

# *Informe Técnico*

---

Número 03-2022



**Universidad Nacional del Comahue**  
Escuela Superior de Ciencias Marinas

## **Análisis preliminar de macroinvertebrados epibentónicos del Buque Pesquero Mariana Rojamar a dos años de su hundimiento**

Salatino Maria Luss, Rodríguez Emiliano Alexis, Marelló Buch Bárbara  
Macarena, Gastaldi Marianela, Firstater Fausto Nahuel

Septiembre de 2022

San Martín 247  
CP 8520 San Antonio Oeste  
Provincia de Río Negro  
Argentina  
Tele-fax +54 2934 42275

Los informes técnicos de la Escuela Superior de Ciencias Marinas de la Universidad Nacional del Comahue tienen por objetivo difundir los resultados de las actividades de investigación realizadas por docentes, investigadores y alumnos de la ESCiMar. Los contenidos y opiniones vertidas en los mismos son exclusiva responsabilidad de los autores.

La reproducción de esta publicación para fines científicos, educativos u otros propósitos no comerciales está autorizada sin permiso del titular del derecho de autor. La reproducción para fines comerciales está prohibida sin previa autorización por escrito del titular del derecho de autor.

Este documento debe ser citado como:

**Salatino ML., Rodríguez EA., Marelló Buch BM., Gastaldi M., Firstater FN. 2022.** Análisis preliminar de macroinvertebrados epibentónicos del Buque Pesquero Mariana Rojamar a dos años de su hundimiento. Informe Técnico N°03-2022. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue. 23 pp.

## **RESUMEN**

Este informe constituye un primer registro de la composición específica, abundancia relativa, riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados epibentónicos del arrecife artificial Mariana Rojamar en el Parque Submarino Las Grutas. La comunidad fue relevada en marzo de 2021 mediante buceo autónomo a una profundidad de entre 15 y 20 m. Se tomaron diez muestras al azar en superficies verticales delimitadas mediante un cuadrante de hierro de 25x25 cm. Todos los organismos recolectados fueron cuantificados, pesados e identificados al menor nivel taxonómico posible. Se contabilizaron 1421 individuos representantes de 10 clases, 34 familias y 34 especies. La clase más representada fue Ascidiacea con 11 especies, seguida de la clase Malacostraca con 9 especies y las clases Bivalvia y Gastropoda con 5 especies. La clase Ascidiacea representó el 85% de la biomasa total y junto a la clase Bivalvia fueron los más representativos de la abundancia total. Los arrecifes artificiales son considerados importantes hotspots de biodiversidad e instrumentos de desarrollo turístico ecológicamente sustentable. De esta manera, la identificación y cuantificación de los organismos epibentónicos asociados a las estructuras artificiales constituye información de base relevante para el estudio del funcionamiento, provisión de servicios ecosistémicos e impactos de la disposición de arrecifes artificiales en el lecho marino.

## INTRODUCCIÓN

A medida que la población mundial se incrementa y el desarrollo costero continúa avanzando a nivel global, ha habido un considerable aumento en la cantidad de estructuras artificiales añadidas a los ambientes marinos (Bulleri y Chapman 2010, Airoidi et al. 2009, Glasby y Connell 1999). Estos hábitats antropogénicos, como muelles flotantes, pilotes de muelles, escolleras y malecones, proporcionan nuevos sustratos que albergan comunidades marinas que suelen diferir de aquellas asentadas en los sustratos naturales que las rodean (Bulleri y Chapman 2004, Chapman 2003, Connell 2000, Glasby 1999a, Butler y Connolly 1996).

Los arrecifes artificiales (AA) son estructuras de origen natural o artificial desplegadas intencionalmente en el lecho marino por el hombre, con el objetivo de modificar procesos ecológicos (Seaman 2000). Estas estructuras se utilizaron históricamente en aguas costeras de todo el mundo para la gestión pesquera y ambiental sustentable, sin embargo, durante la última década sus aplicaciones se diversificaron para la restauración de hábitats naturales, la conservación de la biodiversidad, la protección costera y el ecoturismo (Lima et al. 2019, Achilleos et al. 2018, López et al. 2016, Mazzei y Biber 2015, Granneman y Steele 2015, Perkol-Finkel y Benayahu 2005).

La introducción de sustratos duros en ambientes marinos genera hábitats para la colonización de numerosas especies produciendo un aumento local en la biodiversidad, lo que influye a su vez en las funciones generales del ecosistema (Taormina et al. 2022, Airoidi et al. 2015). Se ha mencionado que, si bien los organismos que colonizan estas estructuras son diversos, a partir del establecimiento temprano de biopelículas microbianas, los invertebrados marinos sésiles y las macroalgas resultan dominantes (Taormina et al. 2022). Por otro lado, otros autores señalan que las estructuras antropogénicas pueden ser particularmente susceptibles a invasiones biológicas dado que están vinculadas a vectores de especies invasoras mediados por el hombre y, como tales, son directamente abastecidas con propágulos mediante el transporte marítimo y embarcaciones recreativas (Floerl y Inglis 2005, Lambert y Lambert 2003, Carlton y Geller 1993). De este modo, los AA se han convertido en una herramienta útil y relevante para estudiar las comunidades epibentónicas y la ictiofauna asociada (Sheehan et al. 2020, Achilleos et al. 2018).

Las comunidades epibentónicas desarrolladas en los AA cumplen un rol fundamental en la transferencia de energía hacia los niveles superiores de las tramas tróficas, a la vez que proveen refugio y áreas de cría para los ensambles de peces (Jimenez et al. 2017). De esta manera, estas

comunidades determinan, en gran medida, la biodiversidad asociada a las estructuras artificiales (Santos et al. 2011). Por lo tanto, identificar y cuantificar los organismos epibentónicos presentes en las comunidades es la base fundamental para determinar patrones ecológicos que afectan el asentamiento, crecimiento y supervivencia de los organismos. En efecto, la composición de éstas comunidades está condicionada por numerosos factores bióticos y abióticos como la heterogeneidad espacial, disponibilidad de alimento, propiedades del sustrato y condiciones ambientales (Taormina et al. 2022, Achilleos et al. 2018).

El hundimiento intencional de buques para la creación de AA se ha convertido en una actividad común a escala mundial (Jaume Munar 2020). En el Área Natural Protegida Bahía San Antonio (Patagonia, Río Negro) el hundimiento de buques con fin de vida útil se enmarca en la creación del Parque Submarino Las Grutas (PSLG). Este parque, creado con fines turísticos, científicos y educativos, inició en el año 2007 con el hundimiento del BP (buque pesquero) Don Félix. El PSLG fue ampliado con el hundimiento de tres BPs en distintos períodos, los pecios Chiarpesca 59 (2019), Mariana Rojamar (2019) y Polar Borg I (2020) y se prevé el hundimiento de un BP más. De esta manera, se espera que, al culminar su desarrollo, este complejo conforme el parque submarino más grande de su tipo en Sudamérica, diversificando e incrementando la oferta de servicios y actividades recreativas del Balneario Las Grutas (González 2006). Esta iniciativa constituye una plataforma de oportunidades para el estudio de los impactos de la disposición de AA sobre su entorno físico-químico, sobre la comunidad biológica y sobre las actividades socio-económicas asociadas. Es así que, teniendo en cuenta su relevancia, tanto como hotspot de biodiversidad como instrumento de desarrollo turístico ecológicamente sustentable (González-Duarte et al. 2018, Kirkbride-Smith et al. 2013), se vuelve relevante el estudio de la diversidad asociada a los AA.

El objetivo de este informe es relevar por primera vez la composición específica, abundancia relativa, riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados epibentónicos del BP Mariana Rojamar, luego de dos años de su hundimiento. Por otra parte, y dado que los patrones sucesionales suelen diferir de acuerdo a las condiciones ambientales relacionadas con el flujo de agua y la orientación relativa de las superficies (González-Duarte et al. 2018, Walker et al. 2007), también se pretende evaluar las posibles diferencias en los parámetros comunitarios entre las bandas del buque. Se espera que este trabajo contribuya como línea de base para futuros estudios sobre los AA del Área Natural Protegida Bahía San Antonio.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El PSLG se ubica en un sector marino costero al noroeste del Golfo San Matías, en proximidad del Balneario Las Grutas y forma parte del Área Natural Protegida Bahía San Antonio. Las muestras se tomaron en marzo de 2021 en el BP Mariana Rojamar ( $40^{\circ} 54.500'S - 65^{\circ} 02.821'W$ ; Fig. 1). Las mismas fueron recolectadas simultáneamente por dos buzos mediante buceo autónomo a una profundidad de entre 15 y 20 m, con un tiempo total de muestreo de 35 minutos. Se tomaron diez muestras al azar en superficies verticales, correspondientes a seis muestras en estribor y cuatro en babor. Cada muestra se delimitó mediante un cuadrante de hierro de 25x25 cm (Fig. 2). Todos los organismos que quedaron dentro del cuadrante fueron recolectados utilizando una espátula de hierro para separarlos del sustrato. Las muestras se colectaron en bolsas de red de malla de 0,5 cm de abertura. En el laboratorio, todos los macroinvertebrados recolectados fueron cuantificados, pesados (peso húmedo) e identificados al menor nivel taxonómico posible mediante la utilización de claves taxonómicas y guías fotográficas (Roche et al. 2020, Spivak et al. 2019, Forcelli y Narosky 2015, Rocha et al. 2012, Lagger et al. 2009, Boschi y Cousseau 2004, Ortiz y Jimeno 2001, Cortés y Narosky 1997, Monniot y Monniot 1972, Millar 1960, Van Name 1945).

**Análisis de datos.** Para testear las posibles diferencias entre las bandas (babor y estribor), se calculó la abundancia total, y los índices de diversidad de Shannon, equitatividad de Pielou y riqueza específica (S) utilizando el paquete Vegan (Oksanen et al. 2007) del software libre R (R Core Team 2022). Las ascidias coloniales no se tuvieron en cuenta para los análisis de abundancia debido a la imposibilidad de cuantificarlas al ser organismos modulares. Las diferencias entre bandas se evaluaron mediante el test de Mann–Whitney–Wilcoxon con la función `wilcox_test()` del paquete Coin (Hothorn et al. 2008) en R.

Por otro lado, para verificar si el número de muestras fue representativo de la riqueza específica, se realizó una curva de acumulación de especies. Para ello se utilizó la función `specaccum()` con el método “exact” del paquete Vegan.

## RESULTADOS

**Abundancia y composición comunitaria.** Se contabilizaron un total de 1421 individuos representantes de 10 clases, 34 familias y 34 especies (Tabla 1). En relación a la abundancia relativa, tres clases representaron más del 70% del total (Bivalvia 42,4%, Ascidiacea 32,8% y Malacostraca 16,8%). Mientras que Ascidiacea representó el 86,94% de la biomasa total (Fig. 3).

El nivel de clasificación más común alcanzado fue el de familia, siendo Mytilidae la más abundante con 581 individuos (Fig. 4). Dentro de los organismos identificados hasta el nivel específico, la cholga *Aulacomya atra* fue la más abundante, con 532 individuos y una abundancia relativa de 42,08% del total. Dos especies de la clase Ascidiacea, *Asciidiella aspersa* y *Styela clava*, contribuyeron en un 33,93% a la abundancia relativa total, con 226 y 203 individuos respectivamente. El resto de las especies tuvieron abundancias relativas menores al 5%. El número de individuos de cada especie y sus abundancias relativas se presentan en la Tabla 2.

**Comparación de bandas.** No se encontraron diferencias significativas entre bandas (Fig. 5) en la abundancia total (w=21, p=0.067), riqueza específica (w=18, p=0.24), equitatividad de Pielou (w=11, p=0.91) y diversidad de Shannon (w=13, p=0.91).

Tabla 1. Composición comunitaria del BP Mariana Rojamar. Organismos no determinados hasta el nivel de especie (-).

CLASE Subclase Orden	Familia	Especie
BIVALVIA Autobranchia Mytilida  Pectinida	Mytilidae	<i>Aulacomya atra</i> (Molina, 1782)
		<i>Mytilus platensis</i> (d'Orbigny, 1842)
		<i>Musculus viator</i> (d'Orbigny, 1842)
	Anomiidae	<i>Pododesmus rudis</i> (Broderip, 1834)
	Pectinidae	<i>Aequipecten tehuelchus</i> (d'Orbigny, 1842)
MALACOSTRACA Eumalacostraca Decapoda	Epialtidae	<i>Pelia rotunda</i> (A. Milne-Edwards, 1875)
		<i>Rochinia gracilipes</i> A. Milne-Edwards, 1875
	Hymenosomatidae	<i>Haliscarcinus planatus</i> (J.C. Fabricius, 1775)

	Pilumnidae	<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson, 1860
	Pilumnoididae	<i>Pilumnoides hassleri</i> A. Milne-Edwards, 1880
	Porcellanidae	<i>Pachycheles chubutensis</i> Boschi, 1963
	Alpheidae	<i>Betaeus lilianae</i> Boschi, 1966
	Hippolytidae	<i>Nauticaris magellanica</i> (A.Milne-Edwards, 1891)
Amphipoda	Corophiidae	<i>Monocorophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)
	Caprellidae	-
	Gammaridae	-
	Liljeborgiidae	-
	Ischyroceridae	-
Isopoda	Sphaeromatidae	-
GASTROPODA		
Caenogastropoda		
Neogastropoda	Columbellidae	<i>Costoanachis sertulariarum</i> (d'Orbigny, 1839) <i>Anachis isabellei</i> (d'Orbigny, 1839)
Vetigastropoda		
Trochida	Calliostomatidae	<i>Calliostoma coppingeri</i> (E. A. Smith, 1880)



	Tegulidae	<i>Tegula patagonica</i> (d'Orbigny, 1835)
Lepetellida	Fissurellidae	<i>Fissurellidea megatrema</i> d'Orbigny, 1839
Prosobranchia		
Docoglossa	Patellidae	-
<b>ASCIDIACEA</b>		
Stolidobranchia	Styelidae	<i>Styela clava</i> Herdman, 1881 <i>Asterocarpa humilis</i> (Heller, 1878) <i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823) <i>Polyzoa opuntia</i> Lesson, 1830
	Molgulidae	<i>Paramolgula gigantea</i> (Cunningham, 1871)
Phlebobranchia	Asciidiidae	<i>Asciidiella aspersa</i> (Müller, 1776) <i>Ascidia interrupta</i> (Heller, 1878)
	Corellidae	<i>Corella eumyota</i> Traustedt, 1882
	Cionidae	<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)
	Didemnidae	<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards, 1841)

Aplousobranchia	Polyclinidae	<i>Aplidium variable</i> (Herdman, 1886)
POLYCHAETA		
Errantia		
Eunicida	Eunicidae	-
POLYPLACOPHORA		
Neoloricata		
Chitonida	Chaetopleuridae	<i>Chaetopleura isabellei</i> (d'Orbigny, 1841)
ECHINOIDEA		
Euechinoidea		
Arbacioida	Arbaciidae	<i>Arbacia dufresnii</i> (Blainville, 1825)
OPHIUROIDEA		
Myophiuroida		
Amphilepidida	Hemieuryalidae	<i>Ophioplocus januarii</i> (Lütken, 1856)
MAXILLOPODA		
Cirripedia		
Balanomorpha	Balanidae	-
ANTHOZOA		
Hexacorallia		
Actiniaria	Sagartiidae	<i>Anthothoe chilensis</i> (Lesson, 1830)

Tabla 2. Número total de ejemplares por especie y su abundancia relativa.

Espece	N° de individuos	Abundancia relativa (%)
<i>Aulacomya atra</i>	532	42,08
<i>Ascidiella aspersa</i>	226	17,87
<i>Styela clava</i>	203	16,06
<i>Pelia rotunda</i>	49	3,87
<i>Costoanachis sertularium</i>	46	3,63
<i>Musculus viator</i>	30	2,37
<i>Pododesmus rudis</i>	21	1,66
<i>Halicarcinus planatus</i>	19	1,50

<i>Mytilus edulis</i>	19	1,50
<i>Asterocarpa humilis</i>	15	1,18
<i>Ciona intestinalis</i>	15	1,18
<i>Pachycheles chubutensis</i>	12	0,94
<i>Anthothoe chilensis</i>	12	0,94
<i>Arbacia dufrenoyi</i>	9	0,71
<i>Monocorophium insidiosum</i>	9	0,71
<i>Anachis isabellei</i>	9	0,71
<i>Pilumnoides hassleri</i>	6	0,47
<i>Rochinia gracilipes</i>	5	0,39
<i>Betaeus liliana</i>	5	0,39
<i>Corella eumyota</i>	3	0,23
<i>Ascidia interrupta</i>	3	0,23
<i>Tegula patagónica</i>	3	0,23
<i>Pilumnus reticulatus</i>	2	0,15
<i>Chaetopleura isabellei</i>	2	0,15
<i>Ophioplocus januarii</i>	2	0,15
<i>Nauticaris magellanica</i>	2	0,15
<i>Aequipecten tehuelchus</i>	1	0,07
<i>Calliostoma coppingeri</i>	1	0,07
<i>Fissurellidea megatrema</i>	1	0,07
<i>Styela plicata</i>	1	0,07
<i>Paramolgula gigantea</i>	1	0,07



Fig. 1: Mapa detallando el ANP Bahía San Antonio (delimitado con línea roja), localidad Las Grutas (color azul) y localización del área de estudio (Mariana Rojamar).



Fig. 2: Cuadrante de hierro de 25x25 cm en el área de estudio.

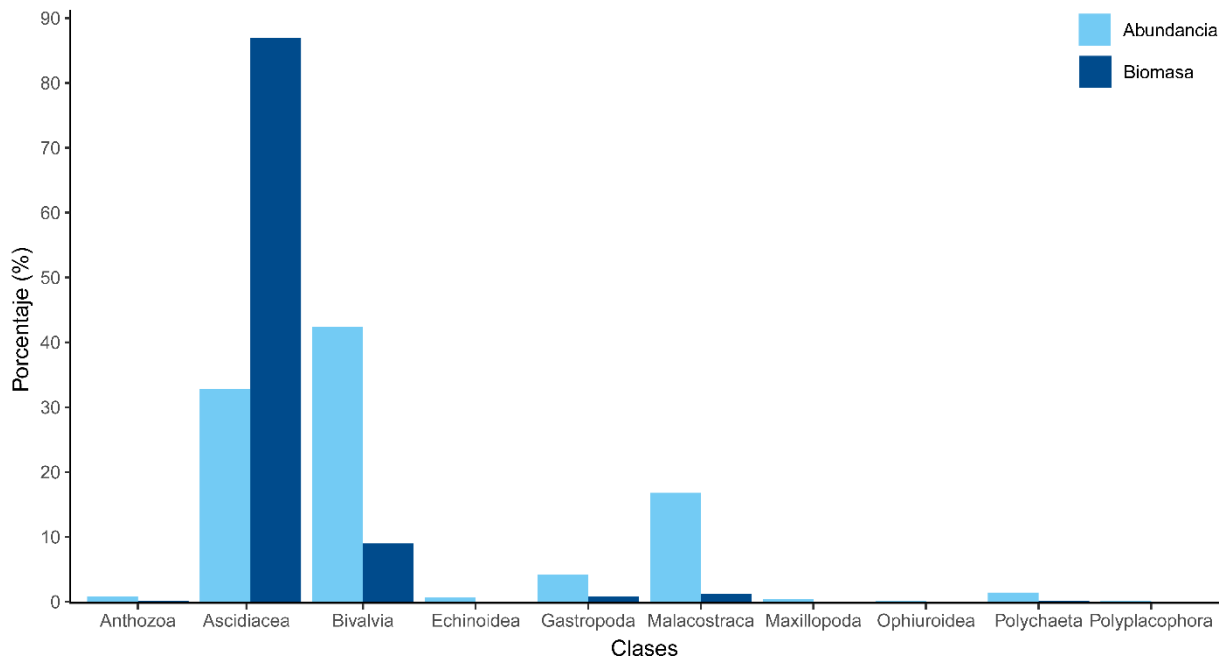


Fig. 3: Abundancia y biomasa relativa de clases.

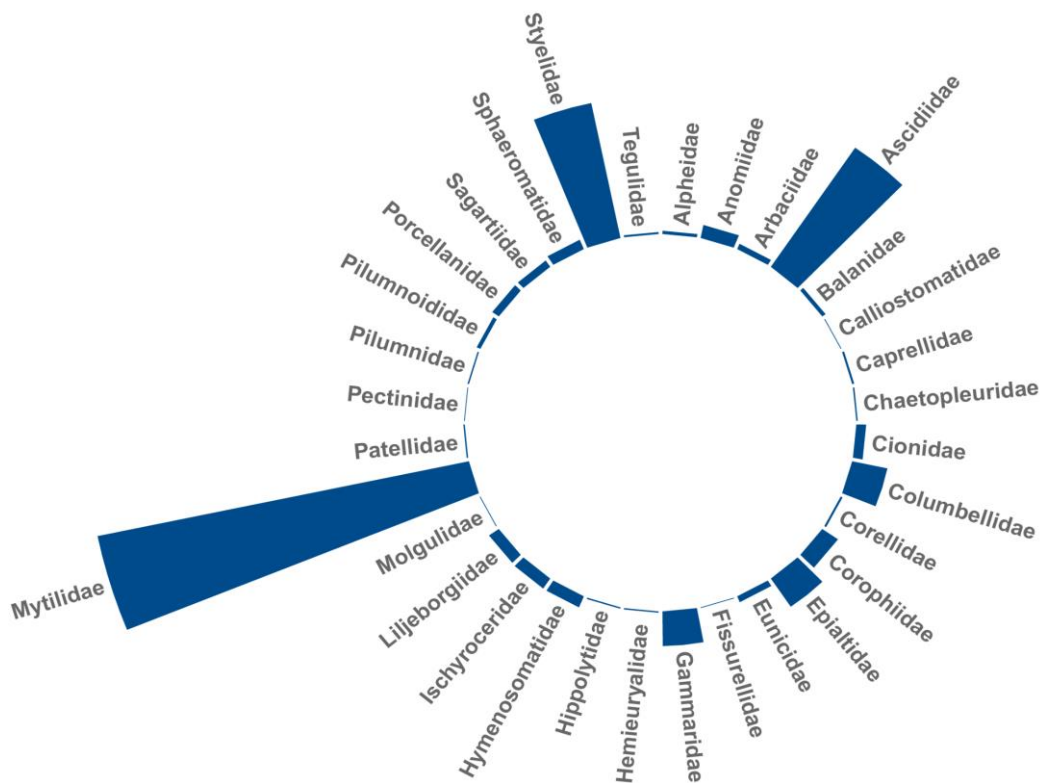


Fig. 4: Abundancia (n° de individuos) de familias de macroinvertebrados epibentónicos presentes en el BP “Mariana Rojamar”. El largo de la barra azul representa la abundancia.

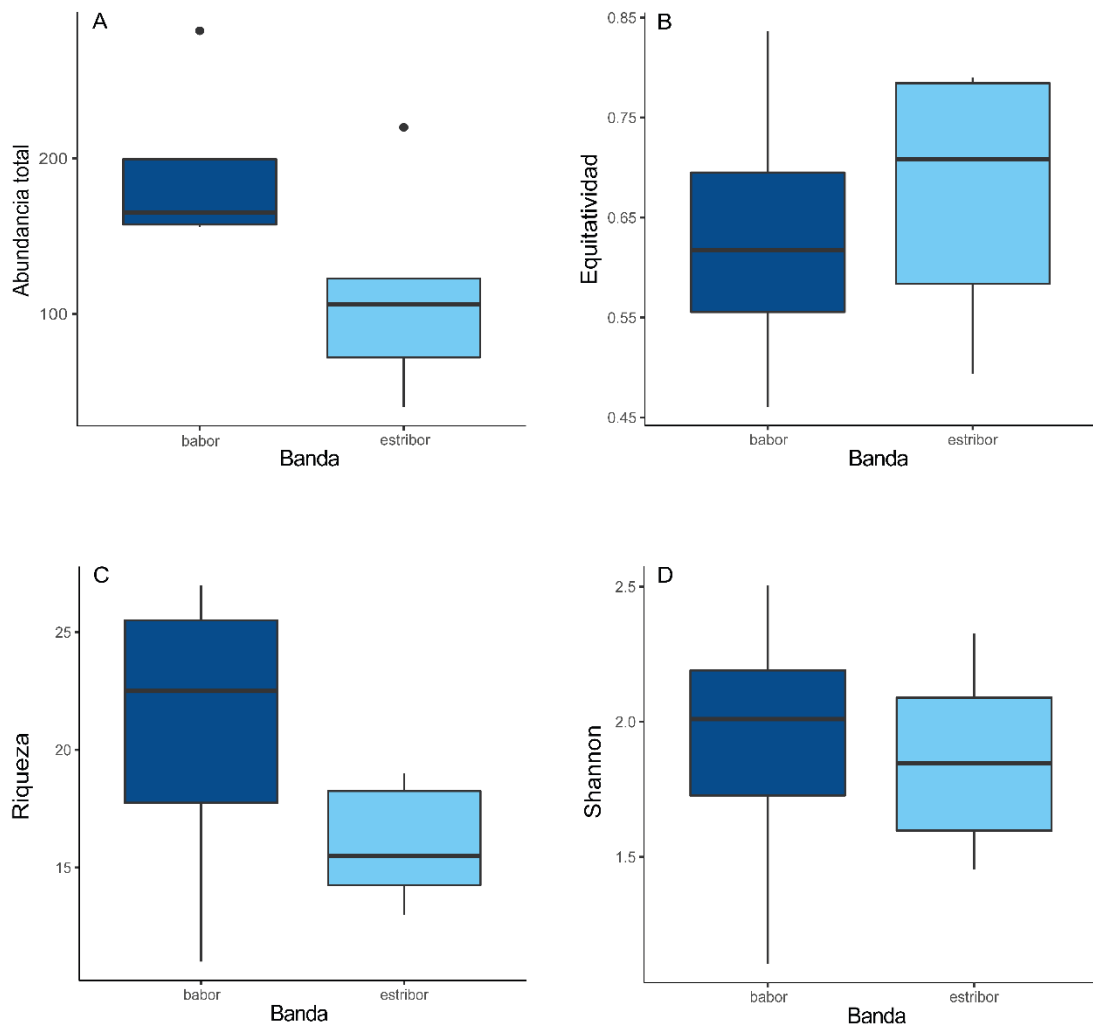


Fig. 5: Comparación de bandas: Abundancia total (nº de individuos; A), equitatividad de Pielou (B), riqueza específica (C), diversidad (índice de shannon; D). Los diagramas de caja señalan: el primer y tercer cuartil (cajas), las medianas (líneas negras dentro de las cajas), los mínimos y máximos (bigotes) y datos atípicos (puntos negros).

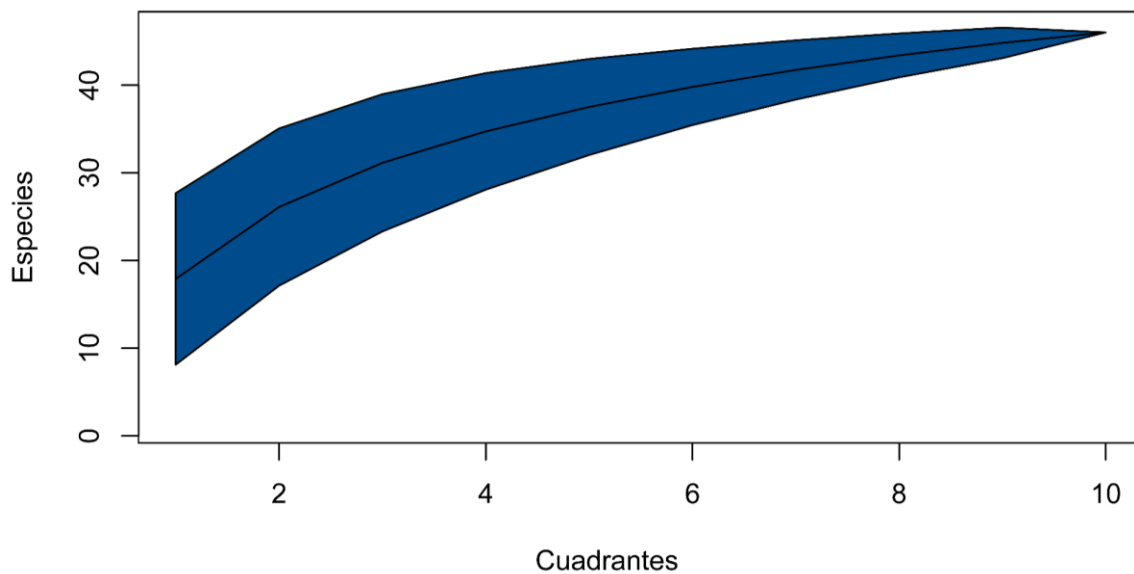


Fig. 6: Curva de acumulación de especies. Esta curva muestra la riqueza de especies esperada promedio (línea negra dentro del polígono azul) y el error estándar (grosor del polígono) en función del esfuerzo de muestreo (cuadrantes).



Fig. 7: Posición del BP Mariana Rojamar en el lecho marino, escorado levemente sobre estribor. Fotografía submarina tomada desde proa por Marcos Brochado.

## DISCUSIÓN

Este trabajo presenta el relevamiento de los macroinvertebrados epibentónicos del BP “Mariana Rojamar” del PSLG. Considerando que los datos de abundancia de los organismos son claves para los estudios ecológicos y una base sólida para los planes de conservación y manejo (Bijleveld et al. 2012), nuestros resultados constituyen un primer registro de la abundancia y diversidad de especies para este arrecife artificial.

En Argentina existen estructuras artificiales sumergidas a lo largo de la costa, constituidas por restos de naufragios y embarcaciones hundidas intencionalmente para formar parques submarinos y promover el buceo recreativo (Isla 2010). Este es, por ejemplo, el caso del parque submarino que se encuentra en la costa de Mar del Plata (Genzano et al. 2017). En un estudio allí realizado, Genzano y colaboradores (2017) registraron las especies presentes en un buque pesquero luego de tres años de su hundimiento y destacaron en la riqueza de macroinvertebrados a las clases Porifera, Echinoidea, Anthozoa, Hydrozoa, Malacostraca y agregaciones abundantes de Bivalvia (*Mytilus edulis*). La riqueza obtenida en nuestro estudio a nivel de clase arrojó resultados similares a los reportados por Genzano (et al. 2017), pero a nivel de especie resultaron diferentes. El BP Mariana Rojamar presentó en abundancia al bivalvo *Aulacomya atra* y no se registraron las clases Porifera e Hydrozoa. Sin embargo, teniendo en cuenta que la curva de acumulación de especies no alcanzó la asíntota (Fig. 6), no se descarta la presencia de estas clases dado que podrían encontrarse con un mayor esfuerzo de muestreo. Por este motivo, consideramos pertinente establecer un número de muestras mayor para futuros estudios.

Numerosos factores ambientales condicionan la colonización y asentamiento de organismos epibentónicos en un AA (Genzano et al. 2011, Moura et al. 2006, Perkol-Finkel et al. 2006, Falace y Bressan 2000). Dentro de estos factores podemos encontrar la orientación, tipo de sustrato y ángulo de inclinación del mismo, temperatura, intensidad de corrientes, irradiancia, salinidad y concentración de nutrientes (Falace y Bressan 2000). Se ha observado que las zonas verticales de babor y estribor del Mariana Rojamar poseen diferente ángulo de inclinación dado que el BP se encuentra levemente escorado sobre estribor (obs. pers. Marcos Brochado; Fig. 7), sin embargo, en nuestro estudio no se encontraron diferencias significativas al comparar las abundancias totales, riqueza, equitatividad de Pielou y diversidad de Shannon de las bandas. No obstante, debemos considerar que en este trabajo no se realizó ninguna medición de factores ambientales por lo que tenerlos en cuenta en futuras investigaciones podría ser relevante.



La creación de parques submarinos con el establecimiento de AA se ha convertido en una actividad popular en los últimos tiempos (Bideci y Cater 2019). Estos AA son atractivos importantes para los buzos recreativos, lo que permite además desviar la presión de buceo en arrecifes naturales, y contribuir así a su conservación y restauración (Perkol-Finkel et al. 2006). A su vez, la introducción de estructuras artificiales sobre fondos blandos aporta sustratos duros disponibles para la colonización, promoviendo el desarrollo de comunidades epibentónicas con especies previamente ausentes y aumentando la diversidad local (Taormina et al. 2022). Por otra parte, los sustratos duros artificiales ofrecen hábitats para el establecimiento de especies introducidas, promoviendo la propagación de especies no autóctonas (Langhamer 2012). En nuestro trabajo registramos la presencia de tres especies introducidas de la clase Ascidiacea (*Ciona intestinalis*, *Ascidiella aspersa* y *Styela clava*), las cuales, debido a las elevadas tasas de reproducción y crecimiento, suelen ser exitosas colonizadoras de las estructuras artificiales (Castro et al. 2021). Esta clase representó el 85% de la biomasa total registrada y junto a la clase Bivalvia fueron los organismos más dominantes de la comunidad, representando, en su conjunto, más del 75% de la abundancia total.

Los AA existen desde hace siglos, y su origen surge del hundimiento accidental de barcos por diversas circunstancias. A partir de la década de 1970 comenzaron a instalarse en varias partes del mundo con fines específicos, siendo pioneros los estadounidenses y japoneses (Jaume Munar 2020). En este sentido, la investigación sobre AA ha ido en aumento a nivel mundial (Zayas Alvarez 2005). Estos estudios brindan información esencial relacionada con la producción pesquera, acuicultura, buceo recreativo, pesca deportiva y la restauración y manejo de los recursos naturales (Barea 2010, Kaiser 2006, Zayas Alvarez 2005, Sherman et al. 2002, Romero 1998, Bohnsack y Sutherland 1985). A pesar de ello, en nuestro país aún son incipientes experiencias en el estudio, seguimiento y control en la disposición de AA con fines específicos. Por ende, consideramos de gran importancia continuar con los estudios a largo plazo sobre los impactos del establecimiento de AA en el lecho marino.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos a Tony y Marcos Brochado, de la empresa de Salvamento y Buceo “El Austral” por la colaboración en la toma de muestras y logística.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Achilleos, K., Patsalidou, M., Jimenez, C., Kamidis, N., Georgiou, A., Petrou, A., & Kallianiotis, A. (2018).** Epibenthic communities on artificial reefs in Greece, Mediterranean Sea. *Water*, 10(4), 347.
- Airoldi, L., Connell, S. D., & Beck, M. W. (2009).** The loss of natural habitats and the addition of artificial substrata. In *Marine hard bottom communities* (pp. 269-280). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Airoldi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., & Rius, M. (2015).** Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions*, 21(7), 755-768.
- Barea, C. N. (2010).** Arrecifes artificiales en el Mediterráneo occidental: gestión y evaluación de su aportación a la sostenibilidad pesquera (Doctoral dissertation, Universidad de Granada).
- Bideci, C., & Cater, C. (2019).** Dive and novelty seeking in experimental artificial reefs. *Journal On Tourism & Sustainability*, 3(1), 22-31.
- Bijleveld, A. I., van Gils, J. A., van der Meer, J., Dekinga, A., Kraan, C., van der Veer, H. W., & Piersma, T. (2012).** Designing a benthic monitoring programme with multiple conflicting objectives. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 526-536.
- Bohnsack, J. A., & Sutherland, D. L. (1985).** Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of marine science*, 37(1), 11-39.
- Boschi, E. E., & Cousseau, M. B. (2004).** La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina. [Life between tides: plants and animals of the Mar del Plata coasts, Argentina.]. *Publicaciones Especiales INIDEP. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)*.
- Boschi, E. E., Fischbach, C. E., & Iorio, M. I. (1992).** Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina.
- Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2004).** Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145(2), 381-391.

- Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2010).** The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26-35.
- Butler, A. J., & Connolly, R. M. (1996).** Development and long term dynamics of a fouling assemblage of sessile marine invertebrates. *Biofouling*, 9(3), 187-209.
- Carlton, J. T., & Geller, J. B. (1993).** Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261(5117), 78-82.
- Castro, K. L., Battini, N., Giachetti, C. B., Trovant, B., Abelando, M., Basso, N. G., & Schwindt, E. (2021).** Early detection of marine invasive species following the deployment of an artificial reef: integrating tools to assist the decision-making process. *Journal of Environmental Management*, 297, 113333.
- Chapman, M. G. (2003).** Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, 264, 21-29.
- Connell, S. D. (2000).** Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247(2), 183-194.
- Cortés, C. N., & Narosky, T. (1997).** Cien caracoles argentinos. Editorial Albatros.
- Dafforn, K. A., Glasby, T. M., Airoidi, L., Rivero, N. K., Mayer-Pinto, M., & Johnston, E. L. (2015).** Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2), 82-90.
- Falace, A., & Bressan, G. (2000).** 'Periphyton' Colonization: principles, criteria and study methods. In *Artificial Reefs in European Seas* (pp. 435-449). Springer, Dordrecht.
- Floerl, O., & Inglis, G. J. (2005).** Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions*, 7(4), 589-606.
- Forcelli, D. O., & Narosky, T. (2015).** Uruguayan seashells. Vázquez Mazzini Editores.
- Genzano, G. N., Giberto, D. A., Madirolas, A., & Bremec, C. S. (2017).** Ecosistema costero de plataforma bonaerense: arrecifes naturales y pecios.
- Genzano, G., Giberto, D., & Bremec, C. (2011).** Benthic survey of natural and artificial reefs off Mar del Plata, Argentina, southwestern Atlantic. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(3), 553-566.

**Giachetti, C. B., Battini, N., Castro, K. L., & Schwindt, E. (2020).** Invasive ascidians: How predators reduce their dominance in artificial structures in cold temperate areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 533, 151459.

**Glasby, T. M. (1999a).** Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(2), 281-290.

**Glasby, T., & Connell, S. (1999).** Urban structures as marine habitats.

**González, R. A. C. (2006).** Estudio de Impacto Ambiental para el hundimiento del BP “Don Félix”. Proyecto Parque Submarino Las Grutas. Asociación civil Comisión de turismo Las Grutas - San Antonio. Municipalidad de San Antonio Oeste (RN).

**González-Duarte, M. M., Fernández-Montblanc, T., Bethencourt, M., & Izquierdo, A. (2018).** Effects of substrata and environmental conditions on ecological succession on historic shipwrecks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 200, 301-310.

**Granneman, J. E., & Steele, M. A. (2015).** Effects of reef attributes on fish assemblage similarity between artificial and natural reefs. *ICES Journal of Marine Science*, 72(8), 2385-2397.

**Hothorn, T., Hornik, K., & Wiel, M. A. (2008).** van de, Zeileis A. Implementing a class of permutation tests: the coin package. *Journal of Statistical Software*, 28.

**Isla, F. I. (2010).** Natural and artificial reefs at Mar del Plata, Argentina. *Rev. Gest. Costeira Integrada* 10, 81-94.

**Jaume Munar, J. (2020).** El hundimiento de buques para la creación de arrecifes artificiales. Marco español e internacional (Bachelor's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya).

**Jimenez, C., Andreou, V., Evriviadou, M., Munkes, B., Hadjioannou, L., Petrou, A., & Abu Alhaija, R. (2017).** Epibenthic communities associated with unintentional artificial reefs (modern shipwrecks) under contrasting regimes of nutrients in the Levantine Sea (Cyprus and Lebanon). *PLoS One*, 12(8), e0182486.

**Kaiser, M. J. (2006).** The Louisiana artificial reef program. *Marine Policy*, 30(6), 605-623.

- Kirkbride-Smith, A. E., Wheeler, P. M., & Johnson, M. L. (2013).** The relationship between diver experience levels and perceptions of attractiveness of artificial reefs-examination of a potential management tool. *PloS one*, 8(7), e68899.
- Lagger, C., Häussermann, V., Försterra, G., & Tatián, M. (2009).** Ascidiaceans from the southern Chilean Comau Fjord. *Spixiana*, 32(2), 173-185.
- Lambert, C. C., & Lambert, G. (2003).** Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidiaceans in harbors of the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 259, 145-161.
- Langhamer, O. (2012).** Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *The Scientific World Journal*, 2012.
- Lima, J. S., Zalmon, I. R., & Love, M. (2019).** Overview and trends of ecological and socioeconomic research on artificial reefs. *Marine environmental research*, 145, 81-96.
- López, I., Tinoco, H., Aragonés, L., & Garcia-Barba, J. (2016).** The multifunctional artificial reef and its role in the defence of the Mediterranean coast. *Science of the Total Environment*, 550, 910-923.
- Mazzei, V., & Biber, P. (2015).** Autotrophic net productivity patterns at four artificial reef sites in the Mississippi Sound. *Hydrobiologia*, 749(1), 135-154.
- Millar, R. H. (1960).** Ascidiacea. *Discovery reports*. Vol. 30, 1-160.
- Monniot, C. & Monniot F. (1972).** Clé mondiale des genres d'ascidies. *Archives de zoologie expérimentale et générale*, 113, 311-367.
- Moura, A., Boaventura, D., Cúrdia, J., Santos, M. N., & Monteiro, C. C. (2006).** Biomass production of early macrobenthic communities at the Faro/Ancão artificial reef (Portugal): effect of depth and reef layer. *Bulletin of Marine Science*, 78(1), 83-92.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007).** The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.

**Ortiz, M., & Jimeno, A. (2001).** Guía ilustrada para la identificación de las familias y los géneros de los Anfípodos del suborden Gammaridea de la Península Ibérica. *Graellsia*, 57(2), 3-93.

**Perkol-Finkel, S., & Benayahu, Y. (2005).** Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: shifts in community structure one decade post-deployment. *Marine environmental research*, 59(2), 79-99.

**Perkol-Finkel, S., Shashar, N., & Benayahu, Y. (2006).** Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine environmental research*, 61(2), 121-135.

**R Core Team (2022).** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

**Rocha, R. M., Zanata, T. B., & Moreno, T. R. (2012).** Keys for the identification of families and genera of Atlantic shallow water ascidians. *Biota Neotropica*, 12, 269-303.

**Roche, A., Cetra, N., Maggioni, M., Avaca, S., Storero, L., Firstater, F., & Narvarte, M. A. (2020).** Caracterización de los moluscos bentónicos de la Bahía de San Antonio. Informe Técnico N°03-2020. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue. 44 pp.

**Romero, J. G. (1998).** Arrecifes artificiales: Estructuras llenas de vida. *Informes de la Construcción*, 50(458), 5-16.

**Santos, L. N., García-Berthou, E., Agostinho, A. A., & Latini, J. D. (2011).** Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: material type and successional changes. *Ecological Applications*, 21(1), 251-262.

**Seaman, W. (2000).** Artificial reef evaluation: with application to natural marine habitats. CRC press.

**Sheehan, E. V., Cartwright, A. Y., Witt, M. J., Attrill, M. J., Vural, M., & Holmes, L. A. (2020).** Development of epibenthic assemblages on artificial habitat associated with marine renewable infrastructure. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1178-1189.

**Sherman, R. L., Gilliam, D. S., & Spieler, R. E. (2002).** Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science*, 59(suppl), S196-S200.

**Spivak, E. D., Farias, N. E., Ocampo, E. H., Lovrich, G. A., & Luppi, T. A. (2019).** Annotated catalogue and bibliography of marine and estuarine shrimps, lobsters, crabs and their allies (Crustacea: Decapoda) of Argentina and Uruguay (Southwestern Atlantic Ocean).

**Taormina, B., Claquin, P., Vivier, B., Navon, M., Pezy, J. P., Raoux, A., & Dauvin, J. C. (2022).** A review of methods and indicators used to evaluate the ecological modifications generated by artificial structures on marine ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 310, 114646.

**Van Name, W. G. (1945).** The North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 84, 1-476.

**Walker, S. J., Schlacher, T. A., & Schlacher-Hoenlinger, M. A. (2007).** Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. *Marine Ecology*, 28(4), 435-445.

**WoRMS Editorial Board (2022).** World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ.

**Zayas Alvarez, J. A. (2005).** Análisis temporal de la estructura comunitaria de los peces crípticos asociados a un arrecife artificial en Punta Diablo, Bahía de La Paz, BCS, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).