



**TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIADO EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL DESCARTE
PESQUERO EN EL ESTUARIO DEL RÍO DE LA PLATA Y
PLATAFORMA COSTERA, MEDIANTE MODELACIÓN
ECOSISTÉMICA**

Estudiante: Gustavo Damiano

Orientador: Dr. Diego Lercari

Unidad de Ciencias del Mar (UNDECIMAR)

Facultad de Ciencias- Udelar

Tribunal

Dr. Leandro Bergamino

MSc. Luis Orlando

Montevideo, Uruguay

“Las pesquerías del mundo están evolucionando y continuarán haciéndolo ... aquellas que se adapten a las nuevas condiciones, aquellos que puedan obtener las capturas con menos costos ecológicos, con el menor impacto en el hábitat sobrevivirán...”.

Alverson D.L (1994)

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría comenzar agradeciendo a todos aquellos amigos que de alguna forma son parte de esta tesis.

A mi familia, por estar siempre al firme y bancarme en más de una, especialmente a María y a la luz de mi vida Salvatore.

A los amigos que me regaló la vida y la facultad, a los Niños de siempre, a la gente de ECOBIO Uruguay, a Gaby y Vale por compartir millones de horas estudio y va un salute especial para Meica por sus consejos y apoyo incondicional durante todos estos años.

Agradezco a los integrantes del Tribunal Luis y Leandro por la riqueza de sus aportes y sugerencias. A mi tutor Diego por todo lo que me enseñó, por su voto de confianza y por su apoyo constantes dentro y fuera del ámbito académico.

ÍNDICE

1. RESUMEN	5
2. INTRODUCCIÓN	6
2.1. Antecedentes	8
2.1.1. <i>Contexto Global</i>	8
2.1.2. <i>Contexto Regional</i>	9
2.2. Justificación	12
2.2.1 <i>Manejo Ecosistémico Pesquero</i>	12
3. OBJETIVOS	13
3.1. Objetivo General	13
3.2. Objetivos Específicos	14
4. METODOLOGÍA.	14
4.1. Área de estudio	14
4.2. Estrategia de Investigación	15
4.2.1. <i>Grupos funcionales</i>	16
4.2.2. <i>Flotas Pesqueras</i>	18
4.2.3. <i>Descartes</i>	19
4.2.4. <i>El Modelo estático Ecopath</i>	20
4.2.5. <i>El Modelo dinámico temporal Ecosim</i>	23
5. RESULTADOS	26
5.1. Análisis del Modelo Estático	28
5.1.1. <i>Estructura trófica</i>	28
5.2. Impactos Mixtos Tróficos	29
5.2.1. <i>Flotas Pesqueras</i>	29
5.2.2. <i>Descartes</i>	30
5.3. Análisis del Modelo Dinámico	32
5.3.1. <i>Pulso de descartes</i>	32
5.3.2. <i>Descarte Cero</i>	33
5.3.3. <i>Aumento del esfuerzo pesquero</i>	34
5.3.4. <i>Aumento del esfuerzo pesquero y disminución del descarte</i>	35
5.4. Estado del ecosistema	38
5.4.1. <i>Nivel Trófico de Captura y Ascendencia</i>	38
6. DISCUSIÓN	42
6.1. Modelo Estático	42
6.2. Impactos Mixtos Tróficos	42
6.2.1. <i>Flotas Pesqueras</i>	42

6.2.2. <i>Descartes</i>	43
6.3. Modelo Dinámico	44
6.3.1. <i>Pulso de descarte</i>	44
6.3.2. <i>Descarte cero</i>	45
6.3.3. <i>Aumento del esfuerzo pesquero</i>	45
6.3.4. <i>Aumento del esfuerzo pesquero y disminución del descarte</i>	46
6.3.5. <i>Niveles Tróficos de Captura y Ascendencia</i>	48
7. CONCLUSIONES	49
8. LIMITACIONES Y SUPUESTOS	50
9. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES	50
10. ANEXO	52
11. BIBLIOGRAFÍA	54

1. RESUMEN

El descarte pesquero y la pesca incidental han sido históricamente parte de la actividad pesquera. La mayoría de los estudios sobre sus impactos están enfocados a especies con importancia comercial o especies amenazadas, quedando poco evaluados los efectos sobre otras especies o sus propiedades holísticas. La representación de los ecosistemas mediante modelos matemáticos que incluyen el descarte pesquero son de gran importancia para contribuir a la implementación de los Enfoques Ecosistémicos Pesquero (EEP). En este contexto, se analizó la incidencia del descarte y el esfuerzo pesquero sobre diversos componentes de la trama trófica, la estructura y el funcionamiento del ecosistema en el estuario del Río de la Plata (RdIP) y su plataforma costera, mediante simulación trófica con Ecopath with Ecosim. El modelo utilizado se basó en información publicada, adecuándose y actualizándose, para este modelo se definieron 37 grupos funcionales según criterios de abundancia, importancia como recurso y estado de conservación. Se analizaron cuatro escenarios a 25 años: Pulso de descarte, Disminución del descarte a cero, Aumento del esfuerzo pesquero y la combinación de estos dos últimos, bajo diferentes tipos de control ecosistémico. Los valores de Eficiencia Ecotrófica indican que el descarte es consumido casi en su totalidad en el sistema y se observa mediante el índice de Electividad que los grupos con mayor preferencia trófica por el descarte son *Otaria flavences*, Aves marinas y peces bentofagos (*Urophycis brasiliensis*, lenguados y *Mustelus schmitti*). Bajo estos escenarios los impactos negativos del descarte se produjeron sobre grupos funcionales del género Netuma y Lucerna (Fraile, Mochuelo y Lucerna), *Galeorhinus galeus* y en menor proporción sobre *Micropogonias furnieri* y *Cynoscion guatucupa*. Y los impactos positivos ocurren sobre aves marinas, *Otaria Flavescens*, los lenguados, y en menor medida en *Urophycis brasiliensis*.

El análisis de los Impactos Mixtos Tróficos (ITM) sugiere que la Flota Industrial Uruguay ejerce presiones similares a la Flota Costera de Mar del Plata, sin embargo su magnitud es mayor. En las simulaciones dinámicas las variaciones en la biomasa de los grupos, son más sensibles bajo el control ecosistémico “desde abajo”, reflejando que las poblaciones soportan menos presiones por parte de las flotas pesqueras antes de comenzar a declinar. Los valores en los Niveles Tróficos de Captura (NTc) sugieren el fenómeno descrito como “pescando hacia abajo en las tramas tróficas marinas” para expresar el

impacto en los ecosistemas cuando los niveles tróficos altos son sobreexplotados. En lo que respecta al rol del descarte sobre atributos del ecosistema, en el caso del Río de la Plata no parece tener un efecto relevante, resultando en una baja incidencia en los flujos tróficos (TST), el crecimiento y desarrollo de la trama trófica (Ascendencia).

2. INTRODUCCIÓN

Desde el comienzo de la actividad pesquera de forma sistemática se han generado descartes y capturas incidentales, debido principalmente al desconocimiento de las especies con potencial de consumo o por incapacidad de selección de la especie objetivo (Hall, 1999; Kelleher, 2005). Con el tiempo la importancia económica y ecológica de algunas especies descartadas adquieren relevancia sobre otras, a pesar de no ser consumidas y fundamentalmente debido a su rol en los ecosistemas marinos (Crean & Symes, 1994; Mallol, 2005).

Tradicionalmente las estrategias de manejo pesquero apuntan a las especies objetivo de pesca, utilizando métodos que se basan principalmente en la dinámica poblacional (Beverton et al., 1993). Actualmente las buenas prácticas en la gestión pesquera están orientadas a estrategias que definen un ordenamiento integral (FAO; 1995; McClanahan et al., 2009; FAO, 2016), utilizando los Enfoques Ecosistémicos y al Ordenamiento Territorial Marino como estrategias de gestión que promueven la conservación y el uso sostenible de manera equitativa de los ecosistemas marinos (Escobar, 2001; Pérez & Le Blas, 2004; Gómez, 2009). Su base de aplicación son metodologías científicas que interaccionan entre los distintos niveles de la organización biológica, abarcando funciones y relaciones entre organismos y su ambiente (Arauz et al., 2004; Blanco, 2014). La tendencia global en pesquerías está orientada a la implementación del Manejo Ecosistémico Pesquero (MEP), este manejo contempla a su vez las interdependencias tecnológicas entre flotas pesqueras y el impacto que ocasionan al hábitat (Escobar, 2001; Galván, 2005; Defeo et al., 2009). Un enfoque recientemente propuesto para la gestión pesquera “Balanced Harvesting” enfatiza la extracción de rendimientos altos y sostenibles, mientras se mantiene la estructura del ecosistema, a través de la extracción controlada de todos los componentes de los ecosistemas (Breen et al., 2016; Plank., 2018). Estos enfoques tienen cada vez más relevancia a nivel de políticas pesqueras aun cuando

existe fuerte incompatibilidad entre políticas de manejo provenientes de la FAO, UICN y la reciente reforma en la Unión Europea (Froese et al., 2015).

A nivel global, la producción pesquera alcanzó aproximadamente 171 millones de toneladas para pesca de captura y 80 millones en acuicultura en el 2014, estas capturas, representan para la industria 362 mil millones de dólares, aproximadamente, 58,3 millones de personas trabajaron en el sector primario de la pesca de captura y la acuicultura, donde el 84% se encuentra en Asia (FAO, 2018). La expansión de la demanda de diversos productos de la pesca y la industrialización de algunas pesquerías han sido dos factores determinantes del estado de sobreexplotación de muchos caladeros en todo el mundo (Kappel, 2005; Galli, 2007; Halpern et al. 2007; Crain et al., 2009). Según el informe SOFIA de la FAO publicado el año 2012, el 12,7% de las poblaciones marinas no estaban explotadas plenamente, con posibilidades de aumentar su producción, el 29,9% de las poblaciones estaban sobreexplotadas ya en el año 2009 y finalmente el 57,4% de las poblaciones estaban plenamente explotadas con producciones máximas sostenibles. Es importante destacar que las especies más capturadas representan aproximadamente el 30% de la captura marina mundial y se encuentran explotadas o sobreexplotadas. Esta sobreexplotación tiene algunas de sus causas en el esfuerzo pesquero ineficiente y a las malas medidas en la operativa de manejo pesquero (Cereceda & Czischke, 2001; Davies et al., 2009). Como todo recurso explotado su extracción no solo afecta a la especie objetivo, sino también aquellas especies capturadas incidentalmente y a su entorno (Watson & Pauly, 2001). En este sentido se ha definido el descarte pesquero (discarded catch) como *“la porción de la captura regresada al mar debido a consideraciones económicas, legales o personales, y la captura incidental (incidental catch) como “la captura retenida de especies no objetivo y el término (bycatch) como la sumatoria del descarte y la captura incidental”* (Alverson et al., 1994).

De acuerdo con investigaciones de la FAO 29 millones toneladas de pesca no objetivo y 27 millones de toneladas de descarte pesquero se producen anualmente (Atar & Malal, 2010). Estos valores se incrementan debido a publicaciones recientes (Cressey, 2015), que sostienen que los valores de pesca de captura pueden elevarse hasta un 40% en algunos países, sobre los datos proporcionados por la FAO. Según Cressy, 2015 estas diferencias en los valores se explica a raíz de las diferentes metodologías de cálculo y

distintas bases estadísticas utilizadas. Es importante destacar que incluso cuando las capturas incidentales en peces, aves, reptiles, mamíferos e invertebrados sean liberados vivos, existe un alto índice en las mortalidad o discapacidad subletales que reducen su aptitud a mediano y largo plazo (Suuronen et al., 1996; Davis et al., 2002; Soriano et al., 2016; De Quirós et al., 2018).

2.1 Antecedentes

2.1.1 Contexto Global

El descarte es una práctica habitual de la mayoría de las pesquerías en todo el mundo, representando más de un tercio de la pesca mundial (Alverson et al., 1994; Davies et al. 2009), siendo la pesquería de arrastre la de menor selectividad (Nédélec, 1984; Johnsen & Eliassen, 2011). En términos generales las flotas pesqueras de arrastre son causantes de altos niveles de mortalidad a través de todos los niveles tróficos, mientras que la pesca artesanal y de recreación causa impactos específicos que afectan a un muy pequeño número de especies (Defeo et al., 2011; Comesaña & Nogueira, 2013; Lercari et al., 2015). Las principales medidas utilizadas para mejorar la selectividad y disminuir la pesca incidental han sido la regulación en las artes de pesca y los tamaños mínimos de malla en las redes (Valeiras & de Vigo, 2015). Sin embargo, hay un alto grado de incumplimiento de las regulaciones de captura, incluso si esto significa tener que descartar parte de la captura (Catchpole et al., 2005). Esta práctica tiene sus raíces por un lado en las tendencias económicas del mercado (Andersen & Ståhl, 2018), políticas de pesca (Damalas et al., 2015) y por otro los factores tecno-operacionales (D'Amico, 2009; Feekings et al., 2012; Rochet et al., 2011, Valeiras, 2015). Estas tendencias pueden ser variables en el tiempo y el espacio, dependiendo de las tasas naturales y los factores biológicos de las especies (Maynou & Sardá, 2001; Bergmann et al., 2002; Tsagarakis et al., 2013). Además, la decisión de descartar está influenciada por razones sociales, de consumo y culturales (Eliassen & Christensen, 2012), práctica consideradas en muchas ocasiones moralmente incorrectas debido al desperdicio de millones de toneladas de proteínas arrojadas al mar (Hall et al., 2000; Hall & Mainprize, 2005), con una fuerte implicancia a nivel socioeconómico y causante de consecuencias negativas a nivel de recursos biológicos y ecosistémicos (Hall et al. 2000; Harrington et al. 2005; Tsagarakis et

al. 2013). Estas consecuencias negativas se observan no solo en la disminución de los stocks pesqueros, sino también en alteraciones de los flujo de energía y biomasa de las redes tróficas (Saila, 1983; Tudela, 2004; Bellido et al., 2011). A nivel de comunidades ecológicas el descarte produce cambios en la diversidad y abundancia de especies (Bozzano & Sardá, 2002; Newsome et al., 2014), con consecuencias directas en la aptitud de los individuos, la dinámica y composición de las comunidades y sus interacciones, generando modificaciones importantes a nivel de sus ecosistemas (Mallol, 2005; Fondo et al., 2015).

Como respuesta a este problema, la Unión Europea ratificó en el 2013 la nueva Política Pesquera Común (PPC), que incluye la introducción gradual de la prohibición de descarte y obligatoriedad de desembarco para las flotas pesqueras. La implementación se realizará paulatinamente entre el 2015 y 2019 (Valeiras, 2015), con una inversión de 580 millones de euros solamente para supervisar el cumplimiento, control del esfuerzo pesquero y otras medidas técnicas relacionadas con el descarte pesquero (Gasco et al., 2018). Sin embargo estas medidas son cuestionadas debido a lo complejo de su implementación (García, 2013; Condie et al., 2014) y por los beneficios que genera el descarte en el reciclado por la red alimenticia, que se ve reflejado en el uso de algunas especies como fuente de alimento de fácil acceso (PAF's, predictable anthropogenic food subsidies) (Pascoe, 1997; Oro et al., 2013; Fondo et al., 2015). Estas medidas de gestión, de reducir "lo más posible" deben primero tener en cuenta los costos y beneficios tanto a nivel socio económico como ecosistémico (Zhou, 2008; Heath et al., 2014), ya que al retirar esta fuente de alimento tendrá un potencial impacto en organismos a través de toda la trama trófica (Hill & Wassenberg, 2000; Bozzano & Sardá, 2002; Bicknell et al., 2013; García et al., 2015).

2.1.2. Contexto Regional

El estuario del Río de la Plata y su plataforma continental adyacente (Fig.1), es una área de gran productividad, la cual sustenta importantes pesquerías industriales y artesanales de Uruguay y Argentina (Acha et al., 2008). El Estuario del Río de la Plata alberga una gran diversidad de especies de peces, crustáceos, bivalvos y cefalópodos que son la base de estas pesquerías (Chaluleu, 2003; Galli, 2007). Además, presenta varias áreas

prioritarias de conservación debido a su relevancia ecológica (Brazeiro et al., 2003; Horta, 2011), siendo un ecosistema de gran importancia para un grupo variado de especies de peces costeros y marinos que lo colonizan en su primer año de vida (Rico, 2003) y como área de cría y de desove (Acuña & Viana, 2001; Berasategui et al., 2004).

La actividad pesquera se desarrolla mayoritariamente en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) y está regulada desde 1973 por la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) (Nión et al., 2002; Rey, 2010). En este ámbito es donde se fijan los cupos de captura para cada país (Galli & Norbis, 2010; DINARA; 2014). Esta conformación que comprende el Río de la Plata y su Frente Marítimo, incluye las franjas jurisdiccionales exclusivas de Argentina y Uruguay así como el mar territorial adyacente, actualmente se establece la zona común de pesca, más allá de las doce millas desde las correspondientes líneas de base costeras. Dicha zona es la determinada por dos arcos de circunferencia de doscientas millas marinas de radio, cuyos centros de trazado están ubicados respectivamente en Punta del Este (República Oriental del Uruguay) y en Punta Rasa del Cabo San Antonio (República Argentina).

La pesca artesanal, se basa principalmente en especies estuarinas y dulceacuícolas, explotadas en zonas continentales y en el Río de la Plata interior y medio, operando aproximadamente hasta 7 km de las costas y se concentra en la desembocadura de los ríos, lagos y aguas costeras en algunas playas arenosas (Puig et al., 2006; Marín, 2016). A nivel de especies estuarinas - marinas se destacan las de mayor importancia para las pesquerías, la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), brótola (*Urophycis brasiliensis*) y pescadilla de calada (*Cynoscion guatucupa*), la merluza común (*Merluccius hubbsi*) y calamar (*Loligo argentinus*) (Rey et al., 2000; Milessi et al., 2005; Horta & Defeo, 2012; Comesaña & Nogueira, 2013).

Estas especies muestran desde la década de los 80's una tendencia decreciente en sus rendimientos, presentando signos de sobreexplotación (Pin & Defeo, 2000; Defeo et al., 2011). La sobreexplotación lleva a que nuevas pesquerías se basen en stock vírgenes, objetivos secundarios o capturas incidentales, generando que disminuyan los niveles tróficos medios de capturas (NTm) ocurriendo el fenómeno de "pescando hacia abajo en las tramas tróficas marinas", este proceso pesquero agota los grandes peces

depredadores del sistema y se enfoca en especies cada vez más pequeñas de la trama trófica, lo que produce cambios en las estructuras tróficas de los ecosistemas marinos (Pauly et al., 1998). En pesquerías Uruguayas este fenómeno ya fue descrito (Milessi et al., 2005) así como en la Zona Común de Pesca Argentino Uruguayo (ZCPAU) (Jaureguizar & Milessi, 2008; Milessi & Jaureguizar, 2013).

La captura para nuestro país en el período comprendido entre 1950-2010 asciende aproximadamente 5.1 millones de toneladas, un 25% más que los datos proporcionados por la FAO para Uruguay (Lorenzo et al., 2015). La mayoría de las capturas el 82% corresponden al sector pesquero industrial, el sector artesanal 8%, el sector subsistencia 2%, recreación 0.78% y los datos sobre descartes muestran que para Uruguay la pesca industrial ha tenido una tasa de descarte de 14% en el período de 1960-2000 y un 9% para el período de 2001-2010. (Rey et al., 2010), donde su período máximo fue de 1985 al año 2000, promediando 15.000 toneladas (Lorenzo et al., 2015). Por su parte la captura de Argentina asciende a 45 millones de toneladas, un 55 % más de los declarados para ese país por la FAO. Las capturas en el sector industrial corresponden a un 83%, el sector artesanal 11%, la captura recreativa el 14%, el sector de subsistencia es de 0,2%, (Villasante et al., 2015) (Tabla.1). Considerando los volúmenes de captura obtenidos por estos dos sectores, el empleo generado por tonelada capturada es mayor en el sector artesanal, lo que revela la importancia socio-económica de esta actividad para nuestro país (Puig & González 2010). Debido a su relación con el ecosistema costero, los pescadores artesanales resultan actores clave para el diseño e implementación de medidas de manejo, así como en el monitoreo de los recursos pesqueros.

Tabla. 1. FAO desembarcos vs. Total Captura Reconstruida en millones de toneladas (MMt). Porcentaje de capturas según sector y descarte pesquero.

Año 1950-2010	FAO	Captura Reconstruida	Captura Artesanal	Captura Industrial	Captura Recreativa	Captura Subsistencia	Descarte
Uruguay	3.8 MMt	5.1MMt (25% +)	8%	82%	0,78%	2%	9%
Argentina	30 MMt	45 MMt (55 % +)	11%	83%	14%	0,2%	24%

2.2. Justificación

2.2.1. Manejo Ecosistémico Pesquero

Debido al desarrollo pesquero, los ecosistemas acuáticos sufren una profunda alteración que está ampliamente documentada (ICES, 2000; Christensen & Pauly, 2004b, Crain et al., 2009; FAO 2014a). La sobredemanda de algunas especies lleva a su sobreexplotación (Pauly et al.,1998; Allan et al., 2005) y a la incursión de la actividad pesquera a niveles cada vez más bajos en la red trófica buscando especies más pequeñas y de menor valor (Bonilla et al., 2009; Milessi & Jaureguizar, 2013; FAO 2015). Tradicionalmente el descarte y la pesca incidental, no constituían un problema de relevancia ya que se consideraba inevitable en el proceso pesquero (Mallol, 2005; Arreguín-Sánchez & Arcos, 2011). Pero en la actualidad se apunta a fomentar la promoción de actividades pesqueras más selectivas, participativas y co- gestionadas para lograr mayor eficacia y eficiencia, lo que favorece la reducción del descarte y la captura incidental (FAO, 1995; Hall, 1996; Kelleher, 2008; Carranza & Horta, 2008; Gelcich et al., 2009; FAO, 2015).

La mayoría de las estrategias para la toma de decisiones en el manejo pesquero apuntan básicamente a la gestión de especies objetivo, dejando de lado las complejas interacciones entre los componentes del ecosistema (OME, 2005; FAO, 2008). Actualmente los modelos de evaluación monoespecíficos continúan siendo una valiosa herramienta para la implementación del Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP), al igual que los indicadores ecosistémicos simples (FAO, 2008). Sin embargo, en el contexto del EEP, son necesarios indicadores multiespecíficos, basados en el desarrollo de modelos ecosistémicos. En éstos, los efectos de las actividades pesqueras puedan evaluarse a nivel de comunidades y ecosistemas considerando las complejas interacciones entre las especies (Worm et al., 2009; Branch et al., 2010; Marín, 2016). Los ecosistemas marinos presentan una gran complejidad y dinamismo, dentro de los cuales fluyen gran cantidad de materia, energía e información (Ibisch et al., 2003; Plagányi et al., 2007). Estos flujos son determinantes en el funcionamiento, la estructura, la composición, la abundancia de especies y los procesos ecológicos, además son muy variables en tiempo y espacio de forma natural y debido a las acciones antropogénicas (García et al., 2003; Lercari et al.,

2014). Debido a esto la representación formal de los flujos de energía resultan herramientas esenciales.

Los modelos multiespecíficos plantean hipótesis de cómo funcionan los ecosistemas de forma explícita mediante algoritmos computacionales, incorporando variables y procesos ecológicos biológicos, sociales y económicos (Hollowed et al., 2000; Christensen & Pauly, 2004b; Sturludottir, 2018). Su implementación es un proceso complejo, sin embargo, hay un gran número investigaciones que aplican modelación multiespecífica para considerar los múltiples usuarios del ecosistema marino, buscando representar la complejidad de las interacciones de origen natural y/o antropogénicas (FAO, 2003; Milessi et al., 2010; Gutiérrez & Defeo, 2012; Feekings et al., 2012 Heath et al., 2014; Arreguín- Sánchez et al., 2015; Kluger et al., 2015; Vögler et al., 2015).

En el ámbito del M.E.P surge la necesidad de implementar estrategias de manejo integral para las actividades humanas (Lercari et al., 2006; FAO, 2014a), donde se tomen en cuenta aspectos más abarcativos, los cuales no se enfoquen exclusivamente a los recursos objeto de explotación (Lercari et al., 2014; Cook & Heath, 2018). La evaluación del impacto del descarte debería formar parte integral de este manejo, su estado no sólo demostraría un efecto en los ecosistemas marinos sino que permitiría evaluar efectos indirectos sobre la viabilidad a largo plazo de las especies y los servicios ecosistémicos, con miradas hacia el futuro (Christensen & Walters, 2000; Raby et al., 2011 Fondo et al., 2015). Por lo tanto para un eficiente programa de gestión pesquera se debe tener en cuenta los descartes como herramientas clave para su construcción (Murawski, 1996).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Analizar los posibles efectos de cambios en la tasa de descarte y esfuerzo pesquero en los diversos componentes de la trama trófica, estructura y el funcionamiento del ecosistema, mediante modelación y simulación dinámica, en el estuario del Río de la Plata y la plataforma costera.

3.2. Objetivos Específicos

- a) Actualizar un modelo trófico existente para el área, incorporando información relevante surgida recientemente y reestructurar el modelo para analizar de forma explícita los descartes pesqueros y sus efectos.
- b) Analizar los impactos directos e indirectos de los descartes a nivel de grupos tróficos y a nivel ecosistémico.
- c) Simular dinámicamente escenarios de cambios temporales en las tasas de descarte pesquero y esfuerzo pesquero observando su repercusión a nivel de grupo y en la estructura y funcionamiento del ecosistema.

4. METODOLOGÍA

4.1. Área de estudio

El estuario del Río de la Plata se localiza en la costa este de Sudamérica entre 34°00'-36°20'S y 55°00'-58°30'W cubriendo un área de $36 \times 10^3 \text{ km}^2$ formando la segunda cuenca más grande del continente (Framiñan et al., 1999). Los principales tributarios son los Ríos Uruguay y Paraná, a su vez el Río de la Plata desemboca en el Océano Atlántico con una descarga de agua dulce de 20000 a 25000 m³/s promedio al año (Jaureguizar et al., 2003). Se trata de uno de los más importantes ambientes estuarinos del continente, esto se debe a su alta productividad, donde sostiene las pesquerías artesanales e industriales de Uruguay y Argentina (Acha et al., 2008). El área de estudio comprende la zona exterior y media del Río de la Plata y la plataforma costera adyacente, con una superficie de 70.500 km² entre 34°10'-37°30'S y 51°30'- 56°00'W, delimitada en su parte externa al Sureste por la isobata de 50 m, al Sur en la República Argentina en Punta Médanos y al Noreste por la intersección de la mencionada isobata con el límite político con el Brasil (Fig.1). La elección y la delimitación del área de estudio se realizó en base a criterios geográficos, ambientales e institucionales (Lercari et al., 2009).

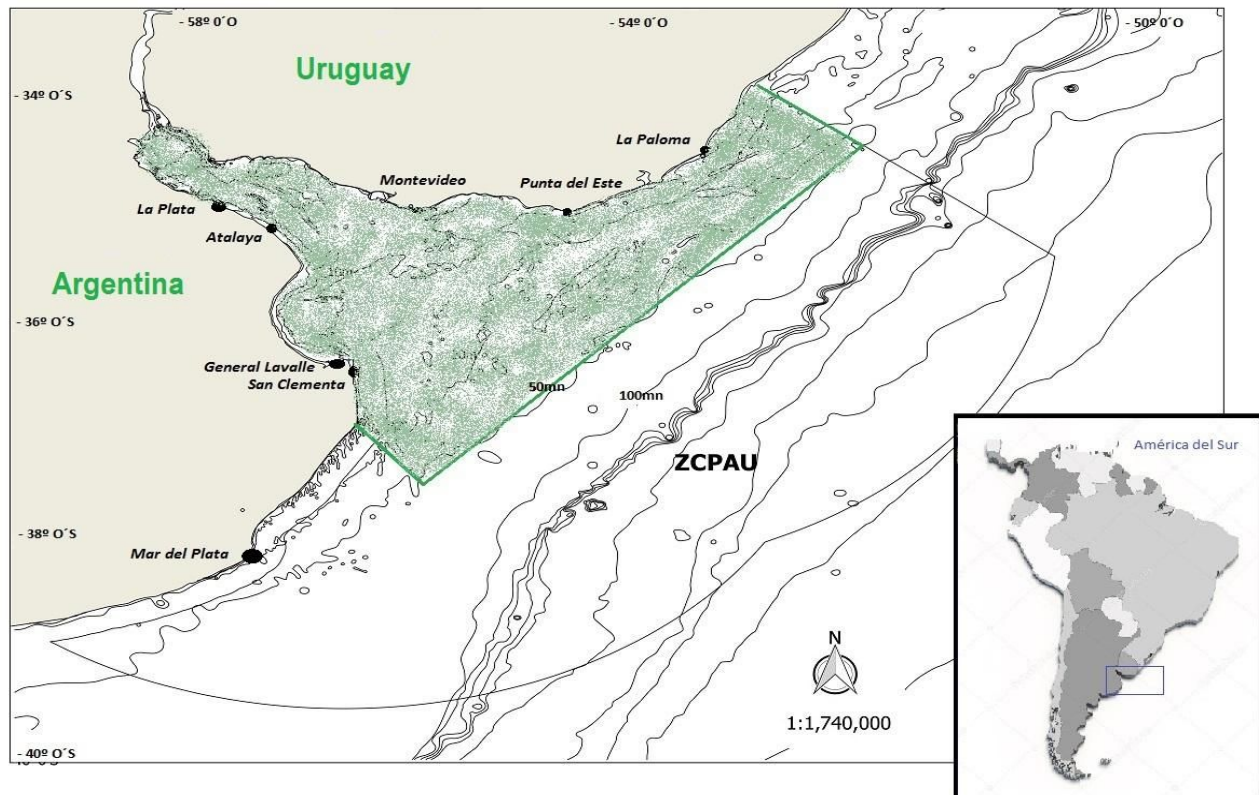


Fig. 2. Área de estudio donde se representan los principales puertos del ecosistema del estuario del Río de la Plata y plataforma continental adyacente.

4.2. Estrategia de Investigación

Para analizar el rol del descarte pesquero, se implementó un modelo trófico actualizando y reestructurando un modelo previamente construido (Lercari et al., 2014). Mediante el relevamiento de información bibliográfica y por intermedio de la base de datos FISHBASE (Froese & Pauly, 2014; www.fishbase.org) se obtuvo información referente a la dieta de los grupos funcionales y en base a las preferencias tróficas se asignaron los valores de descartes a cada uno de ellos. Al finalizar esta etapa se estimaron los parámetros faltantes para obtener el balance de masas que requiere el modelo. Una vez obtenidos los resultados del modelo Ecopath se analizó la información de indicadores de estado de los aspectos bióticos y pesqueros del sistema, para evaluar los impactos directos e indirectos de los descartes a nivel de grupo y a nivel ecosistémico. Se evaluaron además los índices ecológicos estáticos más relevantes tanto a nivel de grupo (e.g. Eficiencia Ecotrófica, Electividad, Impactos Tróficos) (Leontief, 1951; Ulanowicz & Puccia, 1990) y a nivel holístico mediante indicadores ecosistémicos (e.g flujos totales del sistema, organización,

etc.) (Ulanowicz, 1986; Heymans et al., 2014). Por otra parte, mediante el modelo dinámico Ecosim se simuló cambios en las tasas de descarte y esfuerzo pesquero. Las consecuencias posibles de dichos cambios, se representaron de manera gráfica (trayectoria de cambio) y numérica (diferencias entre estados iniciales y finales). Adicionalmente se consideraron los efectos en la variación de los tipos de controles ecosistémicos en cada interacción depredador-presa de algunos de los escenarios, no tomándose en cuenta otros tipos de objetivos de gestión pesquera.

4.2.1. Grupos funcionales

En este estudio los grupos funcionales que conforman la estructura del modelo trófico, han sido previamente definidos (Lercari et al. 2009) (Tabla. 2). Esta selección se realizó considerando diversos criterios, como la abundancia, la importancia como recurso y la importancia de su conservación. El modelo cuenta con los siguientes grupos funcionales: un grupo de aves, cuatro grupos de mamíferos marinos, uno de lobos marinos, dos de franciscana y un grupo de odontocetos, nueve grupos funcionales de peces correspondiente a 52 especies: demersales omnívoros, pelágico omnívoro, tiburones bentopelágicos, demersales carnívoros, rayas (condictios demersales), bentopelágicos carnívoros, pelágico carnívoro, detritívoros y otros peces. Incluye además: un grupo de invertebrados bentónicos, un grupo de zooplancton, un grupo de fitoplancton, un grupo de descarte y un grupo de detritus. Algunas especies relevantes como la corvina se consideraron como grupos funcionales diferentes y discriminándolos en adultos y juveniles, al contar con información suficiente. Información pormenorizada de los datos de entrada del modelo estático puede encontrarse en (Lercari et al., 2014; Vogler et al., 2015).

Tabla 2. Lista de grupos, especies y sus nombres comunes utilizadas en el modelo.

Nombre de grupo	Especies	Nombre común
Mamíferos Marinos	<i>Otaria flavescens</i>	León marino sudamericano
	<i>Eubalaena australis</i>	
	<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín nariz de Botella
	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Fransiscana
	<i>Archocephalus australis</i>	
Aves	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota cocinera
	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	Gaviota cabecigris
	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota capucho café
	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Gaviotín pico negro
	<i>Thalasseus maxima</i>	Gaviotín real
	<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotín sudamericano
	<i>Sterna hirundo</i>	Gaviotín golondrina
	<i>Sterna trudeaui</i>	Gaviotín de antifaz negro
	<i>Sterna superciliaris</i>	Gaviotín chico común
	<i>Phaetusa simplex</i>	Atí
	<i>Laridae spp.</i>	
	<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	Biguá
Peces fondos duros	<i>Hypoleurochilus fissicornis</i>	
	<i>Acanthistius brasiliensis</i>	Mero
	<i>Diplodus argenteus</i>	Sargo
	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo rosado
Lenguados	<i>Paralichthys isosceles</i>	
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	
	<i>Paralichthys patagonicus</i>	
	<i>Xystreuris rasile</i>	
Netuma +Lucerna	<i>Porichthys porosissimus</i>	Lucerna
	<i>Astroscopus sexspinosus</i>	Fraille
	<i>Netuma barbatus</i>	Mochuelo
Otros dulceacuicolas	<i>Cyprinus carpio carpio</i>	Carpa
	<i>Luciopimelodus pati</i>	Pati
	<i>Parapimelodus valenciennis</i>	Porteño
Otros peces marinos	<i>Conger orbignyanus</i>	Congrio
	<i>Merluccius hubbsi</i>	Merluza común
	<i>Percophis brasiliensis</i>	Ajo real o Palo
	<i>Mullus argentinae</i>	Barbo
	<i>Trachinotus spp</i>	Pámpano
	<i>Pristis pectinata</i>	Sierra
	<i>Brevoortia aurea</i>	Lacha
	<i>Mugil sp.</i>	Lisa
Pelagicos	<i>Parona signata</i>	Palometa
	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchoa de banco
	<i>Stromateus brasiliensis</i>	Cagavino
	<i>Trachurus lathami</i>	Surel
	<i>Trichiurus lepturus</i>	Sable
	<i>Anchoa mardinii</i>	Aliche
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	Anchoita
	<i>Balistes capriscus</i>	Ballesta
	<i>Pepilus parus</i>	Ñata

Nombre de grupo	Especies	Nombre común
Prionotus spp.	<i>Prionotus nudigula</i>	Testolin rojo
	<i>Prionotus punctatus</i>	Testolin
Rayas	<i>Atlantoraja castelnaui</i>	Raya
	<i>Atlantoraja cyclophora</i>	Raya
	<i>Discopyge tschudii</i>	Torpedo
	<i>Myliobatis goodei</i>	Chucho
	<i>Psammobatis spp.</i>	Raya
	<i>Rhinobatos horkelii</i>	Guitarra
	<i>Rioraja agassizi</i>	Raya
	<i>Sympterygia acuta</i>	Raya
	<i>Sympterygia bonapartei</i>	Raya
	<i>Zapteryx brevirostris</i>	Guitarra ñata
Sciaenidae	<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescadilla de red
	<i>Menticirrhus americanus</i>	Burriqueta
	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	Córvalo
	<i>Umbrina canosai</i>	Pargo blanco
Squatina guggenheim		
Urophysis brasiliensis		
Grupos de invertebrados	<i>Mytilus edulis platensis</i>	
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	
	<i>Brachidontes rodriguezi</i>	
Mytilidae		
Bivalvia estuarino	<i>Erodona mactroides</i>	
	<i>Macra isabelleana</i>	
Invertebrados bentónicos	<i>Platyanthus crenulatus</i>	
	<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	
	<i>Ostrea spreta</i>	
	<i>Halosydnella brasiliensis</i>	
	<i>Neanthes succinea</i>	
Rapana venosa		
Corbicula fluminea		
Polychaeta	<i>Onuphis tenuis, y mas</i>	
Heleobia spp.		
Otros invertebrados	<i>Nematoda</i>	
	<i>Brachiura</i>	
	<i>Bivalvia</i>	
	<i>Tubificide</i>	
Calamar	<i>Loligo sanpaulensis.</i>	
Grandes Bivalvos	<i>Pitar rostratus</i>	
	<i>Macra isabeliana</i>	
	<i>Aminatis purpurata</i>	
Grandes Gasterópodos	<i>Adelomelon bekii</i>	
	<i>Pachycymbiola brasiliiana</i>	
	<i>Tonna galea</i>	
	<i>Zidona dufresne</i>	
Zooplankton		
Fitoplankton		
Descartes		
Detritos		

4.2.2. Flotas Pesqueras

En lo referente a las Flotas Pesqueras se considerarán 4 flotas pertenecientes a Uruguay y Argentina la designación de flotas, puertos y recursos pesqueros extraídos están disponibles en Lercari et al., 2009.

La información referente a la extracción de recursos acuáticos en el área de estudio se dividió en dos etapas: en la primera etapa se identificaron las principales flotas que operan en el área y se agruparon en base a la ubicación de los puertos que operan y sobre su recurso específico. Luego se busco identificación referente a las capturas anuales desagregadas por especie para cada puerto desde el 1999 al 2009 .

Para la Flota Costera Artesanal del Norte de Buenos Aires (FCANBA): Se tomaron en cuenta cerca de 200 embarcaciones artesanales y aproximadamente 10 buques industriales, que operan mayormente en la costa norte de la provincia de Buenos Aires. Los principales puertos de desembarque corresponden a Atalaya, Ensenada, General Lavalle, Río Salado, San Clemente y otros. La información correspondiente a las capturas por flota provienen de Carroza et al., 2004; Colautti & Suquele, 2006 y datos suministrados por la Secretaría de Pesca de la provincia de Buenos Aires (www.sagpya.mecon.gov.ar).

Flota Costera de Mar del Plata (FCAMARDEL): Esta flota opera mayoritariamente fuera del área modelada por lo que se tomarán en cuenta 14 embarcaciones con base en puertos que operan ocasionalmente dentro de la ZCPAU (Carroza et al., 2001). La estimación se realizó en base a los datos de VMS (Vessel Monitoring System) reportados en Contín & Colautti 2008, con los cuales se pudo cuantificar el esfuerzo realizado por las distintas flotas argentinas que operan en el área de estudio. A partir del esfuerzo (número de emisiones a velocidad de pesca/barco) estimado, y de las capturas por emisión recibida del VMS, correspondiente a la flota de la Costa Norte de BBA dentro del área de estudio, se obtuvo un valor aproximado de lo capturado por esta flota.

Flota Industrial Uruguay: Esta flota opera casi en la totalidad del área de estudio, se de 33 embarcaciones compone principalmente de la pesca por medio de redes de arrastre de fondo (pesca dirigida a la corvina principalmente), rastras (pesca dirigida al lenguado y caracoles). Con dos puertos base localizados en la Bahía de Montevideo y en el balneario la Paloma (Fig.1.). Los datos de captura en el período 1999 y 2000 provienen de datos oficiales de la DINARA (www.dinara.org.uy), para el año 2001 provienen periodo 2000-2001 provienen del Informe Sectorial Pesquero (DINARA 2003). Para captura más actualizadas corresponden a información no publicada de la DINARA, obtenidas a partir de campañas de investigación de dicha institución.

Flota Artesanal Uruguay: La flota identificada como artesanal corresponde 315 embarcaciones menores a 10 TRB (Toneladas de Registro Bruto) con actividad comprendida a 7mn de distancia de la costa y la extracción se realiza principalmente por medio de redes de enmalle y palangres. Se utilizaron los datos de 48 puertos pesqueros a lo largo de la costa. La información de capturas son relativas al 2002 provenientes de datos oficiales de la DINARA (www.dinara.gub.uy).

4.2.3. Descartes

En la Tabla. 3 se muestran para los grupos incluidos en el modelo, las estimaciones de captura y los descartes. Estos representan aproximadamente el 10% de la pesca en las cuatro flotas. Debido a que no se cuenta con información actualizada y la obtención de forma directa es compleja, los valores de descartes que se asignan a cada flota fueron estimados a partir de los porcentajes calculados por Rey et al., 2000 y evaluados posteriormente por Lorenzo, et al 2015. Para esta investigación se asume que el descarte de la flota artesanal es despreciable comparado con los valores de las flotas industriales. Por último se considera que todos los organismos descartados tiene una tasa de mortalidad del 100%, aun cuando sean devueltos al mar y tengan altas posibilidades de sobrevivida. En el modelo estático, los descartes se asignan a un grupo trófico de detritus.

Tabla 3. Valores de capturas y descartes asignados a las 4 flotas. Flota Costera Artesanal de Buenos Aires (FCANBA), Flota Costera de Mar del Plata (FCMARDEL), Flota Artesanal e Industrial Uruguaya.

Grupos Funcionales/ Flota	Artesanal Uruguay (t/km ² /Año)		Industrial Uruguay (t/km ² /Año)		FCANBA (t/km ² /Año)		MARDEL (t/km ² /Año)		Total Descarte	Total Capturas
	Descarte	Capturas	Descartes	Capturas	Descartes	Capturas	Descartes	Capturas		
<i>Pontoporia blainvillei</i>	0,00023				0,00023				0,00046	
<i>Galeorhinus galeus</i>		0,00185	0,00002	0,00022					0,00002	0,00207
<i>Urophysis brasiliensis</i>		0,00138	0,00009	0,00091					0,00009	0,00228
<i>Netuma + Lucerna</i>		0,00020	0,00025	0,00245		0,00061	0,00012	0,00051	0,00037	0,00378
<i>Lenguados</i>		0,00005	0,00011	0,00106					0,00011	0,00111
<i>Squatina guggenheim</i>		0,00064	0,00036	0,00361					0,00036	0,00425
<i>Prionotus spp</i>									0,00000	0,00000
<i>Mustelus schmitti</i>		0,00276	0,00147	0,01475					0,00147	0,01751
Otros peces marinos		0,00003				0,00371	0,00074	0,00307	0,00074	0,00682
<i>Micropogonias furnieri A</i>		0,06722	0,06059	0,60590		0,22349	0,04445	0,18522	0,10504	1,08182
<i>Micropogonias furnieri J</i>					0,00120				0,00120	0,00240
<i>Rapana venosa</i>										
<i>Cynoscion guatucupa J</i>					0,00110				0,00110	0,00220
<i>Cynoscion guatucupa A</i>		0,00303	0,01703	0,17034		0,01947	0,00387	0,01614	0,02091	0,20898
Peces de fondos duros		0,00005	0,00004	0,00044					0,00004	0,00049
Grandes Gastrópodos			0,00018	0,00177					0,00018	0,00177
<i>Sciaenidae</i>		0,00688	0,00676	0,06763	0,00032	0,00461	0,00092	0,00383	0,00800	0,08295
<i>Rayas</i>		0,00010	0,00005	0,00052	0,00027	0,00042	0,00008	0,00035	0,00041	0,00139
Peces pelágicos		0,00244	0,00173	0,01728	0,00142	0,00397	0,00080	0,00333	0,00395	0,02701
Otros dulceacuícolas		0,00500								0,00500
<i>Camarones</i>		0,00047								0,00047
<i>Mytilidae</i>			0,00150							0,00150
Grandes Bivalvos				0,01150					0,00115	0,01150
Suma	0,000230	0,092111	0,089837	0,898373	0,004542	0,256285	0,050986	0,212443	0,145596	1,460713

4.2.4. El Modelo estático Ecopath

El desarrollo y progreso en las investigaciones en ecología marina se han visto impulsadas por aportes en los enfoques trofodinámicos, desde la mitad de este siglo hasta la actualidad (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1986; Nielsen & Ulanowicz, 2000; Abarca-Arenas & Ulanowicz, 2002.) Para contribuir a estas investigaciones el modelo de balance de masas EwE se ha vuelto uno de los más utilizados (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992; Arreguín-Sánchez & Arcos, 2011). El modelo Ecopath nos brinda una representación de los flujos de energía y biomasa de un ecosistema en un momento determinado o a lo largo del tiempo. (Pauly et al. 2000; Christensen et al., 2004). El modelo estático Ecopath está constituido por un conjunto de ecuaciones lineales acopladas que representan cada uno de los grupos funcionales en el ecosistema

y describen el balance entre el aumento de biomasa por producción y las pérdidas por depredación y explotación, incluyendo la pesca. (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992) Cuantitativamente estos procesos son representados en cada grupo por la ecuación básica del modelo:

$$\text{Ec.1} \quad B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji}$$

en donde B_i es la biomasa del grupo funcional i en un período de tiempo dado, para $i=1 \dots n$ grupos funcionales; $(P/B)_i$ es la proporción producción/biomasa para i (Allen, 1971); EE_i es la eficiencia ecotrófica (fracción de la producción usada en el sistema); Y_i es el rendimiento pesquero para i ; B_j es la biomasa del predador j ; $(Q/B)_j$ es la razón consumo/biomasa del grupo j , y DC_{ji} es la fracción de i en la dieta de j .

De esta ecuación surgen los requerimientos de datos básicos para la parametrización del modelo Ecopath (para cada uno de los grupos tróficos): la producción (i.e. biomasa), la productividad (i.e. tasas de mortalidad), las interacciones tróficas (composición de dietas) y la fracción de cada componente que es consumida dentro del ecosistema y las capturas pesqueras.

Se estimaron las cantidades consumidas de descarte por los diversos grupos tróficos del ecosistema, adicionalmente se estimó la Electividad de cada grupo por el descarte. El índice de Electividad, describe la preferencia de un consumidor por sus presas (en este caso descartes). Su escala va desde el -1, que representa la evasión total de la presa a 1, preferencia total por la presa (Ivlev, 1961).

Mediante el análisis de los niveles tróficos y la biomasa de cada grupo del ecosistema, se analizó la estructura trófica y se contextualizó a los descartes en la misma. Se estimó el nivel trófico de captura (NTc) que refleja la estrategia de una pesquería en términos de selección de los componentes de la red trófica que son explotados, este índice puede ser considerado como uno de los primeros indicadores de cambios a nivel ecosistémico aplicado a la actividad pesquera (Tudela, 2003).

Para determinar y evaluar de los efectos del descarte en las interacciones tróficas se realizó el análisis de los Impactos Tróficos Mixtos (Ulanowicz & Puccia, 1990). Este método permite observar con mayor claridad el tipo de impacto (positivo o negativo) que cada grupo funcional tiene sobre los demás componentes del ecosistema. Dicha matriz se representa a través de la ecuación:

$$\text{Ec.2} \quad q_{ij} = dc_{ij} - fc_{ij}$$

donde ij representan la interacción entre el grupo que impacta i y el grupo impactado j , de forma que, dc_{ij} es el término de composición de dieta y representa qué tanto de j contribuye en la dieta de i . fc_{ij} representa la proporción de la depredación sobre j que se debe al depredador i .

En cuanto a la evaluación de los efectos del descarte a nivel de atributos ecosistémicos, se estimó la contribución de los mismos al total de flujos del sistema (T), y a la organización de los mismos en términos de Ascendencia, Overhead y Capacidad de Desarrollo. La Ascendencia (A) es una medida de información del sistema, derivado de la teoría de la información (Ulanowicz, 1986). Cuantifica tanto el nivel de actividad como el grado de organización del sistema, siendo un índice clave que caracteriza el grado de desarrollo y madurez del sistema. Debido a que los ecosistemas no pueden crecer de forma indefinidamente se plantea un límite para este crecimiento llamado la Capacidad de Desarrollo (CD). Los ecosistemas mantienen una diferencia positiva entre Capacidad de desarrollo y la Ascendencia denominada "Overhead". Los flujos indirectos proporcionan límites en cuanto al aumento de la Ascendencia y reflejan la "fortaleza en reserva" del sistema, desde donde pueden satisfacer perturbaciones inesperadas (Ulanowicz, 1986). Representa el potencial del ecosistema para la recuperación o la reestructuración innovadora, (Patrício & Marques, 2006). Un sistema con baja Ascendencia y suficiente "Overhead" puede responder eficazmente a las exigencias de su ambiente (Ulanowicz, 2004).

4.2.5. El Modelo dinámico temporal Ecosim

Para la simulación dinámica se utilizó la aproximación Ecosim, mediante la expresión de las ecuaciones lineales como ecuaciones diferenciales que definen la variación de la biomasa de los grupos funcionales con el tiempo y que son el punto de partida del modelo trófico-dinámico Ecosim (Walters et al., 1997, Christensen y Walters 2004). A partir de la ecuación 1, el módulo dinámico temporal Ecosim define una serie de ecuaciones diferenciales de tipo:

$$\text{Ec.3} \quad \frac{dB_i}{dt} = \left(\frac{P}{Q} \right)_i \cdot \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \cdot B_i$$

Dónde dB_i/dt es el crecimiento durante el intervalo dt de i en términos de B_i ; $(P/Q)_i$ es el cociente entre la producción y el consumo; M_i es la mortalidad natural no causada por la depredación; F_i es la mortalidad por pesca; E_i es la inmigración; I_i es la emigración; y $E_i \cdot B_i - I_i$ es la proporción neta de migración.

Los cálculos del consumo (Q) se basan en la teoría de la “Arena de forrajeo”, en la cual las presas no se encuentran disponibles durante todo el tiempo, sino que muestran diversos patrones de comportamiento que hacen que las presas estén vulnerables o no para la depredación. Así, la biomasa de i se divide entre una fracción vulnerable y una fracción no vulnerable a los depredadores y la transferencia (v) entre las dos fracciones (vulnerable y no vulnerable a la depredación) es lo que determina el control del flujo trófico entre depredador y presa (Walters et al., 1997; Walters y Martell, 2004) .

En este contexto, el consumo de i a partir de sus depredadores j se define como:

$$\text{Ec.4.} \quad Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot M_{ij} / D_j}{v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot B_j \cdot S_{ij} \cdot T_j / D_j}$$

Dónde a_{ij} representa la búsqueda efectiva de la presa i por los depredadores j , v_{ij} es la transferencia de biomasa entre un estado vulnerable e invulnerable a la depredación, B_{Bi} y B_{jB} son la biomasa de la presa i y los depredadores j , T_i y T_j es el tiempo relativo utilizado para la alimentación, S_{ij} es el factor definido por una función ambiental de corto y/o largo plazo, M_{ij} representa un factor de mediación, y D_j representa los efectos de la limitación del cociente del consumo (Walters et al. 1997, 2000, Christensen y Walters 2004). Así, la interacción entre depredadores y presas se modeliza imponiendo un límite de exposición de la biomasa de la presa al depredador, en función de si el control de flujo trófico es dominado por la presa (control de tipo bottom-up) o por el depredador (control de tipo top-down) (Walters et al. 1997, Christensen y Walters 2004).

Si el parámetro “vulnerabilidad” es alto, la interacción entre depredador y presa, depende mayormente de la abundancia del depredador ya que la tasa de pasaje de un estado invulnerable a uno vulnerable es elevada. Por el contrario, si presenta muy poca vulnerabilidad, la interacción es mayormente controlada por la presa.

Propuesto por Hense (1887), el mecanismo de control “bottom -up” postula que es el alimento regula las poblaciones de peces y que, si se estudia la producción de fitoplancton y zooplancton, se puede predecir el rendimiento de los peces. Esta idea se consolidó con el concepto que la regulación de los componentes de una red trófica depende de los productores primarios (Pace et al. 1999; López, 2011). El control ecosistémico “desde arriba”, propone que la depredación de especies de niveles trófico más altos regula las poblaciones de presas de niveles tróficos más bajos (Cury et al. 2003). Estos mecanismos de control ecosistémico se ven alterados de forma directa o indirecta por la actividad de las relaciones tróficas y actividades pesqueras (Ferretti et al., 2010; Heath et al. 2014).

La estrategia de modelación Ecosim utiliza permite definir los valores de la vulnerabilidad de cada par depredador-presa (tipo de control), basándose en múltiples criterios (e.g. proporcional al nivel trófico, características de historia de vida, etc.). De esta forma es posible evaluar los efectos del tipo de control.

A los efectos de evaluar las consecuencias de los cambios en tasas de descarte e incremento del esfuerzo pesquero por las flotas del área, se simularon 4 escenarios en un lapso de 25 años (Tabla. 4), se optó por explorar explícitamente las consecuencias de predominio de controles ecosistémicos “desde arriba”, “desde abajo” y una situación de control “mixto” en las matrices de vulnerabilidad, en el escenario donde disminuye el descarte y aumenta el esfuerzo pesquero.

En el primer escenario se simuló un pulso de descarte en el año 12 de 3 veces su valor inicial, pasando de 0.145 t·km⁻² a 0.437 t·km⁻². La magnitud del pulso fue evaluada para generar cambios relevantes en los grupos funcionales. En el segundo escenario se plantea la disminución lineal de los descartes con una tasa de descenso a -0.006, llegando a 0 a los 25 años. Para el tercer escenario se simuló un aumento en el esfuerzo pesquero, de 2 veces su valor inicial para las flotas industriales, para la flota artesanal argentina y de 1.5 veces para la flota artesanal uruguaya. Finalmente en el cuarto escenario se plantea la disminución a cero del descarte y el aumento en el esfuerzo pesquero de 2 veces su valor inicial para las flotas industriales, para la flota artesanal argentina y de 1.5 veces para la flota artesanal uruguaya. Adicionalmente en este escenario la simulaciones se realizaron por triplicado, suponiendo tres tipos de controles en el ecosistema, “desde arriba” (v = 1), control “mixto” (v = 2) y “desde abajo” (v = 3). Esto permitió evaluar las interacciones y variaciones de las biomasa de diferentes grupos bajo, diferentes controles depredador- presa.

Tabla 4. Descripción de los escenarios evaluados para el Río de la Plata y su plataforma costera.

Escenario	Descartes	Esfuerzo flota Artesanal uruguaya	Esfuerzo otras flotas	Control ecosistémico
Pulso descarte	Año 12 Aumento x 3	=	=	No Analizado
Descarte 0	Disminución lineal a 0	=	=	No Analizado
Esfuerzo	=	Aumento x 1.5	Aumento x 2	No Analizado
Esfuerzo y Descarte	Disminución lineal a 0	Aumento x 1.5	Aumento x 2	“desde abajo” - “mixto” - “desde arriba”

5. RESULTADOS

5.1. Análisis del Modelo Estático

Mediante el análisis del consumo se observó que los grupos que consumieron mayormente los descartes fueron *Otaria flavescens*, las aves marinas y los peces bentofagos, *Urophycis brasiliensis*, lenguados y en menor proporción *Mustelus schmitti* (Tabla. 5), esta interacción se reafirma en el diagrama de flujo de biomasa para cada especie (Fig. 2). Además estos resultados son concordantes con el índice de selección (Electividad), para *Otaria flavescens*, las aves marinas, *Urophycis brasiliensis* y lenguados, que se situó cercanos a 1.

Los valores elevados de Eficiencia Ecotrófica se obtuvieron tanto en organismos de niveles tróficos intermedios como en niveles tróficos bajos, en aves marinas, mamíferos marinos al igual que los productores primarios y el detritus. Para el descarte se encontraron valores de Eficiencia Ecotrófica cercano a 1 (0.95), indicando que el descarte sería consumido casi en su totalidad en el sistema, siendo escasa la proporción que fluye al detritus o es exportada (0.007 t/km²) fuera del ecosistema .

Las principales estadísticas e índices ecológicos del sistema son representados en la Tabla 6, donde el rendimiento total del sistema (TST) fue de 45,667 t km⁻² año⁻¹ , el 45% fluye a detritus, 41% es exportado del sistema, mientras que el 7% es consumido por predación. Los valores (PP/R, PP/B, B/T) para evaluar el estado del ecosistema muestran una elevada productividad en relación con la biomasa total y la respiración, además de una baja biomasa en relación con los flujos totales de energía.

En cuanto a los índices derivados del análisis de redes, la Ascendencia indicó que el ecosistema posee un tamaño de 53% con respecto a su Capacidad de Carga, representado mayormente por flujos de exportación y flujos internos, indicando un nivel medio de organización de la trama trófica (Tabla. 7). En lo que refiere específicamente al descarte, su aporte a la Ascendencia fue de 1.86 *flowbits* y de Capacidad 2.97 *flowbits*

(Anexo, Tabla. B), su aporte al total de flujos tróficos (TST) representa el 0.0003% y al crecimiento y desarrollo de la trama trófica el 0.003% (Ascendencia).

Tabla 5. Valores de Consumo y Electividad, para los grupos que consumen descarte pesquero

	Consumo t/km ² /year	Electividad (-1 a 1)
<i>Otaria flavescens</i>	0,0163	0,9434
Aves marinas	0,0692	0,9688
<i>Urophycis brasiliensis</i>	0,0148	0,9385
<i>Flat fishes</i>	0,0257	0,7222
<i>Mustelus schmitti</i>	0,0124	0,3184

Tabla 6. Estadística e índices ecológicos del ecosistema del Río de la Plata y Plataforma Costera.

Estadísticos e Índices ecológicos del ecosistema	Valor	Unidades
Suma de consumo total (Qt)	3,67	t km ⁻² año ⁻¹
Suma de exportaciones totales (Et)	19,504	t km ⁻² año ⁻¹
Suma de respiración total (Et)	19,897	t km ⁻² año ⁻¹
Suma de todos los flujos hacia detrito (FD)	20,497	t km ⁻² año ⁻¹
Flujos totales del sistema (TST)	45,667	t km ⁻² año ⁻¹
Suma de producción Total (Pt)	21,761	
Nivel trófico medio de captura	2,954	
Producción primaria neta total (PPN)	20,810	t km ⁻² año ⁻¹
Producción primaria total / respiración total (PP/R)	10,458	
Producción neta del sistema (NSP)	18,820	
Total primary production/total biomass (PP/B)	81,36	t km ⁻² año ⁻¹
Biomasa total/ Rendimiento total (B/T)	0,0056	
Biomasa Total (sin detritus)	255,7	
Captura total	1,606	
Índice de Conectancia (CI)	0,244	
Índice de Omnivoría del sistema (SOI)	0,216	

Tabla 7. Índices de flujos para el sistema

	Ascendencia		Overhead		Capacity	
	flowbits	%	flowbits	%	flowbits	%
Importación	2839,2	2,8	2116,7	2,1	4955,9	4,9
Flujos Internos	21174,7	21	35904,2	35,6	57079	56,6
Exportación	22531,4	22,3	1433,6	1,4	23965	23,8
Respiración	7287,2	7,2	7551,8	7,5	14839	14,7
Total	53832,5	53,4	47006,3	46,6	100838,9	100

5.1.1. Estructura trófica

El Diagrama de Flujos representa esquemáticamente las interacciones tróficas generadas para el ecosistema del Río de la Plata. Todos los grupos funcionales están representados en cuatro Niveles Tróficos (Nt), que van desde el Nt = 1 para los productores primarios, los grupos detrítico y el descarte, hasta Nt = 4 donde están los depredadores apicales del ecosistemas. El tamaño de cada círculo es proporcional a la biomasa de cada grupo funcional, las líneas grises representan la relación depredador - presa y las líneas azules representan la relación trófica con el descarte (Fig. 2).

Los niveles tróficos basales representan aproximadamente 50% del total de la biomasa, los invertebrados un 40%, los peces y otros invertebrados 13 % del total. El modelo evidenció que los mamíferos marinos actuarían como depredadores superiores en el ecosistema junto con grandes condriictios y otros vertebrados como las aves. En base a los resultados se determinó una biomasa elevada de detrítico y fitoplancton, los flujos hacia el detrítico consisten en flujos de la materia excretados y derivados de individuos que mueren por causas naturales y en baja proporción el descarte pesquero. El descarte pesquero se encuentra ubicado junto al detrítico y el fitoplancton en el nivel más bajo y su interacción es principalmente con depredadores tope, incluidos mamíferos marinos (*Otaria flavescens*, *Mustelus schmitti*), aves marinas y peces objetivo de pesca (*Urophycis brasiliensis* y *Squatina guggenheim*).

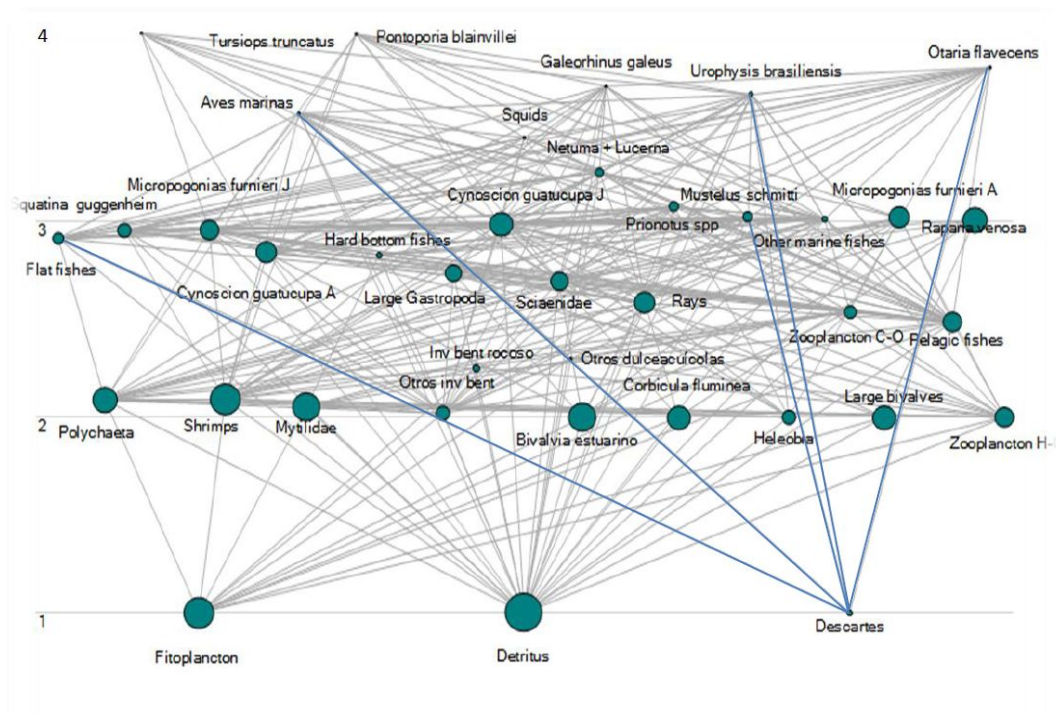


Fig. 2. Diagrama de flujo del estuario del Río de la Plata y su plataforma adyacente, los círculos son proporcionales a la magnitud de la biomasa, las líneas grises representan sus interacciones y las azules las principales especies con preferencia por el descarte.

5.2. Impactos Mixtos Tróficos

5.2.1. Flotas Pesqueras

En la Fig. 3 se representan los Impactos Mixtos Tróficos de las flotas sobre todos los grupos evaluados, a modo general la mayoría de los grupos incluidas las flotas pesqueras tendrán un impacto negativo sobre ellos mismos debido a la competencia intragrupal por los recursos tróficos, siendo los más importantes los producidas por las flotas pesqueras uruguayas. En el caso de los otros grupos funcionales, además están influenciados por las interacciones depredadores - presa.

Los impactos negativos, de la Flota Costera Artesanal del Norte de Buenos Aires (FCANBA), son producidos mayoritariamente en depredadores superiores (*Pontoporia blainvillei* y *Tursiops truncatus*) y en menor proporción en especies objetivo (*Micropogonias furnieri* y *Cynoscion guatucupa*). Las poblaciones de *Galeorhinus galeus*, *Urophycis brasiliensis* y Calamares, a su vez son influenciadas positivamente por esta

flota. En lo que respecta a la Flota Costera de Mar del Plata (*FCAMARDEL*), produce como es de esperar impactos negativos considerables en las principales especies objetivo (*Micropogonias furnieri*, *Urophycis brasiliensis* y “Otros peces marinos”), además su influencia negativa abarca a los depredadores del sistema (*Tursiops truncatus*, *Mustelus shmitti* y *Galeorhinus galeus*). Por otro lado los impactos positivos son en mayor medida en *Pontoporia blainvillei*, en el grupo “Otros Peces Dulceacuícolas” (Carpa, Pati y Porteño) y en *Bivalvia estuarino* y “Otros invertebrados bentónicos”.

Por su parte la Flota Artesanal Uruguay produciría bajos impactos tanto positivos como negativos en la mayoría de los grupos a excepción de *Tursiops truncatus*, este grupo presentaría impactos negativos que se cuadruplican con respecto a las demás flotas pesqueras. Cabe destacar que la Flota Industrial Uruguay evidencia impacto tanto negativos como positivos sobre los mismos grupos que la *FCMARDEL*, sin embargo sus magnitudes se duplican en la mayoría de los grupos funcionales, destacándose los impactos negativos en *Cynoscion guatucupa* adultos y *Galeorhinus galeus*.

5.2.2. Descarte

En lo que respecta a los descarte sobre el sistema, estos representan el 10% del total de las capturas estimadas en 1,46 t/km²/año, de los cuales el 61.56 % corresponden a la Flota Industrial Uruguay y el 6.3 % a la Flota Artesanal Uruguay, por su parte la *FCANBA* representa el 17.56 % y la *FCAMARDEL* 14.58 %. El impacto positivos del descarte es principalmente sobre aves marinas, *Otaria flavescens*, el grupo lenguados, *Urophycis brasiliensis* y en menor medida en *Squatina guggenheim*. Los impactos negativos se produjeron sobre grupos funcionales del género *Netuma* y *Lucerna* (Fraile, Mochuelo y *Lucerna*), *Galeorhinus galeus* y en menor proporcione sobre diversos grupos de peces de importancia comercial (*Micropogonias furnieri* y *Cynoscion guatucupa*). Es importante destacar que se generarían efectos más pronunciados sobre componentes del sistema provenientes del descarte que por los generados directamente por las flotas pesqueras, los impactos positivos se observan en mamíferos marinos *Otaria flavescens*, en aves marinas y en especies *Urophycis brasiliensis*, lenguados y en el grupo *Netuma-Lucerna*.

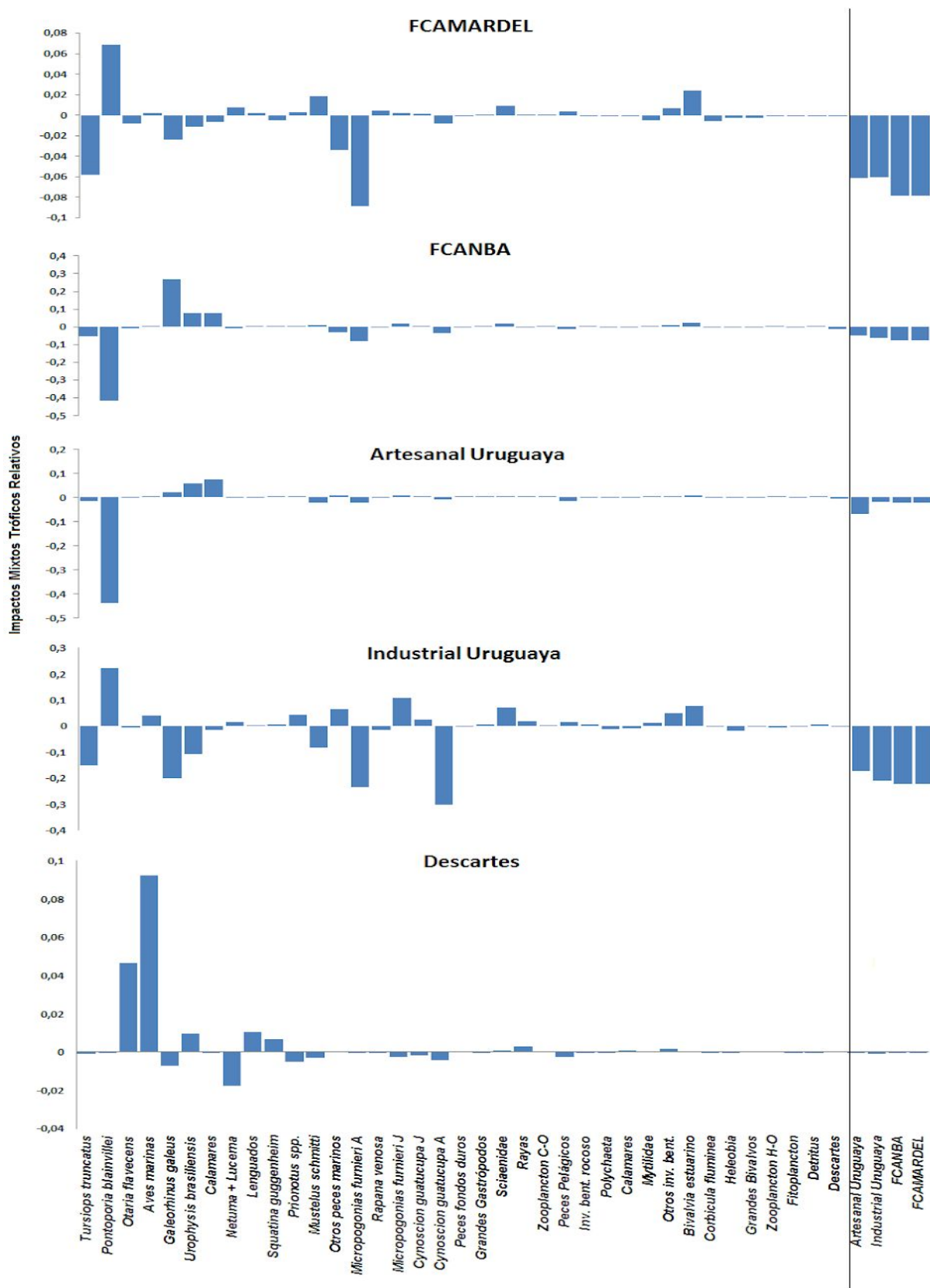


Fig. 3. Impactos Tróficos Mixtos en el estuario del Río de la Plata y su plataforma adyacente. Las barras cuantifican el impacto trófico directo e indirecto. Flota Costera de Mar del Plata (FCAMARDEL), Flota Artesanal del Norte de Buenos Aires (FCANBA). Nótese la escala diferente en cada caso.

5.3. Análisis del Modelo Dinámico

Una vez obtenidos los resultados de las simulaciones temporales, se presentan en dos formas. Primero, la trayectoria de las biomasa relativa inicial (valores de entrada de Ecopath), en el caso de las especies que presentan variaciones relevantes. Segundo, gráficas del cociente biomasa final/biomasa inicial expresado como porcentaje de cambio al final del período de la simulación para todos los grupos que no presentaron variaciones significativas en las simulaciones temporales.

5.3.1. Pulso de descartes

Se puede observar una tendencia al aumento en los principales depredadores superiores del modelo, donde *Otaria flavescens* incrementaría su biomasa en el lapso de un año, luego del cual disminuiría de manera constante hasta alcanzar su valor inicial próximo al final de la simulación, propagándose su efecto por más de 10 años. Por otra parte *Pontoporia blainvillei* presentaría un aumento mínimo, tendiendo a mantener constante ese aumento durante los 11 años restantes de la simulación, *Gaelorhinus galeus* presentaría un aumento recuperando su biomasa inicial a los 8 años transcurrido el pulso y el grupo Calamares denotaría un aumento en los dos primeros años, luego del cual decaería por debajo de su valor inicial. En cuanto a los grupos Mytilidae y *Urophycis brasiliensis* también muestran a continuación del pulso un descenso leve en sus biomasa, por un lapso de 3 y 4 años respectivamente, luego del cual recuperan su valor inicial manteniéndose estables durante el resto de la simulación (Fig. 4).

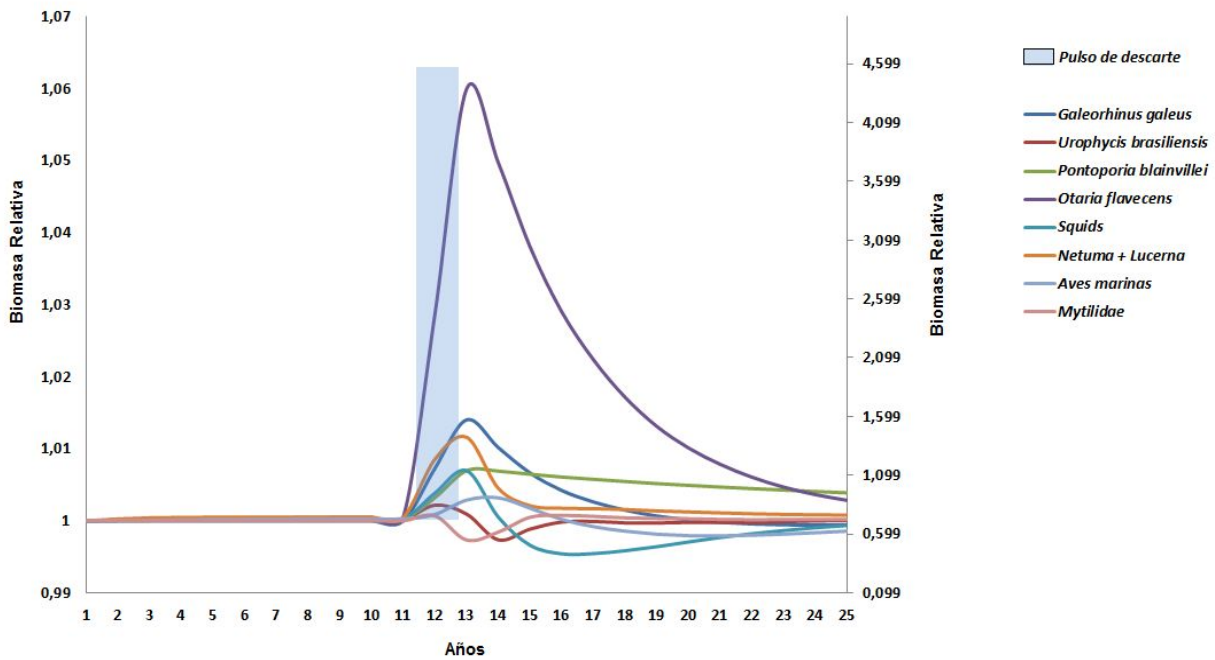


Fig. 4. Pulso de Descartes. Cambios en la biomasa relativa al año inicial de los grupos tróficos. En la figura solo se muestran los grupos funcionales que presentan una variación de su biomasa destacable.

5.3.2. Descarte Cero

La disminución paulatina a cero del descarte produciría el aumento de forma lineal en la biomasa de dos grupos funcionales, Calamares y *Mustelus schmitti*, no observándose aumento en otros grupos funcionales. La tendencia a disminuir la biomasa se produjo en *Pontoporia blainvillei*, en juveniles de *Micropogonias furnieri*, en Aves, integrantes del grupo “Otros peces marinos”, *Tursiops truncatus* y en menor medida de *Otaria flavescens*. Además *Galeorhinus galeus* presentaría un tendencia a disminuir en los primeros 12 años a valor inicial, luego de los cuales se observó que su biomasa se estabilizaría y aumentaría durante el resto de la simulación (Fig. 5).

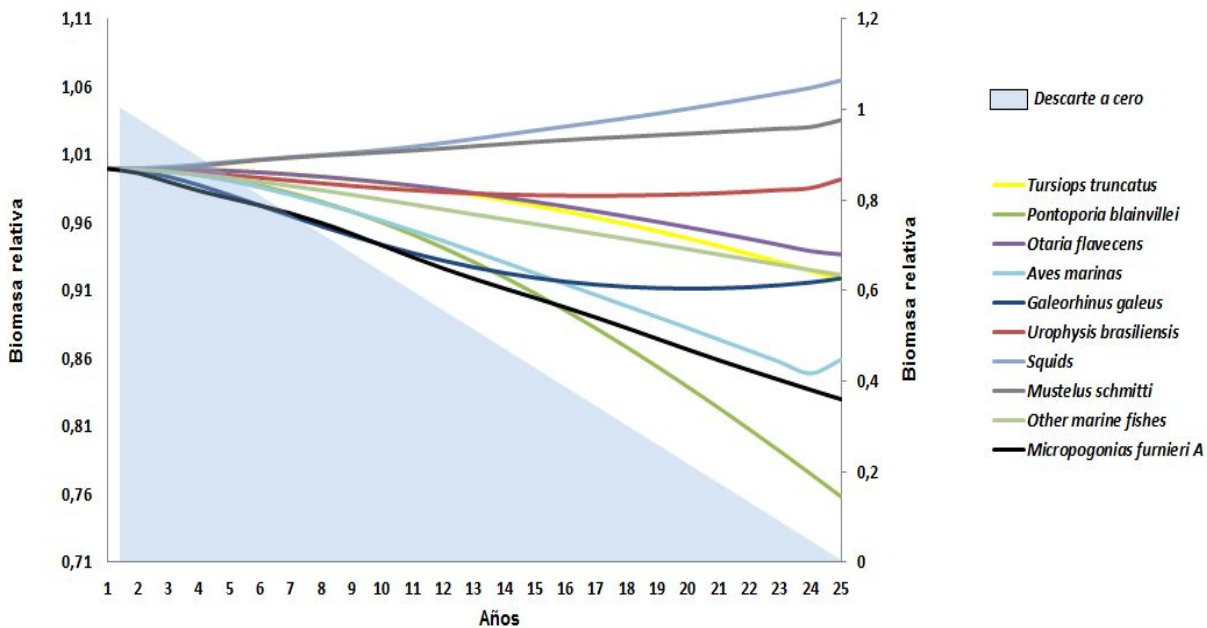


Fig. 5. Descarte cero. Cambios en la biomasa relativa al año inicial de los grupos tróficos. En la figura solo se muestran los grupos funcionales que presentan una variación de su biomasa destacable.

5.3.3. Aumento del esfuerzo pesquero

Este escenario tiene como consecuencia el incremento en la biomasa no solo de algunos grandes depredadores del sistema, *Aves* y *Mustelus Schmitti*, sino también de invertebrados, Calamares, *Rapana venosa*, y en menor medida de *Urophycis brasiliensis*. La tendencia al descenso en la biomasa se produjo en *Pontoporia blainvillei*, adultos de *Micropogonias furnieri* y *Otaria flavescens* que presentaría variaciones en su biomasa que pueden considerarse nulas. Por otra parte no existirían diferencias de la biomasa en los grupos *Galeorhinus galeus*, *Tursiops truncatus* y en el grupo funcional de "Otros peces marinos" si se comparan con el escenario anterior (Fig. 6).

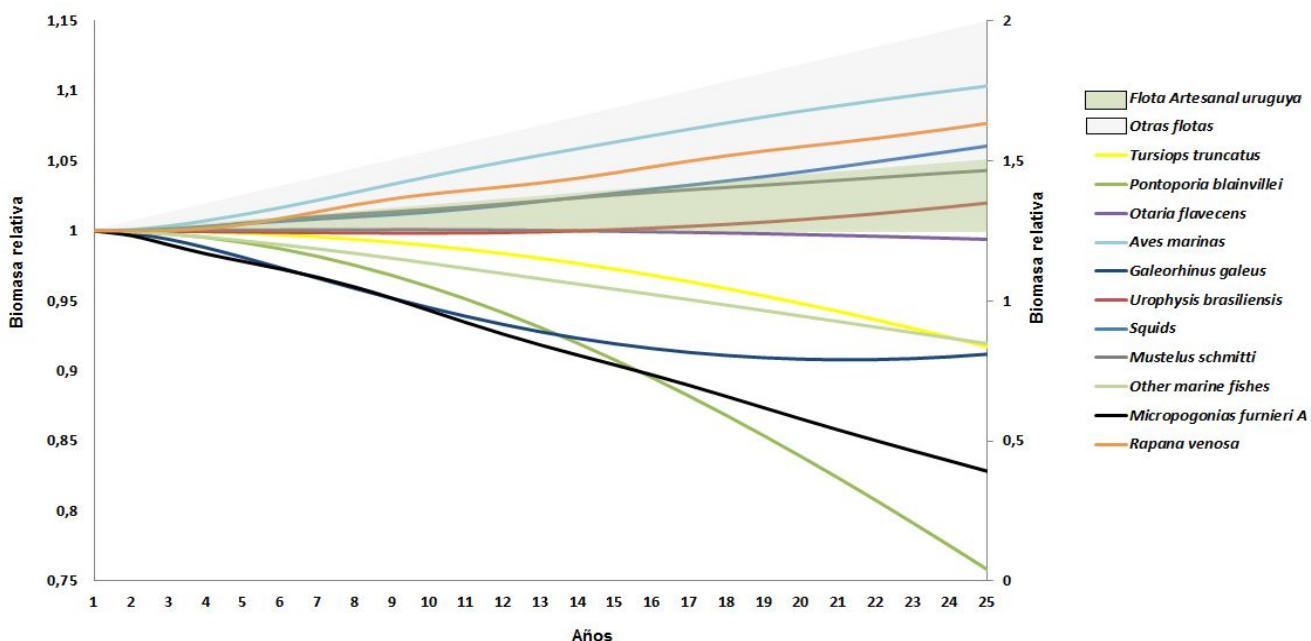


Fig. 6: Aumento del esfuerzo pesquero. Cambios en la biomasa relativa en los grupos tróficos. En la figura solo se muestran los grupos funcionales que presentan una variación de su biomasa destacable.

5.3.4. Aumento del esfuerzo pesquero y disminución del descarte

En este escenario se evaluó conjuntamente el aumento del esfuerzo pesquero y la disminución del descarte bajo tres valores de vulnerabilidad (control ecosistémico). A nivel general se evidenció que el comportamiento de los grupos funcionales es dependiente del control asumido. Los cambios en las biomasa son más pronunciados bajo el supuesto de un control ecosistémico “desde abajo” que bajo los supuesto controles “mixtos” y “desde arriba” (Fig. 7).

En el supuesto control “desde arriba”, se observó disminución en la biomasa de todos los grupos evaluados, esta disminución es más evidente en los grupos funcionales pertenecientes a niveles superiores (*Pontoporia blainvillei* y *Tursiops truncatus*). Se observa que este último grupo tiene el descenso de su biomasa más pronunciado, cabe destacar que las especies objetivo *Micropogonias furnieri*, *Urophycis brasiliensis* presentarían bajo este control el menor descensos en sus biomاسas.

Bajo el control ecosistémico “mixto” la tendencia general es a disminuir la biomasa de la mayoría de las grupos funcionales, esta tendencia a disminuir es menor que en el control

“desde arriba” y se destaca a *Micropogonias furnieri* y en menor medida el grupo de “Otros peces marinos”, con respecto a sus valores iniciales. Como excepción a estos comportamientos, el grupo *Urophycis brasiliensis* se mantendría casi estable, y recupera su valor inicial al final de la simulación.

En la simulación bajo el control “desde abajo”, produciría al igual que en los controles anteriores disminución de la biomasa en niveles tróficos superiores (Aves marina, *Pontoporia blainvillei* y *Tursiops truncatus*). Por otro lado, es notorio el descenso en la biomasa de *Micropogonias furnieri*, que decaería al finalizar la simulación presentando un comportamiento ondulatorio descendiente. Bajo este control se destaca que no se produciría variaciones en la biomasa del grupo “Otros peces marinos”, que si se observan bajo los anteriores controles, además se observan variaciones en la biomasa de especies en niveles intermedios que no están presentes en las controles anteriores, *Rapana venosa* y *Mustelus schmitti*. *Rapana venosa*, presentaría aumento oscilante en su biomasa con un amplitud máximo en el año 22 y *Mustelus Schmitti*, una tendencia mínima a aumentar su biomasa con cada ciclo durante la simulación.

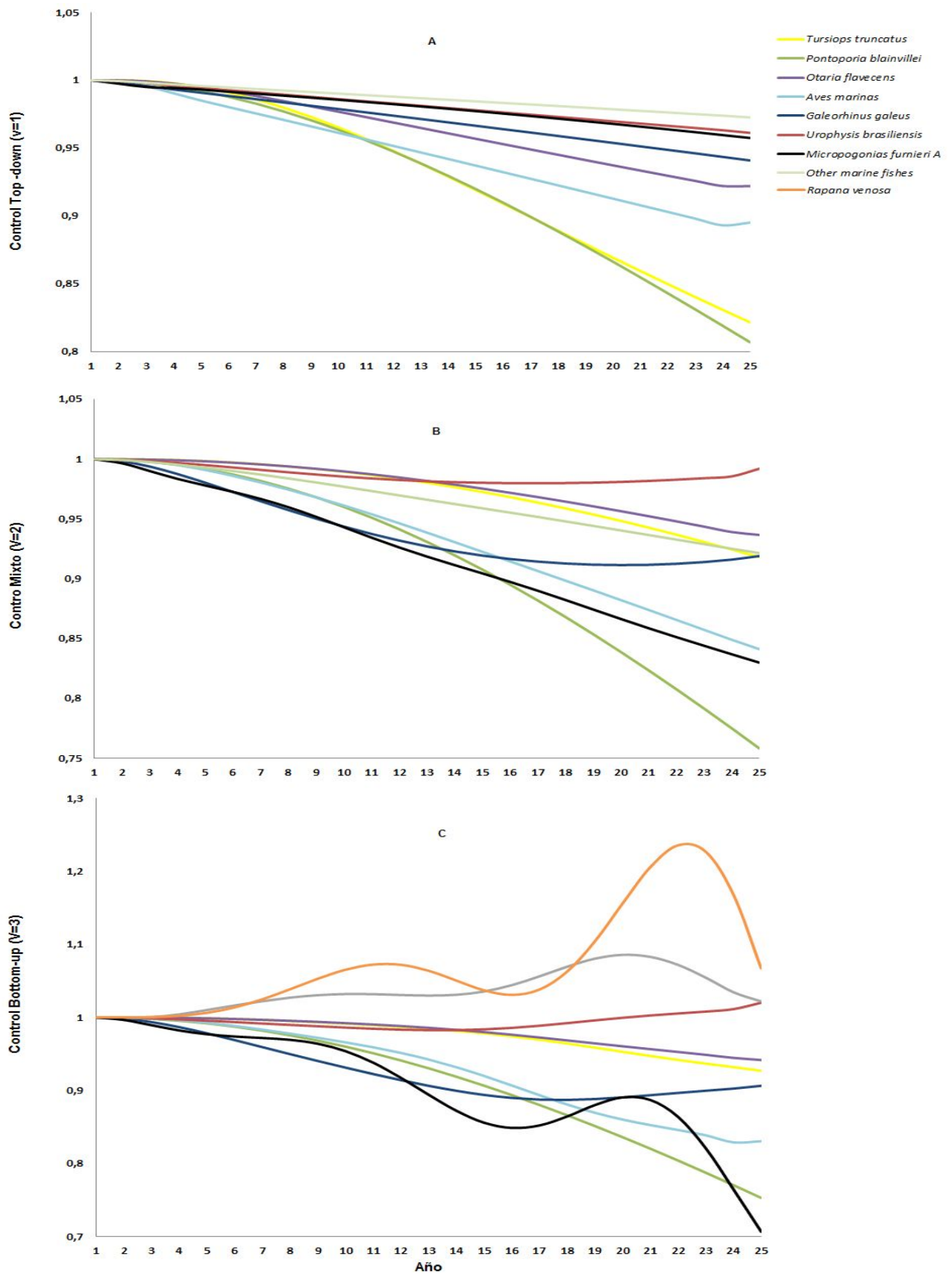


Fig. 7. Cambios en la biomasa relativa al año inicial (escenario: disminución de descarte y aumenta el esfuerzo pesquero), bajo los tres controles ecosistémicos (A: desde arriba, B: mixto y C: desde abajo). En la figura solo se muestran los grupos funcionales que presentan una variación de su biomasa destacable.

Los grupos funcionales que no presentaron variaciones significativas al graficar su biomasa relativa se evaluaron mediante el cociente biomasa final/Inicial, bajo los tres controles (Fig. 8). En esta contexto destacamos la disminución de biomasa en especies pertenecientes a niveles tróficos inferiores (*Corbicula fluminea*, Calamares y *Grandes Gasterópodos*) bajo control “desde abajo”. Se observan aumentos en biomasa del grupo *Netuma + Lucerna*, *Rapana venosa* bajo el control “desde abajo” y en el control “mixto”, *Bivalvia estuarino*, *Rapana venosa* y *Calamares*.

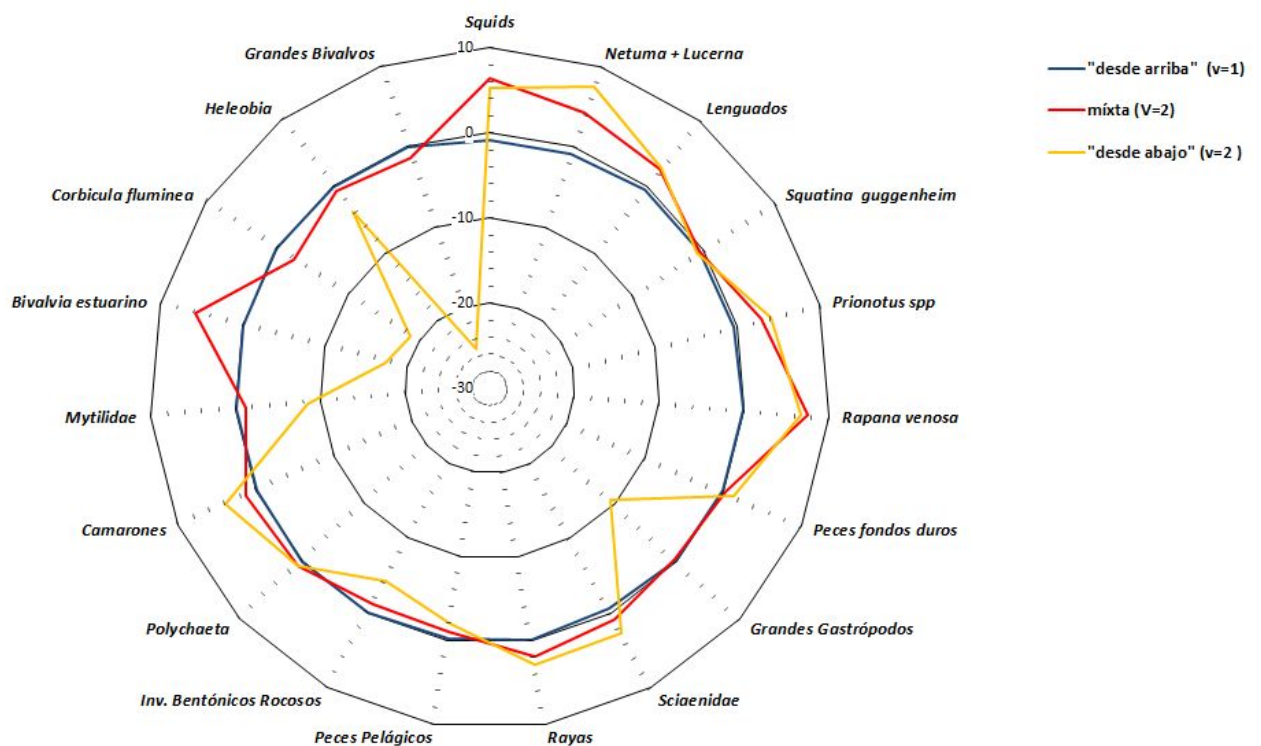


Fig. 8. Porcentaje de cambio de las biomazas en el escenario donde hay disminución del descarte y aumento del esfuerzo pesquero, bajo los diferentes tipos de controles asumidos.

5.4. Estado del ecosistema

5.4.1. Nivel Trófico de Captura y Ascendencia

Los resultados de evaluar los niveles tróficos de Captura (NTc) y Ascendencia en los escenarios, Pulso de descarte, Descarte cero y el Aumento del esfuerzo pesquero se

representan en las Fig. 9 y 10, por separado en las Fig. 11 y 12 se representan los escenarios donde el descarte se reduce a cero y aumenta del esfuerzo pesquero conjuntamente.

Al aplicar un pulso de descarte no se observan variaciones en el aportes al desarrollo de la trama trófica del sistema (Ascendencia) y no se generarían alteraciones significativas en el comportamiento del NTc. En los escenarios donde se analizó la disminución del descarte y el aumento del esfuerzo pesqueros de forma independiente, se obtuvieron comportamientos y valores significativamente similares, produciéndose un aumento de la Ascendencia (0,005%) y disminución del NTc (0,0025) (Fig. 9 y 10).

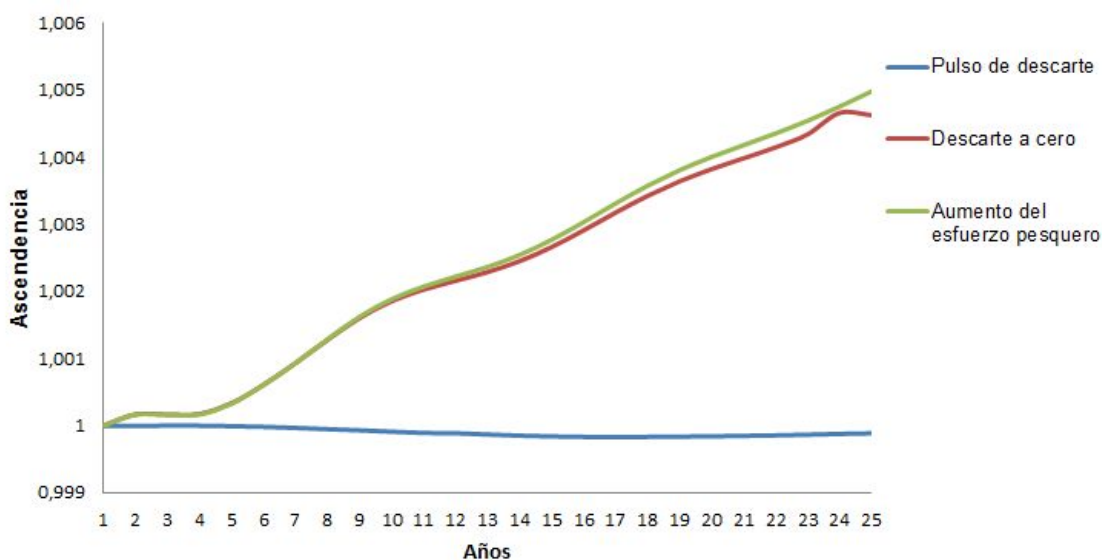


Fig. 9. Tendencia de la Ascendencia relativa en los escenarios simulados. Pulso de descarte, Descarte cero, Aumento del esfuerzo pesquero.

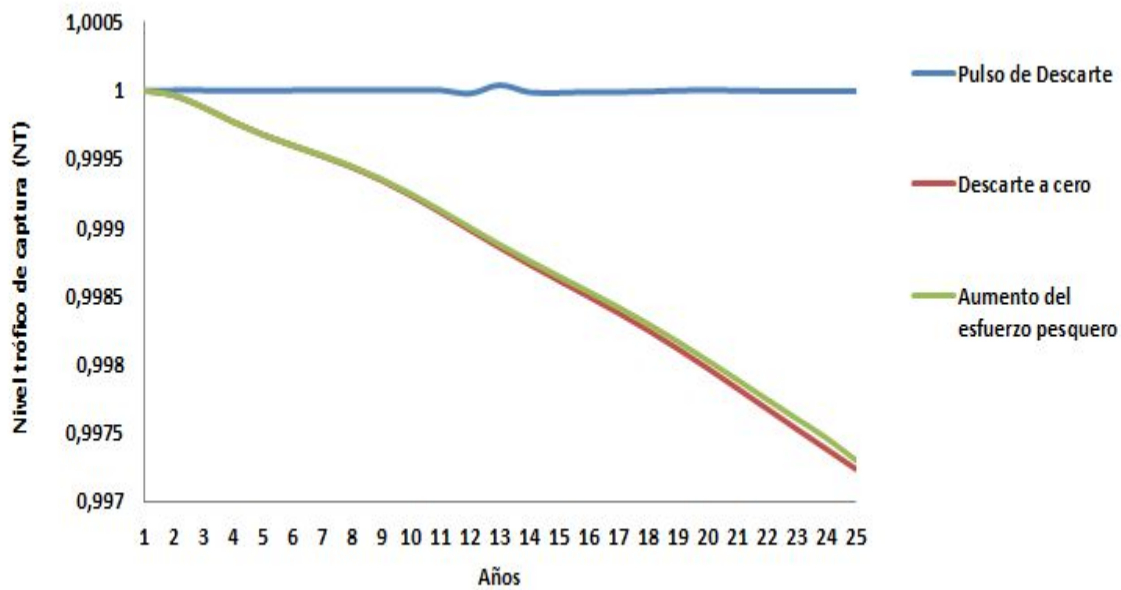


Fig. 10. Tendencia del NTc, en los escenarios simulados. Pulso de descarte, Descarte cero, Aumento de esfuerzo pesquero.

Cuando se evalúa la Ascendencia bajo los tres controles ecosistémicos, en el escenario donde disminuye el descarte y aumenta el esfuerzo pesquero, los resultados evidenciaron que bajo el supuesto control “desde abajo” los valores de Ascendencia serían mayores con un comportamiento oscilante, con máximos crecientes cada 11 años. Mientras que bajo control “mixto” y “desde arriba”, la organización del sistema mostraría una tendencia lineal a crecer, siendo menor en controles con vulnerabilidad baja (Fig 11).

Por su parte el NTc presentaría una tendencia a disminuir bajo los tres controles, siendo leve y constante bajo control “desde arriba”, con descenso constante bajo el control mixto y presentando un comportamiento oscilante bajo control “desde abajo” (Fig. 12).

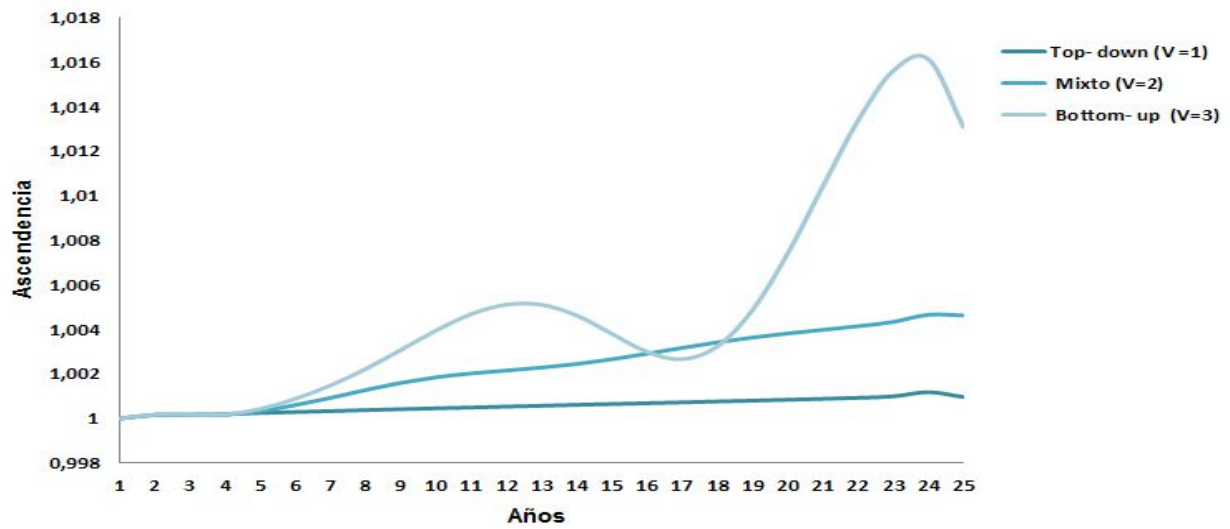


Fig. 11. Tendencia en la Ascendencia en el escenario donde aumenta el esfuerzo pesquero y disminuye el descarte, bajo diferentes vulnerabilidades ($v = 1$, $v = 2$ y $v = 3$).

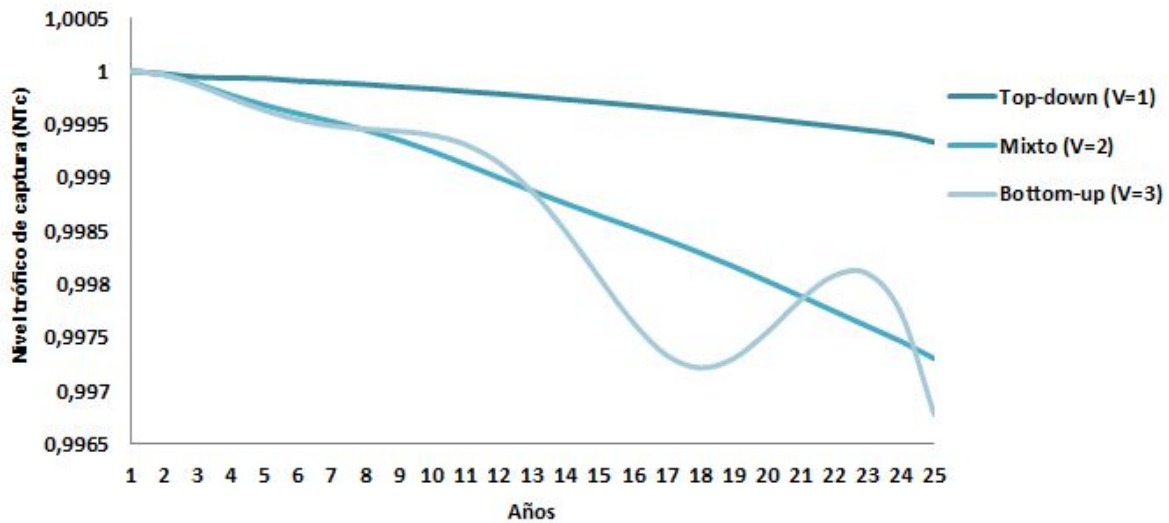


Fig. 12. Tendencia del NTc en el escenario donde aumenta el esfuerzo pesquero y disminuye el descarte, bajo vulnerabilidad ($v = 1$, $v = 2$ y $v = 3$).

6. DISCUSIÓN

En este trabajo se evaluó por primera vez el rol del descarte en el ecosistema del Río de la Plata y su plataforma adyacente, más allá de generar datos de potencial utilidad para el manejo pesquero, intenta poner de manifiesto la importancia de considerar el descarte y la captura incidental como un factor de influencia en los ecosistemas marinos. Al mismo tiempo pretende sentar las bases para futuras investigaciones.

6.1. Modelo Estático

Los principales flujos en el ecosistema se encuentran en los niveles tróficos basales e intermedios, los valores de Eficiencia Ecotrófica indicarían que gran parte de la producción secundaria de estos grupos es consumida por los depredadores y/o exportada del sistema a través de actividades pesqueras. Según los resultados representados en la Tabla 6, el tamaño del sistema (TST) se encuentra dentro de los de mayor actividad, presentando una producción primaria que excede el consumo, basada mayormente en el fitoplancton y en menor medida en el detritus, comportamientos que constituyen una importante fuente de entrada de energía en el ecosistema (Calliari et al., 2009), representado mayormente por flujos de exportación y flujos internos, indicando un nivel medio de organización de la trama trófica. El índice de EE y flujos demuestran una elevada productividad y una gran organización de la red trófica (Lercari et al., 2014). En cuanto a los índices derivados del análisis de redes la Ascendencia indicó que el ecosistema posee un tamaño medio, con respecto a su Capacidad de Carga, de forma muy general este patrón es recurrente en los modelos de ecosistemas marinos templados y tropicales (Jarre-Teichmann & Christensen, 1998; Gasalla & Rossi, 2004).

6.2. Impactos Mixtos Tróficos

6.2.1. Flotas Pesqueras

Al analizar los impactos mixtos tróficos de las flotas pesqueras se refleja que la mayor cantidad de descartes y desembarques fue producida por la Flota Industrial Uruguaya, además presentó el mayor efecto negativo sobre las otras flotas, reflejando un alto grado

de interdependencia (Horta & Defeo, 2012; Norbis & Galli, 2013). Si bien los impactos negativos y positivos de la Flota Industrial Uruguaya fueron similares a los producidos por la FCMARDEL en todos los grupos, sus magnitudes se duplicaron. Se destaca los efectos negativos en adultos de *Cynoscion guatucupa*, *Urophycis brasiliensis* y *Galeorhinus galeus* consecuencia de ser especies objetivo de pesca (Milessi & Jaureguizar 2013; Silveira et al., 2018), además los efectos negativos en *Tursiops truncatus* pueden estar relacionados a la reducción de su recurso alimenticio consecuencia directa de la pesca (Blanco & Raga, 2001). Por otro lado los impactos positivos a destacar se dan sobre *Pontoporia blainvillei*, *Bivalvia estuarino* y el grupo "Otros invertebrados". Se puede inferir que los impactos positivos en *Pontoporia blainvillei* se podrían deber a la disminución de la presión competitiva por parte de *Tursiops truncatus*, que se ve afectada negativamente. En el caso de los Bivalvos y otros invertebrados el aumento en su biomasa puede estar relacionado a la presencia de descarte como fuente de alimento o por disminución de sus depredador (Wassenberg & Hill, 1989; Fondo et al., 2015).

Los impactos negativos ejercidos por la Flota Artesanal Uruguaya y FCANBA fueron principalmente sobre *Pontoporia blainvillei* y *Tursiops truncatus*, su posible origen se debe a la competencia por el mismo recurso, así como de la pesca incidental que padecen las especies (Bergamino et al., 2012). Por otro lado *Galeorhinus galeus* y *Urophycis brasiliensis*, presenta un impacto positivo este comportamiento es el contrario al que se predice debido a que son especies objetivo, la causa de su aumento puede estar relacionada a efectos descritos por Grande et al., 2010, el cual postula que cuando la magnitud de pesca es intensa y/o prolongada, la población responde a través de crecimientos explosivos y extraordinarios para contrarrestar el déficit de biomasa.

6.2.2. Descartes

En cuanto al rol del descarte en el ecosistema, si bien la tasa de descarte se encuentra en el rango de similitud con otras regiones, Mar Báltico (Zeller et al., 2011), Mar del Norte (Catchpole et al., 2005; Johnsen y Eliassen, 2011) y en zonas del Mediterráneo (Tsagarakis et al., 2013; Piroddi et al. 2015), para el Río de la Plata la influencia del descarte a nivel de flujos tróficos no parece ser relevante. Sin embargo en base a los resultados podemos considerar que el descarte pesquero en nuestra zona de estudio es

un factor de importancia directa para algunos de los grupos depredadores (Votier et al. 2004; Galli, 2007; Soriano et al., 2016) y algunas especies objetivo de pesca (Rey, 2000; Dato et al., 2006). Según los valores de Electividad y Consumo por el descarte se desprende que el descarte es consumido en su mayoría por los niveles tróficos superiores e intermedios, siendo escasa la proporción de descarte que llega a compartimentos del sistema inferiores o es exportado del sistema. Este consumo en compartimentos superiores e intermedios no solo está relacionado a las preferencias tróficas de las especies sino también a propiedades intrínsecas del descarte y su flujo a través de la columna de agua.

Del estudio del ITM es importante destacar que los efectos producidos por la presencia de descarte pesquero son más pronunciados sobre algunos componentes del sistema (*Otaria flavescens*, *Lenguados*) que por los generados directamente por las flotas pesqueras. Estos comportamientos reafirman otros resultados que demuestran la incidencia a nivel ecosistémico del descarte como fuente de alimento de fácil acceso para varias especies marinas (Oro et al., 2013; Fondo et al., 2015).

6.3. Modelo Dinámico

6.3.1. Pulso de descarte

Al simular un pulso en el descarte los principales depredadores superiores del modelo son influenciados positivamente, estos resultados son concordantes con investigaciones anteriores (Hall et al., 2000; Bicknell et al., 2013), aun cuando los valores de Electividad por el descarte son similares entre grupos de diferentes niveles tróficos, se destaca el aumento de *Otaria flavescens*, este comportamiento puede reflejar la incidencia de los cambios antropogénicos en sus dietas, debido al alimento de fácil acceso (Machado et al., 2018; Szteren et al., 2018). No se observa un aumento en la biomasa de aves marinas debido a la oferta de alimento como en investigaciones anteriores (Bicknell et al., 2013; Calado et al., 2018), esto puede deberse a la interacción negativa que ejercen las flotas pesqueras sobre este grupo (Voitier et al., 2014). Asimismo, las especies bentónicas pertenecientes al grupo *Netuma* + *Lucerna* tienen tendencias a aumentar su biomasa, posiblemente debido a que no todo el material descartado es consumido por los grandes

depredadores pelágicos y llega a estas especies formando parte de su dieta (Stagioni et al., 2012), otra causa posible es que no se observa aumento en la biomasa de aves marinas, depredador de este grupo (Bergamino et al., 2012). Por otra parte, el aumento en los grupos “ Flat fishes” y *Urophycis brasiliensis* es bajo, si tomamos en cuenta el valor de sus Electividades por el descarte, presumiblemente debido a la presión trófica ejercida por sus depredadores (*Otaria flavescens*, *Galeorhinus Galeus*) (Romero et al; 2011), los cuales si presenta aumento de sus biomasa.

6.3.2. Descarte cero

La disminución del descarte genera que los grandes depredadores del sistema (*Otaria flavescens*, *Pontoporia blainvillei* y Aves marinas) disminuyan su biomasa, esta tendencia puede estar relacionada con aspectos tróficos ya que estas especies usarían el descarte pesquero como alimento de fácil acceso y la disminución de este genera impactos negativos sobre ella (Oro et al., 2013; Cordero, 2015). No se observa al igual que en otras investigaciones que estas especies generalistas presenten una rápida recuperación en su biomasa debido a su capacidad de habituarse mejor a la reducción gradual de alimento (Fondo et al., 2015). Esta rápida recuperación si se observa en *Galeorhinus galeus* debido a que presenta mayor respuesta al transcurrir los años, consecuencia directa de sus hábitos tróficos (Rey, 2005), ya que algunas de sus presas, en este escenario, aumentan en biomasa. La falta de aumento en la biomasa de los grupos pertenecientes a niveles tróficos inferiores puede estar relacionada a que existe mayor presión por parte de sus depredadores (efecto de cascada trófica) al no contar con el descarte como alimento (Heath et al., 2014). En nuestro caso la excepción es el grupo Calamares, que presenta un aumento considerable en su biomasa respecto al resto de los grupos, este resultado puede deberse a sus hábitos comportamentales y/o de forrajeo (Brunetti & Ivanovic, 1992), aunque estas afirmaciones necesitan otro tipo de investigación y análisis (Heath et al., 2014).

6.3.3. Aumento del esfuerzo pesquero

El modelo predice, para este escenario, resultados opuestos en grupos funcionales de diferentes niveles tróficos, donde hay una tendencia al aumento en la biomasa relativa de

Aves marinas, *Rapana venosa*, Calamares, *Mustelus Schmitti* y en menor medida *Urophycis brasiliensis*. El comportamiento en *Urophycis brasiliensis* a no disminuir su biomasa, a pesar de ser objeto de pesca, puede estar relacionados a que un aumento del esfuerzo pesquero no conduce necesariamente a un porcentaje mayor de captura objetiva (Vasconcellos, 2003; Coll et al, 2008).

Por otra parte *Micropogonias furnieri* si presenta un descenso considerable en su biomasa, consecuencia directa del aumento en la presión pesquera ya que es objeto de pesca, también puede estar influenciado por el aumento de la biomasa de *Rapana venosa*, debido a que esta especie puede generar algún efecto de solapamiento de nicho trófico (Lercari y Bergamino, 2011; Brugnoli et al., 2014). Por su parte los grandes depredadores del sistema (*Tursiops truncatus*, *Pontoporia blainvillei* y *Galeorhinus galeus*) se ven afectados negativamente por el aumento del esfuerzo pesquero al igual evidenciaron investigaciones anteriores (Rosas et al; 2002; Seabra, 2018), por otro lado *Otaria flavescens* y las aves marinas no reflejan una tendencia a disminuir su biomasa, posiblemente por tratarse de una especie que no es objeto de pesca (Bergamino et al., 2012; Votier et al., 2013), aun cuando existen interacciones negativas entre estas especies y las actividades pesqueras que están ampliamente documentadas (Bicknell et al., 2013; Bombau & Szteren, 2017).

6.3.4. Aumento del esfuerzo pesquero y disminución del descarte

En este escenario donde son evaluados, bajo los diferentes controles ecosistémicos las dos forzantes conjuntamente, se observa que la magnitud de cambio en las biomasa es dependiente del tipo de control ecosistémico asumido (Pauly, 2002; Coll et al., 2009) y que los cambios en el control de flujos de energía son de relevancia en las predicciones que surgieron de las simulaciones. Para esta investigación los cambios en las biomasa son más pronunciados bajo el supuesto de un control ecosistémico “desde abajo” que bajo el supuesto de control “mixto” y en menor medida bajo control “desde arriba”. El escenario donde el control es “mixto”, nos proporciona una referencia de cómo se comportan los grupos funcionales bajo las dos forzantes que se analizaron en escenarios anteriores por separado.

Para el control “desde arriba”, *Tursiops truncatus* presenta el mayor descenso en su biomasa, si bien no tiene una marcada electividad por el descarte, esta especie puede estar disminuyendo su biomasa a consecuencia de interacciones conjuntas entre la disminución del descarte y el aumento del esfuerzo pesquero (Chilvers & Corkeron 2001; Fruet et al., 2012), de forma separada estas dos forzantes generan similares valores en la disminución de esta especie (Fig. 5 y 6). En cuanto a las especies comerciales (*Urophycis brasiliensis* y *Micropogonias furnieri*) no se observan tendencias marcadas de aumento o de descenso, este comportamiento puede estar relacionado por un lado a un esfuerzo pesquero improductivo (Arena & Rey, 1999) y por otro lado a que el descarte no es prioridad en sus dietas (Carozza et al., 2004).

En el escenario donde el control ecosistémico es “desde abajo”, se destaca la presencia de *Rapana venosa*, especie que no se observa en escenarios anteriores, presentando un aumento considerable en su biomasa con un comportamiento oscilante. Este comportamiento puede estar incidiendo de forma directa o indirecta en la disminución de *Micropogonias furnieri* al generar cambios que afectan la cadena trófica del ecosistema y especialmente en esta especie ya que presentan un grado importante de solapamiento de nicho que podría conducir a la competencia (Lercari & Bergamino 2011; Brugnoli et al., 2014). De forma similar, se puede explicar el impacto negativo de *Rapana venosa* en las diferentes flotas (Carranza & Horta, 2008; Lanfranconi et al., 2009). Cabe destacar que, independientemente del control asumido, *Pontoporia blainvillei*, presentan una sostenida tendencia a decrecer en biomasa, resultados similares se obtuvieron en investigaciones anteriores (De María et al., 2012; Reeves et al., 2008) donde la mayor presión sobre estas poblaciones son debido a la pesquería artesanal (Praderi, 2000, Silveira et al., 2018).

El comportamiento general en el control ecosistémico “desde abajo” puede predecir que las poblaciones soportan menores presiones pesqueras antes de comenzar a declinar (Walters et al., 1997), por otro lado cambios en la productividad en niveles tróficos inferiores llevan a un incremento en la productividad de los niveles tróficos superiores que se limita por el alimento y no por la relación predador - presa (Christensen et al., 2004). A nivel del descarte concuerda con las investigaciones de Fondo et al., 2015, donde la disminución de éste tiene efectos ecológicos en la red alimenticia mediante la reducción

de suministro de alimentos en varios niveles tróficos inferiores. Se ha mencionado que en este sistema, los productores primarios (fitoplancton) e invertebrados bentónicos con niveles tróficos bajos constituyen grupos claves para el ecosistema (Lercari et al., 2014). Por lo que estas interacciones tróficas muestran que los mecanismos “desde abajo” juegan un papel importante en el estuario del Río de la Plata y su plataforma (Vögler et al., 2015).

6.3.5. Niveles Tróficos de Captura y Ascendencia

En todos los escenarios planteados, a excepción del que se realiza un pulso de descarte, se observa un descenso del NTc sugiriendo el fenómeno descrito como “pescando hacia abajo en las tramas tróficas marinas” (Milessi & Jaureguizar 2013; Lercari et al., 2014). Lo cual estaría indicando una disminución de la representatividad de grupos funcionales que se encuentran en niveles intermedios de la trama trófica (corvina, merluza, pescadilla) y una mayor representación de especies situadas en niveles inferiores de dicha cadena, tales como invertebrados y filtradores (Defeo et al., 2009). Por otro lado los valores de NTc obtenidos son relativamente bajos, lo que propone que el ecosistema está mínimamente perturbado por las actividades pesqueras, aunque los resultados no concuerdan con trabajos específicos sobre la presión por pesquerías de algunos recursos objetivos donde se encuentran en niveles críticos (Defeo et al., 2013; Lorenzo et al., 2013). En cuanto a la evaluación del NTc bajo diferentes vulnerabilidades, se observa que este índice tiene una menor incidencia cuando las interacciones son controladas mayormente por la presa (control tipo “desde arriba”) (Christensen & Walters, 2004). Por su parte en los escenarios evaluados donde el control ecosistémico es de tipo “desde abajo” el sistema tenderá a responder mejor a perturbaciones, esta capacidad resiliente está fuertemente relacionada con el aumento del esfuerzo pesquero y la disminución del Ntc (Arreguín-Sánchez et al., 2002).

La evaluación del desarrollo de la trama trófica mediante valores de Ascendencia, Capacidad y Overhead (Tabla 7), dieron como resultado un sistema con mediano grado de desarrollo, resiliencia y "fortaleza en reserva", resultados que concuerdan con investigaciones anteriores (Lercari et al., 2014; Vögler et la., 2015). Se esperaría que a medida que el sistema madurara el patrón de la trama trófica se haga más complejo

(Christensen, 1995). Si bien los resultados demuestran un ecosistema medianamente estable, hay que tener en cuenta que aun cuando el sistema sea resiliente no necesariamente demuestra que se encuentra en un estado de plenitud ecológico (Lobry et al., 2008). Específicamente en cuanto al rol del descarte en lo referente a flujos tróficos o crecimiento y desarrollo de la trama trófica sus aportes son comparativamente muy bajos pero importantes en los grupos superiores, su incidencia a nivel general de ecosistema es mínima.

7. CONCLUSIONES

El rol del descarte sobre los atributos globales del ecosistema del Río de la Plata no parece notorio, resultando en una baja incidencia en los flujos tróficos, el crecimiento y desarrollo de la trama trófica. Sin embargo el descarte puede ser un factor de importancia directa e indirecta para algunos de los depredadores superiores del Río de la Plata.

Los mayores efectos positivos del descarte pesquero, ocurren sobre aves marinas, *Otaria flavescens*, los lenguados, *Urophycis brasiliensis*, entre otros.

Los impactos negativos se produjeron sobre grupos funcionales del género *Netuma* y *Lucerna* (Fraile, Mochuelo y Lucerna), *Galeorhinus galeus* y en menor medida sobre diversos grupos de peces de importancia comercial.

La amplitud de los impactos de la Flota Industrial Uruguay fueron similares a los producidos por las Flotas Argentinas, sin embargo la magnitud de la primera es mayor durante el período estudiado.

Las simulaciones dinámicas indican que el descenso del descarte pesquero tendría como consecuencia la leve disminución en la biomasa de la mayoría de los grupos funcionales, siendo más pronunciados en los depredadores del sistema.

En las simulaciones, las variaciones en la biomasa son más sensibles bajo el supuesto de control ecosistémico “desde abajo” que bajo el supuesto de control “mixtos” y en menor medida bajo control “desde arriba”.

En todos los escenarios planteados, a excepción del que se realiza un pulso de descarte, se observa un descenso del NTc sugiriendo el fenómeno descrito como “pescando hacia abajo en las tramas tróficas marinas”.

8. LIMITACIONES Y SUPUESTOS

Podemos considerar varias limitaciones que se presentaron en el desarrollo de la investigación:

Limitaciones propias de la estructura del modelo utilizado (por ejemplo, no se considera el contenido energético de las diferentes presas, tampoco se considera variabilidad ambiental, entre otras simplificaciones).

La escasa información acerca del estado de las poblaciones, sus parámetros vitales así como la magnitud y composición de los descartes por las diferentes flotas produce incertidumbre en los datos de entrada y por ende en las estimaciones de los modelos.

Solamente se evaluó el NTc como indicador de estado ecosistémico de las pesquerías, pero para obtener una mejor visión del rol de la pesca se debería considerar otros indicadores (e.g. % Producción Primaria Requerida y/o el índice L de sobrepesca ecosistémica).

No se toman en cuenta factores tales como el descarte de despojo resultantes de la evisceración y además asumimos que todo el descarte ocurre dentro del sistema.

9. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

El descarte es uno de los principales problemas de la sustentabilidad ecosistémica y pesquera a nivel mundial (Bovcon et al., 2013; FAO, 2018), recientemente es tomado seriamente en cuenta a nivel político, económico y ecológico. La Zona Común de Pesca Argentina - Uruguay (ZCPAU) no está al margen de esta problemática (Ehrhardt & Rey 1996, Rey et al., 2000), aun cuando los valores de descarte se consideran bajos. Específicamente para nuestros resultados las consecuencias del aumento en las presiones por parte de las flotas pesqueras tendrán como resultado la declinación en algunos grupos ya explotados, profundizando aún más el fenómeno descrito como “pesca hacia abajo en la tramas tróficas marinas”. En este contexto la implementación de políticas de descarte cero, junto con el aumento de las presiones pesqueras no representarán un beneficio relevante para la mayoría de los grupos de importancia comercial de ambos países. Para continuar abordando esta problemática se deberá trabajar más profundamente nivel científico y político evaluando de forma continua y más acertado el porcentaje real de los descartes en aguas Uruguayas - Argentinas. Los resultados esperan contribuir para futuros estudios sobre descartes pesqueros, donde se haga mayor énfasis en la implementación de modelos, no como pronósticos o predicciones infalibles, sino como generadores de hipótesis y tendencias de comportamiento de los ecosistema a evaluar. La exactitud de simulaciones y predicciones depende de una descripción cuantitativa de la estructura y funcional en un contexto regional y temporal (Pauly et al., 2014). Para una descripción más completa del funcionamiento del sistema se debería considerar el tipo de control ecosistémico, además de una mayor cantidad de Indicadores del Sistema y tener en cuenta que los ecosistemas marinos están influenciados por conexiones que trabajan e interaccionan en múltiples escalas, lo que representa consecuencias no lineales y respuestas abruptas a las perturbaciones.

10. ANEXOS

Tabla.A. Estimaciones primarias realizadas para cada grupo funcional del sistema. Tasa de Producción/Biomasa (B/P), Tasa Consumo /Biomasa (Q/B), Tasa de Producción/Consumo(P/Q).

<i>Grupos Funcionales</i>	<i>Nivel Trófico</i>	<i>Biomasa</i> <i>(t/km-2 año -1)</i>	<i>P/B</i> <i>(año-1)</i>	<i>Q/B</i> <i>(año-1)</i>	<i>P/Q</i> <i>(año-1)</i>
<i>Tursiops truncatus</i>	3.9	0,0110	0,019	14,585	0,0013
<i>Pontoporia blainvillei</i>	3.9	0,0142	0,037	27,295	0,0013
<i>Otaria flavescens</i>	3.7	0,0186	0,058	17,182	0,0034
<i>Aves marinas</i>	3.5	0,0097	0,285	71,678	0,0040
<i>Galeorhinus galeus</i>	3.7	0,0142	0,532	3,208	0,1657
<i>Urophycis brasiliensis</i>	3.6	0,1381	0,291	4,119	0,0706
<i>Squids</i>	3.4	0,0653	5,773	15,000	0,3849
<i>Netuma + Lucerna</i>	3.2	0,4308	0,519	4,409	0,1177
<i>Flat fishes</i>	2.9	0,7651	0,897	2,967	0,3024
<i>Squatina guggenheim</i>	2.9	1,7128	0,380	3,009	0,1261
<i>Prionotus spp</i>	3.0	0,5120	0,272	6,485	0,0420
<i>Mustelus schmitti</i>	3.0	0,6772	1,670	4,570	0,3654
<i>Other marine fishes</i>	3.0	0,2193	0,374	5,912	0,0633
<i>Micropogonias furnieri A</i>	3.0	6,0159		3,013	0,1918
<i>Micropogonias furnieri J</i>	2.9	4,9077		6,314	0,1930
<i>Rapana venosa</i>	3.0	15,189	0,256	2,824	0,0906
<i>Cynoscion guatucupa J</i>	2.9	9,7492		7,150	0,1632
<i>Cynoscion guatucupa A</i>	2.8	7,0798		3,465	0,2628
<i>Hard bottom fishes</i>	2.8	0,2079	1,031	8,091	0,1275
<i>Large Gastropoda</i>	2.7	2,8100	0,318	7,587	0,0419
<i>Sciaenidae</i>	2.7	3,6120	0,851	4,012	0,2122
<i>Rays</i>	2.5	7,1773	0,176	2,857	0,0617
<i>Zooplankton C-O</i>	2.5	1,1586	22,28	62,305	0,3576
<i>Pelagic fishes</i>	2.4	4,3807	0,583	6,425	0,0908
<i>Otros dulceacuícolas</i>	2.3	0,0058	0,992	7,304	0,1358
<i>Inv bent rocoso</i>	2.2	0,2304	4,410	14,182	0,3109
<i>Polychaeta</i>	2	16,422	1,534	17,189	0,0893
<i>Shrimps</i>	2	46,582	2,736	14,488	0,1889
<i>Mytilidae</i>	2	27,868	0,543	6,785	0,0800
<i>Otros inv bent</i>	2	1,6838	5,549	16,141	0,3438
<i>Bivalvia estuarino</i>	2	23,961	2,084	7,873	0,2648
<i>Corbicula fluminea</i>	2	11,928	0,674	7,418	0,0909
<i>Heleobia</i>	2	1,7180	1,831	8,981	0,2039
<i>Large bivalves</i>	2	11,476	1,958	7,524	0,2603
<i>Zooplankton H-O</i>	2	5	114,96	325,089	0,3536
<i>Fitoplancton</i>	1	42	500,00		

Detritus	1	191,48
Descartes	1	0,1461

Tabla B. Indicadores del sistema obtenidos a partir de la modelación ecosistema del Río de la Plata y su Plataforma adyacente.

<i>Grupos funcionales</i>	Ascendencia (t/km ² /year * bits)	Overhead (t/km ² /year * bits)	Capacidad (t/km ² /year * bits)	Flujo a Detritus (t/km ² /year)	Eficiencia Ecotrófica
<i>Tursiops truncatus</i>	0,4982	2,5131	3,0114	0,03216	0,000
<i>Pontoporia blainvillei</i>	1,2683	6,1236	7,3919	0,07735	0,885
<i>Otaria flavescens</i>	1,0199	5,0233	6,0432	0,06494	0,000
<i>Aves marinas</i>	2,6302	11,375	14,006	0,14117	0,000
<i>Galeorhinus galeus</i>	0,1543	0,832	0,9863	0,00995	0,885
<i>Urophycis brasiliensis</i>	1,8065	8,1833	9,9897	0,11518	0,966
<i>Squids</i>	4,2444	13,492	17,736	0,24448	0,872
<i>Netuma + Lucerna</i>	6,6715	26,147	32,818	0,42086	0,817
<i>Flat fishes</i>	9,3373	28,057	37,394	0,49104	0,946
<i>Squatina guggenheim</i>	16,637	69,312	85,948	1,52127	0,246
<i>Prionotus spp</i>	12,274	45,591	57,865	0,69158	0,803
<i>Mustelus schmitti</i>	6,4329	45,982	52,415	1,64092	0,094
<i>Other marine fishes</i>	4,6028	19,218	23,821	0,25990	0,993
<i>Micropogonias furnieri A</i>	37,271	190,76	228,03	5,77092	0,383
<i>Rapana venosa</i>	118,26	354,73	472,99	11,72135	0,192
<i>Micropogonias furnieri J</i>	97,097	310,45	407,54	7,52517	0,778
<i>Cynoscion guatucupa J</i>	235,51	676,21	911,72	20,08919	0,460
<i>Cynoscion guatucupa A</i>	93,739	318,88	412,62	10,96248	0,061
<i>Hard bottom fishes</i>	7,2904	25,575	32,866	0,34100	0,980
<i>Large Gastropoda</i>	65,544	190,86	256,4	4,45791	0,783
<i>Sciaenidae</i>	51,7	172,99	224,69	3,10994	0,932
<i>Rays</i>	58,951	188,15	247,1	5,10746	0,206
<i>Zooplankton C-O</i>	253,85	799,46	1053,3	24,43143	0,613
<i>Pelagic fishes</i>	96,819	283,74	380,56	5,75248	0,952
<i>Otros dulceacuólicas</i>	0,09148	0,8079	0,8994	0,00918	0,873
<i>Inv bent rocoso</i>	17,115	46,02	63,136	0,69870	0,956
<i>Polychaeta</i>	801,83	1639,5	2441,3	59,29957	0,888
<i>Shrimps</i>	2124,5	3938	6062,4	160,33660	0,802
<i>Mytilidae</i>	535,79	1149,8	1685,6	47,75334	0,343
<i>Otros inv bent</i>	101,74	292,07	393,8	5,54987	0,988
<i>Bivalvia estuarino</i>	648,85	1189,2	1838	41,46153	0,925
<i>Corbicula fluminea</i>	267,81	634,62	902,43	19,30164	0,801
<i>Heleobia</i>	43,105	162,4	205,51	3,63894	0,825
<i>Large bivalves</i>	294,58	631,18	925,76	20,57492	0,853
<i>Zooplankton H-O</i>	5208,3	8780,6	13989	897,06580	0,121
<i>Fitoplancton</i>	20296	15025	35321	19136,41000	0,081
<i>Detritus</i>	22308	9722,6	32030	0,00000	0,049
<i>Descartes</i>	1,8601	1,1126	2,9727	0,00728	0,950

11. BIBLIOGRAFÍA

Abarca-Arenas, L. G., & Ulanowicz, R. E. 2002. The effects of taxonomic aggregation on network analysis. *Ecological Modelling*. 149(3): 285-296.

Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., & Carignan, M. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research*. 28(13): 1579-1588.

Acuña A & F Viana. 2001. Ciclo reproductivo y características ambientales del área de desove de la pescadilla de red (*Macrodon ancylodon*) y la pescadilla de calada (*Cynoscion guatucupa*) en la costa uruguaya. (Eds.). *El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino*. Programa EcoPlata, Montevideo, Uruguay. Vizziano D, P Puig, C Mesones & GJ Nagy : 71-84.

Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A. & Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*. 339, 235 pp.

Allen, K .R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 28(10): 1573-1581.

Allan, J.D., Abell, R., Hogan, Z.E.B., Revenga, C., Taylor, B.W., Welcomme, R.L. & Winemiller, K. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience*. 55: 1041-1051.

Andersen, P., & Ståhl, L. 2018. The economics of unwanted by-catch and a landing obligation. In *Advances in Fisheries Bioeconomics*. Routledge, 93-114.

Arauz, R., & Quesada, M. 2004. *El Enfoque Ecosistémico para la Restauración y Manejo de los Recursos Marino-Costero y las Especies Altamente Migratorias*. Costa Rica.

Arena, G., Rey, M. (2000). Captura máxima sostenible de la corvina (*Micropogonias furnieri*) explotada en el Río de la Plata y la Zona Común de Pesca (Período 1986- 1997). En: Arena, G. & M. Rey (Eds.). *Modelos de producción excedente aplicados a los recursos corvina y pescadilla en el marco del Plan de Investigaciones Pesqueras*. INAPE - PNUD. 7- 30.

Arreguin-Sánchez, F., Arcos, E., & Chávez, E. A. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling*. 156(2-3): 167-183.

Arreguín-Sánchez, F. 2011. Dinámica de ecosistemas bajo situaciones de control de "arriba hacia abajo" y de "abajo hacia arriba" generadas por tasas de pesca intensivas. *Hidrobiológica*. 21(3): 323-332.

Arreguín-Sánchez, F., del Monte-Luna, P., & Zetina-Rejón, M. J. 2015. Climate change effects on aquatic ecosystems and the challenge for fishery management: pink shrimp of the southern Gulf of Mexico. *Fisheries Research*. 40(1):15-19.

Atar, H. H., & Malal, S. 2010. Determination of bycatch and discard catch rates on trawl fishing in Mersin-Anamur fishing ground. *Journal of Food Agriculture and Environment*. Environ. 8: 348-352.

- Bombau, A., & Szteren, D. 2017. Seasonal variability of South American Fur Seals (*Arctocephalus australis*) and Sea Lions (*Otaria flavescens*) in two haulouts and interactions with small-scale fisheries off the coast of Montevideo, Uruguay. *Aquatic Mammals*. 43(5): 479-492.
- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., & Pierce, G. J. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management?. *Hydrobiologia*. 670(1): 317.
- Berasategui, A. D., Acha, E. M., & Araoz, N. F. 2004. Spatial patterns of ichthyoplankton assemblages in the Rio de la Plata Estuary (Argentina–Uruguay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 60(4): 599-610.
- Bergamino, L., Szteren, D., & Lercari, D. 2012. Trophic impacts of marine mammals and seabirds in the Río de la Plata Estuary and the Nearshore Oceanic Ecosystem. *Estuaries and Coasts*. 35(6). 1571-1582.
- Bergmann, M., Wieczorek, S. K., Moore, P. G., & Atkinson, R. J. A. 2002. Discard composition of the Nephrops fishery in the Clyde Sea area, Scotland. *Fisheries Research*. 57(2): 169-183.
- Beverton, R. J., & Holt, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations, *Fishery Investigations Series II, Vol. XIX*, Ministry of Agriculture. Fisheries and Food. 1: 957pp.
- Bicknell, A. W., Oro, D., Camphuysen, K. C., & Votier, S. C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *Journal of Applied Ecology*. 50(3): 649-658.
- Blanco, C., Salomón, O., & Raga, J. A. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 81(6):1053-1058.

Blanco, J. A. 2014. Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. *Revista Ecosistemas*. 22(3): 1-5.

Bonilla, H., Calderón, L. E., Aburto, O., Díaz-Uribe, J. G., Pérez-España, H., del Monte-Luna, P., Lunch, S., & López-Lemus, L. 2009. La disminución del nivel trófico de las capturas pesqueras en México. *Ciencia*. 60: 1-9.

Bovcon, N. D., Góngora, M. E., Marinao, C., & González-Zevallos, D. 2013. Composición de las capturas y descartes generados en la pesca de merluza común *Merluccius hubbsi* y langostino patagónico *Pleoticus muelleri*: un caso de estudio en la flota fresca de altura del Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 48(2): 303-319.

Bozzano, A., & Sardà, F. 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 59(1): 15-28.

Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D. & Tracey, S.R. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature*. 468: 431-435.

Brazeiro, A., Acha, E. M., Mianzan, H. W., Gómez, M., & Fernández, V. 2003. Aquatic priority areas for the conservation and management of the ecological integrity of the Río de la Plata and its maritime front. Montevideo-Buenos Aires, Proyecto PNUD/ GEF RLA/ 99/ G31.

Breen, M., Graham, N., Pol, M., He, P., Reid, D., & Suuronen, P. 2016. Selective fishing and balanced harvesting. *Fisheries Research*. 184: 2-8.

Brugnoli, E., Giberto, D. A., Lanfranconi, A., Schiariti, A., Aguilera, F., Bremec, C. S., & Muniz, P. 2014. El gasterópodo invasor *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) y sus posibles efectos en el ecosistema costero estuarial del Río de la Plata. Problemática de los ambientes costeros. Sur de Brasil, Uruguay y Argentina, 2.

Brunetti, N. E., & Ivanovic, M. L. 1992. Distribution and abundance of early life stages of squid (*Illex argentinus*) in the sSouth-west Atlantic. ICES Journal of Marine Science. 49(2): 175-183.

Calado, J. G., Matos, D. M., Ramos, J. A., Moniz, F., Ceia, F. R., Granadeiro, J. P., & Paiva, V. H. 2018. Seasonal and annual differences in the foraging ecology of two gull species breeding in sympatry and their use of fishery discards. Journal of Avian Biology, 49(1).

Calliari, D., Brugnoli, E., Ferrari, G., & Vizziano, D. 2009. Phytoplankton distribution and production along a wide environmental gradient in the South-West Atlantic off Uruguay. Hydrobiologia. 620(1):47 pp.

Carranza, A., & Horta, S. 2008. Megabenthic gastropods in the outer Uruguayan continental shelf: composition, distribution and some effects of trawling. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 43(1):137-142.

Carozza, C., Ruarte, C., Massa, A., Suquelli, P., Colautti, D., Giangiobbe, S., Arias, A., & Hozbor, N. 2001. Diagnóstico del Conocimiento de la Pesca Costera Demersal en la Provincia de Buenos Aires. Trabajo conjunto INIDEP, Subsecretaría de Actividades Pesqueras de la Provincia de Buenos Aires, Departamento de Explotación Comercial Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental de la Nación Dirección de Recursos Ictícolas y Acuícolas. Presentado al Consejo Federal Pesquero. 18 pp.

Carozza, C., Lasta, C., Ruarte, C., Cotrina, C., Mianzan, H., & Acha, M. 2004. Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. 4: 255-270.

Catchpole, T. L., Frid, C. L. J., & Gray, T. S. 2005. Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. Marine Policy. 29(5):421-430.

Cereceda, L., & Czischke, D. 2001. Nueva modalidad institucional para el desarrollo sustentable del sector pesquero artesanal. Revista Ambiente y Desarrollo. 17(2): 40-49.

Chaluleu, J. D., & del Frente Marítimo, M. 2003. Shared Fishery Argentine Uruguayan Common Fishing Zone. (Eds.). Norway-FAO Expert Consultation on the Management of Shared Fish Stocks. FAO Fisheries Report. 695: 86-104.

Chilvers, B. L., & Corkeron, P. J. 2001. Trawling and bottlenose dolphins' social structure. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences. 268(1479): 1901-1905.

Christensen, V. & Pauly, D. 2004. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction. Ecological Modelling. 172: 103-107.

Cook, R. M., & Heath, M. R. 2018. Population trends of bycatch species reflect improving status of target species. Fish and Fisheries. 19(3): 455-470.

Colautti, D., & Suquele, P. 2006. La pesquería de Corvina Rubia (*Micropogonias furnieri*) en los puertos de la zona norte de la Provincia de Buenos Aires, año 2006. (Análisis de partes de pesca). Informe Técnico del Ministerio de Asuntos Agrarios. Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Argentina 21 pp.

Comesaña, J., & Nogueira, J. 2013. Evolución de la pesca costera de arrastre de fondo en Puerto Quequén, provincia de Buenos Aires, Argentina: Periodo 1999-2010. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales. 15(2): 183-190.

Contín, J., & Colautti, D. 2008. Distribución geográfica de los sectores de pesca utilizados por la flota comercial que operó en el Río de la Plata durante la zafra invernal de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* 2007. Ministerio de Asuntos Agrarios y Producción de la Provincia de Buenos Aires Subsecretaría de Asuntos Agrarios Dirección Provincial de Pesca RM, Lacustres y Fluviales, Informe Técnico, (8).

Condie, H. M., Grant, A., & Catchpole, T. L. 2014. Incentivising selective fishing under a policy to ban discards; lessons from European and global fisheries. Marine Policy. 45: 287-292.

Coll M., I. Palomera & Tudela, S. 2008. La modelización ecológica aplicada al estudio y gestión de los peces pelágicos pequeños del mar Mediterráneo. En: Aplicación de técnicas clásicas y heurísticas para la predicción de pesquerías pelágicas de la costa norte de Chile (Heupes). Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI), Universidad de Huelva (UHU) y Pontificia Universidad Católica de Valparaíso de Chile (PUCV), 119-152 .

Coll, M., Bundy, A., & Shannon, L, J. 2009. Ecosystem Modelling Using the Ecopath with Ecosim Approach. In: Megrey, B.A., Moksness, E, (Eds.). Computers in Fisheries Research. Netherlands: Springer. 225–291

Corrales, X. 2013. Modelización ecológica del Mediterráneo noroccidental: estructura del ecosistema e impactos de la pesca, (Tesis Maestría). Universidad de Alicante, Alicante, España.

Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & Kappel, C. V. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1162(1):39-62.

Crean, K., & Symes, D. 1994. The discards problem: towards a European solution. *Marine Policy*. 18(5):422-434.

Cressey, D. 2015. Fisheries: Eyes on the ocean. *Nature News*. 519:280–281

Cury, P., Shannon, L., & Shin, Y. J. 2003. The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, 103-123.

Damalas, D., Maravelias, C. D., Osio, G. C., Maynou, F., Sbrana, M., Sartor, P., & Casey, J. 2015. Historical discarding in Mediterranean fisheries: a fishers' perception. *ICES Journal of Marine Science*. 72(9):2600-2608.

Dato, C. V., Bambill, G. A., Cañete, G. R., Villarino, M. F., & Aubone, A. 2006. Estimación cuantitativa del descarte en la pesquería de merluza realizado por la flota comercial argentina.

Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59(11): 1834-1843.

Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*. 33(4):661-672.

De Quirós, Y. B., Hartwick, M., Rotstein, D. S., Garner, M. M., Bogomolni, A., Greer, W., Niemeyer, M., Early, G., Wenzel, F., & Moore, M. 2018. Discrimination between bycatch

and other causes of cetacean and pinniped stranding. *Diseases of Aquatic Organisms*. 127(2): 83-95.

Defeo, O., Cunarro, H., Lauces, S. C., Lercari, D., Alava, D., de Gómez, A., Martínez, J., Gomez. G., Martinez. J., Campodónico, E., & Lozoya, J P., 2009. Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. *Áreas Marinas Protegidas en Uruguay*. 502.(4): 899.

Defeo, O., Puig, P., Horta, S., & De Álava, A. 2011. Coastal fisheries of Uruguay. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. 357-384.

Defeo, O. 2015. Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pesquera escala de América Latina. *Ecosystem Approach to Fisheries: Fundamental concepts and their application in small scale fisheries in Latin America*. *FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura*. 592. 82 pp

D'Amico. R. 2009. Bases para el establecimiento de un nuevo sistema regulatorio del descarte en las principales pesquerías nacionales. Proyecto FIP N° 2007 - 32 , Facultad de Recursos Naturales Escuela de Ciencias del Mar Valparaíso – Chile. Recuperado de <http://www.fip.cl/FIP/Archivos/pdf/informes/inffinal%202007-32.pdf>

DINARA. 2003. Informe Sectorial Pesquero 2000-2001, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. Montevideo, Uruguay, 63 pp.

DINARA. 2014. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. Boletín Estadístico Pesquero 2013. Montevideo, DINARA, MGAP-DINARA, 73p.

Eliassen, S. Q., & Christensen, A-S. 2012. The Badminton project: D1 Report in the Badminton project work package 4: Socio-economic and institutional incentives for discarding: The institutional basis for discard behaviour. Aalborg University, Denmark.

Ehrhardt, N., & M, Rey. 1996. Cálculo de los descartes de juveniles en la pesquería de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) en el Atlántico Sudoccidental. Frente Marítimo, 16, 29-37.

Escobar, J. 2001. El aporte del enfoque ecosistémico a la sostenibilidad pesquera. CEPAL.

FAO. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. FAO, Roma. 46 p.

FAO. 2003. La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. FAO, Roma. 4(2):133 pp.

FAO. 2006. Aplicación práctica del enfoque de ecosistemas en la pesca. FAO, Roma. 85pp.

FAO. 2008. La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. 2.1 Mejores prácticas en la modelación de ecosistemas para contribuir a un enfoque ecosistémico en la pesca. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable, FAO . Roma. 4 (2): 88 pp

FAO. 2010. La ordenación pesquera. 2. El enfoque ecosistémico de la pesca. 2.2 Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. FAO, Roma. 4(2), 94 pp.

FAO. 2012. Report of the Workshop on International Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries. Fisheries and Aquaculture Report. FAO, Roma. 1001: 44 pp.

FAO. 2014. The state of world fisheries and aquaculture 2014. FAO Fisheries and Aquaculture Department. FAO, Roma. 233 pp.

FAO. 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018. FAO Fisheries and Aquaculture Department. FAO, Roma. 227pp

Feekings, J., Bartolino, V., Madsen, N., & Catchpole, T. 2012. Fishery discards: factors affecting their variability within a demersal trawl fishery. PLoS One. 7(4): e36409.

Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., & Lotze, H. K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. Ecology Letters. 13(8): 1055-1071.

Fondo E. N., Chaloupka M., Heymans J.J., & Skilleter G. A . 2015. Banning Fisheries Discards Abruptly Has a Negative Impact on the Population Dynamics of Charismatic Marine Megafauna. PLoS One.10(12): e0144543.

Framiñan, M. B., Etala, M. P., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Lasta, C. A., & Brown, O. B. 1999. Physical characteristics and processes of the Río de la Plata estuary. In Estuaries of South America Springer. 161-194.

Froese R. and Pauly D., 2014. FishBase, World Wide Web electronic publication. Disponible en : www.fishbase.org, (recuperado 11/2014).

Froese, R., Walters, C., Pauly, D., Winker, H., Weyl, O. L., Demirel, N., Tsikliras, A. C., & Holt, S. J. 2015. A critique of the balanced harvesting approach to fishing. ICES Journal of Marine Science. 73(6): 1640-1650.

Fruet, P., Kinas, P., Da Silva, K., Di Tullio, J., Monteiro, D., Rosa, L., Estima, S., & Secchi, E. 2012. Temporal trends in mortality and effects of bycatch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92(8): 1865-1876.

Gasalla, M. A., & Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B. 2004. Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecological Modelling*. 172(2-4): 283-306.

Gasco, L., Gai, F., Maricchiolo, G., Genovese, L., Ragonese, S., Bottari, T., & Caruso, G. 2018. Fishery Discard as a Source of Food for Reared or Wild Fish? The Bottom Trawling in the Mediterranean Sea as a Case Study. In *Feeds for the Aquaculture Sector*. Springer, Cham. 29-48.

Galli, O. 2007. La pesca en el Uruguay: un modelo agotado. Programa Uruguay Sustentable. *Redes Amigos de la Tierra*. Montevideo-Uruguay .

Galli, O & W, Norbis. 2010. Pesca industrial en Uruguay: contradicciones entre el modelo de explotación pesquera y la soberanía alimentaria. Documento de Trabajo. Montevideo – Uruguay.

García, S. M. 2003. Ecosystem approach to fisheries: issue, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fish Tech Paper*. 443: 1-71.

García, R. 2013. Implicaciones de la aplicación de la nueva política pesquera común europea sobre desembarco de descartes pesqueros (Tesis de Maestría). Centro Oceanográfico de Murcia del Instituto Español de Oceanografía, España.

García-Rivera, S., Lizaso, J. L. S., & Millán, J. M. B. 2015. A quantitative and qualitative assessment of the discard ban in European Mediterranean waters. *Marine Policy*. 53: 149-158.

Galván, Piña, V. H. 2005. Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima, México (Tesis Doctoral), Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

Gelcich, S., Defeo, O., Iribarne, O., Del Carpio, G., DuBois, R., Horta, S., Isacch, J.P., Natalio, G., Coayla, P., & Castilla, J.C. 2009. Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: Stakeholder perceptions and lessons for implementation. *Marine Policy*. 33(5): 801-806.

Gutiérrez, N. L., & Defeo, O. 2012. Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante modelos dinámicos. MGAP–DINARA–FAO, Montevideo: 93 pp.

Gómez, M. 2009. Los asuntos claves para el manejo costero integrado en Iberoamérica: Uruguay. *Manejo Costero Integrado y Política Pública Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de cambio*. Cádiz, España: Red IBERMAR (CYTED), 261-290.

Grande Vidal, J. M. 2010. Modelo logístico de crecimiento parabólico denso-dependiente: un nuevo enfoque de modelación y simulación de la dinámica de poblaciones bajo condiciones de explotación pesquera (Tesis de Maestría), Instituto Nacional de Ciencias Marinas.

Hall, M. A. 1996. On bycatches. *Reviews in fish biology and fisheries*. 6(3): 319-352.

Hall, M. A. 1999. Estimating the ecological impacts of fisheries: what data are needed to estimate bycatches. In International Conference on Integrated Fisheries Monitoring Proceedings of the International Conference on Integrated Fisheries Monitoring.175-184.

Hall, M. A., Alverson, D. L., & Metuzals, K. I. 2000. By-catch: problems and solutions. Marine pollution bulletin. 41(1-6): 204-219.

Hall, S. J., & Mainprize, B. M. 2005. Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better?. Fish and Fisheries. 6(2): 134-155.

Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. Conservation Biology. 21(5): 1301-1315.

Harrington, J. M., Myers, R. A., & Rosenberg, A. A. 2005. Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. Fish and fisheries. 6(4):350-361.

Heath, M. R., Cook, R. M., Cameron, A. I., Morris, D. J., & Speirs, D. C. 2014. Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. Nature communications. 5:3893 pp.

Heymans, JJ. Coll, M. Libralato, S. Morissette, L. & Christensen, V. 2014 Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: A Modelling Approach. PLoS One. 9(4): e95845.

Heymans, J.J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L., & Christensen, V. 2014. Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: A Modelling Approach. PLoS One 9(4): e95845.

Hill, B. J., & Wassenberg, T. J. 2000. The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs: a study in the northern Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Research*. 48(3): 277-286.

Hollowed, A. B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J., & Rice, J. C. 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems?. *ICES Journal of Marine Science*. 57(3): 707-719.

Horta, S. 2011. Análisis macroecológico y ecosistémico de la biodiversidad costera en Uruguay: implicancias para la conservación y el manejo de los recursos pesqueros. Tesis de Maestría, Universidad de la República. 75 pp.

Horta, S., & Defeo, O. 2012. The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. *Fisheries Research*. 125: 121-128.

Ibisch, P. L., Beck, S. G., Gerkmann, B., & Carretero, A. 2003. Ecoregiones y ecosistemas. Biodiversidad: la riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, Editorial FAN, Santa Cruz.

Jaureguizar, A. J., Menni, R., Bremec, C., Mianzan, H., & Lasta, C. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Rio de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56(5-6): 921-933.

Jaureguizar A. J., & Milessi, A. C. 2008. Assessing the source of the fishing down web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*. 72: 25-36.

Johnsen, J. P., & Eliassen, S. 2011. Solving complex fisheries management problems: What the EU can learn from the Nordic experiences of reduction of discards. *Marine Policy*. 35(2): 130-139.

Kappel, C. V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 3(5): 275-282.

Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. An update FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. FAO, Rome. 131p.

Kluger, L. C., Taylor, M. H., Mendo, J., Tam, J., & Wolff, M. 2016. Carrying capacity simulations as a tool for ecosystem-based management of a scallop aquaculture system. *Ecological modelling*. 331: 44-55.

Leontief, W. W. 1951. *The structure of the US economy*. Segunda Edición. Oxford University Press, New York.

Lercari Bernier, D., 2006. Manejo de los recursos del ecosistema del norte del golfo de California: integrando explotación y conservación, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., México, 173 pp.

Lercari, D., Horta, S., Szephegyi, M., & Martínez, G. 2009. Investigación y desarrollo de modelos tróficos multiespecíficos para el manejo basado en el ecosistema de los recursos y la biodiversidad marina del Uruguay. Informe Técnico Final Proyecto SCOP 7107. PDT - SUBPROGRAMA II. Montevideo, 106 pp.

Lercari, D., & Bergamino, L., 2011. Impacts of two invasive mollusks, *Rapana venosa* (Gastropoda) and *Corbicula fluminea* (Bivalvia), on the food web structure of the Río de la Plata estuary and nearshore oceanic ecosystem. *Biological Invasions*, 13(9), 2053-2061.

Lercari, D., Vögler, R., & Velasco, G. 2014. Trophic Models in the Southwestern Atlantic Ocean: Evaluating. Fisheries Centre Research Reports. 22(3): 75 pp.

Lercari, D., Horta, S., Martínez, G., Calliari, D., & Bergamino, L. 2015. A food web analysis of the Río de la Plata estuary and adjacent shelf ecosystem: trophic structure, biomass flows, and the role of fisheries. *Hydrobiologia*. 742(1):39-58.

Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*. 23(4): 399-417

Lobry, J., David, V., Pasquaud, S., Lepage, M., Sautour, B., & Rochard, E. 2008. Diversity and stability of an estuarine trophic network. *Marine Ecology Progress Series*. 358:13-25.

López, A. F. N. 2011. Alteraciones de las Redes Tróficas Marinas por efecto de la pesca (Tesis Doctoral), Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., México.

Lorenzo, M.I., & Scavino, M. 2013. Evaluación de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya mediante modelos dinámicos de producción. In: Gutiérrez, N.L., Defeo, O. (Eds.). Evaluación de recursos pesqueros de Uruguay mediante modelos dinámicos. Proyecto Gestión Pesquera en Uruguay. Montevideo, MGAP-DINARA-FAO. 9–30.

Lorenzo, M. I., Defeo, O., Moniri, N. R., & Zylich, K. 2015. Fisheries catch statistics for Uruguay. Fisheries Centre working paper, 25 pp.

Machado, R., de Oliveira, L. R., Ott, P. H., Denuncio, P., Haimovici, M., Cardoso, L. G., Danilewicz, D., Moreno, I. & Borges-Martins, M. 2018. Changes in the feeding ecology of

South American sea lions on the southern Brazilian coast over the last two decades of excessive fishing exploration. *Hydrobiologia*. 819(1): 17-37.

Marín, Y. H. 2016. La pesca industrial uruguaya desde la perspectiva de los sistemas social-ecológicos. (Tesis de Grado). Universidad de la República- Facultad de Ciencias , Uruguay.

Mallol S. 2005. Análisi dels descartaments efectuats per la flota d'arrossegament en el Golf de Lleó. (Tesis de PhD), University of Girona, España.

Maynou, F., & Sardà, F. 2001. Influence of environmental factors on commercial trawl catches of *Nephrops norvegicus*. *ICES Journal of Marine Science*. 58(6): 1318-1325.

Milessi, A. C., Arancibia, H., Neira, S., & Defeo, O. 2005. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990–2001. *Fisheries Research*. 74(1): 223-231.

Milessi, A. C., Danilo, C., Laura, R. G., Daniel, C., Javier, S., & Rodríguez-Gallego, L. 2010. Trophic mass-balance model of a subtropical coastal lagoon, including a comparison with a stable isotope analysis of the food-web. *Ecological Modelling*. 221(24): 2859-2869.

Milessi, A. C., & A, J. Jaureguizar. 2013. Evolución temporal del nivel trófico medio de los desembarques en la zona común de pesca argentino-uruguaya años 1989-2010. Historical evolution of mean trophic level of Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone landings during 1989-2010. *Frente Marítimo* .23:83-93

Murawski, S. A. 1996. Factors influencing by-catch and discard rates: analyses from multispecies/multifishery sea sampling. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. 19:31-40.

Newsome, T.M., Ballard, G.A., Fleming, P.J., van de Ven R., Story, G.L., & Dickman, C.R. 2014. Human-resource subsidies alter the dietary preferences of a mammalian top predator. *Oecologia*. 175: 139–150.

Nielsen, S. N., & Ulanowicz, R. E. 2000. On the consistency between thermodynamical and network approaches to ecosystems. *Ecological Modelling*. 132(1-2): 23-31.

Ni3n, H., Rios, C. & Meneses, P. 2002. Peces del Uruguay. Lista sistemática y nombres.

Nédélec, C. 1984. Definición y clasificación de las diversas categorías de artes de pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Okey, T.A., Banks, S., Born, A.F., Bustamante, R.H., Calvopiña, M., Edgar, G.J., Espinoza, E., Fariña, J.M., Garske, L.E., Reck, G.K., Salazar. S., Shepherd, S., Toral-Granda, V., & Wallem, P. 2004. A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies. *Ecological Modelling*. 172(2-4):383-401.

O.M.E. 2005. Evaluación de los ecosistemas del Milenio: informe de síntesis.. In *Evaluación de los ecosistemas del Milenio: informe de síntesis*. ONU.

Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S., & Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*. 16(12): 1501-1514

Pascoe, S. 1997 Bycatch management and the economics of discarding. *FAO Fisheries Technical Paper*. 370: 137 pp.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*. 279(5352): 860-863.

Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES journal of Marine Science*. 57(3): 697-706.

Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in ecology & evolution*. 14(12): 483-488.

Pérez, Á. A., & Le Blas, F. N. 2004. Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Red de Formación Ambiental.

Pin O & Defeo, O. 2000. Modelos de producción captura -mortalidad para la pesquería de corvina *Micropogonias furnieri* en el Río de la Plata y zona común de pesca Argentino-Uruguay (1975-1986). 31-65

Piroddi, C., Gristina, M., Zylich, K., Greer, K., Ulman, A., Zeller, D., & Pauly, D. 2015. Reconstruction of Italy's marine fisheries removals and fishing capacity, 1950–2010. *Fisheries Research*. 172: 137-147.

Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper 477*. 124 pp.

Polovina, J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its applications to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*. 3(1): 1-11.

Puig, P. 2006. La pesca artesanal en el Río de la Plata: su presente y una visión de futuro. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Graphis Ltda., Montevideo. 477-485.

Puig, P., Grunwaldt, P., & S, Gonzalez. 2010. Pesquería artesanal de corvina en Uruguay. Frente Marítimo. 21: 23-35.

Praderi, R. 2000. Estado actual de la mortalidad de franciscana en las pesquerías artesanales de Uruguay. In Report of the Third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin. 13-15 pp.

Raby, G. D., Colotelo, A. H., Blouin-Demers, G., & Cooke, S. J. 2011. Freshwater commercial bycatch: an understated conservation problem. BioScience. 61(4): 271-280.

Reeves, R.R., M.L. Dalebout, T.A. Jefferson, L. Karczmarski, K. Laidre, G. O'Corry-Crowe, L. Rojas-Bracho, E.R. Secchi, E. Slooten, B.D. Smith, J.Y. Wang, A.N. Zerbini, & Zhou, K. 2008. *Pontoporia blainvillei*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species.

Rey, M. 2000. Consideraciones sobre la pesca incidental producida por la actividad de la flota atunera dirigida a grandes pelágicos. Proyecto INAPE-PNUD URU/92/003, Montevideo.

Rey, M, Lorenzo M.I & E, Páez. 2000. Cálculo indirecto del descarte costero. Inf. Téc. N° 48, Instituto Nacional de Pesca, Montevideo, Uruguay. 16 pp

Reyes, P. R. 2005. Antecedentes preliminares sobre la alimentación del cazón *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758)(Carcharhiniformes: Triakidae) en la zona centro-sur de Chile. Revista de biología marina y oceanografía. 40(1): 83-86.

- Rey, M. 2010. Las estadísticas pesqueras en el Uruguay. Frente Marítimo. 21: 171-173
- Romero, M. A., Dans, S., González, R., Svendsen, G., García, N., & E, Crespo. 2011. Solapamiento trófico entre el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías, Patagonia, Argentina. Latin American Journal of Aquatic Research. 39(2): 344-358.
- Rosas, F. C. W., Monteiro, E. L., & M, D. Oliveira. 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 1(1): 161-167.
- Rosas, F. C. W., Monteiro-Filho, E. L., & Oliveira, M. D. 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 1(1): 161-167.
- Saila, S. B. 1983. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Publication:1-62
- Seabra, C. B. 2018. Helminhos gastrointestinais de toninha, *Pontoporia blainvillei* (*Cetartiodactyla; Pontoporiidae*), do litoral de São Paulo, Brasil.
- Scheinost, A. 2015. El Descarte Pesquero como un factor de habituación alimenticia del Lobo Marino común (*Otaria flavescens*) en la Caleta de Coquimbo (Tesis de Pregrado). Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar, Chile.
- Silveira, S., Laporta, M., Pereyra, I., Mas, F., Doño, F., Santana, O., & G, Fabiano. 2018. Análisis de la captura de condriictios en la pesca artesanal oceánica de Uruguay, Atlántico Sudoccidental.

Soriano, A., Cortés, V., Reyes, J. M., Guallar, S., Bécares, J., Rodríguez, B., & González, J. 2016. Relative abundance and distribution of fisheries influence risk of seabird bycatch. *Scientific reports*. 6: 37373 pp.

Stagioni, M., Montanini, S., & Vallisneri, M. 2012. Feeding of tub gurnard *Chelidonichthys lucerna* (Scorpaeniformes: Triglidae) in the north-east Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92(3): 605-612.

Sturludottir, E. 2018. Exploring the effects of discarding using the Atlantis ecosystem model for Icelandic waters. *Scientia Marina*. 82(S1): 51-62.

Suuronen, P., Erickson, D. L., & Orrensalo, A. 1996. Mortality of herring escaping from pelagic trawl codends. *Fisheries Research*. 25(3-4):305-321.

Szteren, D., Auriolles-Gamboa, D., Labrada-Martagón, V., Hernández-Camacho, C. J., & De María, M. (2018). Historical age-class diet changes in South American fur seals and sea lions in Uruguay. *Marine Biology*. 165(4): 59.

Tsagarakis, K., Palialexis, A., & Vassilopoulou, V. 2013. Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*. 71(5): 1219-1234.

Tudela, S. 2003. The pair % PPR and TL fishery: A possible composite indicator of ecosystem impact aligned with a holistic vision of the ecosystem-based fisheries management approach. In *Ecofish Workshop on Sustainability Indicators in Fisheries*. 14-16.

Tudela, S. 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: An analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. FAO. General Fisheries Commission for the Mediterranean. 74 pp.

Ulanowicz, R.E. 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer. 203 pp.

Ulanowicz, R.E. & Puccia, C. J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*. 5: 7-16.

Valeiras, J. 2015. Los descartes pesqueros: causas y medidas de reducción. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*. 111: 18-31.

Vasconcellos, M., Kalikoski, D. C., Haimovici, M., & Abdallah, P. R. 2007. Capacidad excesiva del esfuerzo pesquero en el sistema estuarino-costero del sur de Brasil: efectos y perspectivas para su gestión. *Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe*. Documento Técnico de Pesca, FAO. 461: 275-312.

Villasante, S., Macho, G., de Isusu Rivero, J., Divovich, E., Zylich, K., Harper, S., & Pauly, D. 2015. Reconstruction of marine fisheries catches in Argentina 1950–2010. Working Paper 50. Fisheries Centre, University of British Columbia.

Vögler, R., Arreguín-Sánchez, F., Lercari, D., del Monte-Luna, P., & Calliari, D. 2015. The effects of long-term climate variability on the trophodynamics of an estuarine ecosystem in southern South America. *Ecological Modelling*. 317:83-92.

Votier, S. C., Furness, R. W., Bearhop, S., Crane, J. E., Caldow, R. W., Catry, P., Ensor, K., Keith, H., Hudson, A., Kalmbach, E., Klomp, N., Phillips, R., Prieto, I., & Thompson, D.

2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature*. 427(6976): 727pp.

Votier, S., Bicknell, A., Cox, S., Scales, K., & Patrick, S. 2013. A bird's eye view of discard reforms: bird-borne cameras reveal seabird/fishery interactions. *PLoS One*. 8(3): e57376.

Walters, C., Christensen, V., & Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in fish biology and fisheries*. 7(2):139-172.

Walters, C.J. & Martell, S. 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University. Press, 420 pp.

Wassenberg, T. J., & Hill, B. J. 1989. The effect of trawling and subsequent handling on the survival rates of the by-catch of prawn trawlers in Moreton Bay. *Fisheries Research*. 7(1-2): 99-110.

Watson, R., & Pauly, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*. 414: 534-536.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R. & D, Zeller. 2009. Rebuilding global fisheries. *Science*. 325: 578-585

Zeller, D., Rossing, P., Harper, S., Persson, L., Booth, S., & Pauly, D. 2011. The Baltic Sea: Estimates of total fisheries removals 1950–2007. *Fisheries Research*. 108(2-3): 356-363.

