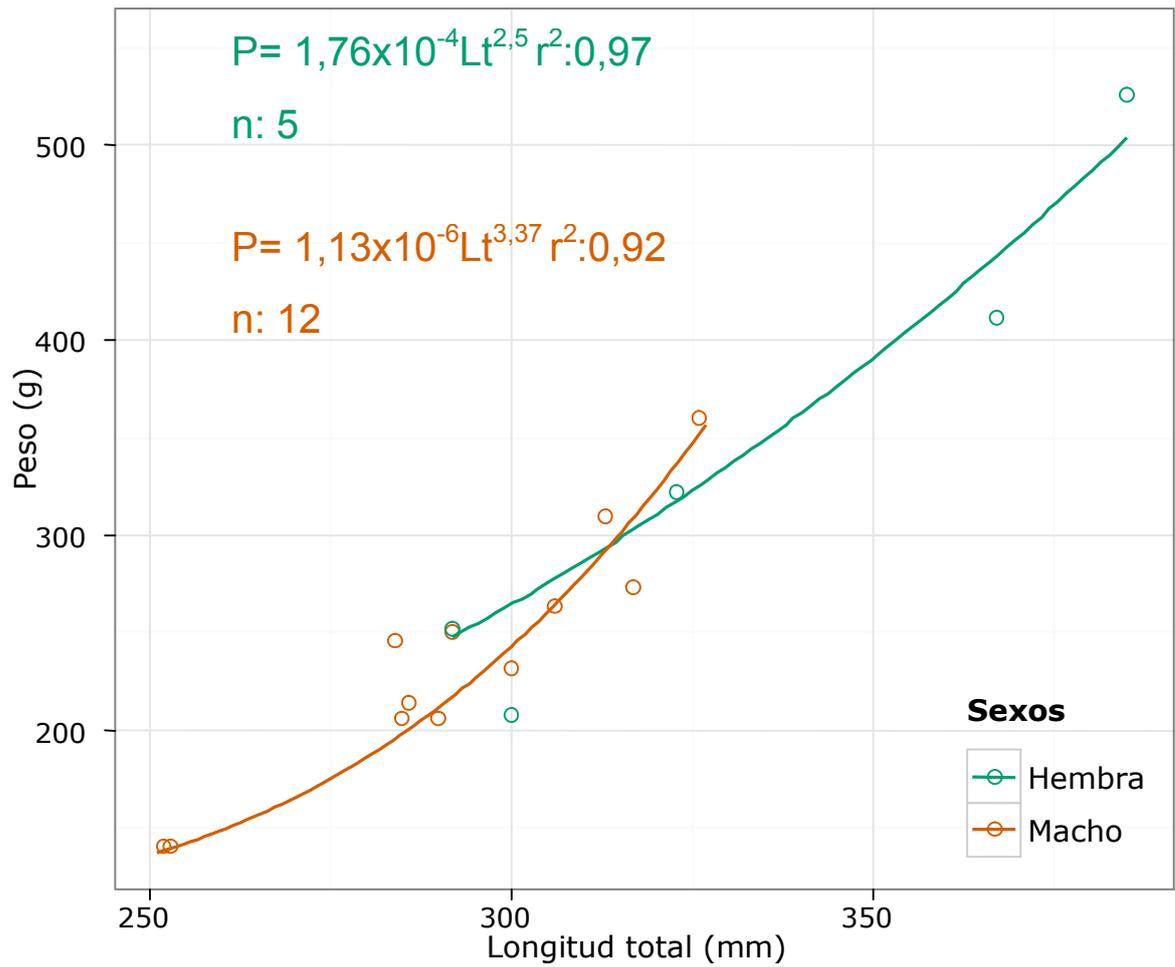
Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n:49)			Submuestra (n:34)		
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n
Verano	Los Pocitos						
	San Blas	244,1 $\pm$ 40,2	160-390	29 a	263 $\pm$ 53,8	164-383	16
Primavera	Los Pocitos						
	Ría	297 $\pm$ 9,5	290-313	6 b	297,4 $\pm$ 9,5	290-313	5
	San Blas	302,1 $\pm$ 22,2	240-370	14 b	227,6 $\pm$ 33,9	252-370	13



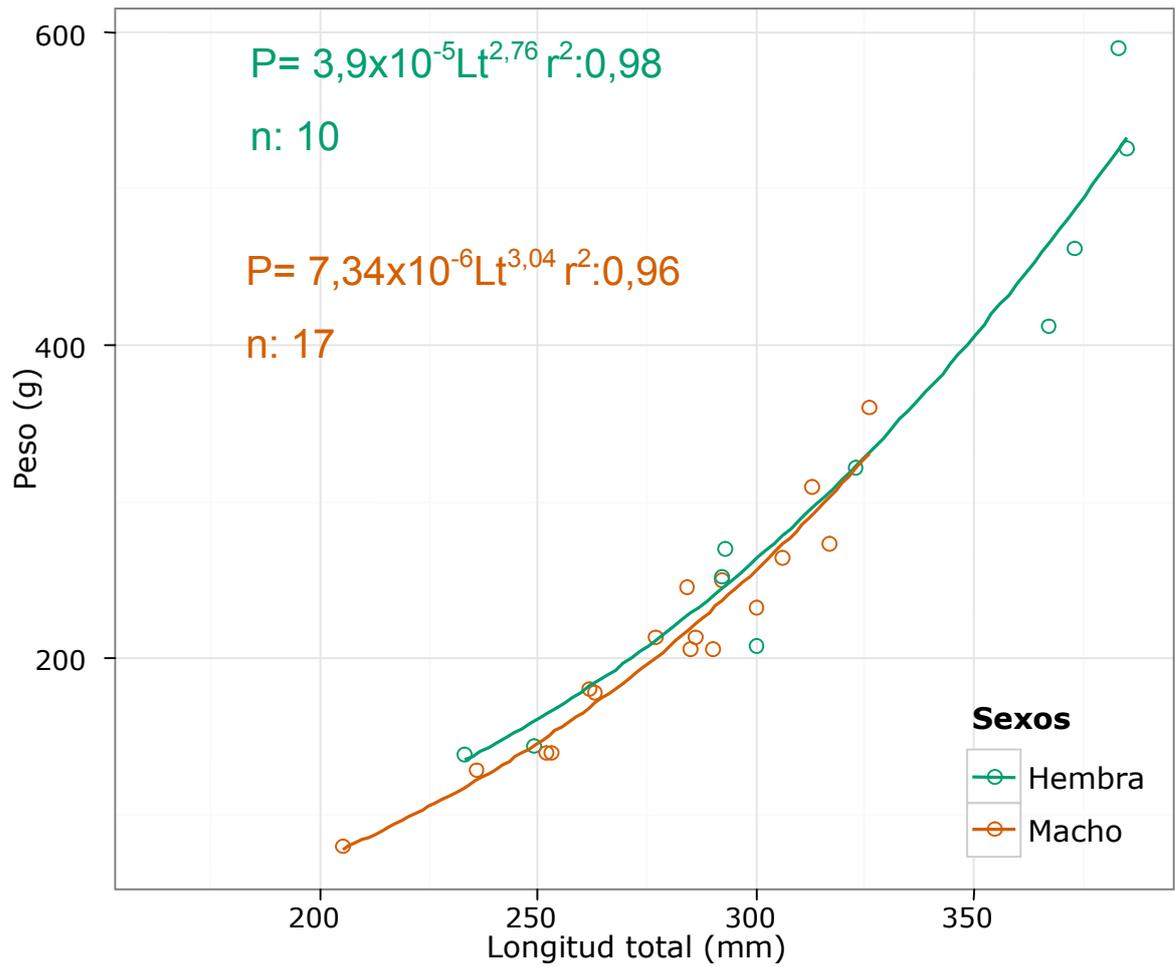
**Figura 3.7.1:** Distribución de tallas de *Brevoortia aurea* en Bahía Anegada, por estación del año durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.7.2:** Relación talla-peso por sexo de *Brevoortia aurea* capturados en verano de 2008 en Bahía Anegada.



**Figura 3.7.3:** Relación talla-peso por sexo de *Brevoortia aurea* capturados en primavera de 2008 en Bahía Anegada.

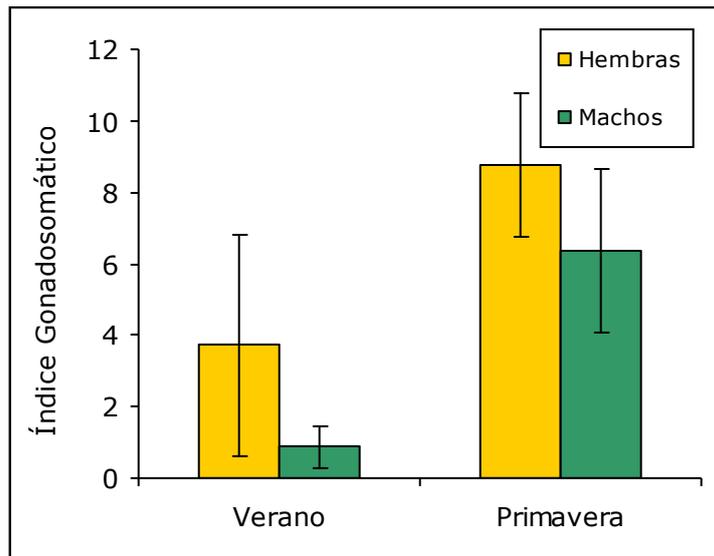


**Figura 3.7.4:** Relación talla-peso por sexo de *Brevoortia aurea* capturados en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

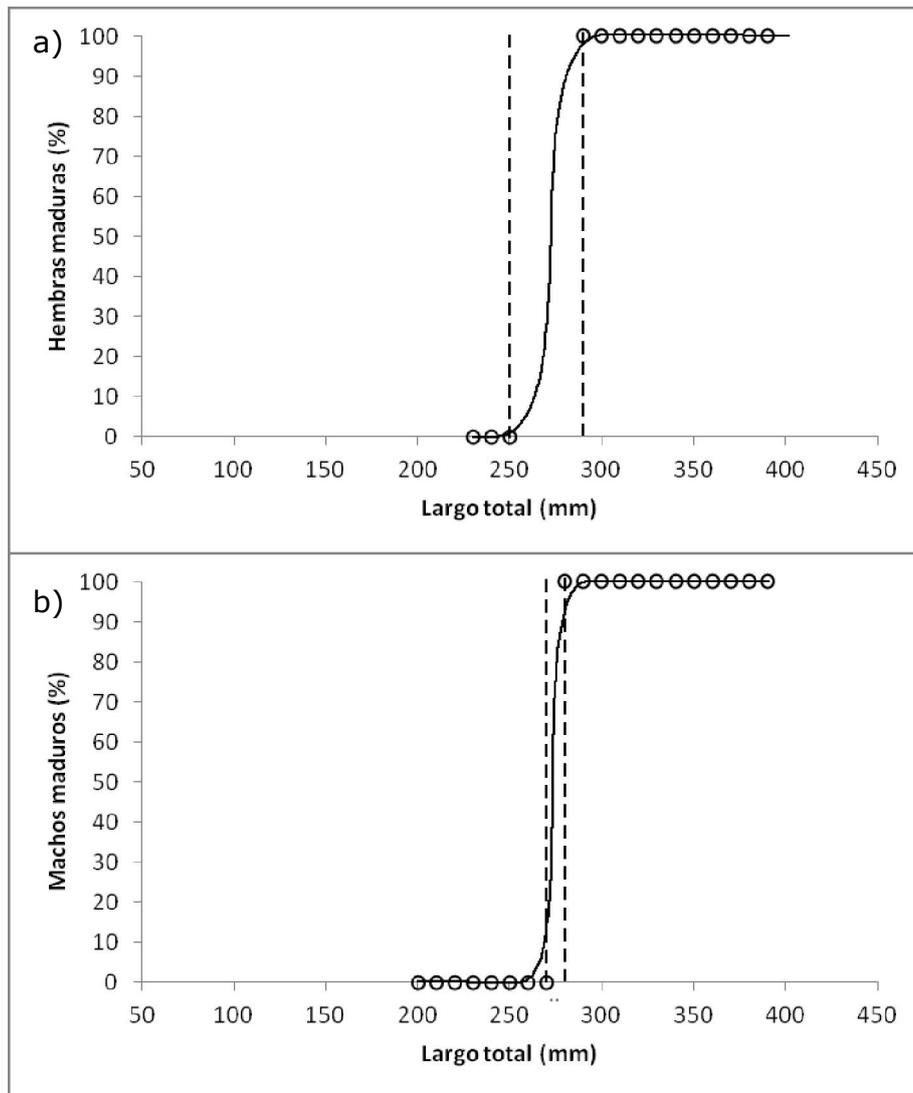
### 3.7.2 Aspectos reproductivos

El índice gonadosomático (IGS) medio de *B. aurea* presentó diferencias estacionales en ambos sexos. El IGS medio para ambos sexos fue más elevado durante la primavera (Figura 3.7.5). La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS, para hembras y machos fue de 227,2 y 241,9 mm Lt respectivamente. La  $L_{50}$  en base a los porcentajes de madurez no pudo ser determinada con exactitud, dada la falta de datos entre 0 y 100% de madurez para las clases de tallas correspondientes. Ésta se encontraría entre 250 (0% maduros) a 286,4 mm Lt (100% maduros) para las hembras, y 272-281 mm Lt para los machos (Figura 3.7.6).

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que la época de puesta de esta especie en Bahía Anegada ocurriría hacia fines de primavera en hembras de más de 270,4 mm de Lt.



**Figura 3.7.5:** Índice gonadosomático promedio de hembras y machos de *Brevoortia aurea* de Bahía Anegada, por estación del año.



**Figura 3.7.6:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para a) hembras y b) machos de *Brevoortia aurea* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

## **3.8 Biología de la corvina rubia *Micropogonias furnieri***

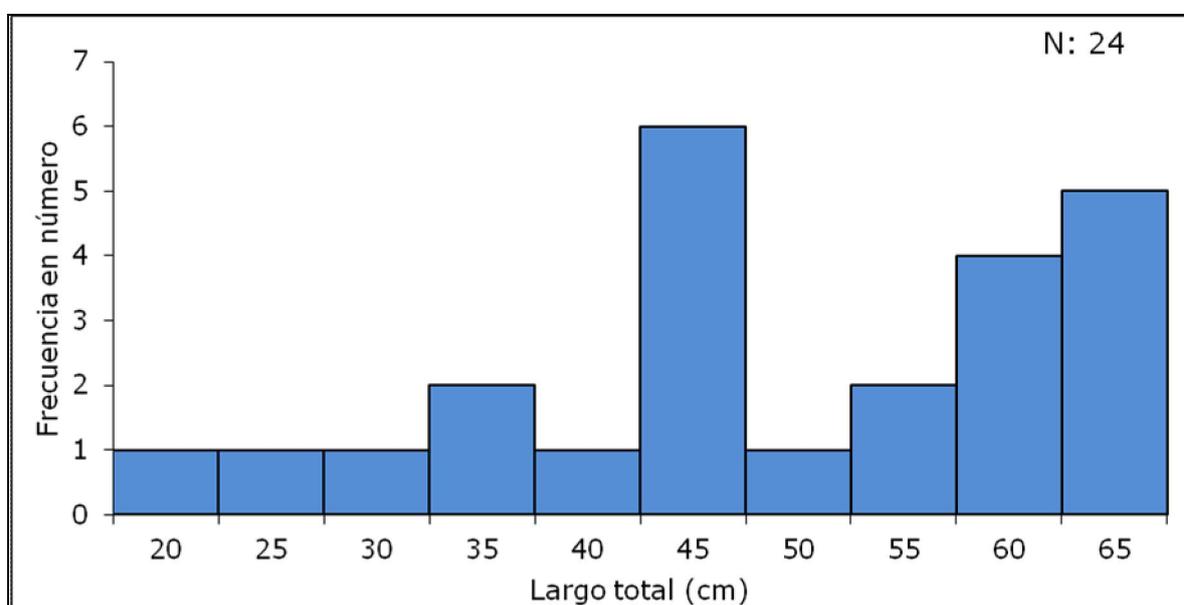
### **3.8.1 Parámetros poblacionales**

Se capturaron 24 individuos de *Micropogonias furnieri* con tallas de 210 a 680 mm de Lt y una media de 395,5 mm ( $\pm 60,4$ ; Figura 3.8.1). Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ni entre estaciones ( $P > 0,05$ ) (Tabla 3.8.1).

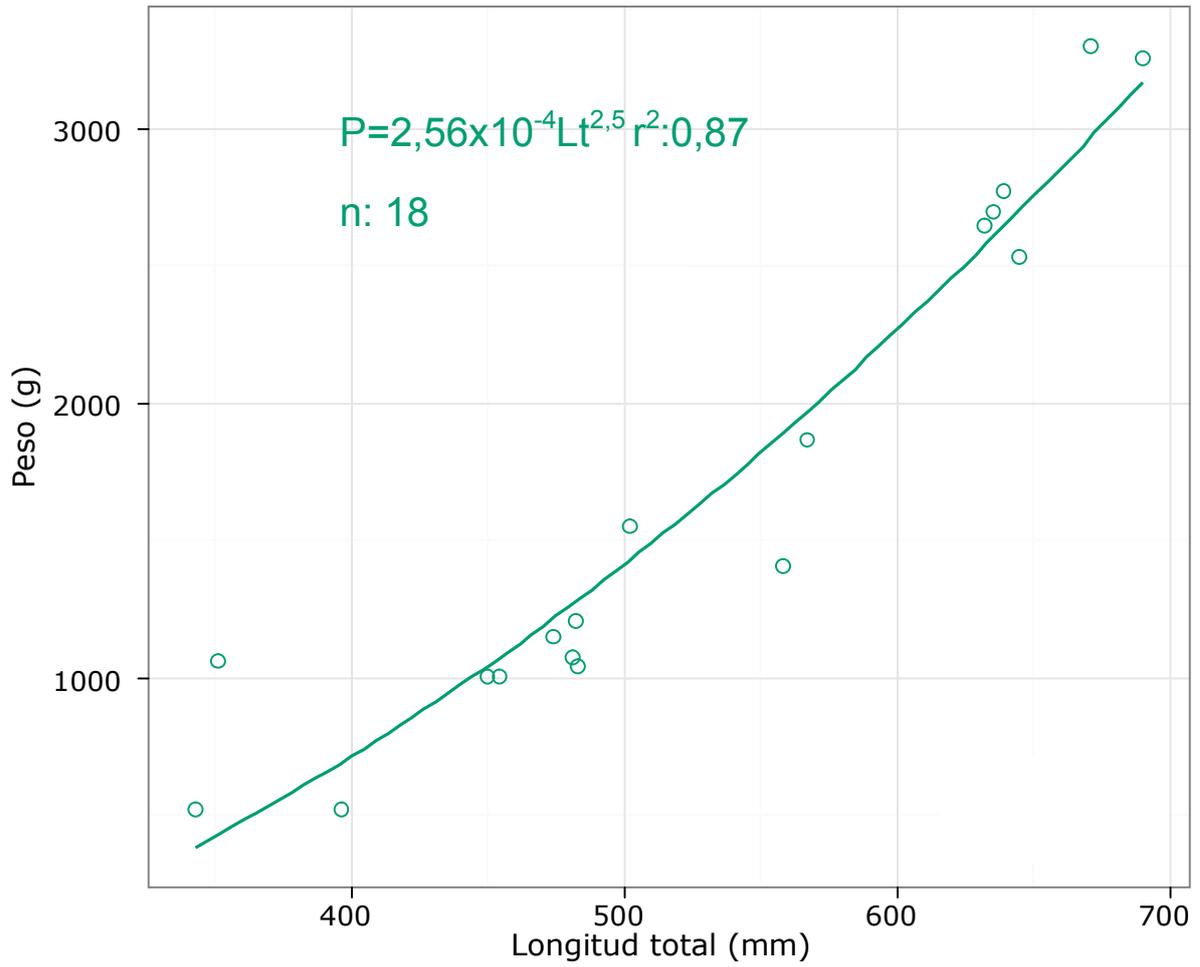
La relación talla-peso para las hembras de *M. furnieri* en primavera presentó crecimiento isométrico ( $P > 0,1$ ) (Fig. 3.8.2). No se cuenta con machos en la submuestra de esta especie.

**Tabla 3.8.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Micropogonias furnieri* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencia significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n: 24)			Submuestra (n: 18)		
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n
Verano	Los Pocitos	373,3 $\pm$ 240,9	210-650	3	a		
	San Blas						
Primavera	Los Pocitos	638,5 $\pm$ 75,3	558-690	8	a	638,5 $\pm$ 45,3	558-690
	Ría San Blas	468,5 $\pm$ 93	343-639	13	a	468,5 $\pm$ 83	343-639



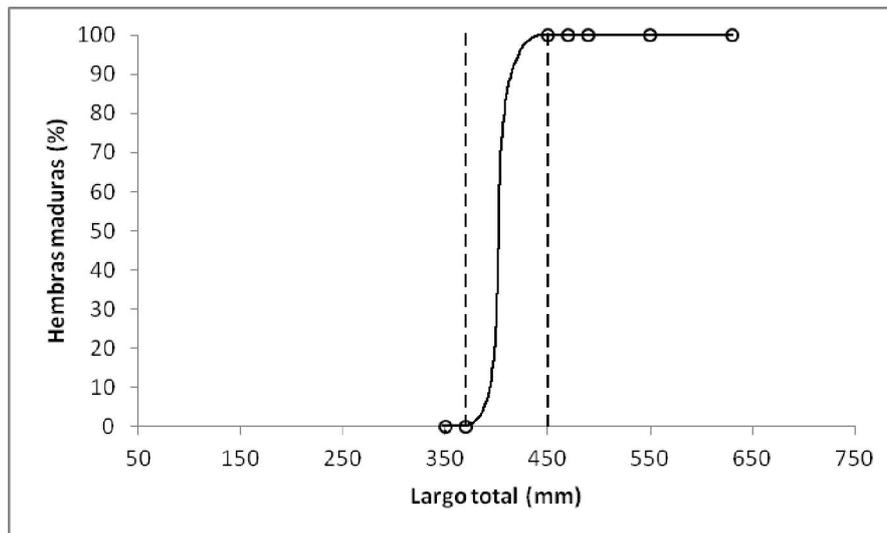
**Figura 3.8.1:** Distribución de tallas de *Micropogonias furnieri* en Bahía Anegada, durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.8.2:** Relación talla-peso de hembras de *Micropogonias furnieri* capturados en primavera de 2008 en Bahía Anegada.

### 3.8.2 Aspectos reproductivos

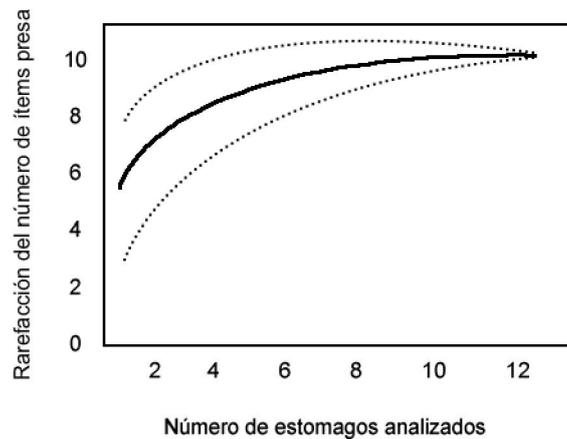
El índice gonadosomático (IGS) medio de las hembras de *M. furnieri* durante la primavera fue de 4,45. No se capturaron machos de esta especie. La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS fue de 420,6 mm Lt. La  $L_{50}$  en base a los porcentajes de madurez no pudo ser determinada con exactitud, dada la falta de datos entre 0 y 100% de madurez para las clases de tallas correspondientes. Ésta se encontraría entre los 372,6 (0% maduros) y los 450,3 mm Lt (100% maduros; Figura 3.8.3).



**Figura 3.8.3:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para hembras de *Micropogonias furnieri* en Bahía Anegada durante la primavera de 2008.

### 3.8.3 Ecología trófica

Se analizaron 12 estómagos de *M. furnieri*, de los cuales ninguno estuvo vacío. El número mínimo de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie fue 10, por lo que las muestras obtenidas fueron suficientes (Figura 3.8.4).



**Figura 3.8.4:** Curvas de acumulación de presas de *Micropogonias furnieri* en Bahía Anegada en primavera de 2008.

### **3.8.3.1 Análisis de la estructura dietaria**

La riqueza de especies presa de *M. furnieri* fue 11, la diversidad 8,16 y la uniformidad 0,74.

La dieta de *M. furnieri* estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos, seguidos por poliquetos y moluscos bivalvos. Dentro de los decápodos, *Corystoides abbreviatus* y *Cyrtograpsus angulatus* fueron los más importantes, mientras que *Namanereis* sp. lo fue para los poliquetos (Tabla 3.8.2).

**Tabla 3.8.2:** Composición de la dieta de *Micropogonias furnieri* en Bahía Anegada para primavera de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

Ítem Presa	Primavera (n:12)			
	%O	%N	%P	%IRI
CRUSTACEA				
<b>Amphipoda</b>	<b>14,29</b>	<b>20,04</b>	<b>3,36</b>	<b>2,36</b>
Caprellidae	14,29	20,04	3,36	5,91
<b>Isopoda</b>	<b>14,29</b>	<b>2,76</b>	<b>3,41</b>	<b>0,62</b>
<i>Cirolana</i> sp.	14,29	2,76	3,41	1,56
<b>Decapoda</b>	<b>100</b>	<b>47,68</b>	<b>60,74</b>	<b>76,63</b>
<i>Corystoides abbreviatus</i>	28,57	16,58	22,82	19,92
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	28,57	17,97	18,42	18,39
<i>Neohelice granulata</i>	42,86	11,06	9,86	15,86
<i>Loxopagurus</i> sp.	28,57	2,07	9,63	5,92
ANELIDA				
<b>Polychaeta</b>	<b>71,42</b>	<b>10,36</b>	<b>18,42</b>	<b>14,53</b>
Phyllodocidae	28,57	2,76	7,78	5,33
<i>Namanereis</i> sp.	57,14	7,60	10,64	18,44
MOLLUSCA				
<b>Bivalvia</b>	<b>28,57</b>	<b>17,77</b>	<b>11,22</b>	<b>5,86</b>
<i>Solen techuelchus</i>	14,29	14,32	8,04	5,65
<i>Lasaea</i> sp.	14,29	3,45	3,18	1,68
ANTOZOA	<b>16,60</b>	<b>1,38</b>	<b>3,15</b>	<b>0,52</b>

## **3.9 Biología del pez gallo *Callorhynchus callorhynchus***

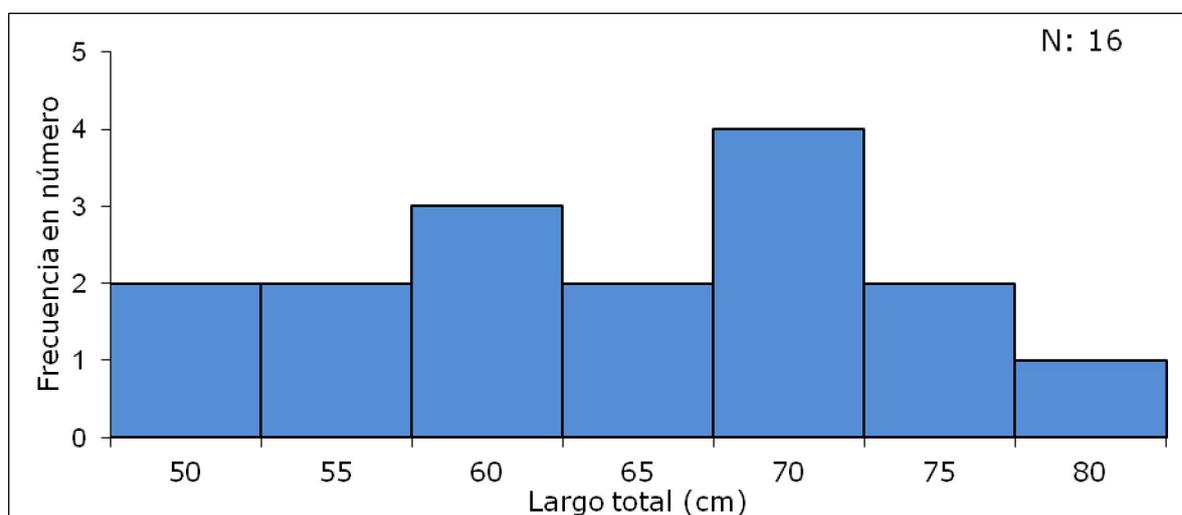
### **3.9.1 Parámetros poblacionales**

Se capturaron 16 individuos de *Callorhynchus callorhynchus* con tallas de 520 a 880 mm de Lt y una media de 395,5 mm ( $\pm 60,4$ ) (Figura 3.9.1). Los valores medios no presentaron diferencias entre sitios de muestreo ni entre estaciones ( $P > 0,05$ ) (Tabla 3.9.1).

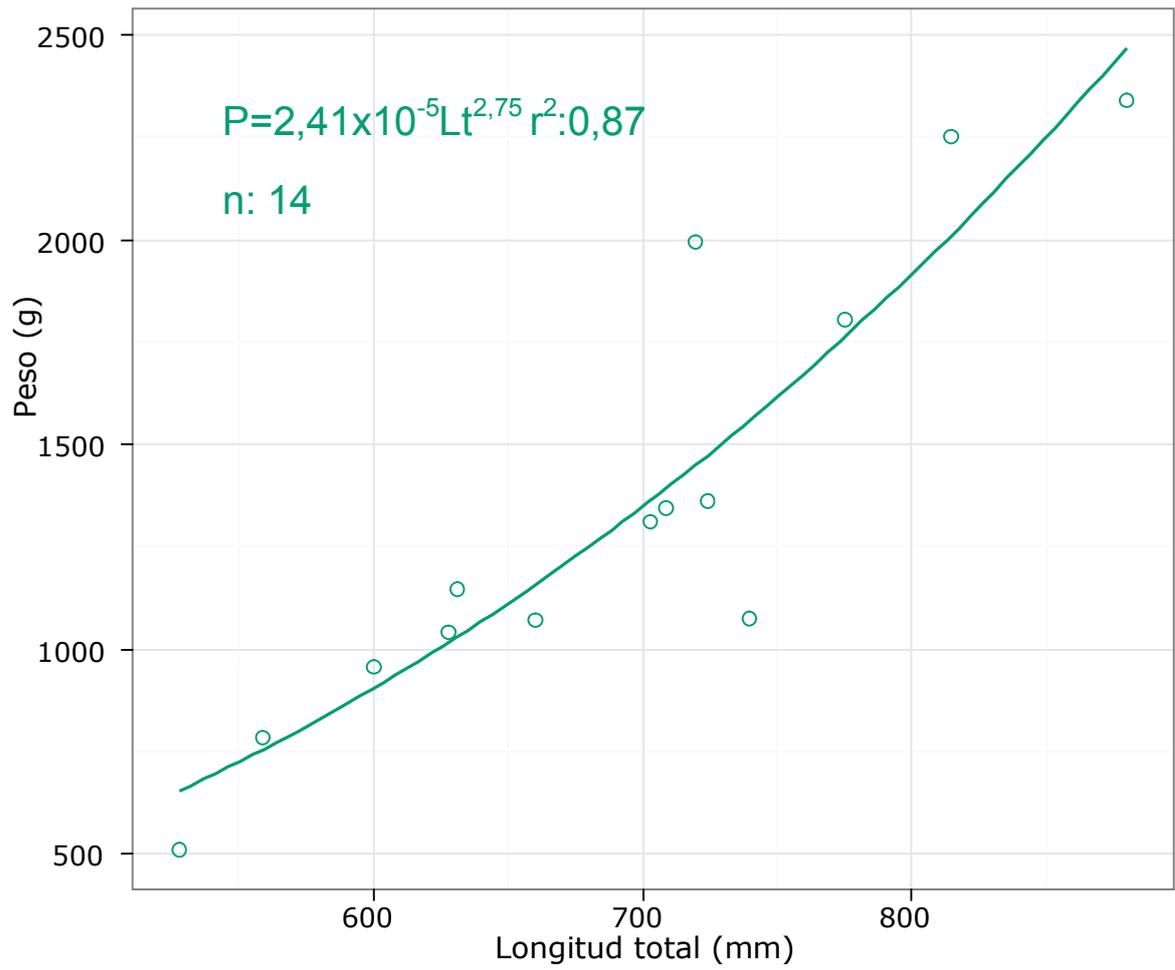
La relación talla-peso para las hembras de *C. callorhynchus* en primavera presentó crecimiento isométrico ( $P > 0,1$ ) (Fig. 3.9.2). No se contó con machos en la submuestra de esta especie.

**Tabla 3.9.1:** Media, desvío (D.S.) y rango de talla de la muestra y la submuestra de *Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada, por estación del año y sitio de muestreo durante el período Febrero-Noviembre 2008. n: número de ejemplares. Las diferentes letras minúsculas representan diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) en las tallas medias entre los factores estructuradores.

Estación	Sitio de muestreo	Muestra (n: 16)			Submuestra (n: 14)		
		Media $\pm$ D.S.	Rango	n	Media $\pm$ D.S.	Rango	n
Otoño	Los Pocitos						
	Ría						
	San Blas	767,5 $\pm$ 67,1	720-815	2	a		
Primavera	Los Pocitos	704 $\pm$ 248,9	520-880	2	a	704 $\pm$ 248,9	528-880
	Ría						
	San Blas	672,9 $\pm$ 68,2	559-775	12	a	672,9 $\pm$ 68,2	559-775



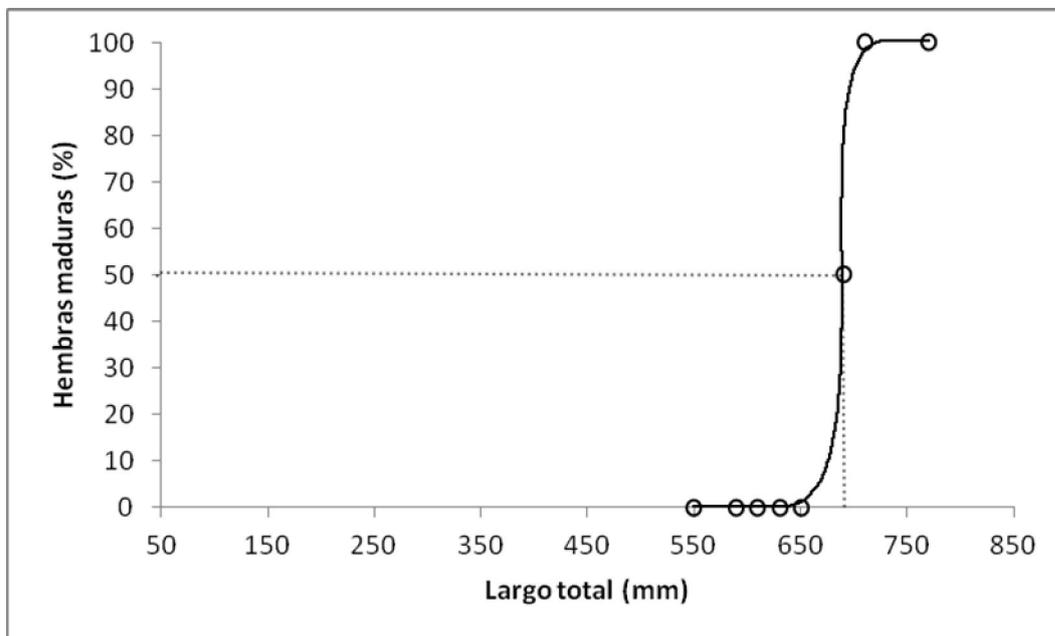
**Figura 3.9.1:** Distribución de tallas total de *Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.



**Figura 3.9.2:** Relación talla-peso de hembras de *Callorhynchus callorhynchus* capturados en primavera de 2008 en Bahía Anegada.

### 3.9.2 Aspectos reproductivos

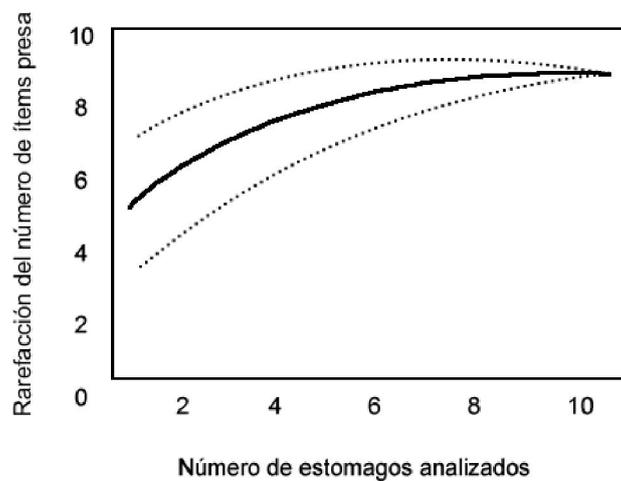
El índice gonadosomático (IGS) medio de las hembras de *C. callorhynchus* durante la primavera fue de 0,43 ( $\pm 0,12$ ). No se capturaron machos de esta especie. La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) calculada en base al IGS fue de 716,4 y 692,9 mm Lt en base a los porcentajes de madurez (Figura 3.9.3). Las  $L_{50}$  no presentaron diferencias significativas entre métodos ( $P > 0,05$ ).



**Figura 3.9.3:** Talla de primera madurez determinada mediante el modelo logístico ajustado a la relación entre la longitud total y el porcentaje de madurez para hembras de *Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada durante Febrero-Noviembre 2008.

### 3.9.3 Ecología trófica

Se analizaron nueve estómagos de *Callorhynchus callorhynchus*, de los cuales ninguno estuvo vacío. El número de muestras necesarias para describir adecuadamente la dieta de esta especie fue ocho, por lo que las muestras obtenidas fueron suficientes (Figura 3.9.4).



**Figura 3.9.4:** Curva de acumulación de presas de *Callorhynchus callorhynchus* para primavera de 2008 en Bahía Anegada.

### **3.9.3.1 Análisis de la estructura dietaria**

La riqueza de especies presa de *C. callorhynchus* fue 9, la diversidad 1,76 y la uniformidad 0,2.

La dieta de *C. callorhynchus* estuvo compuesta principalmente por moluscos bivalvos, seguidos por crustáceos decápodos y poliquetos. Dentro de los bivalvos, el género *Lasaea* fue más importante, mientras que *N. granulata* lo fue entre los decápodos (Tabla 3.9.2).

**Tabla 3.9.2:** Composición de la dieta de *Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada para primavera de 2008. %O: Frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje de abundancia en número, %P: porcentaje de abundancia en peso, %IRI: Índice de importancia relativa.

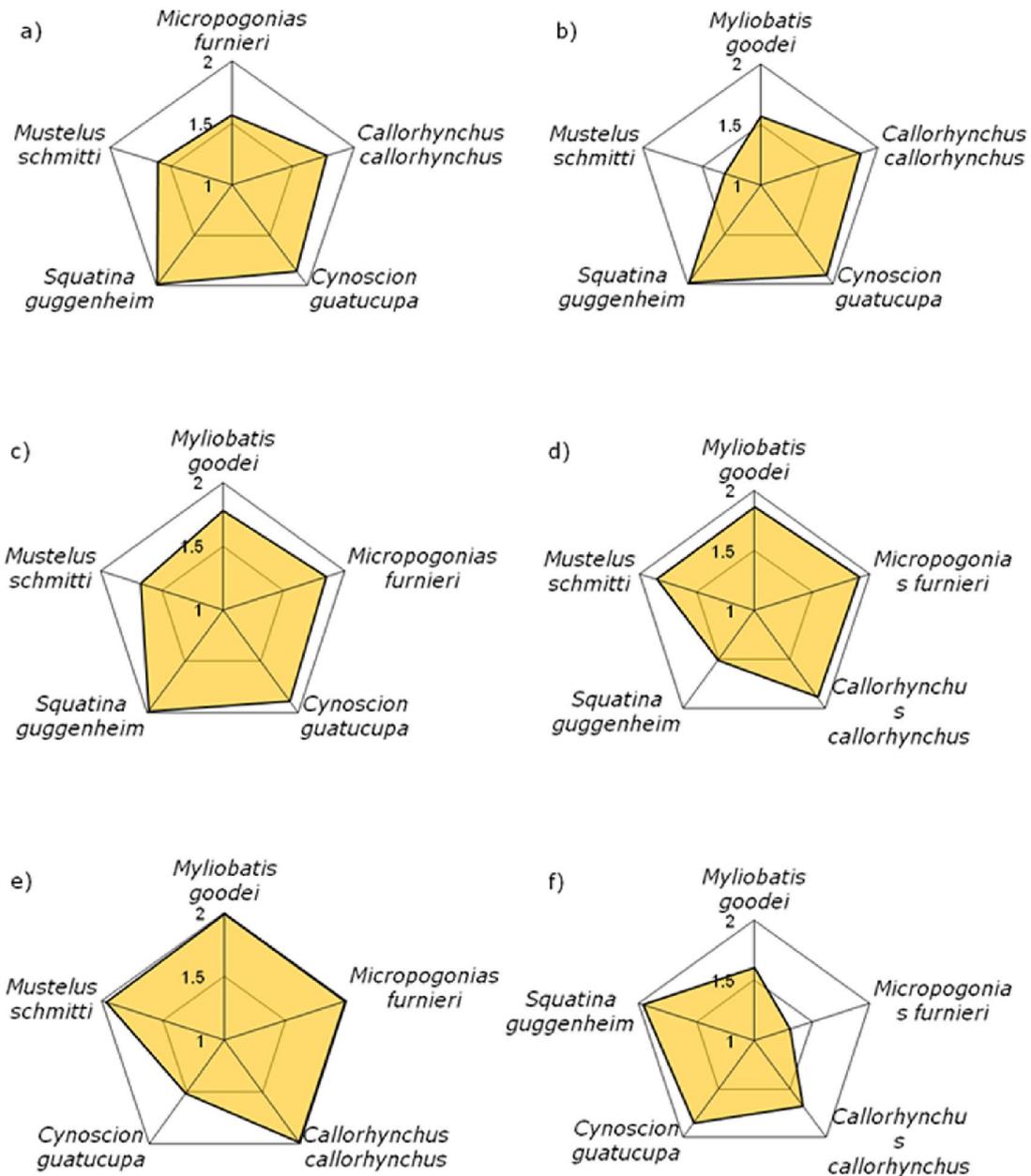
Ítem Presa	Primavera (n: 9)			
	%O	%N	%P	%IRI
CRUSTACEA				
<b>Isopoda</b>	<b>16,67</b>	<b>0,58</b>	<b>1,45</b>	<b>0,22</b>
<i>Serolis marplatensis</i>	16,67	0,58	1,45	0,24
<b>Decapoda</b>	<b>66,67</b>	<b>9,02</b>	<b>22,34</b>	<b>13,37</b>
<i>Artemesia longinaris</i>	16,67	0,58	1,85	0,29
<i>Neohelice granulata</i>	66,67	8,06	12,05	9,49
<i>Emerita brasiliensis</i>	16,67	0,38	8,44	1,04
ANELIDA				
<b>Polychaeta</b>	<b>49,99</b>	<b>0,96</b>	<b>9,93</b>	<b>3,48</b>
Phyllodocidae	33,33	0,58	7,58	1,92
<i>Namanereis</i> sp.	16,67	0,38	2,35	0,32
MOLLUSCA				
<b>Bivalvia</b>	<b>83,34</b>	<b>89,44</b>	<b>66,19</b>	<b>82,93</b>
<i>Crassostrea gigas</i>	16,67	1,54	2,65	0,49
<i>Lasaea</i> sp.	83,33	86,95	57,85	85,42
<i>Mytilus</i> sp.	16,67	0,96	5,69	0,78

## 3.10 Ecología trófica de la comunidad íctica

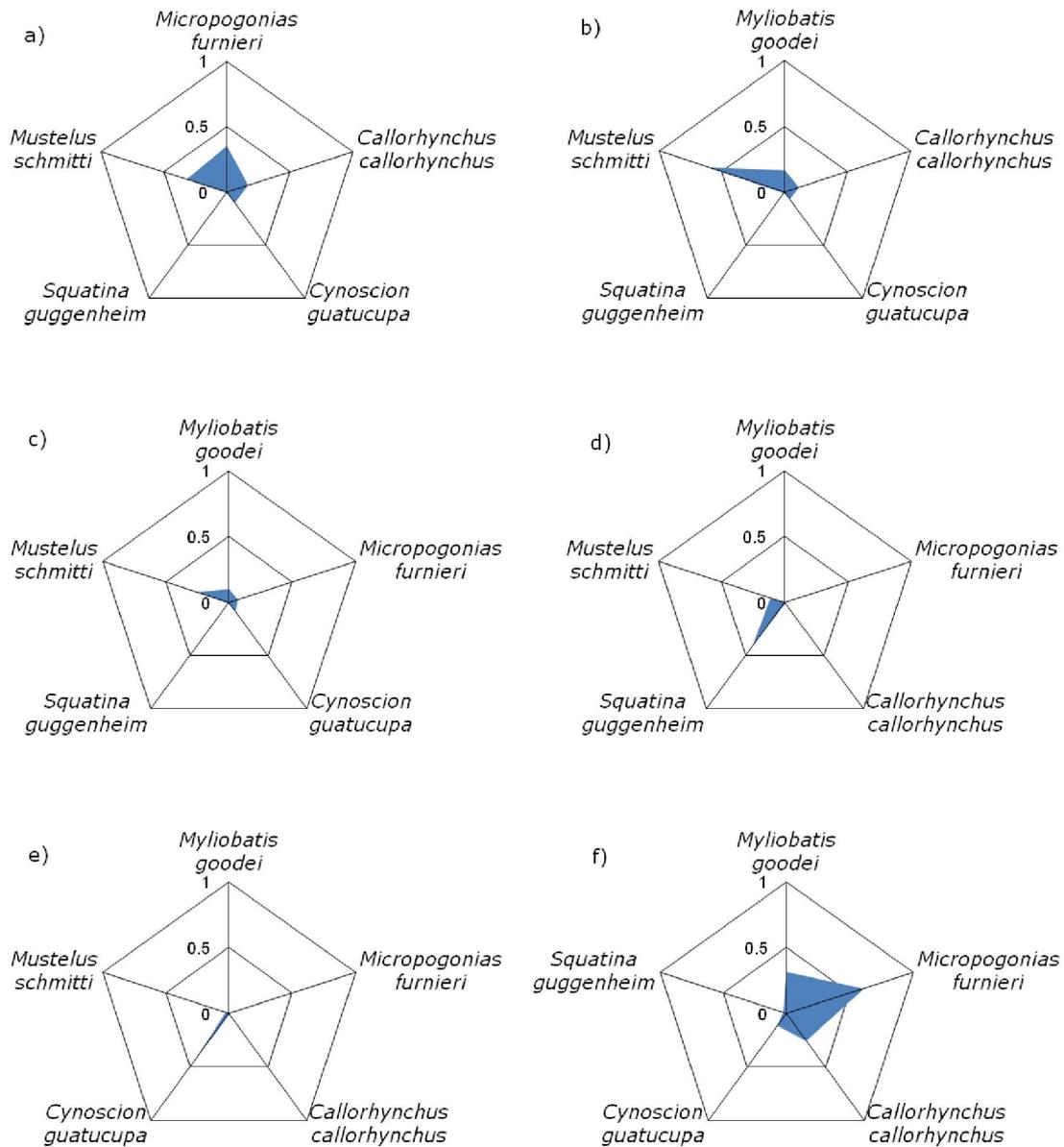
### 3.10.1 Superposición dietaria

Se analizó la superposición dietaria de la comunidad íctica de Bahía Anegada, la cual fue de magnitud media, con una  ${}^1\text{Db}$  global de 3,58 sobre las seis especies analizadas. Dentro de una misma especie, la mayor superposición dietaria se registró para *M. goodei*, *M. schmitti* y *M. furnieri* con un  ${}^1\text{Db}$  cercano a 1,5 (Figuras 3.10.1a, 3.10.1b y 3.10.1f respectivamente). La dieta de *C. callorhynchus* fue mayormente disímil a las de *C. guatucupa* y *S. guggenheim*, con  ${}^1\text{Db}$  cercanos a 2 (Figura 3.10.1c, 3.10.1d y 3.10.1e), sin embargo, *C. guatucupa* y *S. guggenheim* presentaron dietas con una mayor superposición ( ${}^1\text{Db} \approx 1,5$ ). Mediante el índice de Horn se obtuvieron resultados similares al  ${}^1\text{Db}$ : las especies entre las cuales se registró la mayor superposición dietaria fueron *M. goodei* y *M. furnieri* con un índice de superposición mayor a 0,5 (Figuras 3.10.2a, 3.10.2b y 3.10.2f respectivamente). Las dietas de las demás especies presentaron valores menores a 0,5 (Figura 3.10.2a, 3.10.2c, 3.10.2d y 3.10.2e). El análisis de *cluster* muestra dos grupos, uno integrado por *M. schmitti* y *M. furnieri* con la menor distancia, junto a *M. goodei* y *C. callorhynchus*. Las dietas de estas cuatro especies presentaron características bentónicas, compuestas por cangrejos, bivalvos y poliquetos. El segundo grupo, formado por *C. guatucupa* y

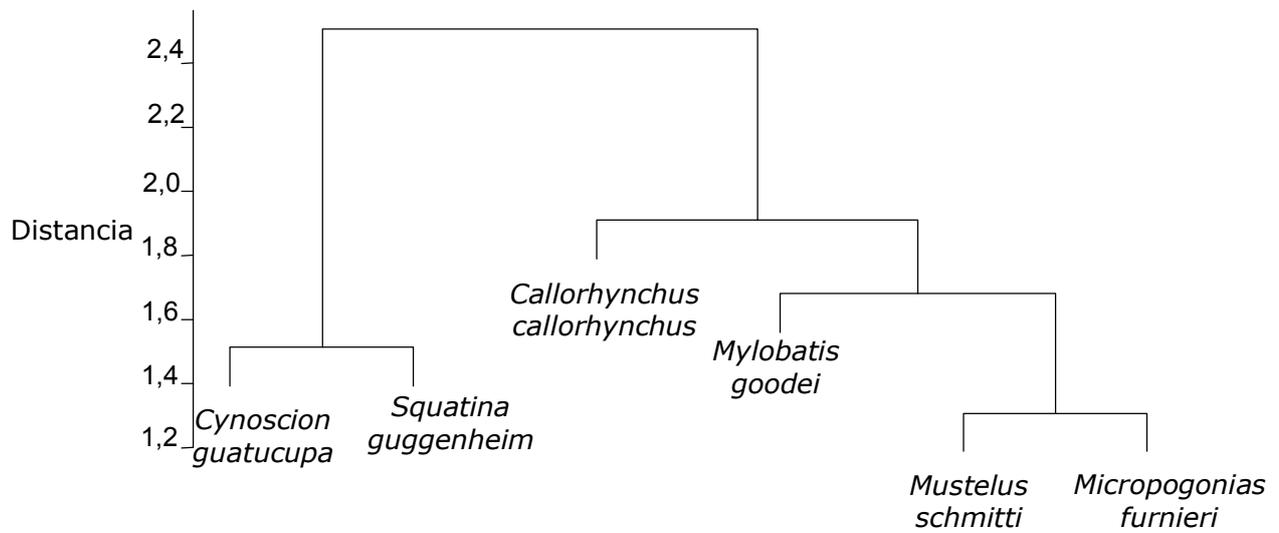
*S. guggenheim*, fueron especies preponderantemente piscívoras (Figura 3. 10.3).



**Figura 3.10.1:** Superposición dietaria estimada para a) *Myliobatis goodei*, b) *Micropogonias furnieri*, c) *Callorhynchus callorhynchus*, d) *Cynoscion guatucupa*, e) *Squatina guggenheim* y f) *Mustelus schmitti* mediante la diversidad beta. Valores cercanos a 1 (el centro del pentágono) representan dietas similares, mientras que valores cercanos a 2 (el borde del pentágono) representan dietas disímiles.



**Figura 3.10.2:** Superposición dietaria estimada para a) *Myliobatis goodei*, b) *Micropogonias furnieri*, c) *Callorhynchus callorhynchus*, d) *Cynoscion guatucupa*, e) *Squatina guggenheim* y f) *Mustelus schmitti* mediante el índice de Horn. Valores cercanos a 0 (el centro del pentágono) representan dietas disímiles, mientras que valores cercanos a 1 (el borde del pentágono) representan dietas similares.



**Figura 3.10.3:** Análisis de *cluster* de la superposición de las dietas de las especies de peces en Bahía Anegada, realizada con distancia binomial y método de ligamiento de Ward.

### 3.10.2 Nivel trófico

En Bahía Anegada, la especie con mayor nivel trófico (NT) fue *S. guggenheim*, seguido de *C. guatucupa*, ambas con NT superior a 4. *M. schmitti* y *M. furnieri* presentaron el mismo NT. *M. goodei* y *C. callorhynchus* fueron las especies que presentaron los menores valores de NT (Tabla 3.10.1).

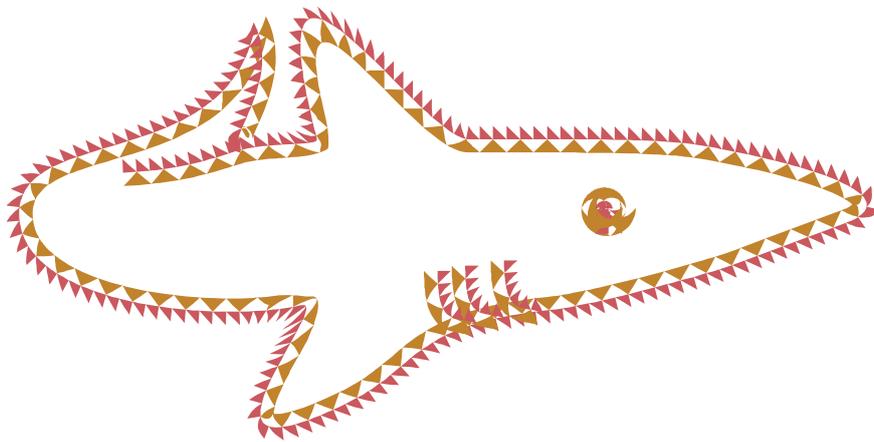
**Tabla 3.10.1:** Nivel trófico para las especies de peces capturados en Bahía Anegada durante el período Febrero-Noviembre 2008.

Especie	Nivel trófico
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	3,17
<i>Mustelus schmitti</i>	3,5
<i>Squatina guggenheim</i>	4,23
<i>Myliobatis goodei</i>	3,2
<i>Cynoscion guatucupa</i>	4,05
<i>Micropogonias furnieri</i>	3,5

# Capítulo 4

---

## Discusión



## **4.1 Estructura y composición de la comunidad íctica**

Las bahías y los estuarios son utilizados por muchas especies de peces, tanto como áreas de alimentación, cría o refugio, haciendo un uso diferencial de las distintas partes de estas zonas en diferentes estaciones del año y por distintos estadios del ciclo de vida (Day, 1981). Esto puede producir variaciones espacio-temporales en los patrones de abundancia, reclutamiento, estructura y dinámica de la ictiofauna (Robertson y Duke, 1987; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993).

Las especies de peces capturadas en Bahía Anegada se distribuyen más allá de la bahía, siendo registradas tanto en aguas argentinas como de otros países. Lopez Cazorla (1985), Perier (1994) y Jaureguizar *et al.* (2003) observaron muchas de las especies capturadas en este estudio en el estuario de Bahía Blanca, el Golfo San Matías y el estuario del Río de la Plata, respectivamente.

En Bahía Anegada, la composición de la ictiofauna presentó variaciones estacionales, mientras que las diferencias geomorfológicas de los sitios no la afectaron significativamente. La diversidad beta señaló que los factores estructuradores de la comunidad dividen a la misma en dos comunidades con composición diferente, presumiblemente una en las estaciones cálidas y otra en las frías. Tanto Lopez Cazorla (1987), como Perier (1994) y Jaureguizar *et al.* (2003) observaron patrones estacionales en la

composición de las comunidades de peces en los ámbitos antes mencionados.

La abundancia de *O. argentinensis* registrada en las estaciones frías (otoño e invierno) coincide con lo mencionado por Perier (1994), quien destaca que el comportamiento reproductivo del género *Odontesthes* en el Golfo San Matías consiste en una intensa actividad de adultos sexualmente maduros durante el otoño-invierno, formando cardúmenes reproductivos. Estos mismos individuos permanecen dispersos y con menor actividad en los meses estivales, siendo difíciles de capturar utilizando redes de enmalle. Es probable que *O. argentinensis* en Bahía Anegada tenga un comportamiento similar al descrito por Perier (1994).

La comunidad de peces en las estaciones cálidas en Bahía Anegada estuvo dominada por *M. schmitti*, *M. goodei* y *C. guatucupa*. Las dos primeras son especies de condriictios migratorias (Jaureguizar *et al.*, 2003), mientras que *C. guatucupa* es una especie de plataforma que se desplaza a las costas y estuarios a reproducirse (Cordo 1986; López Cazorla 1996). Es posible que las diferencias en la composición y estructura de la comunidad de peces entre las estaciones cálidas y las frías, se deba en gran parte a los movimientos migratorios de estas especies, que ingresan en Bahía Anegada con fines reproductivos, de alimentación y refugio, como sugiere López Cazorla (1996) para *C. guatucupa* en el estuario de Bahía Blanca. La

diversidad de especies capturadas en las estaciones cálidas fue mayor con respecto a las frías, probablemente por el ingreso de estas especies migratorias. Moura *et al.* (2008) señalan una dinámica similar en la diversidad de especies del estuario de Lagoa dos Patos, Brasil. Jaureguizar *et al.* (2003) también menciona una estacionalidad similar en la presencia de *M. schmitti*, *M. goodei* y *C. guatucupa* en el estuario del Río de la Plata.

Las comunidades de peces de los distintos lugares de muestreo no presentaron diferencias entre sí, posiblemente dado que estos no estuvieron lo suficientemente lejos unos de otros. Es importante señalar que los patrones de distribución basados en caracteres espaciales son muy dependientes de la escala de observación (Anderson, 2004; Connell, 2002). En algunos casos, escalas pequeñas pueden dar poder predictivo para la distribución de ciertas especies en escalas mayores (Tolimieri, 1995; Holbrook y Smith, 2000), mientras que para otras especies no (Tolimieri, 1998). La geomorfología del área de estudio (Cuadrado y Gómez, 2010) puede no haber presentado diferencias como para afectar, entre otros, la posibilidad de encontrar refugio de predadores, alimento o condiciones óptimas para el crecimiento.

En Bahía Anegada las especies de peces migratorios se hallaron asociadas, co-ocurrentes y con mayor abundancia en la primavera. También se asociaron con otro grupo de especies levemente

migratorias y residentes, mientras que fue *O. argentinensis*, una especie residente de la bahía, fue la única que no presentó una asociación con las demás (Figura 3.1.5). En general, se asume que los factores abióticos son los que definen la composición de una comunidad de peces, mientras que las interacciones entre las especies afectan la estructura dentro de esa composición (Sanders, 1968; Menge y Olson, 1990; Martino y Able, 2003). Jaureguizar *et al.* (2003) describen un agrupamiento similar en su clasificación de las comunidades de peces que habitan las diferentes partes del Río de la Plata. A pesar de estas asociaciones entre especies, en Bahía Anegada no se evidenció una estructura espacial en la comunidad, como en el estudio de Jaureguizar *et al.* (2003).

Si bien se empleó una batería de redes con un rango amplio de aperturas de malla, la selectividad del arte de captura puede introducir un sesgo en la estimación de la abundancia, particularmente *Sympterygia* sp. y *Porichthys porosissimus*. Según un análisis sobre la pesquería deportiva de San Blas (realizado por Llompart *et al.*, 2011) la proporción de estas especies en la captura realizada con línea es también baja. Estos autores presentan la biomasa capturada por especie, de la cual *Sympterygia* sp. representa menos del 6% (los autores consideran ambas especies de *Sympterygia* en una sola categoría, a saber, "rayas"). La biomasa puede convertirse aproximadamente en número, utilizando un peso promedio por especie. En el presente estudio la proporción en

número de *Sympterygia* sp. fue de 0,2%, mientras que con los datos extraídos de Llompart *et al.* (2011) esta proporción no fue superior al 7%. Esto sugiere que, o bien ambas artes de pesca (redes de enmalle y pesca con línea) son ineficientes para capturar *Sympterygia* sp. o que la abundancia de estas especies es proporcionalmente menor a la de otras especies (como por ejemplo, pescadilla, gatuzo, etc.).

Lucifora (2003) destaca la presencia de grandes tiburones (*Carcharias taurus*, *Carcharhinus brachyurus*, *Galeorhinus galeus*, *Notorhynchus cepedianus*), los cuales son desembarcados en San Blas por pescadores deportivos. Sin embargo, en el presente estudio sólo fue capturado un ejemplar juvenil de *N. cepedianus*. Lucifora (2003) también declara que los pescadores deportivos realizan la pesca de estos tiburones en la zona externa de la bahía (Figura B, Lucifora 2003). Es entonces posible que estos animales no ingresen a las aguas internas de Bahía Anegada, razón por la cual no fueron capturados por las redes empleadas para este trabajo. Es importante destacar también, que el arte de captura empleado por los pescadores artesanales de la región es el mismo que se utilizó en el presente estudio y que estos operan en las aguas internas de la bahía, lo cual implica que esta actividad extractiva produce bajos niveles de descarte de especies no objetivo y en estado de conservación vulnerable, como son las rayas del género *Sympterygia* o los grandes tiburones.

## 4.2 Biología de *Mustelus schmitti*

Los individuos adultos de *M. schmitti* estuvieron presentes exclusivamente en primavera y verano, estaciones en las cuales también se registraron individuos cuyas tallas fueron menores a la talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) estimada. Estos individuos juveniles también fueron registrados en otoño e invierno, sin cambios en su abundancia numérica. Adicionalmente, hacia fines de la primavera, se capturaron hembras grávidas con embriones completamente desarrollados (Figura 4.2.1). La presencia de ejemplares adultos y juveniles en las estaciones cálidas y principalmente de juveniles en las frías, sugiere que Bahía Anegada es un área de cría para la especie. La parición de las crías en áreas protegidas, como bahías y estuarios, les permite a éstas encontrar alimento fácilmente y les otorga protección contra los depredadores, hasta que se desarrollan y maduran sexualmente (Castro, 1993; Simpfendorfer y Mildward, 1993).



**Figura 4.2.1:** Hembra grávida de *Mustelus schmitti* capturada en Bahía Anegada durante el verano de 2008, junto a un neonato extraído del útero durante la medición del ejemplar.

Las  $L_{50}$  estimadas en este estudio por sexo para *M. schmitti*, a partir del índice gonadosomático (IGS), representan el primer antecedente para esta especie. La determinación del  $L_{50}$  basado en la determinación de madurez macroscópicamente fue similar, dentro del error estándar, a las obtenidas por el IGS. Existen varios trabajos que han analizado los parámetros reproductivos de *M. schmitti* en otras regiones de Argentina y Uruguay, los cuales presentan diferentes  $L_{50}$ . Segura y Milessi (2009), Sidders *et al.* (2005) Cousseau *et al.* (1998) y Díaz de Astarloa *et al.* (1997) presentan estimaciones de  $L_{50}$  para *M. schmitti* que caen dentro del error estándar del estimado en este estudio, el cual resulta el valor más bajo comparado con los mencionados hasta ahora en la literatura. Otros trabajos como los presentados por Chiaramonte y Petobello 2000; Oddone *et al.*, 2005; Menni *et al.*, 1986, presentan valores de  $L_{50}$  muy superiores a las obtenidas en el presente, sin embargo no proveen intervalos de confianza para sus estimaciones.

Las capturas de *M. schmitti* en las estaciones frías estuvieron compuestas mayormente por juveniles y neonatos. Para los patrones de movimiento de los individuos adultos de *M. schmitti* han sido propuestas como explicaciones, migraciones verticales hacia el sur de Brasil (Vooren, 1997), estacionalidad y patrones reproductivos (Lopez

Cazorla, 1987 y 2004, Massa *et al.*, 2004), cambios de profundidad (Cousseau *et al.*, 1998), y cambios dependientes del sexo y tamaño de los individuos (Pereyra *et al.*, 2008). Un comportamiento similar ha sido descrito para una especie simpátrica, *M. fasciatus*, para el sur de Brasil (Vooren y Klippel, 2005) y para otras especies de este género (Saidi *et al.*, 2009; King y Clark, 1984; Francis, 1988).

En cuanto a la alimentación de la especie, el número de estómagos vacíos fue relativamente bajo comparado con lo reportado por Chiaramonte y Pettovello (2000; 15%) y muy cercano a lo presentado por Menni *et al.* (1986; 10%). Esto refuerza la teoría de que las áreas como Bahía Anegada representan sitios protegidos en los cuales el alimento es relativamente abundante. Los tiburones se alimentan en general durante horas de la noche (Randall, 2004), por lo que en estudios como el de Chiaramonte y Pettovello (2000), el cual fue realizado utilizando pesca con línea durante el día, es posible que la gran parte de los contenidos estomacales hayan estado digeridos al momento de la captura. El método de muestreo nocturno utilizando redes de enmalle puede reducir este sesgo, como sugieren Kamura y Hashimoto (2004). Este fenómeno puede ser la razón por la cual Chiaramonte y Pettovello (2000) encontraron menor proporción de estómagos con contenido e identificaron menos especies presa en Ria Deseado. También es posible que la ría presente menor disponibilidad de alimento, sin embargo esto no ha sido evaluado por el momento.

*Neohelice granulata* fue la presa más importante para todos los estadios de madurez de *M. schmitti* y estaciones del año, mientras que los poliquetos resultaron importantes sólo en otoño-invierno. Smale y Compagno (1997) señalan que a medida que los seláceos crecen, desarrollan la habilidad de atrapar y devorar presas más grandes, mientras que Pyke *et al.* (1977) y Bethea *et al.* (2007) sugieren que la relación costo beneficio de consumir presas pequeñas explicaría la inclusión de las mismas en grandes números en las tallas mayores. *M. schmitti* podría utilizar esta estrategia, lo que explicaría la importante abundancia numérica de *N. granulata* en todas las estaciones (Tabla 3.2.4). Si bien existen otros antecedentes sobre alimentación de *M. schmitti* (Chiaramonte y Pettovello, 2000; López Cazorla, 1987; Menni *et al.*, 1986; Olivier *et al.*, 1968) estos no analizaron las variaciones estacionales en la dieta ni tampoco la estrategia alimentaria de ésta especie, por lo que sólo es posible efectuar comparaciones sobre la estructura dietaria. Chiaramonte y Pettovello (2000) encontraron una baja proporción de poliquetos en Ría Deseado, mientras que otros autores, como López Cazorla (1987) en Bahía Blanca y Menni *et al.* (1986) y Olivier *et al.* (1968) en Mar del Plata, hallaron proporciones similares a las señaladas en el presente estudio (30-35%). Sin embargo, estos autores también mencionan una importante proporción de camarones, los cuales no fueron hallados por Chiaramonte y Pettovello (2000), ni tampoco en este estudio.

La estrategia alimentaria de *M. schmitti* fue claramente generalista, siendo los cangrejos y poliquetos las presas más importantes. La diversidad trófica respalda esta conclusión. *M. schmitti* se alimenta principalmente de *N. granulata*, especie descrita como dominante de las costas pantanosas salobres del Atlántico sudoeste (Bortolus *et al.*, 2003; Iribarne, 2001). Sin embargo, Menni *et al.* (1986) y Olivier *et al.* (1968) señalan que *Artemesia longinaris* y *Corystoides chilensis* representan las presas principales de *M. schmitti* capturado en Mar del Plata, y Chiaramonte y Pettovello (2000) hallaron que *C. angulatus* fue la presa más importante en Ría Deseado. A pesar de estas diferencias en las especies halladas, todas ellas son decápodos bentónicos. Los elasmobranquios son considerados predadores oportunistas, usualmente con un índice de selectividad cercano a cero y amplio espectro trófico (Scenna *et al.* 2006, Vögler *et al.* 2003). Las diferencias encontradas en los hábitos alimenticios de *M. schmitti* entre los estudios mencionados anteriormente, podría estar relacionado entonces, con diferencias en la distribución y abundancia de presas entre las regiones donde se llevaron a cabo los distintos estudios, en lugar de selección activa por parte de los predadores, como sugiere Barry *et al.* (2008) para otras especies de tiburones. De forma similar, las diferencias encontradas entre las estaciones cálidas y frías, y entre los estadios de madurez podría deberse a cambios en el patrón de distribución estacional de los organismos bentónicos de los cuales *M. schmitti* se alimenta.

Las variaciones ontogenéticas en la composición de la dieta de *M. schmitti* de Bahía Anegada fueron similares a las de *M. mustelus*. Esta última especie presenta un marcado incremento de la diversidad de presas a medida que los individuos aumentan de talla (Saïdi *et al.*, 2009). Contrariamente, la diversidad de la dieta de *M. manazo* disminuye a medida que los individuos aumentan de tamaño (Yamaguchi y Taniuchi 2000).

Se podría hipotetizar que como predadora generalista y oportunista, la dieta de esta especie está determinada por las comunidades de presas disponibles en su área de alimentación. La falta de diferencias entre los lugares de muestreo podría deberse a que los sitios seleccionados no estuvieron lo suficientemente lejos entre sí para presentar distintas comunidades bentónicas, a pesar de ser geomorfológicamente diferentes (Cuadrado y Gómez, 2010). Información cuantitativa detallada sobre la disponibilidad de presas bentónicas existentes en la Bahía Anegada mejoraría las interpretaciones sobre la ecología trófica de *M. schmitti* en esta región.

### **4.3 Biología de *Myliobatis goodei***

Hasta el momento, no existen estudios sobre la biología de *M. goodei*, con la excepción de algunas descripciones cualitativas. Las amenazas para esta especie no han sido evaluadas y el estado del recurso se desconoce. Este estudio presenta por primera vez variables poblacionales como distribución de tallas,  $L_{50}$  y ecología trófica para esta especie. Como tal, es imposible comparar los resultados con los de otros autores para la misma especie. Solamente se dispone de estudios sobre pesca accidental de la misma en otros países (Vooren y Klippel 2005; Mendoza *et al.* 2003) y sobre su fauna parasitaria (Brooks *et al.* 1981; Ivanov y Campbell, 1998).

Los individuos de *M. goodei* presentaron un patrón migratorio similar al observado para *M. schmitti*. Los adultos de la especie ingresan en la bahía a principios de primavera, donde dominan las capturas en las estaciones cálidas. Jaureguizar *et al.* (2003) y Lopez Cazorla (1987) también mencionan la aparición de esta especie en el estuario del Río de la Plata y de Bahía Blanca, respectivamente, en los meses estivales. A diferencia de *M. schmitti*, el arte de captura empleado en el presente estudio no permitió retener individuos juveniles en las estaciones frías. En las estaciones cálidas, sin embargo, se observaron hembras grávidas a punto de parir. El empleo de otros métodos de captura podría brindar importante información sobre la distribución de los neonatos y juveniles de esta especie dentro de la bahía. La distribución de tallas en el verano, a diferencia de la de primavera, muestra una moda importante de individuos inmaduros,

debajo de la  $L_{50}$ , lo cual coincide con el descenso del IGS. Esto sugiere que Bahía Anegada es un área de cría para *M. goodei*.

*Myliobatis goodei* resultó un depredador generalista, con una dieta uniforme, compuesta principalmente por bivalvos. Los caprelidos fueron importantes en la dieta en San Blas, probablemente debido a la abundancia de estos anfípodos en los sustratos rocosos de la costa de ese lugar. Las rayas se alimentan moviéndose sobre el sustrato y succionando las presas con sus bocas íferas (Hines *et al.* 1997). Probablemente, los individuos de *M. goodei* capturados en San Blas hayan succionado grandes cantidades de caprelidos de esta manera, incrementando la abundancia numérica de esta presa. En Los Pocitos, sin embargo, la dieta estuvo claramente dominada por *S. tehuelchus* y *Laesea* sp. Gray *et al.* (1997) también encontraron una marcada importancia de bivalvos en la dieta de *Myliobatis californica*. Las diferencias estacionales encontradas en la dieta de esta especie podrían deberse a la diferente composición de tallas de la población, con más individuos juveniles y menos individuos adultos en verano que en primavera.

#### **4.4 Biología de *Cynoscion guatucupa***

Los individuos de *C. guatucupa* capturados en este estudio fueron, en su mayoría, peces de más de 35 cm de Lt. Según Macchi y Acha (1998) y Cassia (1987) la  $L_{50}$  para esta especie es de aproximadamente 30 cm, sin embargo, nuestra estimación de  $L_{50}$  fue mucho mayor. Como señala López Cazorla (2000) para el estuario de Bahía Blanca, tallas superiores a los 40 cm pertenecen a edades de más de 5 años y probablemente nuestra estimación de  $L_{50}$  corresponda a este rango de edades. Lopez Cazorla (2000) también señala dos periodos del año donde se registra un aumento de la abundancia de *C. guatucupa* dentro del estuario: en otoño y fines del invierno - principios de primavera. Jaureguizar *et al.* (2006) muestra para el estuario del Río de la Plata, que los movimientos reproductivos estacionales de otoño son realizados por los individuos de 5+ años, y los primaverales por individuos de edad 1+. Cassia (1986) señala que los movimientos reproductivos otoñales son los menos importantes, mientras que los movimientos reproductivos principales ocurrirían en primavera. Para Bahía Anegada, la biología reproductiva se estudió con individuos capturados en verano-otoño, cuyos rangos de tallas podrían haber producido una sobre estimación del valor real de  $L_{50}$ . La estimación del  $L_{50}$  basado en el IGS representa la primera para la especie.

*Cynoscion guatucupa* es un pez carnívoro, siendo su dieta en Bahía Anegada principalmente piscívora. Las diferencias estacionales se debieron al incremento en el consumo del decápodo *A. longinarius*

durante el otoño, mientras que en verano la dieta estuvo compuesta casi exclusivamente por peces. En coincidencia, Lopez Cazorla (1996) observó para *C. guatucupa* en el estuario de Bahía Blanca una proporción mayor de crustáceos decápodos durante el otoño, pero fue *P. petrunkevitchi* la que dominó la dieta en esa estación del año en el estuario de Bahía Blanca. Lucena *et al.* (2000) presentaron el caso contrario en su estudio de la dieta de esta especie en el sur de Brasil: la dieta de verano presentó proporciones iguales de crustáceos y peces, mientras que la de otoño consistió principalmente en peces. Ambos autores mencionan canibalismo para *C. guatucupa*, un fenómeno también observado en este estudio. Dado el carácter oportunista de la dieta de pescadilla y la importante heterogeneidad para muchos ítems presa, es posible que la falta de alimento en otoño (evidenciada por el 20% de estómagos vacíos encontrados, con respecto a 7% en verano) genere una presión alimentaria sobre presas secundarias, como crustáceos e individuos de la propia especie.

#### **4.5 Biología de *Odontesthes argentinensis***

La abundancia de *O. argentinensis* en las capturas se concentró en las estaciones frías, probablemente dado el comportamiento reproductivo de la especie, como se discute en la sección 4.1. Estas capturas estuvieron dominadas por hembras, una situación observada para esta especie en San Clemente del Tuyú, Mar del Plata (García *et al.*, 2010), Bahía Blanca (Lopez Cazorla, 1987) y la región costera de Lagoa dos Patos, Brasil (Moresco y Bemvenuti 2006).

La estimación del  $L_{50}$  basado en el IGS representa la primera para la especie. La  $L_{50}$  estimadas por este método para las hembras fue diferente de la estimada mediante el método tradicional de estadios macroscópicos. Moresco y Bemvenuti (2006), trabajando en Lagoa dos Patos, estimaron una  $L_{50}$  de 193 y 163 mm para hembras y machos de *O. argentinensis* respectivamente. Cabe mencionar que el rango de talla máxima de los ejemplares empleados para esa estimación (34 cm Lt) fue mucho menor que el del presente estudio (42,7 cm Lt). Esta última es cercana a la talla máxima registrada para esta especie por Lopez Cazorla (1987) quien capturó, en Bahía Blanca, ejemplares con tallas superiores a los 45 cm de Lt. Las  $L_{50}$  estimadas mediante determinación de madurez macroscópicamente a partir de rangos de tallas disímiles pueden producir resultados muy

diferentes (Trippel y Harvey 1991), por lo que no está claro si las diferencias entre este estudio y el de Moresco y Bemvenuti (2006) se deben a diferencias en la madurez sexual de la especie o a que fueron evaluados distintos rangos de tallas. Estudios sobre la biología reproductiva de *Odontesthes bonariensis* señalan  $L_{50}$  similares a las estimadas en este trabajo (Barros *et al.*, 2004).

La mayoría de los individuos capturados en invierno, verano y primavera mostraron tallas superiores a la  $L_{50}$  estimada, es decir, eran adultos reproductivos. En otoño, también pudieron capturarse individuos juveniles. Una estacionalidad similar en la distribución de esta especie también fue observada por Perier (1994) en el Golfo San Matías.

#### **4.6 Biología de *Squatina guggenheim***

Los individuos de *Squatina guggenheim* capturados en Bahía Anegada presentaron un rango de talla y talla media similares a los encontrados para esta especie frente al estuario del Río de la Plata (Colonello *et al.* 2007; Vögler *et al.* 2008; Vögler *et al.* 2003) y en el Golfo San Matías (Awruch *et al.* 2008), sin embargo en este último sitio, las tallas mínimas fueron mayores a las del presente, y a las

señaladas por Colonello *et al.* (2007), Vögler *et al.* (2008) y Vögler *et al.* (2003). La  $L_{50}$  de *S. guggenheim* estimada a partir del índice gonadosomático (IGS) en el presente trabajo es similar a la estimadas por Colonello *et al.* (2007) y ligeramente menor a la estimada por Awruch *et al.* (2008; quienes emplearon la metodología tradicional), posiblemente por las diferencias en el rango de tallas, como fue argumentado en la sección 4.5. La  $L_{50}$  estimada a partir de la determinación macroscópica de la madurez fue mucho menor a lo reportado por la bibliografía mencionada, por lo que se considera que el método que utiliza el IGS provee, para esta especie, una estimación más confiable. Se registraron individuos neonatos de esta especie, por lo que es posible que esta especie utilice Bahía Anegada como área de cría. Lopez Cazorla (1987) también halló individuos juveniles de *S. guggenheim* en el estuario de Bahía Blanca, lo que sugiere que esta especie utiliza las áreas someras y protegidas para parir sus crías, y que estas dan uso al ambiente para alimentarse y protegerse hasta alcanzar la madurez, como sucede con otras especies de tiburones (Stevens *et al.* 2000, Simpfendorfer y Milward, 1993).

A pesar de la clara importancia de los peces en la dieta de *S. guggenheim* de Bahía Anegada, se observó una dieta diversa, con una alta uniformidad. Vögler *et al.* (2008) y Vögler *et al.* (2003) encontraron una alta importancia de peces en la dieta de esta especie, trabajando en el Río de la Plata. Estos autores también

señalan una diversidad alta en la dieta de esta especie. Con la excepción de *C. guatucupa*, las especies de peces presa difieren entre el presente y los estudios de Vögler *et al.* (2008) y Vögler *et al.* (2003). Estos últimos presentan, entre las presas más importantes, a *Engraulis anchoita* y *Patagonotothen ramsayi*, las cuales poseen distribuciones amplias, llegando a aguas más profundas, donde estos autores llevaron a cabo los muestreos. Adicionalmente, Vögler *et al.* (2003) señalan el carácter oportunista de *S. guggenheim*, lo cual sugeriría que la especie preda sobre las presas más abundantes disponibles. Las diferencias en especies presa observadas entre estudios puede entonces deberse a una abundancia diferencial de las mismas en los distintos sitios de muestreo.

#### **4.7 Biología de *Brevoortia aurea***

Los individuos de *Brevoortia aurea* capturados en Bahía Anegada presentaron un rango de tallas similar al registrado por Lopez Cazorla (1985) en el estuario de Bahía Blanca. Si bien esta autora no describe el tipo de crecimiento, provee la información suficiente para poder realizar esta estimación. En estos dos ambientes, las hembras presentaron un crecimiento isométrico mientras que en los machos

de Bahía Anegada fue isométrico y en el estuario de Bahía Blanca fue alométrico negativo.

No existen otros trabajos publicados donde se estime la  $L_{50}$  de *B. aurea*. La  $L_{50}$  calculada en el presente, según la relación talla-edad estimada por Lopez Cazorla (1985), correspondería a 2 años. La autora también señala que fue imposible determinar el sexo en individuos menores a 17 cm, y que se consideraron como adultos los ejemplares de 20 cm o más. De acuerdo a lo anterior y considerando que la estimación de la  $L_{50}$  a partir del IGS provee el valor más cercano a 20 cm, es posible que este método genere una estimación más confiable para esta especie en Bahía Anegada.

A pesar de contar solamente con dos estaciones del año para determinar la época de puesta de *B. aurea* en Bahía Anegada, los resultados coinciden con lo expuesto por Lopez Cazorla (1985) para el estuario de Bahía Blanca, y Acha y Macchi (2000) para el estuario de Río de la Plata.

#### **4.8 Biología de *Micropogonias furnieri***

Los individuos de *Micropogonias furnieri* capturados en Bahía Anegada fueron en su mayoría individuos de tallas mayores a las reportadas por Hozbor y Garcia de la Rosa (2000), Macchi y Acha

(1998), Sánchez *et al.* (1991), Manickchand-heileman y Kenny (1990), y muy similares a las mencionadas por Lopez Cazorla (1987) en el estuario de Bahía Blanca. La talla máxima registrada para esta especie en el presente estudio es cercana a la mencionada por Carozza *et al.* (2004) para la costa bonaerense.

La talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) de *M. furnieri* en Bahía Anegada coincide con la mencionada por Gómez y Guzmán (390 mm Lt; 2005), aunque fue mayor a la señalada por Macchi y Acha ( $L_{50}$ : 349,8 mm Lt; 1998) y Manickchand-heileman y Kenny ( $L_{50}$ : 320 mm Lt; 1990). Teniendo en cuenta que Macchi y Acha (1998) y Manickchand-heileman y Kenny (1990) disponían de una muestra con un rango de tallas menor, es posible que, como fue argumentado para *O. argentinensis* en la sección 4.5 y para *S. guggenheim* en la sección 4.7, las diferencias en los rangos de tallas capturados afecte la estimación de la  $L_{50}$ .

La dieta de *M. furnieri* en Bahía Anegada, estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos y poliquetos. Estos resultados coinciden con lo mencionado por Sánchez *et al.* (1991) quienes describen una dieta similar para *M. furnieri* en la Bahía Samborombón y por Lopez Cazorla (1987) quien presenta para esta especie en el estuario de Bahía Blanca, una dieta compuesta principalmente por decápodos grápsidos y en menor medida poliquetos. Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) en el estuario de Bahía

Blanca y Hozbor y Garcia de la Rosa (2000) en la laguna Mar Chiquita, trabajando con individuos juveniles, también encontraron dietas compuestas principalmente por poliquetos y otros invertebrados bentónicos. Adicionalmente, Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) mencionan cambios ontogénicos en la dieta de estadios juveniles de *M. furnieri*. White *et al.* (2004) mencionan que los peces de tallas mayores son capaces de predar sobre organismos más activos y grandes, lo cual explicaría la abundancia de crustáceos decápodos en la dieta de *M. furnieri* en Bahía Anegada. Giberto *et al.* (2007) mencionan que la dieta de *M. furnieri* en el estuario del Río de la Plata está compuesta casi exclusivamente por bivalvos de la familia Mactridae. Estos autores argumentan que la mayor abundancia de este ítem presa en el área estudiada explica las diferencias con lo mencionado por Lopez Cazorla (1987), Sánchez *et al.* (1991), Hozbor y Garcia de la Rosa (2000) y Sardiña y Lopez Cazorla (2005b). Sardiña (2004) señala que la estrategia alimentaria de *M. furnieri* es de tipo oportunista, lo cual puede explicar esta variación marcada entre el estudio de Giberto *et al.* (2007) y el presente.

#### **4.9 Biología de *Callorhynchus callorhynchus***

Los individuos de *Callorhynchus callorhynchus* capturados en Bahía Anegada presentaron tallas superiores a los 52 cm de Lt. A diferencia del presente trabajo, Di Giacomo y Perier (1994) midieron la talla de esta especie utilizando el largo estándar (Le), por lo que se dificulta comparar ambos resultados. Sin embargo, empleando un diagrama provisto por estos autores, es posible estimar de manera aproximada que el Le representa un 72% del Lt para esta especie. Utilizando esta aproximación, es posible señalar que el rango de tallas capturado por Di Giacomo y Perier (1994) es menor al capturado en Bahía Anegada. Asimismo, la talla de primera madurez ( $L_{50}$ ) de los ejemplares hallados en Bahía Anegada sería ligeramente superior a la presentada por Di Giacomo y Perier (1994). Estos autores señalan la dificultad de identificar hembras adultas de esta especie macroscópicamente, y exponen un criterio para su identificación, el cual es diferente del utilizado en el presente trabajo (Ver sección 2.3). Estas discrepancias en los criterios metodológicos, sumadas al reducido número de individuos de *C. callorhynchus* capturados en Bahía Anegada, podrían explicar la disparidad en las estimaciones de  $L_{50}$ .

Al igual que Di Giacomo y Perier (1994), otros autores determinaron  $L_{50}$  de *C. callorhynchus* en Chile, utilizando valores de Le (Alarcón et al 2011), sin embargo su estimación fue similar a la del presente trabajo, posiblemente porque la distribución de tallas empleada para su cálculo fue mayor a la que se utilizó para *C. callorhynchus* en

Bahía Anegada, por lo tanto compensando el efecto subestimador de usar Le en lugar de Lt.

#### **4.10 Ecología Trófica de la comunidad íctica**

Son escasos los trabajos sobre superposición dietaria para las especies consideradas en este estudio (e.g. Sardiña y Lopez Cazorla, 2005c y Lucena *et al.* 2000), siendo éste el primero en explorar las relaciones tróficas entre *C. callorhynchus*, *M. goodei*, *S. gugenheim*, *M. schmitti*, *C. guatucupa* y *M. furnieri*. En Bahía Anegada, la superposición dietaria de la comunidad en conjunto fue media, lo cual concuerda con la teoría de que los recursos alimenticios de una zona en particular se particionan entre las especies que los utilizan (Edgar y Shaw 1995; Jenkins *et al.* 1997), reduciendo la competencia inter-especifica por los mismos (Ross, 1986; Platell y Potter 2001).

Es importante mencionar que la superposición dietaria debe ser interpretada con precaución, dado que no implica una competencia por los recursos entre las especies consideradas. Para interpretar correctamente la competencia inter-especifica se debe contar con información sobre la abundancia relativa de las especies presa (Gaughan y Potter, 1997; Sardiña y Lopez Cazorla, 2005c). Por el momento no se cuenta con esta información para Bahía Anegada, por lo que no se realizarán interpretaciones sobre la posible competencia ente las especies capturadas.

Las especies piscívoras *C. guatucupa* y *S. guggenheim* presentaron una superposición dietaria marcada, alimentándose de muchas de las mismas especies de peces (*C. guatucupa*, *Odontesthes* sp. y *Odontesthes incisa*). Esta situación no es exclusiva para Bahía Anegada: Lopez Cazorla (1996) y Lucena *et al.* (2000), también encontraron estas presas en la dieta de *C. guatucupa* en el estuario de Bahía Blanca, y en el sur de Brasil respectivamente. Vögler *et al.* (2003) mencionan también estos ítems presa en la dieta de *S. guggenheim* en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya.

*Myliobatis goodei*, *M. schmitti* y *M. furnieri* presentaron dietas marcadamente superpuestas, en especial las últimas dos. En Bahía Anegada, ambas consumieron las mismas especies de cangrejos y poliquetos. *M. goodei* presentó una dieta compuesta en mayor medida por bivalvos, sin embargo, también consumió las mismas especies de crustáceos y poliquetos que *M. schmitti* y *M. furnieri*. Varios autores describen situaciones similares en otras partes del mundo, por ejemplo Navia *et al.* (2007) mencionan una marcada superposición entre *Mustelus lunulatus* y *Dasyatis longa* en el océano Pacífico colombiano; Mabragaña y Giberto (2007) señalan que las dietas de *Psammobatis normani* y *P. rudis* son iguales para el sudoeste del océano Atlántico; y Kamura y Hashimoto (2004) también encontraron una superposición entre las dietas de *Mustelus manazo* y *Mustelus griseus* en el mar de Seto, Japón.

En Bahía Anegada, las dietas de *C. guatucupa* y *M. furnieri* fueron completamente disimiles. Contrario a esto, Sardiña y Lopez Cazorla (2005c) describen, para individuos juveniles de *M. furnieri* y *C. guatucupa*, una marcada superposición dietaria, basada en mesozooplancton. Es posible que estas especies tengan una dieta similar en estadios de desarrollo tempranos, como observaron Sardiña y Lopez Cazorla (2005c), y que se produzcan cambios ontogénicos en la alimentación, dando como resultado dietas disímiles para los individuos adultos, como es evidente en éste estudio. White *et al.* (2004) señala éste fenómeno como una estrategia que utilizan las especies de peces para maximizar la partición de los recursos alimentarios.

La dieta de *C. callorhynchus* mostró una leve similitud con las de *M. goodei*, *M. schmitti* y *M. furnieri*, al presentar una dieta casi exclusivamente compuesta por bivalvos del género *Lasaea*. Sin embargo, no presentó una superposición importante con ninguna de las especies consideradas. Si bien se cuenta con pocos ejemplares de esta especie, la información obtenida sugiere que *C. callorhynchus* no utilizó los mismos recursos alimentarios que el resto de las especies.

La especie con menor nivel trófico (NT) en Bahía Anegada fue *C. callorhynchus*. Este valor de NT lo caracteriza como un consumidor secundario. Realizando el cálculo del NT para los datos publicados en el estudio de Di Giacomo y Perier (1996) se obtiene un valor de NT

de 3,27, el cual es ligeramente mayor al obtenido en este trabajo, posiblemente debido a la presencia de peces en la dieta de la población examinada por Di Giacomo y Perier (1996), los cuales estuvieron ausentes en la dieta de *C. callorhynchus* en Bahía Anegada.

El NT calculado para *M. schmitti* es similar al estandarizado para esta especie, publicado por Cortés (1999) y al presentado por Pérez Comesaña y Goldman (2011). Este valor lo caracteriza como consumidor secundario. Otras especies carcinófagas del género *Mustelus* poseen un NT similar: *M. asterias*, *M. canis*, *M. lenticulatus* y *M. manazo* poseen un NT que oscila entre 3,5 y 3,7 (Cortés, 1999), mientras que especies consumidoras de peces y cefalópodos, como *M. punctulatus*, *M. mustelus*, *M. lunatus* y *M. fasciatus* tienen NT más elevados, entre 3,8 y 4,2 (Cortés, 1999).

*Micropogonias furnieri* presentó un NT igual al de *M. schmitti*, siendo esta especie también un predador secundario, principalmente carcinófago. Realizando el cálculo del NT para el estudio de Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) y Hozbor y García de la Rosa (2000) se obtiene un valor de 3,55 y 3,57 respectivamente, muy próximo al obtenido en el presente trabajo. Sin embargo, ambos trabajos fueron realizados sobre juveniles de *M. furnieri*, lo que sugiere que esta especie no experimenta cambios en su NT a lo largo de la ontogenia.

El NT de *M. goodei* constituye la primera referencia para esta especie, y la caracteriza como un consumidor secundario. Otras especies del género *Myliobatis*, como *M. californica* (NT: 3,5; Talent, 1982), *M. chilensis* (3,86; Ballón, 2005), *M. australis* (3,55; Last y Stevens, 1994) *M. aquila* (3,61; Jardas et al. 2004) tienen NT similares, si bien más elevados al estimado para esta especie.

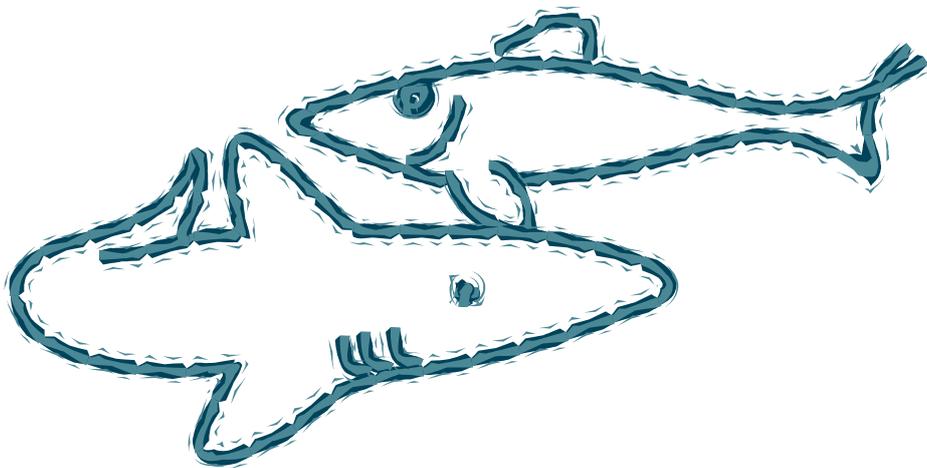
*Cynoscion guatucupa* resultó un consumidor terciario, con un NT superior a cuatro. Realizando el cálculo del NT para el estudio de Sardiña y Lopez Cazorla (2005a) se obtiene un valor de 3,78, el cual es inferior al obtenido por el presente estudio, dado que las autoras emplearon individuos juveniles. Empleando los datos publicados por Lopez Cazorla (1996) se obtiene un NT de 3,86, también menor. En su estudio de la dieta de *C. guatucupa*, Lopez Cazorla (1996) contó tanto con individuos juveniles, como con adultos. El NT calculado en base a los datos publicados por Lucena (2000), quien trabajó exclusivamente con ejemplares adultos es de 4,06, muy próximo al obtenido en este trabajo. Esta progresión hacia NT mayores podría indicar un incremento del NT con la ontogenia de *C. guatucupa*.

*Squatina guggenheim* presentó el mayor NT de todas las especies evaluadas, similar al estandarizado para esta especie (Cortés, 1999), caracterizándola como consumidor terciario. Vögler et al. (2008) presenta valores de NT de 4,26-4,4 lo que coincide con los resultados obtenidos para *S. guggenheim* en Bahía Anegada.



---

# Conclusiones



La comunidad íctica de Bahía Anegada presentó una dinámica estacional. Las variaciones en composición y estructura de la comunidad estuvieron ligadas a los comportamientos migratorios de muchas de las especies que la componen, así como también a los comportamientos reproductivos. Las diferencias geomorfológicas de los diferentes lugares de muestreo no afectaron la dinámica de la comunidad de peces de Bahía Anegada.

*Mustelus schmitti* es un condriccio que presenta una dinámica poblacional compleja, con una clara división entre los individuos neonatos, juveniles y adultos, no sólo en sus patrones de distribución temporal y espacial, sino también en su ecología trófica. La especie utiliza Bahía Anegada como área de cría, alimentación y refugio. Los adultos ingresan en primavera para parir sus crías, aparearse y alimentarse, y luego abandonan las aguas de la bahía durante las estaciones frías, para regresar en la primavera siguiente.

Se presentan por primera vez estimaciones de parámetros biológicos clave para *M. goodei*, un batoideo de amplia distribución geográfica, los cuales son vitales para el manejo futuro del recurso. Esta especie presenta una dinámica poblacional compleja, con movimientos migratorios relacionados con la obtención de alimento y la reproducción. Esta especie utiliza Bahía Anegada como área de cría y alimentación, de la misma manera que *M. schmitti*.

*Cynoscion guatucupa* en Bahía Anegada realiza movimientos migratorios relacionados con la reproducción, aproximándose en otoño y primavera desde aguas adentro a las aguas someras de la bahía. Se presentan por primera vez estimaciones del L<sub>50</sub> basadas en IGS para esta especie. Es posible que *C. guatucupa* utilice Bahía Anegada como área de cría y alimentación, de la misma manera que lo hace en otras bahías y estuarios de la provincia de Buenos Aires. *C. guatucupa* se alimentó principalmente de peces y probablemente presente cambios dietarios en la ontogenia.

El patrón de abundancia de *O. argentinensis* en Bahía Anegada está relacionado con la reproducción, siendo activos y agrupándose en las estaciones frías y dispersándose en las cálidas. Se presentan por primera vez estimaciones del L<sub>50</sub> basadas en IGS para esta especie.

*Squatina guggenheim* probablemente utilice Bahía Anegada como área de cría y alimentación, de la misma manera que lo hace en otras bahías y estuarios de la provincia de Buenos Aires. Se presentan por primera vez estimaciones del L<sub>50</sub> basadas en IGS para esta especie. Ésta presentó una dieta piscívora, similar a la mencionada por otros autores. Las diferencias en las especies presa entre los estudios pueden ser explicadas por la estrategia oportunista que presenta *S. guggenheim*.

Se observaron diferencias en el crecimiento de *B. aurea* entre Bahía Anegada y Bahía Blanca. Se presentan por primera vez estimaciones

del L<sub>50</sub> para *B. aurea*, las cuales coinciden con el límite de detección macroscópico de individuos maduros, correspondiente a 2 años de edad. La época de puesta determinada fue similar a la presentada en la bibliografía.

Los individuos de *M. furnieri* capturados en Bahía Anegada presentaron tallas cercanas a la máxima mencionada, lo cual puede haber afectado la estimación de L<sub>50</sub>. Esta especie presentó una dieta carcinófaga, similar a la mencionada por otros autores. Posiblemente la dieta de *M. furnieri* sufra cambios ontogénicos.

*Callorhynchus callorhynchus* en Bahía Anegada presenta una L<sub>50</sub> mayor a la estimada por otros autores, probablemente debido a las diferencias en las medidas de longitud empleadas y/o los criterios de identificación de madurez sexual. Esta especie presentó una dieta compuesta casi exclusivamente por bivalvos, como también han señalado otros autores. *C. callorhynchus* consumió *Crassostrea gigas*, una especie exótica altamente invasiva en Bahía Anegada.

El solapamiento trófico de la comunidad íctica de Bahía Anegada fue moderado, siendo *M. schmitti*, *M. furnieri* y *M. goodei* por un lado, y *C. guatucupa* y *S. guggenheim* por otro, las especies con mayor superposición dietaria. *S. guggenheim* presentó el mayor nivel trófico, seguido de *C. guatucupa*, ambos consumidores terciarios. *M. schmitti*, *M. furnieri*, *M. goodei* y *C. callorhynchus* presentaron niveles

tróficos inferiores, siendo caracterizados como consumidores secundarios.

Numerosas especies utilizan la bahía como area para la reproducción y/o la cría de sus estadíos juveniles. Muchas de estas especies son condrictios, animales con una historia de vida que les confiere una baja resistencia a la explotación, por lo que la identificación y conservación de areas de cría, como Bahía Anegada, son cruciales para el uso sustentable de cualquier recurso pesquero que la utilice como tal.

Este trabajo constituye la primera investigación sobre la ecología y biología de la comunidad de peces de Bahía Anegada, además de proveer información inédita para algunas de las especies que la integran. La información provista en esta tesis contribuye potencialmente a la generación de planes de manejo de los recursos pesqueros de la reserva. Trabajos adicionales sobre la bioecología de las comunidades marinas, como por ejemplo de invertebrados bentónicos, podrían reforzar los resultados de esta tesis, ayudando a esclarecer la naturaleza de las tramas tróficas del ecosistema marino de Bahía Anegada.

---

# **Bibliografía**

- Acha, E. M., y G. J. Macchi. 2000. Spawning of Brazilian menhaden , *Brevoortia aurea* , in the Río de la Plata estuary off Argentina and Uruguay. Fishery Bulletin 98: 227–235.
- Alarcón, C., L. A. Cubillos, y E. Acuña. 2011. Length-based growth, maturity and natural mortality of the cockfish *Callorhynchus callorhynchus* (Linnaeus, 1758) off Coquimbo, Chile. Environmental Biology of Fishes 92: 65–78.
- Amundsen, P. A., H. M. Gabler, y F. J. Staldvik. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology 48: 607–614.
- Anderson, M. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 305: 191–221.
- Anderson, M. J., K. E. Ellingsen, y B. H. McArdle. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. Ecology letters 9: 683–93.
- Awruch, C., F. Lo Nostro, G. M. Somoza, y E. Di Giacomo. 2008. Reproductive biology of the angular angel shark *Squatena*

*guggenheim* (Chondrichthyes: Squatinidae) off Patagonia  
(Argentina, southwestern Atlantic). *Ciencias Marinas* 34: 17–28.

Balirwa, J. S., C. A. Chapman, L. J. Chapman, I. G. Cowx, K. Geheb,  
L. Kaufman, R. H. Lowe-McConnell, O. Seehausen, J. H. Wanink,  
R. L. Welcomme, y F. Witte. 2003. Biodiversity and Fishery  
Sustainability in the Lake Victoria Basin: An Unexpected  
Marriage? *BioScience* 53: 703.

Ballón, R. M. 2005. Comparative analysis of the community structure  
and trophic relations of the Peruvian hake *Merluccius gayi*  
peruanus and its by-catch of the years 1985 and 2001. Tesis  
doctoral, University of Bremen, Bremen, 257 pp.

Barletta-Bergan, A., M. Barletta, y U. Saint-Paul. 2002. Structure and  
Seasonal Dynamics of Larval Fish in the Caeté River Estuary in  
North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54: 193–206.

Barry, K. P., R. E. Condrey, W. B. Driggers, y C. M. Jones. 2008.  
Feeding ecology and growth of neonate and juvenile blacktip  
sharks *Carcharhenus limbatus* in the Timbalier-Terrebone Bay  
complex, LA, U.S.A. *Journal of Fish Biology* 73: 650–662.

Barros, S. E., H. Regidor, J. Iwazkiw. 2004. Biología pesquera del  
Pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes, 1835)  
en el subtrópico de Argentina. *AquaTIC* 20: 32–37.

- Bates, D. M., y J. M. Chambers. 1992. Statistical Models in S. en J. M. Chambers y T. J. Hastie, editores. Computer science and statistics: proceedings of the 19th Symposium on the Interface. Wadsworth & Brooks, California.
- Baum, J. K., J. J. Meeuwig, y A. C. J. Vincent. 2003. Bycatch of lined seahorses (*Hippocampus erectus*) in a Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. Fishery Bulletin 101: 721–731.
- Beaugrand, G., P. C. Reid, F. Ibañez, J. A. Lindley, y M. Edwards. 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. Science 296: 1692–1694.
- Belleggia, M., y D. Figueroa. 2008. Food habits of the broad nose skate, *Bathyraja brachyurops* (Chondrichthyes , Rajidae), in the south-west Atlantic. Scientia Marina, 72 (4): 701–710.
- Bethea, D. M., L. Hale, J. K. Carlson, E. Cortés, C. A. Manire, y J. Gelsleichter. 2007. Geographic and ontogenetic variation in the diet and daily ration of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*, from the eastern Gulf of Mexico. Marine Biology 152: 1009–1020.
- Bezzi, S., R. Akselman, y E. E. Boschi (Eds.). 2000. Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con la actualización de 1999. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata, 388 pp.

- Bishop, M., y S. Bishop. 1973. Associations of molluscs and marine plants at San Diego, California. *Journal of Conchology London* 28: 43–54.
- Blaber, S., D. P. Cyrus, J. J. Albaret, C. V. Ching, J. W. Day, M. Elliott, M. S. Fonseca, D. E. Hoss, J. Orensans, I. C. Potter, y W. Silvert. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 590–602.
- Blyth-Skyrme, R. E., M. J. Kaiser, J. G. Hiddink, G. Edwards-Jones, y P. J. B. Hart. 2006. Conservation Benefits of Temperate Marine Protected Areas: Variation among Fish Species. *Conservation Biology* 20: 811–820.
- Borges, M. E. 2006. Ecología de las ostras en ambientes del sur bonaerense: cultivo y manejo de sus poblaciones. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 247 pp.
- Bortolus, A., P. Laterra, y O. Iribarne. 2003. Crab-mediated phenotypic changes in *Spartena densiflora* Brong. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 97–107.
- Brooks, D. R., M. A. Mayes, y T. B. Thorson. 1981. Cestode parasites in *Myliobatis goodei* Garman (Myliobatiformes: Myliobatidae) from Río de la Plata, Uruguay, with a summary of cestodes collected from South American elasmobranchs during 1975-1979.

Proceedings of the Biological Society of Washington 93: 1239–1252.

Carbines, G., y R. G. Cole. 2009. Using a remote drift underwater video (DUV) to examine dredge impacts on demersal fishes and benthic habitat complexity in Foveaux Strait, Southern New Zealand. *Fisheries Research* 96: 230–237.

Carozza, C. R., D. R. Hernández, y R. G. Perrotta. 2004. Evaluación de corvina rubia ( *Micropogonias furnieri* ) en el área del Río de la Plata y zona común de pesca argentino-uruguaya por medio de un modelo de dinámica de biomasa. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 16: 77–90.

Cassia, M.C. 1986. Reproducción y fecundidad de la pescadilla de red, *Cynoscion striatus*. *Publicaciones del Comité Técnico Mixto del Frente Marítimo* 1 (1): 191–203.

Castro, J. I. 1993. The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes* 38: 37–48.

Chiaramonte, G., y A. D. Pettovello. 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. *Journal of Fish Biology* 57: 930–942.

- Colautti, D., C. Baigun, A. Lopez Cazorla, F. Llomprat, J. M. Molina, P. Suquele, S. Calvo. 2010. Population biology and fishery characteristics of Smoothhound *Mustelus schmitti* in Anegada Bay, Argentina. *Fisheries Research* 106: 351-357.
- Coll, M., S. Libralato, S. Tudela, I. Palomera, y F. Pranovi. 2008. Ecosystem Overfishing in the Ocean. *PLoS ONE* 3: 10.
- Colonello, J. H., L. O. Lucifora, y A. M. Massa. 2007. Reproduction of the angular angel shark ( *Squatena guggenheim* ): geographic differences , reproductive cycle , and sexual dimorphism. *ICES Journal of Marine Science* 64: 131–140.
- Connell, S. D. 2002. Effects of a predator and prey on a foraging reef fish: implications for understanding density-dependent growth. *Journal of Fish Biology* 60: 1551–1561.
- Cordo, H. D. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de campañas de investigación realizadas en 1981 III. La pescadilla de red (*Cynoscion striatus*). *Publ. Com. Tec. Mix. Fr. Mar.* 1: 15–27.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 726–738.

- Cortes, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science* 56: 707–717.
- Cortés, F., A. J. Jaureguizar, R. C. Menni, y R. A. Guerrero. 2010. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal areas. *Hydrobiologia* 661: 445–456.
- Cortés, F., and A. Massa. 2006. Aspectos biológicos del Gatuza (*Mustelus schmitti*). Informe técnico INIDEP 81: 10.
- Costello, M. J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* 36: 261–263.
- Cousseau, M. B. 1985. Los peces del Río de la Plata y su frente marítimo. En A. Yáñez Arancibia, editor. Fish community ecology in Estuaries and Coastal Lagoons. Toward an ecosystem integration. DR (R) UNAM Press, México. 515–534.
- Cousseau, M. B., C. R. Carozza, y J. M. Gustavo. 1998. Abundancia, reproducción y distribución de tallas del gatuza (*Mustelus schmitti*) en la zona común de pesca argentino-uruguaya y en el Rincón. Noviembre, 1994. Informe técnico INIDEP 21: 103–115.
- Cousseau, M. B., y R. G. Perrotta. 2000. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata. 167 pp.

- Crawley, M. J. 2007. The R Book. England, T., editor. Wiley. 942 pp.
- Cuadrado, D. G., y E. A. Gómez. 2010. Geomorfología y dinámica del canal San Blas, Provincia de Buenos Aires (Argentina). *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis* 17: 3–16.
- Daan, N. 1973. A quantitative analysis of the food intake of North Sea cod, *Gadus morhua*. *Netherlands Journal of Sea Research* 6: 479–517.
- Day, H. J. 1981. Summaries of current knowledge of 43 estuaries in southern Africa. *En* H. J. Day, editor. *Estuarine Ecology with Particular reference to Southern Africa*. . A. A. Balkema, Cape Town. 251–329.
- Di Giacomo, E. E., y M. R. Perier. 1994. Reproductive biology of the cockfish, *Canorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae), in Patagonian waters (Argentina). *Fishery Bulletin* 92: 531–539.
- Di Giácomo, E. E., y M. R. Perier. 1996. Feeding Habits of Cockfish , *Callorhynchus callorhynchus* ( Holocephali : Callorhynchidae ), in Patagonian Waters (Argentina). *Marine and Freshwater Research* 47: 801–808.
- Di Giácomo, E., A. M. Parma, y J. M. Orensanz. 1994. Food Consumption by the Cock Fish, *Callorhynchus callorhynchus*

(Holocephali, Callorhynchidae), from Patagonia (Argentina).

Environmental Biology of Fishes 40: 199–211.

Diaz de Astarloa, J. M., C. R. Carozza, R. A. Guerrero, A. G. Baldoni, y M. B. Cousseau. 1997. Algunas características biológicas de peces capturados en una campaña costera invernal en 1993, en el área comprendida entre 34 y 41° S y su relación con las condiciones ambientales. Informe técnico INIDEP 992: 36.

Edgar, G. J., y C. Shaw. 1995. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia II. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 194: 83–106.

Elliott, A. , Wayne, C. y A. Woodward. 2007. Statistical Analysis Quick Reference Guidebook: With SPSS Examples. Sage Publications Inc. 259 pp.

Everitt, B. S. 1979. Unresolved Problems in Cluster Analysis. Biometrics 35: 169–181.

Fernández Aráoz, N. C., N. Lagos, y C. R. Carozza. 2009. Asociación Ictica costera bonaerense "Variado Costero" Capturas declaradas por la flota comercial Argentina durante el año 2008. Informe técnico INIDEP 31: 1–26.

Ferry, L. A., y G. M. Cailliet. 1996. Sample size and data analysis: Are we characterizing and comparing diet properly? *Feeding Ecology and Nutrition in Fish, Symposium Proceedings*: 71–80.

Figueiredo, J. L. 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introducao, Caçoes, raias e quimeras. Ediciones Museu de Zoología, Universidad do Sao Paulo. 104 pp.

Fock, H., C. Pusch, y S. Ehrich. 2004. Structure of deep-sea pelagic fish assemblages in relation to the Mid-Atlantic Ridge (45°–50°N). *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers* 51: 953–978.

Fontoura, N. F., A. S. Braun, y P. C. C. Milani. 2009. Estimating size at first maturity (  $L_{50}$  ) from Gonadosomatic Index ( GSI ) data. *Neotropical Ichthyology* 7: 217–222.

Francis, M. P. 1988 Movement patterns of rig (*Mustelus lenticulatus*) tagged in southern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22(2): 259-272.

Fromentin, J. y A. Fonteneau. 2001. Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research* 53: 133–150.

Garcia, M. L., A. J. Jaureguizar, y L. C. Protogino. 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Rio de la Plata

and the sea beyond. Latin American Journal of Aquatic Research 38: 81–94.

Gaughan, D. J., y I. C. Potter. 1997. Analysis of diet and feeding strategies within an assemblage of estuarine larval fish and an objective assessment of dietary niche overlap. Fishery Bulletin 95: 722–731.

Giberto, D. A., C. S. Bremec, E. M. Acha, y H. W. Mianzan. 2007. Feeding of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* ( Sciaenidae ) in the estuary of the Río de la Plata and adjacent Uruguayan coastal waters. Atlantica Rio Grande 29: 75–84.

Gómez, G., y R. Guzmán. 2005. Aspectos de la dinámica reproductiva y poblacional del roncadador , *Micropogonias furnieri* , en el golfo de Paria, Estado Sucre, Venezuela. Zootecnia Tropical 23: 69–90.

Gray, J. S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250 (1-2): 23–49.

Gray, A. E., T. J. Mulligan, y R. W. Hannah. 1997. Food habits, occurrence, and population structure of the bat ray, *Myliobatis*

*californica*, in Humboldt Bay, California. *Environmental Biology of Fishes* 49: 227–238.

Green, R. H. 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of central Canada. *Ecology* 52: 543–556.

Hahn, M. E., y J. J. Stegeman. 1994. Regulation of cytochrome P4501A1 in teleosts: sustained induction of CYP1A1 mRNA, protein, and catalytic activity by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in the marine fish *Stenotomus chrysops*. *Toxicology and Applied Pharmacology* 127: 187–198.

Heithaus, M. R., A. Frid, A. J. Wirsing, y B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in ecology & evolution* 23: 202–10.

Henderson, B. A., y S. J. Nepszy. 1990. Yield of yellow perch in Lakes Erie and St. Clair: Community associations. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 741–756.

Heupel, J. Carlson, y C. Simpfendorfer. 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. *Marine Ecology Progress Series* 337: 287–297.

Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–432.

- Hilborn, R. 2007. Managing fisheries is managing people: what has been learned? *Fish and Fisheries* 8: 285–296.
- Hindell, J. S., y G. P. Jenkins. 2004. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves ( *Avicennia marina* ) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. *Marine Biology* 144: 385–395.
- Hindell, J., G. Jenkins, y M. Keough. 2000. Evaluating the impact of predation by fish on the assemblage structure of fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 255: 153–174.
- Hines, A. H., R. B. Whitlatch, S. F. Thrush, J. E. Hewitt, V. J. Cummings, P. K. Dayton, y P. Legendre. 1997. Nonlinear foraging response of a large marine predator to benthic prey: eagle ray pits and bivalves in a New Zealand sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 216: 191–210.
- Holbrook, K. M., y T. B. Smith. 2000. Seed dispersal and movement patterns in two species of *Ceratogymna hornbills* in a West African tropical lowland forest. *Oecologia* 125: 249–257.
- Holt, G. J., y S. A. Holt. 2000. Vertical distribution and the role of physical processes in the feeding dynamics of two larval sciaenids

*Sciaenops ocellatus* and *Cynoscion nebulosus*. Marine Ecology Progress Series 193: 181–190.

Hozbor, N. M., and S. B. García de la Rosa. 2000. Alimentación de juveniles de Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*) en la laguna costera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). Frente Marítimo 18: 59–70.

Iribarne, O. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín, UNESCO, Mar del Plata. 319 pp.

Isla, F., K. Miglioranza, P. Ondarza, V. Shimabukuro, M. Mnone, M. Espinosa, L. M. Quiroz, A. Ferrante, J. Aizpún, V. Moreno. 2010. Sediment and Pollutant Distribution Along The Negro River: Patagonia, Argentina. The International Journal of River Basin Management 8: 319-330.

Ivanov, V. A., y R. A. Campbell. 1998. *Echinobothrium megacanthum* sp. n. (Cestoda: Diphyllidea) from the eagle ray *Myliobatis goodei* (Chondrichthyes: Rajoidei) from the Patagonian shelf of Argentina. Folia Parasitologica 45: 225–229.

Jardas, I., M. Santic, y A. Pallaoro. 2004. Diet composition of the eagle ray, *Myliobatis aquila* (Chondrichthyes: Myliobatidae), in the eastern Adriatic sea. Cybium 28: 372–374.

- Jaureguizar, A. J., C. Ruarte, y R. A. Guerrero. 2006. Distribution of age-classes of striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*) along an estuarine–marine gradient: Correlations with the environmental parameters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 82–92.
- Jaureguizar, A., R. Menni, C. Bremeca, H. Mianzana, y C. Lasta. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 921–933.
- Jenkins, G. P., K. P. Black, J. Wheatley, Melissa, y D. N. Hatton. 1997. Temporal and spatial variability in recruitment of a temperate , seagrass-associated fish is largely determined by physical processes in the pre- and post-settlement phases. *Marine Ecology Progress Series* 148: 23–35.
- Jennings, S., y M. J. Kaiser. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201–352.
- Jolliffe, I. T. 2002. Principal Component Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 2nd edition. Springer Series in Statistics. 487 pp.
- Jonassen, T.M., A.K. Imstrand, S. Kadowaki y S.O. Stefansson. 2000. Interaction of temperature and photoperiod on growth of Atlantic halibut *Hippoglossus hippoglossus*. *L. Aquaculture Research* 31: 219–227.

- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88: 2427–2439.
- Kamura, S., y H. Hashimoto. 2004. The food habits of four species of triakid sharks, *Triakis scyllium*, *Hemitriakis japonica*, *Mustelus griseus* and *Mustelus manazo*, in the central Seto Inland Sea, Japan. *Fisheries Science* 70: 1019–1035.
- Karr, J. R. 1986. Applying an Index of Biotic Integrity Based on Sampling and Interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 418–429.
- Kendall, M. A., y M. Aschan. 1993. Latitudinal gradients in the structure of macrobenthic communities: a comparison of Arctic, temperate and tropical sites. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172: 157–169.
- King, K. E. N. J., y M. R. Clark. 1984. The food of rig ( *Mustelus lenticulatus* ) and the relationship of feeding to reproduction and condition in Golden Bay. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 18: 29–42.
- Knip, D., Heupel, y C. Simpfendorfer. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. *Marine Ecology Progress Series* 402: 1–11.

- Krebs, C. J. 1999. Ecological Methodology. E. Fogarty, V. McDougal, y N. Murray, editores. New York. Addison Wesley Longman. 668 pp.
- Last, P. R., y J. D. Stevens. 1994. Sharks and Rays of Australia. Copeia 1994: 1055–1057.
- Leach, J. H., M. G. Johnson, J. R. M. Kelso, J. Hartmann, W. Nümann, y B. Entz. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 1964–1971.
- Lester, S., B. Halpern, K. Grorud-Colvert, J. Lubchenco, B. Ruttenberg, S. Gaines, S. Airamé, y R. Warner. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. Marine Ecology Progress Series 384: 33–46.
- Lopez Cazorla, A. 1985. Edad, crecimiento y comportamiento migratorio de *Brevoortia aurea* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Clupeidae) de Bahía Blanca (Argentina). Inv. Pesq. 49: 297–313.
- Lopez Cazorla, A. 1996. The food of *Cynoscion striatus* (Cuvier) (Pisces: Sciaenidae) in the Bahia Blanca area, Argentina. Fisheries Research 28: 371–379.
- Lopez Cazorla, A. C. 1987. Contribución al conocimiento de la ictofauna marina del área de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, 247 pp.

- Lopez Cazorla, A. C. 2000. Age structure of the population of weakfish *Cynoscion guatucupa* (Cuvier) in the Bahía Blanca waters, Argentina. *Fisheries Research* 46: 279–286.
- Lopez Cazorla, A. C. 2004. Ecosistema del estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía (IADO). *En* C. M. Piccolo y M. S. Hoffmeyer, editores. Bahía Blanca. 191–201.
- Lopez Cazorla, A. y Sidorkewicz, N. 2009. Some biological parameters of Jenyns' sprat *Ramnogaster arcuata* (Pisces: Clupeidae) in south-western Atlantic waters. *Marine Biodiversity Records* 2: 1-8
- López, H. L., N. A. San Román, y E. E. Di Giácomo. 2000. On the South Atlantic distribution of *Callorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae). *Journal of Applied Ichthyology* 16: 39.
- Lucena, F. M., T. Vaske, J. R. Ellis, y C. M. O. Brien. 2000. Seasonal variation in the diets of bluefish , *Pomatomus saltatrix* ( Pomatomidae ) and striped weakfish , *Cynoscion guatucupa* ( Sciaenidae ) in southern Brazil : implications of food partitioning. *Environmental Biology of Fishes* 57: 423–434.
- 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, 407 pp.

- Lucifora, L. O., V. B. García, R. C. Menni, A. H. Escalante, y N. M. Hozbor. 2008. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. *Ecological Research* 24: 109–118.
- Mabragaña, E., D. A. Giberto, y C. S. Bremec. 2005. Feeding ecology of *Bathyraja macloviana* ( Rajiformes : Arhynchobatidae ): a polychaete-feeding skate from the South-west Atlantic \*. *Ecology* 69: 405–413.
- Mabragaña, E., L. O. Lucifora, y A. M. Massa. 2002. The reproductive ecology and abundance of *Sympterygia bonapartii* endemic to the south-west Atlantic. *Journal of Fish Biology* 60: 951–967.
- Mabragaña, E., y D. A. Giberto. 2007. Feeding ecology and abundance of two sympatric skates , the shortfin sand skate *Psammobatis normani* McEachran , and the smallthorn sand skate *P . rudis* Gu Rajidae ), in the southwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1017–1027.
- Macchi, J. G., y M. E. Acha. 1998. Aspectos reproductivos de las principales especies de peces en la zona común de pesca argentino-uuguaya y en el Rincón. Noviembre, 1994. Informe técnico INIDEP 21: 67–89.

- Magill, S. 2002. Seasonal and interannual variation in fish assemblages of northern temperate rocky subtidal habitats. *Journal of Fish Biology* 44: 1198–1216.
- Mandali de Figueiredo, G., y J. P. Vieira. 2005. Diel feeding, daily food consumption and the predatory impact of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in an estuarine environment. *Marine Ecology* 22: 130–139.
- Manickchand-Heileman, S. C., y J. S. Kenny. 1990. Reproduction , Age , and Growth of the Whitemouth Croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest 1823 ) in Trinidad Waters. *Fishery Bulletin* 88: 523–529.
- Martino, E. J., y K. W. Able. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 969–987.
- Massa, A., C. A. Lasta, y C. R. Carozza. 2004. Estado actual y explotación del gatuzo (*Mustelus schmitti*). En S. Bezzi, R.P. y E. Boschi, editores. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. INIDEP, Mar del Plata, 359 pp.
- Massa, A., N. Hozbor, G. E. Chiaramonte, A. D. Balestra, y C. M. Vooren. 2010. *Mustelus schmitti*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1.

- Massa, A., y C. A. Lasta. 2000. III. Recursos a mantener: Gatuza (*Mustelus schmitti*). En S. Bezzi, R. Akselman, y E. E. Boschi, editores. Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999. INIDEP, Mar del Plata 388 pp.
- Mendoza, J., S. Booth, y D. Zeller. 2003. Venezuelan marine fisheries catches in space and time : 1950- 1999. Fisheries Centre Research Reports 11: 171-180.
- Mendoza-Carranza, M., y J. Vieira. 2007. Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) feeding strategies across four southern Brazilian estuaries. Aquatic Ecology 42: 83-93.
- Menge, B. A., y A. M. Olson. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. Trends in Ecology & Evolution 5: 52-57.
- Menni, R. C. 1985. Distribución y biología de *Squalus acanthias*, *Mustelus schmitti* y *Galeorhinus vitaminicus* en el Mar Argentino en agosto-setiembre de 1978 (Chondrichthyes). Rev. Museo La Plata, Zoología 138: 151-182.
- Menni, R. C., y L. O. Lucifora. 2007. Condrictios de la Argentina y Uruguay. ProBiota, FCNyM, UNLP Serie Técnica y Didáctica N° 11, La Plata, 18pp.

- Menni, R., M. Cousseau, y A. Gosztonyi. 1986. Sobre la biología de los tiburones costeros de la provincia de Buenos Aires. *Anales de la Sociedad Científica Argentina* 213: 3–26.
- Miller, T. W., y R. D. Brodeur. 2007. Diets of and trophic relationships among dominant marine nekton within the northern California Current ecosystem. *Fishery Bulletin* 105: 548–559.
- Molina, J. M., y A. L. Cazorla. 2011. Trophic ecology of *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) in a nursery area of northern Patagonia. *Journal of Sea Research* 65: 381–389.
- Mollet, H. F., G. Cliff, H. L. Prat Jr., y J. D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids. *Fishery Bulletin* 98: 299– 318.
- Moresco, A., y M. D. A. Bemvenuti. 2006. Biología reproductiva do peixe-rei *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes) (Atherinopsidae) da região marinha costeira do sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23: 1168–1174.
- Moura, T., I. Figueiredo, I. Farias, y M. D. F. Borges. 2008. Ontogenetic dietary shift and feeding strategy of *Raja undulata* Lacepède , 1802 ( Chondrichthyes: Rajidae ) on the Portuguese continental shelf. *Scientia Marina* 72: 311–318.

- Moyle, P. B., y J. J. Cech. 2000. Ichthyology. 4th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, 612 pp.
- Myers, R. A., y B. Worm. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. Philosophical Transactions of the Royal Society of London - Series B: Biological Sciences 360: 13–20.
- Navia, A. F., P. A Mejía-Falla, y A. Giraldo. 2007. Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the Colombian Eastern Tropical Pacific. BMC ecology 7: 1-8.
- Nguyen, M. T., R. Van Der Oost, y T. F. Bovee. 2011. Validation of the REA bioassay to detect estrogenic activity in the water cycle. Toxicology in Vitro 25: 2003–2009.
- Oddone, M. C., L. Paesch, y V. Norbis. 2005. Reproductive biology and seasonal distribution of *Mustelus schmitti* (Elasmobranchii : Triakidae) in the Rio de la Plata oceanic front, south-western Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85: 1193–1198.
- Odum, E. P. 1977. The emergence of ecology as a new integrative discipline. Science 195: 1289–1293.
- Olivier, S., R. Bastida, y M. Torti. 1968. Resultados de las campañas oceanográficas Mar del Plata I-V. Contribución al trazado de una carta bionómica del área de Mar del Plata. Las asociaciones del

sistema litoral entre 12 y 70 m de profundidad. Boletín del Instituto de Biología Marina de Mar del Plata 16: 1–85.

Pauly, D. 1996. One hundred million tonnes of fish, and fisheries research. Fisheries Research 25: 25–38.

Pauly, D. 1998. Large marine ecosystems: analysis and management. South African Journal Of Marine Science 19: 487–499.

Pauly, D. 2002. Fisheries management: Sustainability vs. Reality. Fisheries Centre Research Reports 10: 28.

Pereyra, I., L. Orlando, W. Norbis, y L. Paesch. 2008. Variación espacial y temporal de la composición por tallas y sexos del gatuso *Mustelus schmitti* Springer, 1939 capturado por la pesca de arrastre en la costa oceánica uruguaya durante 2004 *Mustelus schmitti* Springer, 1939 in the trawl fishery off the oc. Revista de Biología Marina y Oceanografía 43: 159–166.

Pérez Comesaña, J. E. y M. Goldman. 2011. Nivel trófico de los condrictios del Mar Argentino. En Wöhler, O.C., Cedrola, P y Cousseau, M.B., editores. Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires. 129-134.

- Perier, M. R. 1994. La fauna íctica en el litoral de la Bahía de San Antonio (Golfo San Matías, Provincia de Río Negro). Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, 156 pp.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson, y S. F. Hamrin. 1991. The succession of fish communities along the productivity gradient of temperate lakes- patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Pierce, D. J., y B. Mahmoudi. 2001. Nearshore fish assemblages along the central west coast of Florida. *Bulletin of Marine Science* 68: 243–270.
- Pinkas, L., L. Oliphant, y I. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Calif. Fish Game* 152: 1–105.
- Piraino, S., G. Fanelli, y F. Boero. 2002. Variability of species' roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities. *Marine Biology* 140: 1067–1074.
- Platell, M. E., y I. C. Potter. 2001. Partitioning of food resources amongst 18 abundant benthic carnivorous fish species in marine waters on the lower west coast of Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261: 31–54.

- Pyke, G. H., H. R. Pulliam, y E. L. Charnov. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *The Quarterly Review of Biology* 52: 137–154.
- Quiros, R. 1990. Factors related to variance of residuals in chlorophyll-total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia* 200/201: 343–355.
- Quiros, R. 1998. Reservoir stocking in Latin America, an evaluation. FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations Fisheries Technical Paper 0: 91–117.
- Randall, J. E. 2004. Food Habits of Reef Fishes of the West Indies. University of Hawaii, Honolulu, 94 pp.
- Raz-Guzmán, A., y L. Huidobro. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *Journal of Fish Biology* 61: 182–195.
- Ré, M. E., y J. C. Berón. 1999. Relevamiento de la pesca artesanal con red de costa en la Provincia del Chubut, Patagonia Argentina. *Naturalia Patagónica. Reportes Técnicos*. 2: 67.
- Refi, S. M. 1975. Myliobatidae y Dasyatidae del litoral bonaerense de la República Argentina y estudio comparado del mixopterigio (Chondrichthyes, Myliobatoidea). *Physis* 34: 121–136.

- Rivadeneira, M. M., M. Fernández, y S. A. Navarrete. 2002. Latitudinal trends of species diversity in rocky intertidal herbivore assemblages: spatial scale and the relationship between local and regional species richness. *Marine Ecology Progress Series* 245: 123–131.
- Robertson, A., y N. Duke. 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology* 96: 193–205.
- Roell, M. J., y D. J. Orth. 1998. Indirect Effects of Fishery Exploitation and Pest Control in a Riverine Food Web. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 337–346.
- Rojas M, J. R. 2006. Reproducción y alimentación del tiburón enano *Mustelus dorsalis* ( Pisces : Triakidae ) en el Golfo de Nicoya , Costa Rica : Elementos para un manejo sostenible. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54: 861–871.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: A review of field studies. *Copeia* 2: 352–388.
- Ruarte, C., C. Lasta, y C. Carozza. 2000. Pescadilla de Red (*Cynoscion guatucupa*). En: Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998,

con la actualización de 1999. S. I. Bezzi, R. Akselman, E.E. Boschi (Eds), 65-74 pp.

Saïdi, B., S. Enajjar, M. N. Bradai, y A. Bouaïn. 2009. Diet composition of smooth-hound shark , *Mustelus mustelus* ( Linnaeus , 1758 ), in the Gulf of Gabès , southern Tunisia. Journal of Applied Ichthyology 25: 113–118.

Sala, E., y N. Knowlton. 2006. Global marine biodiversity trends. Annual Review of Environment and Resources 31: 93–122.

Sánchez, F., N. Mari, C. Lasta, y A. Giangiobbe. 1991. Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la bahía Sambborombón. Frente Marítimo 8: 43–50.

Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. The American Naturalist 102: 243–282.

Sardiña, P. 2004. Ecología trófica de estadios juveniles de los esciénidos dominantes en el estuario de Bahía Blanca. PEscadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, 173 pp.

Sardiña, P., y A. C. Lopez Cazorla. 2005a. Feeding habits of the juvenile striped weakfish , *Cynoscion guatucupa* Cuvier 1830 , in Bahía Blanca estuary ( Argentina ): seasonal and ontogenetic changes. Hydrobiologia 532: 23–38.

- Sardiña, P., y A. C. Lopez Cazorla. 2005b. Trophic ecology of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in south-western Atlantic waters. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 85: 405–413.
- Sardiña, P., y A. C. Lopez Cazorla. 2005c. Feeding Interrelationships and Comparative Morphology of Two Young Sciaenids Co-occurring in South-western Atlantic Waters. *Hydrobiologia* 548: 41–49.
- Scenna, L., S. Garcia de la Rosa, y J. Diazdeastarloa. 2006. Trophic ecology of the Patagonian skate, *Bathyraja macloviana*, on the Argentine continental shelf. *ICES Journal of Marine Science* 63: 867–874.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41: 704–712.
- Scott, S., R. Pardo, y I. Vila. 2007. Trophic niche overlap between two Chilean endemic species of *Trichomycterus* (Teleostei: Siluriformes). *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 431–437.
- Segura, A. M., y A. C. Milessi. 2009. Biological and reproductive characteristics of the Patagonian smoothhound *Mustelus schmitti* (Chondrichthyes, Triakidae) as documented from an artisanal fishery in Uruguay. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 78–82.

- Serns, S. L. 1982. Influence of various factors on density and growth of age-0 walleyes in Escanaba Lake, Wisconsin, 1958-1980. Transactions of the American Fisheries Society 111: 299–306.
- Shapiro, S. S., y M. B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 52: 591–611.
- Sidders, M. A., L. L. Tamini, J. E. Perez, y G. E. Chiaramonte. 2005. Biología reproductiva del gatuzo *Mustelus schmitti* Springer , 1939 ( Chondrichthyes , Triakidae ) en el área de Puerto Quequén , Provincia de Buenos Aires. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 7: 89–101.
- Simpfendorfer, C. A., y N. E. Milward. 1993. Utilization of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphyrnidae. Environmental Biology of Fishes 37: 337–345.
- Smale, M. J., y L. J. V Compagno. 1997. Life history and diet of two southern African smoothhound sharks, *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) and *Mustelus palumbes* Smith, 1957 (Pisces: Triakidae). South African Journal Of Marine Science 18: 229–248.
- Smith, C. L., y C. R. Powell. 1971. The summer fish communities of Brier Creek, Marshall County, Oklahoma. American Museum Novitates 2458: 1.

- Staggs, M. D., y K. J. Otis. 1996. Factors Affecting First-Year Growth of Fishes in Lake Winnebago, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 608–618.
- Stevens, J. D., R. Bonfil, N. K. Dulvy, y P. A. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476–494.
- Talent, L. G. 1982. Food habits of the gray smoothhound, *Mustelus californicus*, the brown smoothhound, *Mustelus henlei*, the shovelnose guitarfish, *Rhinobatos productus*, and the bat ray, *Myliobatis californica*, in Elkhorn Slough, California. *Calif. Fish Game* 68: 224–234.
- Thurstan, R. H., y C. M. Roberts. 2010. Ecological Meltdown in the Firth of Clyde, Scotland: Two Centuries of Change in a Coastal Marine Ecosystem. *PLoS ONE* 5: 14.
- Tolimieri, N. 1995. Effects of microhabitat characteristics on the settlement and recruitment of a coral reef fish at two spatial scales. *Oecologia* 102: 52–63.
- Tolimieri, N. 1998. Contrasting effects of microhabitat use on large-scale adult abundance in two families of Caribbean reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 167: 227–239.

- Topping, D. T., C. G. Lowe, y J. E. Caselle. 2005. Home range and habitat utilization of adult California sheephead, *Semicossyphus pulcher* (Labridae), in a temperate no-take marine reserve. *Marine Biology* 147: 301–311.
- Trippel, E. A. 1995. Age at maturity as a stress indicator in fisheries. *BioScience* 45: 759–771.
- Trippel, E. A., y H. H. Harvey. 1991. Comparison of methods used to estimate age and length of fishes at sexual maturity using populations of white sucker (*Catostomus commersoni*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1446–1459.
- Van Der Molen, S., G. Caille, y R. Gonzalez. 1998. By-catch of sharks in Patagonian coastal trawl fisheries. *Marine And Freshwater Research* 49: 641–644.
- Van Der Molen, S., y G. Caille. 2001. Bahía Engaño: a north Patagonian nursery area for the smoothhound shark *Mustelus schmitti* (Carcharhiniformes: Triakidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 851–855.
- Van Der Oost, R., A. Goksaryr, M. Celander, H. Heida, y N. P. E. Vermeulend. 1996. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*) II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquatic Toxicology* 36: 189–222.

- Van Der Oost, R., H. Heida, y A. Opperhuizen. 1988. Polychlorinated biphenyl congeners in sediments, plankton, molluscs, crustaceans, and eel in a freshwater lake: implications of using reference chemicals and indicator organisms in bioaccumulation studies. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 721–729.
- Vazzoler, A. 1991. A synopsis on the biology of the white croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), in the Brazilian coast. *Atlântica* 13: 55–74.
- Visser, S., y D. Parkinson. 1975. Fungal succession on aspen poplar leaf litter. *Canadian Journal of Botany* 53: 1640–1651.
- Vögler, R., A. C. Milessi, y L. O. Duarte. 2008. Changes in trophic level of *Squatina guggenheim* with increasing body length: relationships with type, size and trophic level of its prey. *Environmental Biology of Fishes* 84: 41–52.
- Vögler, R., a. C. Milessi, y R. a. Quiñones. 2003. Trophic ecology of *Squatina guggenheim* on the continental shelf off Uruguay and northern Argentina. *Journal of Fish Biology* 62: 1254–1267.
- Vooren, C. M. 1997. Demersal elasmobranchs. En U. Seeliger, C. Odebrecht, y J. P. Castello, editores. *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. Springer Verlag, Berlin, 141–145 pp.

- Vooren, C. M., y K. G. Da Silva. 1991. On the taxonomy of the angel sharks from southern Brazil, with the description of *Squatina occulta* sp. *Revista Brasileira de Biologia* 51: 589–602.
- Vooren, C. M., y S. Klippel. 2005. Ações para a conservação de tubarões e raias no Sul do Brasil. Igaré, Porto Alegre. 261 pp.
- Walker, T. I. 1998. A question revisited with a review of shark fisheries. *Marine and Freshwater Research* 49: 553–572.
- Warwick, R. M., y Ruswahyuni. 1987. Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Biology* 95: 641–649.
- Watling, L., y E. A. Norse. 1998. Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology* 12: 1180–1197.
- Wennhage, H., y L. Pihl. 2002. Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61: 207–228.
- West, G. 1990. Methods of assessing ovarian development in fishes: a review. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 199–222.
- White, W. T., M. E. Platell, y I. C. Potter. 2004. Comparisons between the diets of four abundant species of elasmobranchs in a

- subtropical embayment: implications for resource partitioning.  
Marine Biology 144: 439–448.
- Wilson, C. D., y M. P. Seki. 1994. Biology and Population Characteristics of *Squalus Mitsukurii* from a Seamount in the Central North Pacific-Ocean. Fishery Bulletin 92: 851–864.
- Wilson, E. O., y W. H. Bossert. 1971. A primer of population biology. Sinauer Associates, Stamford, Connecticut. 192 pp
- Wöhler, O.C., P. Cedrola y M.B. Cousseau. 2011. Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del Plan de Accion Nacional. Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires, 224 pp.
- Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. C. Jackson, H. K. Lotze, F. Micheli, S. R. Palumbi, E. Sala, K. A. Selkoe, J. J. Stachowicz, y R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314: 787–90.
- Yamaguchi, A., y T. Taniuchi. 2000. Food variations and ontogenetic dietary shift of the star-spotted-dogfish *Mustelus manazo* at five locations in Japan and Taiwan. Fisheries Science 66: 1039–1048.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Laradominguez, y J. W. Day. 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated

by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hydrobiologia* 264: 1–12.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. D. Lynch, editor. Prentice Hall New Jersey. Prentice Hall. 663 pp.

Zieman, J. C., S. A. Macko, y A. L. Mills. 1984. Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: Temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. *Bulletin of Marine Science* 35: 380–392.