

Biodiversidad del zooplancton y mortalidad no-depredatoria de copepodos en el estuario de Bahía Blanca durante el invierno

Berasategui, Anabela Anahí^{1,2,*}, Soto, Nazarena I.^{1,2}, Beruschi, Ele^{1,2}, Spetter, Carla^{1,2}, Fernández-Severini, Melisa D.¹, Buzzi, Natalia S.^{1,2}, Fernández, Eleonora^{1,2,3}, Biancalana Florencia⁴

1 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto Argentino de Oceanografía. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

2 Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

3 Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Argentina.

4 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Centro de Recursos Naturales Renovables de zonas semiáridas. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

* anabelberasategui@gmail.com

Recibido: 16/05/2025

Aceptado: 04/12/2025

Resumen. Los organismos del zooplancton, especialmente los copépodos, cumplen un rol fundamental como sustento trófico de los ecosistemas marinos y son considerados buenos indicadores de la calidad ambiental. En dicho contexto, el objetivo del presente trabajo fue determinar y analizar comparativamente la riqueza específica (r) y diversidad de Shannon-Wiener (H') de la comunidad del zooplancton y mortalidad no-depredatoria de copépodos, en tres áreas con diferente grado de alteración antrópica durante el período invernal en 2019. Para ello, las áreas seleccionadas fueron Puerto Cuatreros-C, Puerto Ing. White-W y Puerto Rosales-R (100 m de la descarga cloacal de la ciudad de Punta Alta). Se tomaron muestras de zooplancton, que fueron teñidas y conservadas mediante la técnica de coloración intravital de rojo neutro; para su posterior análisis cuali-cuantitativo bajo lupa. La mortalidad no-depredatoria fue evaluada a través de la incidencia de copépodos muertos (ICM, expresado en % en relación a la abundancia total de copépodos), la cual se determinó observando la coloración intravital. Nuestros resultados mostraron que la comunidad zooplánctica estuvo dominada en forma alternada por los copépodos *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*. La mayor riqueza específica fue hallada en el sitio C ($r=12$) y la menor diversidad promedio ($H'=0,93$), junto con los menores valores de abundancia zooplánctica se registraron en R ($122,20 \pm 148$ ind m^{-3} ; Kruskal-Wallis $p = 0,052$). Las ICM promedio por especie fueron: 78,13 % para *A. tonsa*, 72,43 % para *Euterpinia acutifrons*, 19,21 % para *Paracalanus* spp. y 39,78 % para *E. americana*, siendo el sitio R el que mostró los máximos valores de ICM. La menor diversidad y la mayor ICM, observados en este estudio estaría relacionadas con procesos de degradación ambiental, ligados principalmente a la descarga cloacal.

Palabras clave: Incidencia de copépodos muertos; estuario de Bahía Blanca; impacto antrópico; zooplancton como indicadores de calidad de agua.

Abstract. Zooplankton biodiversity and non-predatory mortality of the copepods in the Bahía Blanca estuary during the winter. Zooplankton organisms, especially copepods, play a fundamental role as trophic support for marine ecosystems and are also considered good indicators of environmental quality. In this context, the objective of this work was to determine and comparatively analyze the specific richness (r), Shannon-Wiener diversity (H') and natural mortality of copepods in the zooplankton community in three areas with different degrees of anthropogenic alteration. For this purpose, the selected areas were Puerto Cuatreros-C, Puerto Ing. White-W (both located in the main navigation channel of the Bahía Blanca estuary), and Puerto Rosales-R (100 m from sewage discharge of Punta Alta city), during the winter period of 2019. Zooplankton samples were taken, stained, and preserved using neutral red intravital staining for subsequent qualitative and quantitative analysis under stereoscopic microscope. Non-predatory mortality was assessed through the incidence of dead copepods (ICM, expressed as a % of total copepod abundance), which was determined by observing intravital coloration. Our results showed that the zooplankton community was alternately dominated by the copepods *Acartia tonsa* and *Eurytemora americana*. The highest specific richness was found at site C ($r = 12$), and the lowest average diversity ($H' = 0,93$), along with the lowest community abundance, were recorded at R ($122,20 \pm 148$ ind m^{-3} ; Kruskal-Wallis $p = 0,052$). The average ICM by species were: 78,13 % for *A. tonsa*, 72,43 % for *Euterpinia acutifrons*, 19,21 % for *Paracalanus* spp. and 39,78 % for *E. americana*, with site R showing the highest ICM values. The lowest diversity and highest ICM observed in this study could be related to environmental degradation processes, mainly linked to sewage discharge.

Cómo citar este trabajo:

Berasategui, A. A., Soto, N. I., Beruschi, E., Spetter, C., Fernández-Severini, M. D., Buzzi, N. S., Fernández, E. y Biancalana, F. (2025). Biodiversidad del zooplancton y mortalidad no-depredatoria de copepodos en el estuario de Bahía Blanca durante el invierno. *Semiárida*, 35(Supl.), 39-49.

Key words: Incidence of dead copepods; Bahía Blanca estuary; environmental impact; zooplankton as an indicator of water quality.

INTRODUCCIÓN

La alteración antrópica en zonas costeras produce cambios en la estructura planctónica,

promoviendo la mortalidad selectiva y amenazando así la biodiversidad (Mieszkowska et al., 2014). La mortalidad natural (no-depredatoria) planctónica genera a su vez cambios en los flujos biogeoquímicos y en las interacciones tróficas pelágicas; por tales razones su estudio proporciona una herramienta importante a la hora de predecir a nivel temprano cambios estructurales de biomasa y composición comunitaria planctónica en ecosistemas marinos y costeros (Elliott y Tang, 2011). A pesar de la importancia de su estudio, sigue siendo uno de los procesos menos investigados en el campo.

Los copépodos conforman el grupo mayoritario dentro de las comunidades zooplanctónicas de la mayoría de los ecosistemas marinos y cumplen un rol fundamental en la transferencia de energía como productores secundarios en las tramas tróficas (Mauchline et al., 1998). La mortalidad natural en poblaciones de copépodos en el campo podría tener innumerables causas posibles como: estadio, enfermedades, estrés fisiológico, inanición, contaminación ambiental y que a menudo se ignoran (Elliott y Tang, 2011; Lynch, 1983; Marcus, 2004). A nivel mundial, se estima que la mortalidad no-depredatoria representa entre el 25 % y el 33 % de la mortalidad total de copépodos epipelágicos marinos (Hirst y Kiørboe, 2002). Cuantificar y distinguir con precisión entre las fuentes de mortalidad depredadoras y no depredadoras es esencial para una mejor comprensión y proyección de cambios en la red trófica pelágica, especialmente en zonas contaminadas.

El estuario de Bahía Blanca (EBB) es un sistema turbio y altamente productivo del Atlántico sudoccidental y una importante zona de crianza para peces comerciales como *Micropogonias furnieri*, *Cynoscion guatucupa* y *Odonthestes argentinensis*, donde el zooplancton, especialmente los copépodos, es el alimento larvario de estas especies (Berasategui et al., 2019; López-Cazorla et al., 2011). La abundancia y la biomasa zooplanctónica presenta una dinámica bimodal, con máximos pulsos en primavera-verano y otro pulso menor durante el invierno, sucediendo a la floración fitoplanctónica de diatomeas (Berasategui et al 2018; 2021). Los copépodos dominan ampliamente la comunidad mesozooplanctónica invernal (talla de organismos entre 0,2 mm – 20 mm); siendo *Eutemora americana* (Williams, 1906), *Acartia tonsa* (Dana, 1849-1852), *Euterpinia acutifrons* (Dana, 1848) y *Paracalanus* spp. los taxa más representativos (Berasategui et al., 2021). Los copépodos *A. tonsa* y *E. americana* coexisten, y a su vez compiten por el nicho trófico (Berasategui et al., 2021; Hoffmeyer y Prado-Figueroa, 1997); siendo ambas especies un eslabón trascendental para la cadena trófica de niveles superiores, durante el invierno y primavera (López Cazorla et al., 2011; Popovich y Guinder 2013). La evolución de esta comunidad zooplanctónica en la zona interna del EBB es una gran incógnita ante un escenario de deterioro progresivo durante los últimos 30 años. La zona interna del EBB, cuenta con actividades urban-industriales y portuarias, con presencia de metales pesados, organoclorados e hidrocarburos (Arias et al., 2010; Cifuentes et al., 2012; Fernández-Severini et al., 2017, 2018; La Colla et al., 2015; Marcovecchio et al., 2008; Oliva et al., 2015). Este estudio exploratorio, proporciona información basal que permite establecer y predecir la salud de la comunidad planctónica a través de indicadores indirectos como la incidencia de copépodos muertos (ICM) e índices de diversidad. Específicamente el objetivo planteado fue estimar la diversidad mesozooplanctónica y la mortalidad no-depredatoria (ICM) de copépodos dominantes en tres áreas del EBB con diferente grado de impacto antrópico durante la estación invernal.

METODOLOGÍA

Caracterización del área de estudio

El EBB (38°44' - 39°27'S y 61°45' - 62°30'O) es un estuario mesomareal, templado y turbio (50 y 300 NTU), ubicado en el suroeste del Océano Atlántico (Perillo et al., 2001). Es un estuario de mezcla vertical con una relativa homogeneidad de condiciones físicas y químicas en la columna de agua, principalmente en términos de temperatura, pH y turbidez (Freije et al., 2008). Este estudio se centró en tres áreas específicas del EBB ubicadas en el canal principal de navegación hacia la cabecera del mismo: Puerto Cuatreros (C), Puerto Ingeniero White (W) y Puerto Rosales (R). Las salidas se realizaron en las primeras horas de mañana con el objetivo de aprovechar la luz natural.

Puerto Cuatreros ($38^{\circ}44'50''$ S - $62^{\circ}22'40''$ O) es una zona de pesca deportiva ubicada en la zona más interna del EBB y, junto con los humedales circundantes, ha sido designada Área Protegida por el gobierno local desde 2016. Esta área recibe influencias menores de los aportes de Saladillo García y el arroyo Sauce Chico (Limbozzi y Lietao, 2008). Además, se reportó una concentración media anual de Cd de $1,3 \mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco y Cr de $8,02 \mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco en material particulado en suspensión (MPS) durante 2010 (Fernández-Severini et al., 2018) y se reportó $55,5 \pm 3,6$ (ng Sn L $^{-1}$) de TBT (tributilestaño) en muestras de agua de esta área en la primavera de 2014 (Quintas et al., 2019) (Figura 1).

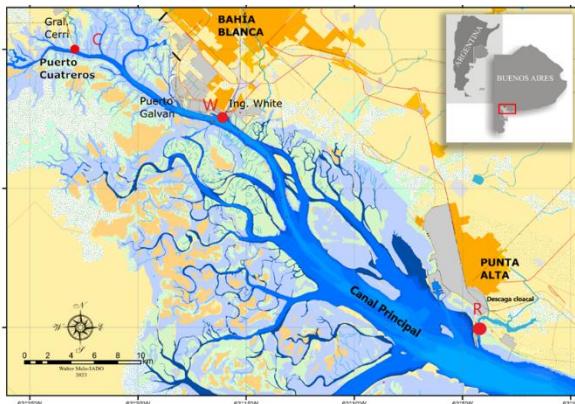


Figura 1. Mapa del estuario de Bahía Blanca (EBB- $38^{\circ}44'$ – $39^{\circ}27'$ S y $61^{\circ}45'$ – $62^{\circ}30'$ O). Los puntos rojos muestran las áreas de muestreo en el interior de la EBB, en los canales de navegación (Canal Principal), Puerto Cuatreros (C), Puerto Ingeniero White (W) y Puerto Rosales (R).

Figure 1. Map of the Bahía Blanca estuary (EBB- $38^{\circ}44'$ – $39^{\circ}27'$ S and $61^{\circ}45'$ – $62^{\circ}30'$ O). The red dots show the sampling areas inside the EBB, in the navigation channels (Main Channel), Puerto Cuatreros (C), Puerto Ingeniero White (W) and Puerto Rosales (R).

El Puerto Ingeniero White ($38^{\circ}47'44''$ S - $62^{\circ}16'03''$ O) es el sistema portuario de aguas profundas más importante de Argentina y cuenta con dragado constante para el ingreso de buques de gran calado (45 pies de calado). Además, está rodeado e influenciado por descargas de aguas residuales industriales de grandes industrias petroquímicas, termoeléctricas y agrícolas, dedicadas a la producción y almacenamiento de fertilizantes (urea y amoníaco líquido), comercialización de granos y fraccionamiento de componentes pesados del gas natural (combustibles líquidos y gaseosos). Hasta 2010, esta zona también estaba influenciada por las aguas residuales de la ciudad de Ing. White, que luego eran desviadas a otros efluentes (Escudero et al., 2014; Limbozzi y Leitao, 2008). Estudios sobre metales pesados en el MPS informaron una concentración media anual de $1,67$ y $13,15 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para Cd y Cr, respectivamente, con las mayores concentraciones de Cd en la primavera de 2010 (media: $2,64 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s., Fernández-Severini et al., 2018). Por otro lado, se reportaron $58,2 \pm 8,2$ (ng Sn L $^{-1}$) de TBT en muestras de agua durante la primavera de 2014 (Quintas et al., 2019).

El puerto de Rosales ($38^{\circ}55'02''$ S - $62^{\circ}04'08''$ O) es un puerto adyacente a la ciudad de Punta Alta y recibe los efluentes urbanos-cloacales de esta ciudad (La-Colla et al., 2015; Fernández Severini et al., 2018). Esta zona también funciona como astillero para embarcaciones de pequeño calado y carga de combustibles de barcos de gran calado (Limbozzi y Lietao, 2008; Marcovecchio et al., 2008). Además, los metales pesados en el MPS presentaron una media anual (2010) de $0,79 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. y $10,5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. para Cd y Cr respectivamente y también se reportaron TBT ($22,6 \pm 2,4$ ng Sn L $^{-1}$) en muestras de agua durante la primavera de 2014 (Fernández-Severini et al., 2018; Quintas et al., 2019).

Recolección de muestras y procedimientos de laboratorio

Los muestreos se realizaron mensualmente en C, W y R, de junio a agosto de 2019, cubriendo el período invernal en EBB. Todos los muestreos se realizaron desde los muelles, durante la marea bajante teniendo en cuenta la retención de organismos hacia los veriles someros del canal principal y la mayor velocidad de corrientes de marea (Chazarreta et al., 2020). Las muestras de zooplancton

fueron colectadas ($n=6$, para cada sitio), a través de arrastres superficiales horizontales (entre 1 y 2 m en la columna de agua), utilizando redes de 135 μm (30 cm de diámetro de boca y 1 m de largo), equipadas con un flujómetro mecánico. Cada muestra fue cuidadosamente colocada en frascos térmicos con 1 L de agua in situ y fue inmediatamente teñida usando rojo neutro intravital. La técnica de tinción utilizada surgió fusionando las metodologías usadas por Hoffmeyer et al. (2005) y Elliott y Tang (2009), con algunas modificaciones propias e inéditas implementadas para las características del EBB invernal (alta turbidez y bajas temperaturas). En este sentido las muestras fueron incubadas con la solución rojo neutro (solución madre 10 g L^{-1}), por un mayor tiempo de exposición (por 30-40 minutos), respetando la temperatura registrada in situ (7-9 °C) y en oscuridad. Posteriormente, se filtraron a través de tamices de 60 μm y se conservaron en 100 mL de formalina al 4 % (fijador formaldehído 40 %, tamponado). Se registró in situ la temperatura superficial (Temp.), el pH y la salinidad (Sal.) utilizando una sonda multiparamétrica HORIBA® (entre 1 y 2 m en la columna de agua), con el propósito de caracterizar el medio.

Los análisis cuantitativos y cualitativos de las muestras de zooplancton se realizaron en una cámara Bogorov bajo un microscopio estereoscópico Wild M5, siguiendo la metodología propuesta por Boltovskoy (1981). Las muestras teñidas y conservadas con formaldehído se analizaron inmediatamente con un retraso máximo de siete días (conservadas a 4 °C) para evitar errores de tinción debido al tiempo de conservación y almacenamiento (Elliott y Tang, 2009). Se calculó la abundancia comunitaria (expresándolas en ind.m^{-3}) y específica (expresada como abundancia relativa %, en relación a la total comunitaria), por área de muestreo. También se discriminó las abundancias de machos, hembras y copepoditos en las especies clave de copépodos (*Acartia tonsa*, *Euterpinia acutifrons*, *Paracalanus* spp. y *Eurytemora americana*). El estadio larvario de copépodos hembras y machos de las cuatro especies clave de copépodos se identificó según Grice (1970), Heron (1964), Landry (1983), Sabatini (1990) y Boltovskoy (1981). A partir de la estimación de las abundancias específicas se estimó a su vez, la riqueza específica (r) y el índice de Shannon-Wiener ($H' = - \sum(p_i \cdot \ln p_i)$; donde p_i es la proporción de cada taxón en la muestra), para las tres áreas (PC, IW, CV) utilizando el paquete estadístico “Statistica” (StatSoft Inc., 2005).

Se estimó la incidencia de copépodos muertos (ICM), mediante la tinción intravital con rojo neutro y fue expresada como porcentaje de copépodos muertos (ejemplares no teñidos) de la comunidad en relación con la abundancia total de copépodos. También se determinó la incidencia específica de copépodos muertos para cada especie clave del EBB, en función a la abundancia en cada estadio (ICMAa, para *A. tonsa*, adultos, ICMAc para *A. tonsa*, copepoditos, ICMEuta para *E. acutifrons* adultos, ICMEutc *E. acutifrons* copepoditos, ICMPa para *Paracalanus* spp. adultos, ICMPc para *Paracalanus* spp copepoditos, ICMEurya para *E. americana* adultos y ICMEuryc para *E. americana* copepoditos).

Se evaluaron las diferencias entre sitios mediante prueba de Kruskal-Wallis y prueba de Mann-Whitney (nivel de significación $p \leq 0.05$) para Temp, pH, Sal, las abundancias específicas, ICMAa, ICMAc, ICMEuta, ICMEutc, ICMPa, ICMPc, ICMEurya y ICMEuryc.

RESULTADOS

Las variables ambientales no presentaron diferencias significativas entre sitios de muestreo (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$). Los tres sitios fueron alcalinos (pH: 8-9), la salinidad osciló entre 28,26 y 38,9 ups, registrándose los menores valores en C. Por otro lado, la temperatura del agua mostró un rango de 7,56 y 10,02 °C, siendo R la estación que presentó las mayores temperaturas.

En cuanto al análisis comunitario del zooplancton, se identificaron un total de 14 taxa para los tres sitios de estudio, en su mayoría pertenecientes a la clase Copépoda. La comunidad invernal en C estuvo representada principalmente por el copépodo *A. tonsa* integrando un 40 % de la comunidad y un 22 % por larvas de cirrípedo (Figura 2.A). La comunidad en W estuvo representada principalmente por *A. tonsa* (34 %) y por *E. americana* (30 %) (Figura 2.B), mientras que en la comunidad de R domino el copépodo *E. americana* (73 %) (Figura 2.C). En cuanto a la diversidad,

el sitio C presentó una mayor riqueza específica y el sitio R presentó una menor diversidad de Shannon-Wiener (Tabla 1).

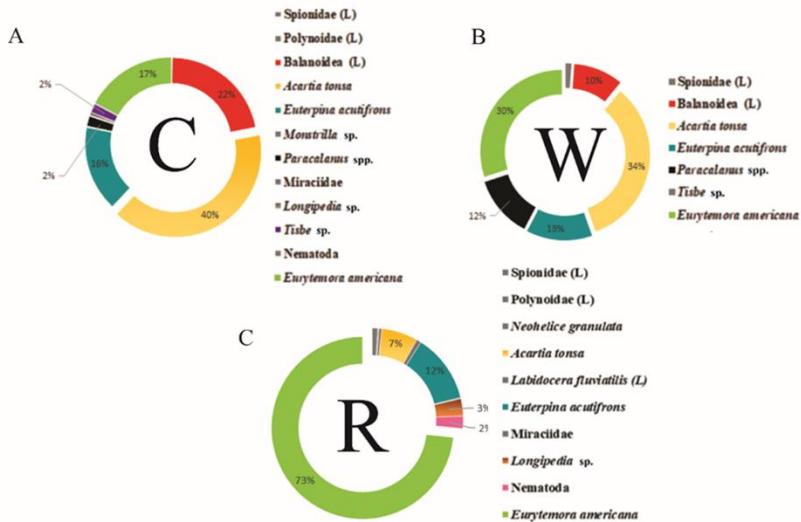


Figura 2. Composición comunitaria del zooplancton: A) Puerto Cuatreros -C, B) Puerto Ingeniero White-W y C) Puerto Rosales-R. Los taxa en gris componen menos del 1%. Estadio larval (L).

Figure 2. Community composition of zooplankton: A) Puerto Cuatreros -C, B) Puerto Ingeniero White-W, and C) Puerto Rosales-R. Taxa in gray comprise less than 1%. Larval stage (L).

Tabla 1. Índices de diversidad de todo el período invernal.
Índice de Shannon-Wiener (H') y riqueza específica (r)

Table 1. Diversity indices for the entire winter period.
Shannon-Wiener index (H') and species richness (r).

	Índices de diversidad	
	H'	r
C	1,47	12
W	1,53	7
R	0,93	10

La abundancia promedio comunitaria de zooplancton para C fue de $442,75 \pm 345$ ind m^{-3} , para el área W fue de $379,80 \pm 317$ ind m^{-3} y para R fue de $122,20 \pm 148$ ind m^{-3} . La tendencia general, evidencia menores valores de abundancia comunitaria en R (Kruskal-Wallis, $p= 0,052$). Por otro lado, las abundancias promedio de *Acartia tonsa*, *Balanoidea* (L), *Paracalanus* spp. y *Tisbe* sp. mostraron diferencias significativas entre áreas de muestreo (Kruskal-Wallis, $p= 0,003$; $p= 0,012$; $p= 0,047$ y $p= 0,003$). El copépodo *A. tonsa* mostró patrones similares en cuanto a la dinámica poblacional con abundancias máximas entre los 100 y los 200 ind m^{-3} en las áreas C y W (Figura 3.A) y no hubo diferencias significativas en las abundancias promedio de adultos y copepoditos entre dichas áreas. La abundancia promedio de *A. tonsa* en el área R resultó ser significativamente menor que las áreas C y W, con muy baja abundancia de adultos y copepoditos (< 10 ind m^{-3}).

Euterpina acutifrons mostró una dinámica poblacional con un patrón similar a lo descripto para *A. tonsa*, con muy bajas abundancias de adultos y copepoditos en R (Figura 3B). A su vez, la abundancia promedio de adultos resultó ser significativamente mayor en C (con abundancias máximas 220,06 de ind m^{-3}), pero la abundancia promedio de copepoditos fue similarmente baja en las tres áreas.

Se observaron ejemplares adultos del copépodo *Paracalanus* spp. solo en las áreas C y W (máximas de 45,26 ind m⁻³ y 143,06 ind m⁻³, respectivamente), pero no hubo diferencias significativas entre las abundancias promedio de dichas áreas. Por otra parte, no se detectó presencia de copepoditos pertenecientes a dicho género en ninguna de las tres áreas (Figura 3C). *Eurytemora americana* presentó máximas abundancias de copepoditos en W y R (317,9 ind m⁻³ y 312,31 ind m⁻³), pero no hubo diferencias significativas entre las abundancias promedios de copepoditos, ni de adultos entre las tres áreas de estudio (Figura 3.C). Los resultados sobre incidencia de copépodos muertos en *A. tonsa*, mostraron un comportamiento similar de ICMAa y ICMAc en las áreas W y R, con valores altos promedio que oscilaron entre 40 % y el 60 % (Figura 3A). El área C por otra parte, presentó

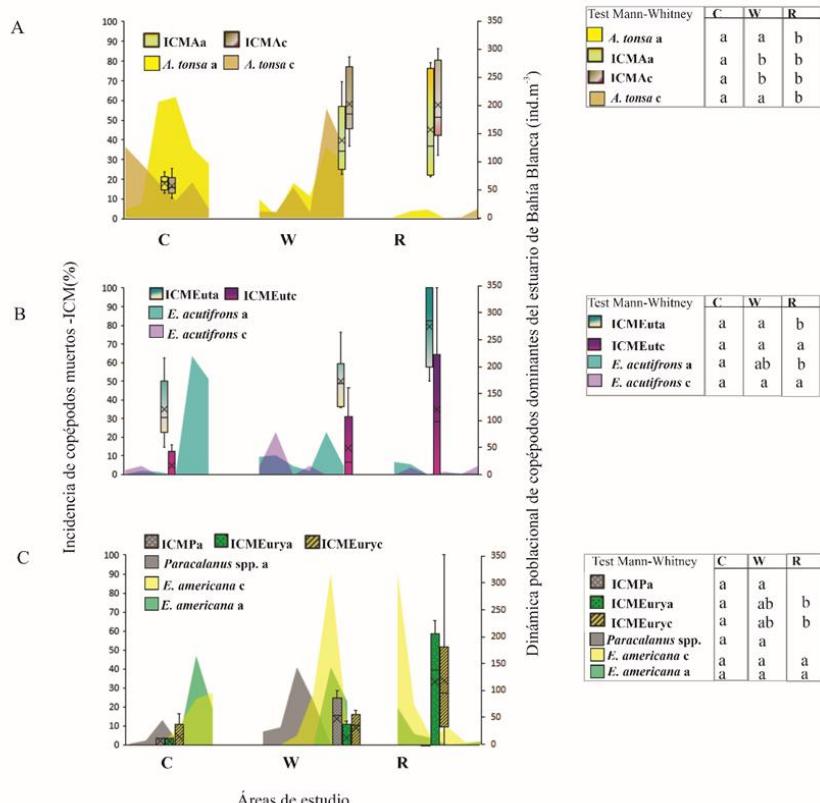


Figura 3. Dinámica poblacional de copépodos dominantes del EBB. Puerto Cuatreros (C), Puerto Ingeniero White (W) y Puerto Rosales (R). Incidencia de copépodos muertos (ICM). A- ICMAa, para *A. tonsa*, adultos, ICMAc para *A. tonsa*, copepoditos. B- ICMEuta para *E. acutifrons* adultos, ICMEutc *E. acutifrons* copepoditos. C- ICMPa para *Paracalanus* spp. adultos, ICMPc para *Paracalanus* spp. copepoditos, ICMEurya para *E. americana* adultos y ICMEuryc para *E. americana* copepoditos. Las tablas a la derecha de cada figura, corresponde a los resultados del test de Mann-Whitney: las variables no difieren entre sitios de estudio cuando comparten letras (nivel de sig. p≤0.05; ver tabla anexo).

Figure 3. Population dynamics of dominant copepods in the EBB. Puerto Cuatreros (C), Puerto Ingeniero White (W), and Puerto Rosales (R). Incidence of dead copepods (ICM). A- ICMAa for *A. tonsa* adults, ICMAc for *A. tonsa* copepodites. B- ICMEuta for *E. acutifrons* adults, ICMEutc for *E. acutifrons* copepodites. C- ICMPa for *Paracalanus* spp. adults, ICMPc for *Paracalanus* spp. copepodites, ICMEurya for *E. americana* adults, and ICMEuryc for *E. americana* copepodites. The tables to the right of each figure correspond to the results of the Mann-Whitney test: variables do not differ between study sites when they share letters (significance level p≤0.05; see attached table).

valores de ICMAa y ICMAc (entre 10 y 20 %, Figura 3A), significativamente menores que en las estaciones de muestreo W y R. La incidencia de copépodos muertos en *E. acutifron*, mostró un patrón espacial similar a lo mencionado anteriormente para *A. tonsa*, con valores menores en C (Figura 3.B). El valor promedio de ICMEuta fue significativamente mayor en el área R (79,19 %), que en las otras áreas de muestreo. Por otra parte, la ICMPa no mostró diferencias entre las áreas C y W; mientras que la ICMEurya y la ICMEuryc, mostró diferencias significativas entre los valores promedio de las áreas C y R, siendo R la zona que presentó valores más altos de mortalidad, con máximos de 65,63 % y 95,70 % respectivamente (Figura 3C).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Nuestros resultados mostraron diferencias en las abundancias y en los índices de diversidad de la comunidad del zooplancton en los sitios estudiados, siendo menores en R. Sin embargo, el patrón de distribución espacial del zooplancton no estuvo determinado por las variables ambientales estudiadas, ya que no se encontraron diferencias significativas en la temperatura, salinidad y el pH. De acuerdo con estudios previos realizados por Chazarreta et al. (2015; 2020), las mayores abundancias de organismos durante el reflujo acontecen hacia la cabecera del estuario (área de muestreo C). Estos autores describieron el efecto de la marea en la distribución del zooplancton a corto plazo en la zona interior de la BBE, con mayores abundancias en los márgenes y cerca del fondo del canal principal durante la marea de reflujo, lo que explica una alta abundancia en C y W, en concordancia con nuestros resultados. Por otro lado, una menor abundancia comunitaria en R podría también ser explicada por las altas incidencias de copépodos muertos en dicho sitio, siendo que los copépodos son el grupo funcional con mayor representación en la comunidad del EBB (Berasategui et al., 2021).

Además, nuestros resultados sugieren una disminución notable en la diversidad en relación con estudios realizados en la década de 1990 en la zona interior de la EBB (Biancalana et al., 2011; Hoffmeyer, 2004). De hecho, Hoffmeyer 2004, reportó abundancias comunitarias mayores a nuestros resultados, que oscilaron entre 100-3000 ind m^{-3} y un índice $H' > 2$ para W de julio a octubre de 1980-1991. En dicho período, estos autores mencionaron también, una dominancia del copépodo *E. americana* (reciente invasor en ese momento), sobre el copépodo *A. tonsa* por competencia interespecífica. En este sentido nuestros hallazgos sugieren una recesión de *E. americana* con respecto a *A. tonsa* en C y en W. Asimismo, Biancalana et al. (2011), reportaron índices H' de 1,58 para C y 1,73 para W, de junio a noviembre de 1995, con valores de abundancias zooplancóticas similares a los hallados en nuestro estudio (314,20 ind m^{-3} para C y 417,95 ind m^{-3} para W). Estos autores también reportaron valores H' de 1,17 en el área de Canal Vieja; que recibe aguas residuales sin tratar de las ciudades de Bahía Blanca e Ing. White (Biancalana et al., 2011).

La disminución en la riqueza de especies y el aumento en la abundancia de especies dominantes son evidentes en el zooplancton a lo largo de gradientes de contaminación en otros estuarios y bahías del mundo con asentamientos urbanos, industriales y portuarios (Belmonte et al., 2018; Du et al., 2018; Dzierzbicka-Głowacka et al., 2019; Gao et al., 2019; Marcus, 2004). Con respecto a las especies zooplancóticas dominantes en todo el mundo, los copépodos de la Familia Acartiidae, Temoridae y Tachidiidae se consideran indicadores de la mayoría de las áreas costeras y eutróficas (Afraei-Bandpei et al., 2017; Bianchi et al., 2003; Figueroa et al., 2020; Lobry et al., 2008). En consonancia con esto, nuestros resultados mostraron un predominio comunitario alternado entre *A. tonsa* y *E. americana*, observándose una dominancia de esta última en el área de R. La competencia por el nicho trófico invernal existente entre ambas especies (Berasategui et al., 2021; Hoffmeyer y Prado-Figueroa 1997) y el reclutamiento poblacional de *E. americana* dependiente de los huevos en diapausa del fondo (Berasategui et al., 2012; 2013), podría explicar la dominancia de *E. americana* en R. Durante el período de coexistencia de ambos copépodos, *E. americana* se encuentra favorecida por las bajas temperaturas y por aprovechar la floración fitoplancótica de manera más eficiente que *A. tonsa* (especies típicamente estival), debido a la especialización de sus piezas bucales (Hoffmeyer y Prado-Figueroa, 1997). La especie introducida *E. americana* se

encuentra normalmente en el plancton del EBB durante el invierno y principios de la primavera, desapareciendo de la columna de agua a finales de la primavera (Berasategui et al., 2021). Antes de su desaparición, la especie produce huevos de diapausa, que quedan en latencia en los sedimentos de fondo garantizando el reclutamiento de la población a futuro (Berasategui et al., 2012; 2013). En este sentido, cabe destacar que principalmente el área W y en menor grado C, cuentan periódicamente con un dragado para embarcaciones de calado grande y sustracción de los sedimentos de fondo, actividad que no ocurre en el canal de marea de R. Por tal motivo las zonas con dragado periódico (como W y C), tendrían un bajo reservorio o bancos de huevos, que le permita el reclutamiento poblacional de esta especie (Berasategui et al., 2013).

A nivel mundial se reporta entre un 25 % y un 33 % de muertes promedio en copépodos epipelágicos marinos (Hirst y Kiørboe, 2002). Nuestros resultados mostraron en general entre un 30 % y un 52 % de muertes promedio de copépodos epipelágicos teniendo en cuenta adultos y estadios larvales; siendo el sitio R el que mostró los máximos valores de ICM. Los factores forzantes siguen siendo una incógnita y pueden ser múltiples, dado que R tiene influencia de descarga cloacal y portuaria (astilleros y carga de combustible de grandes buques) y estos factores podrían estar influyendo en la mortalidad del zooplancton (Marcus, 2004). Los resultados de ICM encontrados en nuestro estudio, también superan los valores de copépodos muertos-carcasas (promedio 10,3 % ± 9,7 %), de comunidades integradas por *Paracalanus parvus*, *Clausocalanus* spp., *Temora stylifera* y *Acartia clausi*, reportados en el Golfo de Nápoles-Italia (Di Capua y Mazzocchi, 2017). Por otro lado, Bickel et al. (2011) reportaron valores de ICM similares (carcasas 34 - 41 %), a nuestros hallazgos en comunidades de copépodos de la Bahía de Chesapeake-Estados Unidos, un sitio perturbado por alta turbulencia debido al tráfico de embarcaciones.

Las incidencias de copépodos muertos en promedio por especie fueron: 78,13 % para *A. tonsa*, 72,43 % para *E. acutifrons*, 19,21 % para *Paracalanus* spp. y 39,78 % para *E. americana*, en los tres sitios. En este sentido *A. tonsa* y *E. acutifrons* serían las especies más afectadas en relación a lo mencionado en otros estuarios y costas (Beşiktepe et al., 2015; Bickel et al., 2011; Di Capua y Mazzocchi, 2017; Elliott y Tang, 2011; Hirst y Kiørboe, 2002; Tang et al., 2006). En términos ecológicos, la mayor parte de la población de *A. tonsa* y de *E. acutifrons*, pasarán a formar parte de la materia orgánica en suspensión en columna de agua y posteriormente a los sedimentos de fondo como parte del ciclo biogeoquímico de recuperación de nutrientes (Elliott y Tang, 2011). A su vez esto indicaría que solo un 21 - 27 % de abundancia poblacional de *A. tonsa* y *E. acutifrons* corresponden realmente a la población activa que va asegurar el reclutamiento de ambas especies a corto plazo.

Martínez et al. (2014) han reportado un promedio de 16,5 % de ICM para *A. tonsa* en el estuario del Río de la Plata (similares a ICMAa en nuestro estudio en área C) y valores similares fueron encontrados por Elliott y Tang (2011) para mortandades de *A. tonsa* y *E. affinis* en la Bahía de Chesapeake (12-15 %). Ambos estuarios con un rango de salinidad más bajo (2 - 16,4), y temperaturas más altas que las registradas en nuestro estudio.

Nuestros resultados también sugieren que el promedio más alto de ICM para adultos y estadios larvales se encontró generalmente en el área de muestreo R en comparación con el resto. En general, se registró una mayor mortalidad en estadios larvales, los cuales son más susceptibles estrés y contaminantes (Marcus, 2004). Esto coincide con los resultados de Elliot et al. (2010) en el estuario del río York y Elliott y Tang (2011), en la Bahía Baja de Chesapeake. En este sentido, varios estudios dentro del canal principal de EBB reportaron altas concentraciones, especialmente de Cd, Pb, Cr y Ni, en las partículas suspendidas de la columna de agua (Fernández Severini et al., 2018; Marcovecchio et al., 2008; Villagran et al 2019), que podrían afectar a los organismos detritívoros y omnívoros (como *A. tonsa* y *E. acutifrons*). A su vez reportaron altos niveles de estos metales pesados en el mesozooplancton, representado principalmente por *A. tonsa* y *E. americana* (Fernández Severini et al., 2018; Villagran et al 2019) y microplancton (Fernandez Severini et al., 2017), lo que podría afectar negativamente la estructura de la comunidad zooplancónica.

Concluyendo, nuestros hallazgos subrayan la vulnerabilidad de las comunidades de zooplancton principalmente en las áreas de descarga cloacal, lo que enfatiza su valor como bioindicadores de la degradación ambiental. Dada la importancia ecológica del zooplancton como eslabón trófico clave en las áreas de alimentación marina, estos cambios podrían tener efectos en cascada en los niveles tróficos superiores, impactando en última instancia en las poblaciones de peces y en la biodiversidad costera.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto contó con el apoyo de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT-1795). También agradecemos al CONICET (PIP 2022-2024 GI11220210100830CO) y al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-UNS-CONICET), que hicieron posible el desarrollo del proyecto en sus instalaciones.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afraei-Bandpei, M. A., Rowshan-Tabari, M., El-SayedAbdel-Fatah M., Khodaparast, N., & Nasrolahzadeh, H. (2017). Abundance and Biomass of the invasive copepod, *Acartia tonsa* Dana, 1849 around the fish cage culture in the southern Caspian Sea (Mazandaran-Kelarabad), Iran. *Advances in Agricultural Science*, 5(4), 1-12.
- Arias, A. H., Vazquez-Botello, A., Tombesi, N., Ponce-Vélez, G., Freije, R.H., Marcovecchio, J. E. (2010). Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 60, 301–314.
- Belmonte, G., Moscatello, M., Hajderi, E., Vaglio, I., & Denitto, F. (2018). Composition and Spatial Distribution of Mesozooplankton along Confinement and Anthropogenic-Impact Gradients in the Gulf of Vlore" (Albania). *Journal of Coastal Research*, 34(1), 174-184.
- Berasategui, A. A., M. S. Dutto, C. López-Abbate, V. Guinder, 2021. Ecology and biodiversity of the plankton in the BBE. In F. S. Pratolongo & D. Paula (eds), *The Bahía Blanca estuary: ecology and biodiversity*, (cap. 5, 83-112). Springer Nature Switzerland AG., Switzerland <https://doi.org/10.1007/978-3-030-66486-25>
- Berasategui, A. A., López Abbate, M. C., D'Agostino, V. C., Presta, M. L., Ulbrig, R., García, T. M., Nahuelhual, E., Chazarreta, C. J., Dutto, M. S., García, M., Capitanio, F., & Hoffmeyer M. S. (2019). Mesozooplankton structure and seasonal dynamics in three coastal systems in Argentina: Bahía Blanca Estuary, Pirámide Bay and Ushuaia Bay. In M. Hoffmeyer, M. E. Sabatini, F. Brandini, D. Calliari, N. H. Santinelli (Eds), *Plankton Ecology of Atlantic South America*, (pp. 327-347). Springer.
- Berasategui, A. A., Dutto, M. S., Chazarreta, J., & Hoffmeyer, M. S. (2013). Seasonal occurrence and hatching success of benthic eggs of calanoid copepods in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Marine Biology Research*, 9(10), 1018-1028.
- Berasategui, A. A., Hoffmeyer, M. S., Dutto, M. S., & Biancalana, F. (2012). Seasonal variation in the egg morphology of the copepod *Eurytemora americana* and its relationship to reproductive strategy in a temperate estuary in Argentina. *ICES Journal of Marine Science*, 69(3), 380-388.
- Beşiktepe, S., Tang, K. W., Mantha, & G. (2015). Seasonal variations of abundance and live/dead compositions of copepods in Mersin Bay, northeastern Levantine Sea (eastern Mediterranean). *Turkish Journal of Zoology*, 39, 494-506.
- Biancalana, F., Menéndez, M. C., Berasategui, A. A., Fernández Severini, M. D., & Hoffmeyer, M. S. (2011). Sewage pollution effects on mesozooplankton structure in a shallow temperate estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(6), 3901-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2232-2>
- Bianchi, F., Acri, F., Bernardi Aubry, F., Burton, A., Boldrin, A., Camatti, E., Cassin, D., & Comaschi, A. (2003). Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Marine Pollution Bulletin*, 46(8), 964-971. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00111-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00111-5)
- Bickel, S. L., Malloy Hammond, J. D., & Tang, K. W. (2011). Boat-generated turbulence as a potential source of mortality among copepods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 401, 105-109.
- Boltovskoy, D. (Ed.). 1981. *Atlas del zooplancton de Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el Zooplancton Marino*. Publicación Especial del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Mar del Plata, Argentina.
- Chazarreta, J., Dutto, M. S., Berasategui, A. A., Paniagua, G. F., Fritz, L. J., Cuadrado, D. G., & Hoffmeyer, M. S. (2020). Zooplankton community modulated by spatial and tidal changes in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Regional Studies in Marine Science*, 36 (2020)101277. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101277>
- Chazarreta, J., Hoffmeyer, M. S., Cuadrado, D. G., & Berasategui, A. A. (2015). Tidal effects on short-term mesozooplankton distribution in small channels of a temperate-turbid estuary, Southwestern Atlantic. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(2), 83–92. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015076806302>
- Cifuentes, O., Escudero, D., Medus, S., Bohn, A. y Dosso, A. (2012). Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos en la zona del Polo Petroquímico y área portuaria de Bahía

Berasategui, A. A., Soto, N. I., Beruschi, E., Spetter, C., Fernández-Severini, M. D., Buzzi, N. S., Fernández, E. y Biancalana, F.

- Blanca. En Pulifito (Eds). *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina*, (pp. 539–545). Universidad Tecnológica Nacional.
- Di Capua, I., & Mazzocchi, M. G. (2017). Non-predatory mortality in Mediterranean coastal copepods. *Biología Marina*, 164 (2017), 198. <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3212-z>
- Du, P., Liao, J. D., Jiang, Z. B., Wang, K., Zeng, J. N., Shou, L., Xu, X.Q., Xu, X. D., Liu, J. J., Huang, W., & Zhang, D. M. (2018). Responses of mesozooplankton communities to different anthropogenic activities in a subtropical semi-enclosed bay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 673-686.
- Dzierzbicka-Głowacka, L., Musialik-Koszarowska, M., Kalarus, M., Lemieszek, A., Prażnicka, P., Janecki, M., & Zmijewska, M. I. (2019). The Interannual Changes in the Secondary Production and Mortality Rate of Main Copepod Species in the Gulf of Gdańsk (The Southern Baltic Sea). *Applied Sciences*, 9- 2039. <https://doi.org/10.3390/app9102039>
- Elliott, D. T., & Tang, K. W. (2009). Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. *Limnology and Oceanography: Methods*, 7, 585-594.
- Elliott, D. T., Harris, C. K., & Tang, K. W. (2010). Dead in the water: The fate of copepod carcasses in the York River estuary, Virginia. *Limnología y Oceanografía*, 55, 1821-1834. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.5.1821>
- Elliott, D. T., & Tang, K. W. (2011). Influence of carcass abundance on estimates of mortality and assessment of population dynamics in *Acartia tonsa*. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 1-12.
- Escudero, D., Medus, S., Cifuentes, O. y Devoto, B. (2014). Propuesta metodológica para la identificación de fuentes de plomo en cuencas colectoras urbanas. *Revista digital del Grupo de Estudios sobre Geografía y Análisis Espacial con Sistemas de Información Geográfica*, 6(2014-II), 64-76.
- Fernández Severini, M. D., Carbone, M. E., Villagrán, D. M., & Marcovecchio, J. E. (2018). Toxic metals in a highly urbanized industry-impacted estuary (Bahía Blanca Estuary, Argentina): spatio-temporal analysis based on GIS. *Environmental Earth Sciences*, 77, 393(2018). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7565-5>
- Fernández-Severini, M. D., Villagrán, D. M., Biancalana, F., Berasategui, A. A., Spetter, C. V., Tartara, M. N., Menéndez, M. C., Guinder, V. A., & Marcovecchio, J. E. (2017). Heavy Metal concentrations found in seston and microplankton from an impacted temperate shallow estuary along the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Coastal Research*, 33(5), 1196–1209. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00151>
- Figueroa, N. J., Figueroa, D. F., & Hicks, D. (2020). Phylogeography of *Acartia tonsa* Dana, 1849 (Calanoida: Copepoda) and phylogenetic reconstruction of the genus *Acartia* Dana, 1846. *Marine Biodiversity*, 50-23. <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01043-1>
- Freije R. H., Spetter, C. V., Marcovecchio, J. E., Popovich, C. A., Botté, S. E., Negrín V., & Arias, A. (2008). Chemistry and nutrients of the Bahía Blanca Estuary. In R. Neves, J. W. Baretta & M. Mateus (eds), *Perspectives on integrated zone management in South America*, (pp. 241- 254). IST Press.
- Gao, Y., Yang, Q., Li, H., Wang, W., & Zhan, A. (2019). Anthropogenic pollutant-driven geographical distribution of mesozooplankton communities in estuarine areas of the Bohai Sea, China. *Nature Scientific Reports*, 9-9668. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46047-5>
- Grice, G. D. (1970). The Developmental stages of *Eurytemora americana* Williams, 1906, and *Eurytemora herdmani* Thompson and Scott, 1897 (Copepoda, Calanoida). *Crustaceana*, 20, 145-158.
- Guinder, V. A., Popovich, C. A., Molinero, J. C., & Perillo, G. (2010). Long term changes in phytoplankton phenology and community structure in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Marine Biology*, 157(12), 2703-16.
- Guinder, V. A., Popovich, C. A., & Perillo, G. M. E. (2009). Particulate suspended matter concentrations in the Bahía Blanca estuary, Argentina: implication for the development of phytoplankton blooms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85, 157-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.05.022>
- Heron, G. A. (1964). Seven species of *Eurytemora* (Copepoda) from Northwestern North America. *Crustaceana*, 7 (3),199-211.
- Hirst, A. G., & Kiørboe, T. (2002). Mortality of marine planktonic copepods: global rates and patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 195-209.
- Hoffmeyer, M. S. (2004). Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca Estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. *Journal of Plankton Research*, 26(2), 181-89. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh023>
- Hoffmeyer, M. S., Biancalana, F., & Berasategui, A. A. (2005). Impact of a power plant cooling system on copepod and meroplankton survival (Bahía Blanca, Argentina). *Iheringia Série Zoología*, 95(3), 311-318. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000300011>
- Hoffmeyer, M. S., & Figueroa, M. P. (1997). Integumental structures in the oral field of *Eurytemora affinis* and *Acartia tonsa* (Copepoda, Calanoida) in relation to their trophic habits. *Crustaceana*, 70(3), 257-271.
- La Colla, N. S., Negrín, V. L., Marcovecchio, J. E., Botté, S. E. (2015). Dissolved and particulate metals dynamics in a human impacted estuary from the SW Atlantic. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 166, 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.009>
- Landry, M. R. (1983). The development of marine calanoid copepods with comment on the isochronal rule. *Limnology and Oceanography* 28(4), 614-624. <https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.4.0614>

- Limbozzi, F., & Leitão, T. E. (2008). Characterization of Bahía Blanca main existing pressures and their effects on the state indicators for surface and groundwater quality. In R. Neves, J. Baretta & M. Mateus (Eds.), *Perspectives on integrated coastal zone management in South America*, (pp.315–331). Lisboa. IST PRESS
- 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. <https://doi.org/10.3354/meps07294>
- Lopez-Cazorla, A., Pettigrosso, R. E., Tejera, L., & Camina, R. (2011). Diet and food selection by *Ramnogaster arcuata* (Osteichthyes, Clupeidae). *Journal of Fish Biology*, 78 (7), 2052-2066. <http://hdl.handle.net/11336/66935>
- Lynch, M. (1983). Estimation of size-specific mortality rates in zooplankton populations by periodic sampling. *Limnology and Oceanography*, 28(3), 533-545. <https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.3.0533>
- Marcovecchio, J. E., Botté, S., Delucchi, F., Arias, A., Fernández Severini, M. D., De Marco, S., Tombesi, N., Andrade, S., Ferrer, L., & Freije, H. (2008). Pollution processes in Bahía Blanca estuarine environment. In: Neves, R.I.; Baretta, J., and Mateus, M. (Eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*, (pp. 303–316). Lisbon, Portugal: IST.
- Marcus, N. (2004). An Overview of the Impacts of Eutrophication and Chemical Pollutants on Copepods of the Coastal Zone. *Zoological Studies*, 43(2), 211-217.
- Martínez, M., Espinosa, N., & Calliari, D. (2014). Incidence of dead copepods and factors associated with non-predatory mortality in the Río de la Plata estuary. *Journal of Plankton Research*, 36(1), 265-270. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt106>
- Mauchline, J. (1998). *The Biology of Calanoid Copepods*. Elsevier Academic Press, San Diego California USA. <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=sitdb=nlebk&db=nlabk&AN=241476>
- Mieszkowska N, Sugden H, Firth, L. B., & Hawkins, S. J. (2014). The role of sustained observations in tracking impacts of environmental change on marine biodiversity and ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 372(2025), 1-13. <https://doi.org/10.1098/rsta.2013.0339>
- Oliva, A. L., Quintas, P. Y., La Colla, N. S., Arias, A. H., & Marcovecchio, J. E. (2015). Distribution, Sources, and Potential Ecotoxicological Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 163-172. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0169-0>
- Popovich, C. A. y Guinder, V. A. (2013) El rol del fitopláncton en los procesos biogeoquímicos en estuarios. En H. Freije y J. E. Marcovecchio (Eds), *Procesos físico químicos en estuarios* (pp. 172-196). Editorial EdUTecNe, Bahía Blanca, Argentina. http://www.edutecne.utm.edu.ar/proc_quim_estuarios/proc_quim_estuarios.pdf
- Quintas, P. Y., Alvarez, M. B., Arias, A. H., Garrido, M., & Marcovecchio, J. E. (2019). Spatiotemporal distribution of organotin compounds in the coastal water of the Bahía Blanca estuary (Argentina). *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 7601–7613. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04181-7>
- Sabatini, M. E. (1990). The developmental stages (copepoditos I to VI) of *Acartia tonsa* Dana, 1849 (Copepoda, Calanoida). *Crustaceana*, 59, 53-61. <https://doi.org/10.1163/156854090X00282>
- Statsoft Inc. (2005). Statistica Base [programa informático]. <http://www.statsoft.com>
- Tang, K. W., Freund, C. S., & Schweitzer, C. L. (2006). Occurrence of copepod carcasses in the lower Chesapeake Bay and their decomposition by ambient microbes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 499-508. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.02.021>
- Villagran, D. M., Fernández Severini, M. D., Biancalana F., Spetter, C. V., Fernández, E. M., & Marcovecchio, J. E. (2019). Bioaccumulation of heavy metals in mesozooplankton from a human-impacted south western Atlantic estuary (Argentina). *Journal of Marine Research*, 77, 217–241.

Anexo

Resultados test U de Mann-Whitney. Las celdas en gris indican diferencias significativas con $p \leq 0.05$. Las celdas blancas indican que no hubo comparación de datos. ICMAa- Incidencia de copépodos muertos para adultos de *A. tonsa*, ICMAc- Incidencia de copépodos muertos para copepoditos de *A. tonsa*, ICMEuta- Incidencia de copépodos muertos para adultos de *E. acutifrons*, ICMEutc- Incidencia de copépodos muertos para copepoditos de *E. acutifrons*, ICMPa- Incidencia de copépodos muertos para adultos de *Paracalanus spp.*, ICMEurya- Incidencia de copépodos muertos para adultos de *E. americana* y ICMEuryc- Incidencia de copépodos muertos para copepoditos de *E. americana*.

Comparaciones entre áreas n = 12	C-W	C-R	R-W
<i>A. tonsa</i> a	0.423	0,006	0,01
<i>A. tonsa</i> c	0.345	0,006	0,014
ICMAa	0,006	0,01	0.873
ICMAc	0,004	0,004	0.826
<i>E. acutifrons</i> a	0.455	0,054	0.749
<i>E. acutifrons</i> c	0.372	0.244	0.935
ICMEuta	0.078	0,01	0,037
ICMEutc	0.368	0.087	0.319
<i>Paracalanus</i> spp. a	0.245		
ICMPa	0.074		
<i>E. americana</i> a	0.721	0.807	0.507
<i>E. americana</i> c	0.74	0.519	0.936
ICMEurya	0.676	0,05	0.087
ICMEuryc	0.232	0,031	0.076