

Evolución de la pesca costera de arrastre de fondo en Puerto Quequén, provincia de Buenos Aires, Argentina: Periodo 1999-2010

Jorge Eduardo PEREZ COMESAÑA^{1,2,3} & José Luis NOGUEIRA³

¹Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Av. Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, C1428EGA Ciudad de Buenos Aires. jorgepc@macn.gov.ar ²División Ictiología, Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Av. Ángel Gallardo 470, C1405DJR Ciudad de Buenos Aires. ³Estación Hidrobiológica de Puerto Quequén. Boulevard Almirante Brown y Calle 520 s/nº. B7631 Quequén, provincia de Buenos Aires.

Abstract: Evolution of the coastal bottom trawl fishery at Puerto Quequén, Buenos Aires province, Argentina: 1999-2010 period. The occurrence of the "fishing down food web" process at Puerto Quequén was studied, based on the relationship between the temporal pattern of landings and indirect indicators as the mean trophic level and the "fishing in balance" index. Total landings were obtained from vessels landing reports. For each year the mean trophic level of fishery and the "fishing in balance" index were calculated. For the analysis of the temporal series of the mean trophic level, a linear regression model was used. With relation to total landings, no changes were distinguished. Ten species represent more than the 90 % of total landings. The regression analysis showed a significant and positive tendency. No declination in the mean trophic level of fishery was observed, thus the "fishing down food web" process is not occurring at Puerto Quequén. However, the "fishing in balance index" shows that the fleet has reached a level of limit expansion, starting, probably, with a descendent process making the fishery unbalanced in ecological terms and turning it not sustainable.

Key words: Fishes, ecosystemic index, Puerto Quequén, Argentina.

Resumen: El objetivo del presente trabajo es estudiar la posibilidad de la ocurrencia del proceso denominado "pesca descendiendo por la red trófica" en Puerto Quequén, por medio de la relación entre el patrón temporal de los desembarques e indicadores indirectos de ese proceso, tales como el nivel trófico medio y el índice de pesca balanceada. La estimación del total desembarcado se efectuó a partir de la información suministrada por los partes de pesca confeccionados por los patrones de los barcos de pesca. Para cada año de estudio, se calculó el nivel trófico medio y el índice de pesca balanceada. El análisis de la serie temporal de la variación del nivel trófico medio se realizó a través del modelo de regresión lineal. Con relación al total desembarcado no se apreciaron variaciones para el periodo de estudio. Más del 90 % del total desembarcado está representado por 10 especies o grupos de especies. El análisis de regresión muestra una tendencia positiva significativa. No se observa una declinación en el nivel trófico medio de la pesquería, concluyéndose que no se está produciendo el proceso denominado "pesca descendiendo por la red trófica". No obstante el índice de pesca balanceada indica que la flota ha llegado a un punto máximo de expansión comenzando, probablemente un proceso de declinación que haría que la pesquería se encuentre desbalanceada en términos ecológicos, volviéndose no sustentable.

Palabras clave: Peces, índices ecosistémicos, Puerto Quequén, Argentina.

INTRODUCCIÓN

La explotación intensiva de las comunidades ícticas a menudo conduce a importantes reducciones en la abundancia de las especies blanco y además provoca cambios en la composición específica de dichas comunidades. Las especies de gran tamaño, de crecimiento lento y elevada edad de madurez sexual, declinan en su abundancia de manera más rápida que las de menor tamaño y de crecimiento rápido, y debido a que las prime-

ras, por lo general se alimentan a niveles tróficos más altos, es de esperar que la pesca reduzca el nivel trófico medio de comunidades sometidas a explotación (Pauly *et al.*, 1998a).

En los últimos años, la sustentabilidad de las pesquerías es motivo de preocupación. Por ello, aproximaciones con una base ecosistémica han sido propuestas para el manejo de las mismas (Jennings & Kaiser, 1998; Pikitch *et al.*, 2004). No obstante, conceptos del tipo "salud del eco-

sistema” son difíciles de cuantificar cuando el objetivo es realizar evaluaciones que permitan la toma de decisiones (Larkin, 1996). Por lo tanto, se hace necesario contar con indicadores predictivos que a través del uso de datos de fácil acceso permitan de una manera simple informar de una variedad de procesos complejos que ocurren en un ecosistema dado (Christensen, 2000; Murawski, 2000; Pauly & Watson, 2005). Uno de estos indicadores es el Índice Trófico Marino (ITM), cuya utilización inmediata fue aprobada por las partes de la Convención para la Diversidad Biológica (CDB, 2004). El ITM es el nombre dado por la CBD al nivel trófico medio (NT_m) de las capturas pesqueras, introducido por Pauly *et al.* (1998a), como un indicador del impacto de la pesca sobre las redes tróficas en ecosistemas acuáticos (Pauly *et al.*, 1998a, 2001, 2002, Rochet & Trenkel, 2003). El NT_m ha seguido una tendencia negativa a una tasa del 0,1 por década durante los últimos 45 años, disminución que fue interpretada como el resultado de una gran reducción en la biomasa de los depredadores tope (Pauly *et al.*, 1998a; Pauly & Watson, 2005). Este proceso denominado “pescar descendiendo por la red trófica” (Pauly *et al.*, 1998a) ha sido demostrado en varias partes del mundo, tales como Tailandia (Christensen, 1998), Canadá (Pauly *et al.*, 2001), Grecia (Stergiou & Koulouris, 2000), Islandia (Valtýsson & Pauly, 2003), el Mar del Norte (Furness, 2002), India (Bhathal & Pauly, 2008) Uruguay (Milessi *et al.*, 2005) y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (Jaureguizar & Milessi, 2008), entre otras. Otro índice, denominado “pesca balanceada” (PB) (Pauly *et al.*, 2000), fue desarrollado para determinar si una pesquería dada se encuentra balanceada en términos ecológicos. Un incremento de este índice indica la expansión de la pesquería, ya sea espacialmente o por explotación de recursos poco o nunca utilizados previamente. Un posterior estado de meseta indica el fin de la expansión, mientras que un decrecimiento indica la contracción de la pesquería. Valores negativos de PB estarían asociados con una pesca desbalanceada.

Por otro lado, debido a la complejidad de los ecosistemas marinos y la dificultad en el muestreo, los científicos de las industrias pesqueras raramente han tenido un acercamiento al manejo de los ecosistemas. Es por ello que se ha propuesto que la carencia de un enfoque ecosistémico hacia el manejo de las pesquerías contribuye a la sobrepesca mundial y al agotamiento de las unidades poblacionales pesqueras (Sugihara *et al.*, 1984; Apollonio, 1994).

La pesca en el mar Argentino, para el período 1998-2010, se cimentó fundamentalmente en diez especies, las cuales representan el 85% de las capturas: Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), merluza negra (*Dissostichus eleginoides*), polaca (*Micromesistius australis*), anchoita (*Engraulis anchoita*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza común (*Merluccius hubbsi*), calamar (*Illex argentinus*), vieira (*Chlamys patagonica*) y langostino (*Pleoticus muelleri*). De todas ellas, la que tiene el rango de distribución más amplio y sobre la que se ejerce la mayor presión pesquera es la merluza común (*M. hubbsi*), especie que representa los mayores volúmenes de desembarco de toda la flota pesquera (Acha & Cousseau, 2008; Cañete & Lemoine, 2008). En los últimos 15 años, el desembarque de especies comerciales ha fluctuado entre los 764.959,5 y 1.341.276 toneladas, con un mínimo en 2010 y un máximo en 1997 (SAGPyA, 2011). Estas fluctuaciones estuvieron gobernadas por los niveles de captura de la merluza común (*M. hubbsi*) (Acha & Cousseau, 2008; Cañete & Lemoine, 2008), especie que ha sido declarada en riesgo de colapso debido a la superación de la cuota de captura máxima permisible. Esta situación se debe al aumento de la capacidad pesquera y de la presión sobre el ecosistema (Cañete *et al.*, 2008). Actualmente la merluza común presenta síntomas de explotación excesiva, una tendencia decreciente en su biomasa total, una biomasa de ejemplares reproductores inferior al nivel biológicamente aceptable y una disminución en el número de clases de edades que sostiene a la pesquería (Aubone *et al.*, 2004). La sobrepesca también provocó efectos sobre otras especies blanco como la polaca, la merluza austral (*Merluccius australis*), la merluza negra, la corvina rubia, la pescadilla de red, el besugo (*Sparus pagrus*) y además de especies que son capturadas como fauna acompañante de las especies blanco, como por ejemplo las rayas y los tiburones (Cañete *et al.*, 2008).

Puerto Quequén (S 48° 40' - O 58° 50') es, principalmente, un puerto exportador de granos, que además alberga una pequeña flota de embarcaciones categorizadas como costeras y de rada o ría, cuya principal actividad es la pesca denominada “variado costero” utilizando como arte de pesca la red de arrastre de fondo con portones. El objetivo del presente trabajo es estudiar la posibilidad de la ocurrencia del proceso denominado “pescar descendiendo por la red trófica” para la flota que opera desde Puerto Quequén, por me-

dio de la relación entre el patrón temporal de los desembarques e indicadores indirectos de ese proceso, tales como el NT_m y el índice PB.

Abreviaturas. ITM = Índice Trófico Marino. CDB = Convención para la Diversidad Biológica. NT_m = Nivel trófico medio. PB = Pesca balanceada. CPUE = Captura por unidad de esfuerzo. Y_{ij} = La proporción en peso, de cada especie o grupo de especies con relación al peso total desembarcado. NT = El nivel trófico de cada especie o grupo de especies desembarcado. Y_i = El total desembarcado en el año i . NT_i = El nivel trófico medio del total desembarcado en el año i . ET = La eficiencia trófica (valor prefijado de 0,10), Y_0 = Los desembarques para el primer año de la serie. NT_0 = El nivel trófico para el primer año de la serie.

MATERIALES Y MÉTODOS

El período de estudio considerado abarcó el intervalo 1999-2010. La estimación del total desembarcado se efectuó a partir de la información suministrada por los partes de pesca confeccionados por los patrones de los barcos de pesca. Estos partes tienen categoría de declaración jurada y son presentados cada vez que un barco retorna a puerto luego de una salida de pesca en la correspondiente delegación de la Prefectura Naval Argentina. Los mismos son utilizados por La Subsecretaría de Pesca de la Nación para la confección de la estadística pesquera oficial. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue calculada como el total desembarcado en kg, dividido por el número de barcos componentes de la flota. Para cada año de estudio, se calculó el nivel trófico medio (NT_m) de la flota, utilizando la siguiente fórmula

$$NT_m = \frac{\sum NT_{ij} Y_{ij}}{\sum Y_{ij}}$$

Donde Y_{ij} es la proporción en peso, de cada especie o grupo de especies con relación al peso total desembarcado; y NT_{ij} es el nivel trófico de cada especie o grupo de especies desembarcado (Cortés, 1999; Pauly *et al.*, 1998b). Los distintos Y_{ij} fueron calculados a partir de los datos obtenidos de los partes de pesca. En total se analizaron 42 especies o grupos de especies. El NT de cada una de ellas se obtuvo, para los condriictios a partir de Perez Comesaña & Goldman (2011); para los vertebrados de Pauly *et al.* (1998b) y Cortés, 1999; y para los peces óseos se obtuvo de

Froese & Pauly (2000) (Tabla 1).

El análisis de la serie temporal de la variación del NT_m se realizó a través del modelo de regresión lineal (Zar, 1996).

El índice de pesca balanceada se estimó a partir de la fórmula:

$$PB = \log \left(Y_i \left(\frac{1}{ET} \right)^{NT_i} \right) - \log \left(Y_0 \left(\frac{1}{ET} \right)^{NT_0} \right)$$

Donde Y_i es el total desembarcado en el año i , NT_i es el nivel trófico medio del total desembarcado en el año i , ET es la eficiencia trófica (valor prefijado de 0,10), Y_0 y NT_0 son los desembarques y el nivel trófico para el primer año de la serie (Pauly *et al.*, 2000). La eficiencia en la transferencia de energía (ET) fue fijada en 0,1, de acuerdo a lo estimado como un valor promedio razonable para los sistemas marinos por Pauly & Christensen (1995). El índice PB con una ET de 0,1 tiene la propiedad de permanecer constante si la captura aumenta en un factor de 10 cuando el NT declina con un factor de 1 (Bhathal & Pauly, 2008). Esto se debe al hecho que, en ausencia de expansión o contracción geográfica, y con un ecosistema que ha mantenido su integridad estructural, para las pesquerías que descienden por la cadena trófica resultará en un aumento en las capturas (a la inversa si el NT sufre un incremento). Por lo tanto, El índice PB se acrecentará solo si las capturas aumentan más rápido de lo que podría predecirse por la disminución en el NT, y decrecerá si el aumento en las capturas no es suficiente para compensar la declinación en el NT (Bhathal & Pauly, 2008).

RESULTADOS

Evolución de la captura y composición de la flota

Con relación al total desembarcado se puede apreciar una fluctuación anual con un pico máximo en el año 2007 y un mínimo en el año 2002 (Fig. 1). Con relación al tamaño de flota la misma declinó de 26 barcos en los años 2000 y 2002 a 16 barcos en el año 2010. Una disminución del 38,5%. A pesar de esta importante declinación en el número de barcos, la CPUE se mantuvo constante entre los años 1999 y 2002, mostrando luego un incremento hasta el año 2004. A partir del citado año se percibe un ciclo oscilatorio dinámico con picos máximos en los años 2007 y 2009 (Fig. 2).

Tabla 1. Nivel trófico (NT) de las especies o grupo de especies desembarcados en Puerto Quequén. Período 1999-2010. (*NT obtenido de Froese & Pauly (2000); ** NT obtenido de Perez Comesaña & Goldman (2011) ***NT obtenido de Pauly *et al.* (1998b) y Cortés (1999).

Nombre común	Nombre científico	NT
Calamar	<i>Illex argentinus</i>	3,2*
Calamarete	<i>Loligo sanpaulensis</i>	3,2*
Pulpo	Familia Octopodidae	3,2*
Cangrejo	Infraorden Brachyura	2,52*
Caracol	<i>Zidona dufresnei</i>	2*
Mejillón	<i>Mytilus edulis</i>	2*
Vieira	<i>Aequipecten tehuelchus</i>	2*
Pez ángel	<i>Squatina spp.</i>	4,1**
Bacota	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	4,2**
Gatopardo	<i>Notorhynchus cepedianus</i>	4,5**
Gatuzo	<i>Mustelus schmitti</i>	3,5**
Palomo	<i>Mustelus fasciatus</i>	4,1**
Espinillo	<i>Squalus acanthias</i>	4,1**
Pez gallo	<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	3,23**
Raya	Familia Rajidae	3,65*
Tiburón	Subdivisión Selachii	4,2**
Abadejo	<i>Genypterus blacodes</i>	4,38***
Anchoa	<i>Engraulis anchoita</i>	2,51***
Anchoa de banco	<i>Pomatomus saltatrix</i>	4,5***
Bagre	<i>Genidens barbuis</i>	3,16***
Besugo	<i>Pagrus pagrus</i>	3,65***
Brótola	<i>Urophycis brasiliensis</i>	3,79***
Castañeta	<i>Nemadactylus bergi</i>	3,18***
Chernia	<i>Polyprion americanus</i>	4,14***
Congrio	<i>Conger orbignyanus</i>	3,72***
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	3,26***
Jurel	<i>Trachurus lathami</i>	3,27***
Lenguado	Familia Paralichthyidae	3,6***
Magrú	<i>Scomber japonicus</i>	3,35***
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>	4,08***
Mero	<i>Acanthistius brasilianus</i>	4,01***
Pez palo	<i>Percophis brasiliensis</i>	3,49***
Palometa	<i>Parona signata</i>	3,4***
Papamoscas	<i>Stromateus brasiliensis</i>	3,4***
Pargo	<i>Umbrina canosai</i>	3,85***
Pescadilla	<i>Cynoscion guatucupa</i>	4,23***
Pez sable	<i>Trichiurus lepturus</i>	4,45***
Salmón	<i>Pseudoperca semifasciata</i>	3,88***
Sargo	<i>Diplodus argenteus</i>	3,13***
Savorín	<i>Seriolaella porosa</i>	3,4***
Trilla	<i>Mullus argentinus</i>	3,45***
Varios	División Teleostei	3,24*

Composición del desembarque

Más del 90 % del total desembarcado está comprendido por 10 especies o grupos de especies, patrón que se mantiene durante todos los

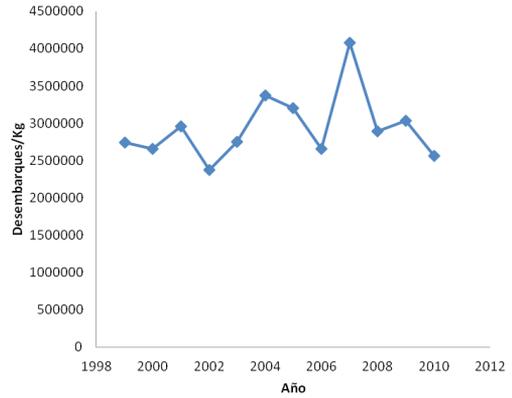


Fig. 1. Desembarques anuales de la flota de arrastre de fondo en Puerto Quequén.

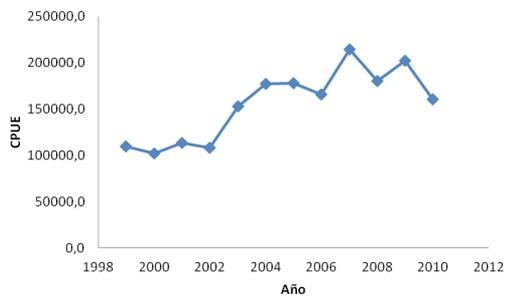


Fig. 2. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota de arrastre de fondo en Puerto Quequén. (CPUE expresada en Kg/nº de barcos).

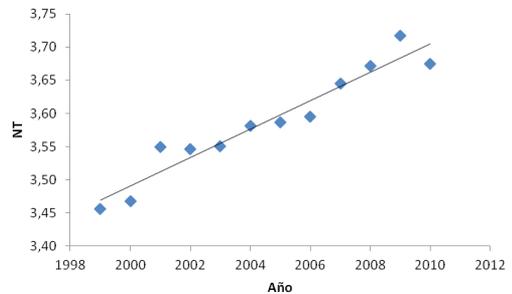


Fig. 3. Nivel trófico medio (NTm) de los desembarques en Puerto Quequén.

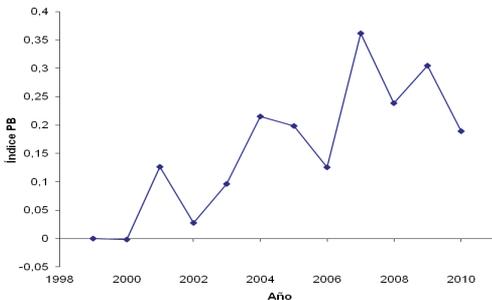


Fig. 4. Índice de pesca balanceada (PB) de los desembarques en Puerto Quequén.

años incluidos en el periodo estudiado (Tabla 2). Nuestros resultados no revelan grandes cambios en la composición de las especies o grupos desembarcados. El cambio más notable lo constituyó la continua declinación en los desembarques de caracol atigrado (*Zidona dufresnei*) que en el año 1999 comprendían el 12,9 % del total hasta desaparecer en el año 2007 del grupo principal de especies/grupos desembarcados, alcanzando el 1,7 % del total en el año 2010, para ser reemplazado por el pargo (*Umbrina canosai*) dentro del grupo principal de especies/grupos desembarcados. El principal recurso ha sido el grupo raya, siempre por encima del 20 % del total desembarcado salvo para el año 1999, variando desde un 21,4 %, en promedio, para la primera mitad del período de estudio hasta un 23,6 % para la segunda mitad con un máximo de 27,5 % para el año 2010. En segundo lugar se ubica el grupo lenguado, con un promedio de desembarque correspondiente al periodo 1999-2003 del 13,1 % del total incrementándose en el periodo 2004-2010 hasta alcanzar el 16,7% del total. El gatuzo (*Mustelus schmitti*) mostró una declinación pasando de un promedio del 11,2 % del total desembarcado entre los años 1999-2005 a un promedio de 9,1 % entre los años 2006-2010. La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) que promediaba 9,6 % en los años 1999-2000 disminuyó hasta un 2,65 para el resto de los años de estudio (Tabla 2).

Pescar descendiendo por la cadena trófica

El análisis de regresión muestra una tendencia positiva significativa del NT_m ($p < 0,05$) (Fig. 3). Este incremento podría atribuirse a la declinación en el desembarque de tres especies de bajo nivel trófico como el caracol atigrado (*Zidona dufresnei*) con un $NT = 2$, de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) con un $NT = 3,26$ y el gatuzo (*Mustelus schmitti*) con un $NT = 3,5$ y al aumento del grupo rayas, con un $NT = 3,65$ y del grupo lenguado, con un $NT = 3,6$.

Pesca balanceada

Durante los años 1999 y 2000 vemos que la pesca se encuentra en balance. Luego, a partir del año 2001 se inició un período de expansión que duró hasta el año 2007 y de ahí en más, hasta el año 2010 entró en un período de fluctuaciones. Aunque podría tratarse de una meseta, dada la similitud del valor del año 2010 con el de los años 2004 y 20007, la disminución del índice PB a partir de su máximo en el 2007, podría estar indicando el inicio de una declinación (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran que a pesar de que la flota disminuyó más de un tercio el número de barcos, el total desembarcado y la CPUE se mantuvieron relativamente constantes durante el periodo estudiado. Por lo tanto, cada barco, individualmente, habría aumentado el volumen desembarcado. Esta situación sería coincidente con los resultados obtenidos del índice PB, que muestra una expansión a partir del año 2002-2003. Un incremento de este índice indica la expansión de la pesquería, ya sea espacialmente o por explotación de recursos poco o nunca utilizados previamente. Dado el tipo de embarcaciones que componen esta flota, las mismas no tendrían una capacidad de navegación que les permita una expansión geográfica importante. Por otro lado, del análisis de las especies/grupos desembarcados, aunque no se observa un aumento en la cantidad total de los mismos, si se evidencia un aumento en la CPUE a pesar de la disminución en el número de barcos. Este incremento o expansión se podría explicar por un aumento en los desembarques de ejemplares que en el pasado eran descartados y devueltos al mar por su escaso tamaño, y que ahora son traídos a puerto, y considerados comercializables. Luego a partir del año 2007 se advierte una disminución del índice PB. Esto puede deberse a fluctuaciones dentro de la fase de meseta o puede indicar el final de la misma y el comienzo de la etapa decreciente que indicaría que esta pesquería se encuentra en retracción, tendencia que de no variar, llevará a la pesquería a un desbalance ecológico debido a sobre explotación del recurso.

Los resultados del NT_m muestran un patrón ascendente, contrario al encontrado en la zona común de pesca argentino-uruguaya (Jaureguizar & Milessi, 2008) y en aguas uruguayas (Milessi *et al.*, 2005). Esto sugiere que en el área de estudio no se está produciendo el proceso denominado "pescar descendiendo por la cadena trófica" sino que la pesquería aún captura especies ubicadas en lo alto de la red trófica. Estos resultados apoyan la conclusión obtenida por medio del índice PB indicando un proceso de expansión de la pesquería.

Por otro lado, Caddy *et al.* (1998) y Caddy & Garibaldi (2000) señalaron que el índice NT_m sería sensible no solo a cambios a nivel ecosistémico inducidos por la pesca, sino que estos cambios pueden deberse a factores económicos y/o tecnológicos. Para el área de Puerto Quequén, dentro del periodo de estudio, no se han registrado avan-

Tabla 2. Principales especies o grupo de especies desembarcadas en Puerto Quequén. Período 1999-2010.

1999	%	NT	2000	%	NT	2001	%	NT	2002	%	NT	2003	%	NT	2004	%	NT
1 Raya	15,8	3,65	Raya	23,7	3,65	Raya	21,8	3,65	Raya	22,6	3,65	Raya	20,3	3,65	Raya	24,3	3,65
2 Caracol	12,9	2	Lenguado	13,4	3,6	Gatuzo	14,9	3,5	Lenguado	13,7	3,6	Lenguado	12,9	3,6	Lenguado	16,0	3,6
3 Lenguado	12,7	3,6	Caracol	11,1	2	Pez palo	13,4	3,49	Pez palo	13,6	3,49	Gatuzo	12,5	3,5	Pez palo	11,5	3,49
4 Gatuzo	10,2	3,5	Corvina	9,8	3,26	Lenguado	12,8	3,6	Pez ángel	12,2	4,1	Pez ángel	11,5	4,1	Gatuzo	10,9	3,5
5 Pez ángel	9,8	4,1	Pez palo	9,5	3,49	Pez ángel	11,2	4,1	Gatuzo	10,5	3,5	Pez palo	10,7	3,49	Pez ángel	10,5	4,1
6 Corvina	9,3	3,26	Pez ángel	8,6	4,1	Caracol	7,7	2	Caracol	8,9	2	Caracol	8,2	2	Caracol	6,3	2
7 Pez palo	8,8	3,49	Gatuzo	8,2	3,5	Mero	4,9	4,01	Mero	5,1	4,01	Mero	5,9	4,01	Mero	6,0	4,01
8 Mero	8,4	4,01	Mero	5,3	4,01	Corvina	3,1	3,26	Salmón	2,6	3,88	Corvina	4,4	3,26	Salmón	3,2	3,88
9 Pescadilla	2,4	4,23	Pescadilla	2,4	4,23	Salmón	2,8	3,88	Pescadilla	2,4	4,23	Salmón	3,9	3,88	Pescadilla	1,7	4,23
10 Salmón	2,0	3,88	Salmón	2,3	3,88	Pescadilla	2,3	4,23	Corvina	1,7	3,26	Pescadilla	1,3	2,9	Corvina	1,6	3,26
	92,3			94,3			94,7			93,3			91,7			92,2	

2005	%	NT	2006	%	NT	2007	%	NT	2008	%	NT	2009	%	NT	2010	%	NT
1 Raya	23,8	3,65	Raya	22,4	3,65	Raya	21,6	3,65	Raya	25,2	3,65	Raya	21,1	3,65	Raya	27,5	3,65
2 Lenguado	16,6	3,6	Lenguado	18,3	3,6	Lenguado	17,1	3,6	Lenguado	17,6	3,6	Lenguado	16,6	3,6	Lenguado	14,9	3,6
3 Gatuzo	11,0	3,5	Pez palo	11,8	3,49	Gatuzo	13,2	3,5	Pez ángel	12,9	4,1	Pez palo	14,1	3,49	Pez ángel	12,5	4,1
4 Pez ángel	10,9	4,1	Pez ángel	9,1	4,1	Pez palo	10,5	3,49	Pez palo	10,4	3,49	Pez ángel	12,6	4,1	Pez palo	9,0	3,49
5 Pez palo	9,4	3,49	Gatuzo	7,6	3,5	Pez ángel	10,3	4,1	Mero	8,5	4,01	Mero	10,5	4,01	Gatuzo	8,9	3,5
6 Caracol	5,4	2	Mero	7,0	4,01	Mero	6,0	4,01	Gatuzo	7,6	3,5	Gatuzo	8,4	3,5	Corvina	4,3	3,26
7 Mero	4,7	4,01	Caracol	6,1	2	Salmón	4,1	3,88	Salmón	3,6	3,88	Pescadilla	3,8	4,23	Mero	3,5	4,01
8 Corvina	3,6	3,26	Salmón	4,0	3,88	Pescadilla	3,4	4,23	Caracol	2,8	2	Salmón	3,8	3,88	Salmón	3,4	3,88
9 Pescadilla	2,9	2,9	Pescadilla	2,9	4,23	Corvina	2,8	3,26	Pargo	2,3	3,85	Pargo	1,5	3,85	Pescadilla	3,4	4,23
10 Salmón	2,7	3,88	Corvina	1,7	3,26	Caracol	2,5	2	Corvina	1,6	3,26	Corvina	1,2	3,26	Pargo	2,9	3,85
	91,0			91,1			91,4			92,6			93,5			90,4	

ces tecnológicos que supongan una afectación en la composición de la captura. Además la flota utiliza un arte de pesca multiespecífico no selectivo, operando en un rango geográfico limitado, todo lo cual la hace muy poco flexible a cambios en las capturas y/o desembarques debidos a factores económicos. Por lo tanto la declinación en los volúmenes de desembarque del caracol atigrado (*Z. dufresnei*), de la corvina rubia (*M. furnieri*) y el gatuzo (*M. schmitti*), especies muy buscadas por los pescadores por su alto valor comercial, no estaría supeditado por un factor económico lo cual conduce a pensar en una declinación en su abundancia poblacional. Además, otro factor a considerar es que el aumento en los desembarques comprende a dos grupos (rayas y lenguados) sin especificar las especies que lo componen. Esta falencia del parte de pesca, corregida en parte a partir del año 2010, podría estar enmascarando la declinación de una especie al ser reemplazada por otra, manteniéndose constante el volumen desembarcado. En Puerto Quequén son desembarcadas principalmente tres especies de lenguados: *Paralichthys orbignyanus* (talla

máxima observada 103 cm; NT = 3,5); *P. patagonicus* (talla máxima observada 67 cm; NT = 3,9); y *Xistreuris rasile* (talla máxima observada 52 cm; NT = 3,3). El NT para el grupo lenguado (3,6) es el valor promedio de los NT de las tres especies, asumiendo además, que las tres especies son desembarcadas en la misma proporción. Si la presión pesquera se ejerce sobre las especies de mayor tamaño, una disminución de estas y un aumento en la proporción desembarcada de la de menor tamaño provocaría un descenso en el NTm de la pesquería imposible de detectar. En el caso del grupo rayas la composición del desembarque engloba a cinco especies: *Atlantoraja castelnaui* (talla máxima observada 140 cm), *A. cyclophora* (talla máxima observada 69,5 cm), *Sympterygia bonapartii*, talla máxima observada 76,2 cm, NT = 3,6), *S. acuta*, talla máxima observada 50 cm), y *Rioraja agassizii* (talla máxima observada 70,8 cm) (Cousseau *et al.*, 2000; Perez Comesaña & Goldman, 2011; Perez Comesaña *et al.*, 2011). Aunque, a nivel local, se desconoce el NT para la mayoría de estas especies, Perez Comesaña & Goldman (2011) establecieron una asociación po-

sitiva entre el tamaño máximo corporal y el NT de los batoideos del Mar Argentino. Por lo tanto un reemplazo de las especies de mayor tamaño por las más pequeñas induciría a un descenso del NT_m en la serie temporal imposible de cuantificar. Entonces, independientemente del reemplazo de especies, si la presión pesquera se ejerce sobre los animales de mayor talla, volviéndose estos cada vez más escasos, la composición de los desembarques virará de ejemplares, dentro de una misma especie, de mayor a menor tamaño, con una consecuente disminución en el NT_m de la pesquería, que también pasará desapercibida, situación que puede ser subsanada a través de muestreos de desembarco, lo que permitiría potenciar el índice NT_m como un indicador más confiable en la evaluación de los ecosistemas marinos.

Por último y con relación a la calidad de la información volcada en los partes de pesca, hemos considerado que cualquier sesgo que pueda surgir de los mismos es sistemático en el tiempo.

CONCLUSIONES

No se observa una declinación en el NT_m de la pesquería, concluyéndose que no se está produciendo el proceso denominado "pesca descendiendo por la red trófica". No obstante el índice PB indica que la flota ha llegado a un punto máximo de expansión comenzando, probablemente un proceso de declinación que haría que la pesquería se encuentre desbalanceada en términos ecológicos volviéndose no sustentable.

AGRADECIMIENTOS

A Prefectura Naval Argentina - Puerto Quequén, por permitirnos el acceso a la información volcada en los partes de pesca. Al Lic. Gustavo E. Chiaramonte por la lectura crítica del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Acha, E.M. & M.B. Cousseau. 2008. Pesquería de peces. En: *Atlas de Sensibilidad Ambiental de la Costa y el mar Argentino*. Disponible en: <http://atlas.ambiente.gov.ar>.
- Apollonio, S. 1994. The use of ecosystem characteristics in fisheries management. *Res. Fish. Sci.* 2: 157-180.
- Aubone, A., S.I. Bezzi, G. Cañete, R. Castrucci, C. Dato, G. Irusta, A. Madirolas, M. Perez, M., Renzi, B. Santos, M. Simmonazzi & M.F. Villarino. 2004. Evaluación y sugerencias de manejo del recurso merluza (*Merluccius hubbsi*). La situación hasta 1999. En: R.P. Sánchez & S.I. Bezzi (Eds.), *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación*, pp. 207-236, Publicaciones especiales, INIDEP, Mar del Plata.
- Bhathal, B. & D. Pauly. 2008. 'Fishing down food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950-2000. *Fish. Res.* 91: 26-34.
- Caddy, J.F. & L. Garibaldi. 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvest: the perspective from the FAO capture database. *Ocean Coast. Manage.* 43: 615-655.
- Caddy, J.F., J. Csirke, S.M. García & R.J.R. Grainger. 1998. How pervasive is fishing down marine food webs? *Science* 282: 1383-1385.
- Cañete G. & F. Lemoine. 2008. *Crisis de la pesca de merluza. Estado de situación, implicancias y propuestas*. Documento de Posición. Fundación Vida Silvestre Argentina. 7 pp.
- Cañete, G., C. Bruno & S. Copello. 2008. Estado actual de la actividad pesquera en el Mar Patagónico. En: *Estado de conservación del Mar Patagónico*. Disponible en: <http://www.marpatagonico.org/libro/>.
- CBD. 2004. Decision VII/30: Strategic plan: future evaluation of progress. En: *The 2010 Biodiversity Target: A framework for Implementation. Decisions from the Seventh Meeting of the conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Kuala Lumpur, Malaysia*, 9-20 and 27 February, 2004, pp. 345-355, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *J. Fish Biol.* 53 (Suppl. A): 128-142.
- Christensen, V. 2000. Indicators for marine ecosystems affected by fisheries. *Mar. Freshwater Res.* 51: 447-450.
- Cortés, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 707-717.
- Cousseau, M.B., D.E. Figueroa & J.M. Díaz de Astarloa. 2000. *Clave de identificación de las rayas del litoral marítimo de la Argentina y Uruguay (Chondrichthyes, Familia Rajidae)*. Publicaciones especiales, INIDEP, Mar del Plata, 35 pp.
- Froese, R. & P. Pauly. (Eds.) 2011. *Fishbase*. World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org.
- Furness, R.W. 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 59: 261-269.
- Jaureguizar, A.J. & A.C. Milessi. 2008. Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common fishing Zone. *Sci. Mar.* 72: 25-36.
- Jennings, S. & M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-352.
- Larkin, P.A. 1996. Concepts and issues in ecosystem management. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 6: 139-164.

- Milessi, A.C., H. Arancibia, S. Neira & O. Defeo. 2005. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990. 2001. *Fish. Res.* 74: 223-231.
- Murawski, S.A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 649-658.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998a. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson & D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-684.
- Pauly, D., V. Christensen & C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 697-706.
- Pauly, D., M.L. Palomares, R. Froese, P. Sa-a, M. Vakily, D. Preikshot & S. Wallace. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 51-62.
- Pauly, D., A.W. Trites, E. Capuli & V. Christensen. 1998b. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 467-481.
- Pauly, D. & R. Watson. 2005. Background and interpretation of the 'marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philos. Trans. R. Soc. B* 360: 415-423.
- Perez Comesaña, J.E. & L. Goldman. 2011. Nivel trófico de los condrictios del Mar Argentino. En: O.C. Wöhler, P. Cedrola & M.B. Cousseau (Eds.), *Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del plan de acción nacional*, pp.129-134, Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires.
- Perez Comesaña, J.E., L.L. Tamini & G.E. Chiaramonte. 2011. El desembarque de batoideos de interés comercial en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires. En: O.C. Wöhler, P. Cedrola & M.B. Cousseau (Eds.), *Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina. Aportes para la elaboración del plan de acción nacional*, pp. 207-215, Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires.
- Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D.O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, D. Heneman, E.D. Houde, J. Link, P.A. Livingstone, M. Mangel, M.K. McAllister, J. Pope & K.J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 325: 346-347.
- Rochet, M.J. & V.M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 86-99.
- SAGPyA. 2011. *Estadísticas de desembarques*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Disponible en: www.sagpya.gov.ar.
- Stergiou, K.L. & M. Koulouris. 2000. Fishing down marine food webs in Hellenic seas. En: F. Durand (ed.). *Fishing down the Mediterranean food webs?* pp. 73-78, Proceedings of CIESM Workshop, Kerkyra, CIESM Workshop Series No. 12, Monaco.
- Sugihara, G., S. García, J.A. Gulland, J.H. Lawton, H. Maske, R.T. Paine, T. Platt, E. Rachor, B.J. Rotschild, E.A. Ursin & B.F.K. Zeitzschel. 1984. Ecosystem Dynamics. En: May, R.M. (Ed.), *Exploitation of marine Communities*, pp. 131-153, Dahlem Konferenzen. Springer-Verlag, Berlin.
- Valtýsson, H.P. & D. Pauly. 2003. Fisheries impacts on North Atlantic food webs: log term trends and their implications. En: G. Eyjolfur, H.P. Valtýsson (Eds.), *Competitiveness within the Global Fisheries*, pp. 12-24, Proceedings of a Conference held in Akureyri, Iceland, on April 6-7, 2000. University of Akureyri, Akureyri.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. New jersey. Prentice Hall, 917 pp.

Recibido: 5-VIII-2012

Aceptado: 17-XI-2013