

Estatus ecológico del bentos de la zona costera del Golfo de Arauco: patrones espacio-temporales de índices bióticos de la macrofauna

Benthic ecological status of the coastal zone of Gulf of Arauco: spatial-temporal patterns of macrofaunal biotic indexes

Patricio Torres-Ramírez^{1,2}, Rodrigo Veas³, M. Cristina Krautz³, Cristian Chandía^{4,5}, Marco Salamanca^{4,5}, Aldo Hernández⁶, Sergio Contreras⁷ & Eduardo Hernández-Miranda^{3,5,8,*}

¹Programa de Doctorado en Ciencias Mención en Biodiversidad y Biorecursos, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Concepción, Chile.

²Centro Regional de Estudios Ambientales (CREA). Universidad Católica de la Santísima Concepción, Concepción, Chile.

³Laboratorio de Investigación en Ecosistemas Acuáticos (LIInEA), Concepción, Chile.

⁴Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ), Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

⁵Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

⁶Centro de Investigación en Recursos Naturales HOLON SpA, Concepción, Chile.

⁷Facultad de Ciencias, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Concepción, Chile.

⁸Centro Interdisciplinario para la Investigación Acuícola (INCAR), Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

*Corresponding author: eduhernandez@udec.cl

RESUMEN

La biodiversidad de los ambientes costeros es afectada por actividades antropogénicas locales y junto con el cambio climático, pueden alterar estructuras comunitarias, ciclos biogeoquímicos y su funcionamiento ecosistémico. Se determinó el estatus ecológico del Golfo de Arauco usando la macrofauna bentónica de fondos blandos en tres períodos oceanográficamente contrastantes (primavera 2021, verano e invierno 2022). Se estimaron siete índices bióticos (diversidad de Shannon-Wiener, índice Warwick, AMBI, M-AMBI, Bentix, BOPA y BPA) y su relación con variables fisicoquímicas de los sedimentos. La comunidad estuvo compuesta principalmente por poliquetos (>80%), seguida por crustáceos y moluscos. Estacionalmente los índices bióticos presentaron variaciones significativas a excepción de la diversidad de Shannon-Wiener y M-AMBI. El estatus ecológico fluctuó entre niveles moderadamente perturbado y bueno para todos los índices; salvo para Bentix que clasificó los ambientes como pobres o seriamente perturbados, niveles que también fueron observados en las diversas agrupaciones taxonómicas espaciales existentes en el área de estudio. Se detectó una asociación significativa entre los índices AMBI, Bentix, BOPA y BPA con el potencial redox, carbono orgánico total (TOC) y porcentajes de arena y fango, mientras que, los índices M-AMBI, Warwick y la diversidad de Shannon-Wiener no presentaron asociaciones con las variables del sedimento. Este estudio es el primero en estimar y comparar distintos índices bióticos de la macrofauna bentónica en ambientes costeros submareales del Sistema de Corrientes de Humboldt con un enfoque multivariado. Se sugiere un uso integrado de estos como un aporte al desarrollo de un enfoque ecosistémico a la gestión de ambientes costeros altamente productivos y antropizados.

Palabras claves: biodiversidad, contaminación, corriente de Humboldt, perturbaciones, surgencia costera.

ABSTRACT

Biodiversity in coastal environments is affected by anthropogenic activities and climate change, altering community structures, biogeochemical cycles, and ecosystem functioning. The ecological status of the

Gulf of Arauco was determined based on soft bottom benthic macrofauna during three oceanographically contrasting periods (spring 2021, summer and winter 2022). Seven biotic indexes were estimated (Shannon-Wiener diversity, Warwick, AMBI, M-AMBI, Bentix, BOPA, and BPA), and their relationships with sediment physicochemical variables were analyzed. The community was mainly composed of polychaetes (>80%), followed by crustaceans and mollusks. Seasonally, the biotic index showed significant variations, except for the Shannon-Wiener diversity index and the M-AMBI. Ecological status fluctuated from “moderately disturbed” and “good” for all indexes, except in the Bentix index, which classified the environment as “poor” or “seriously disturbed”, levels which were also observed in various spatial faunal assemblages identified in the study area. A significant association was detected between the AMBI, Bentix, BOPA, and BPA indexes with redox potential, total organic carbon (TOC), and percentages of sand and silt, whereas the M-AMBI, Warwick, and Shannon-Wiener diversity indexes were not associated with environmental variables. This study is the first to estimate and compare different biotic indexes of benthic macrofauna in subtidal coastal environments in the Humboldt Current System using a multivariate approach. We suggest an integrated use, towards contributing to the development of an ecosystem approach to managing highly productive and anthropized coastal environments.

Keywords: biodiversity, Humboldt current, perturbations, pollution, upwelling.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, la biodiversidad de los ambientes costeros ha sido afectada por diversas actividades de origen antropogénico (e.g., descarga de residuos domiciliarios e industriales, turismo, desarrollo inmobiliario, transporte marítimo, pesca y acuicultura). La creciente presión que ejercen estas actividades, cada vez más influenciadas por un escenario de cambio climático, ha generado alteraciones en la estructura de las comunidades biológicas, ciclos biogeoquímicos y servicios ecosistémicos (Harley *et al.* 2006; Cardinale *et al.* 2012; Borja *et al.* 2015; He & Silliman 2019). La pérdida de biodiversidad marina ha acelerado el desarrollo de herramientas cuantitativas que permitan detectar cambios/alteraciones ambientales a través del estudio de las comunidades y su relación con las diversas presiones antropogénicas (Rosenberg *et al.* 2004; Dauvin & Ruellet 2007; Borja *et al.* 2008; Magni *et al.* 2009). Entre los organismos más utilizados para evaluar la calidad del ambiente marino, se encuentra la macrofauna bentónica de fondos blandos, debido principalmente a sus características ecológicas y biológicas (escasa movilidad, presencia de especies altamente sensibles a las perturbaciones y ciclos de vida que abarcan desde meses a años). Además, las especies de la macrofauna bentónica juegan un rol fundamental en el ciclaje de nutrientes entre la columna de agua y los sedimentos (Pearson & Rosenberg 1978; Boesch & Rosenberg 1981; Warwick *et al.* 1990; Carrasco 1996; Borja *et al.* 2000).

En los últimos años se han desarrollado diversos índices

bióticos basados en la respuesta de las comunidades bentónicas de la macrofauna frente al enriquecimiento orgánico de los sedimentos (Pearson & Rosenberg 1978; Grall & Glémarec 1997; Borja *et al.* 2000). Entre estos índices destacan AMBI (AZTI's Marine Biotic Index), M-AMBI o AMBI multivariado (Borja *et al.* 2000, 2008; Muxika *et al.* 2007), Bentix (Simboura & Zenetos 2002), BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods index; Dauvin & Ruellet 2007) y BPA (Benthic Polychaetes Amphipods index; Dauvin *et al.* 2016). Estos índices han sido utilizados para establecer la calidad ambiental de zonas costeras de, entre otros, Norteamérica (Gillett *et al.* 2015; Dreujou *et al.* 2021), China (Lu *et al.* 2021), Corea (Liang *et al.* 2024) y el sudeste Asiático (Wu *et al.* 2022), la costa este (Brauko *et al.* 2015, 2020; Souza *et al.* 2021) y oeste (Hernández-Miranda *et al.* 2021; Chunga-Llauce *et al.* 2023) de Sudamérica, Nueva Zelanda (Keeley *et al.* 2012), África (Izegaegbe *et al.* 2020) y la India (Sivadas *et al.* 2016; Equbal *et al.* 2018; Mulik *et al.* 2020). Algunos de estos índices, son ampliamente utilizados en Europa (Borja *et al.* 2000, 2003, 2014, 2015; D'Alessandro *et al.* 2018; Culhane *et al.* 2019), en donde la Directiva Marco del Agua (DMA) y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) han establecido lineamientos para la protección de las aguas de transición, costeras y subterráneas bajo un enfoque ecosistémico que permita una gestión integrada de estos ambientes, previniendo con ello su deterioro y uso sostenible en el largo plazo (Blanchet *et al.* 2008; Rice *et al.* 2012).

En Chile, los ambientes costeros asociados al Sistema de

la Corriente de Humboldt (SCH), al norte de los ca. 42° S, forman parte de uno de los ecosistemas más productivos a nivel mundial debido a la presencia de áreas de surgencia de borde oriental en donde una alta producción primaria sustenta una trama trófica que da lugar a la existencia de importantes pesquerías bentónicas y pelágicas (Daneri *et al.* 2000; Quiñones 2010; Wong *et al.* 2021). El SCH presenta importantes variaciones en las condiciones oceanográficas a escalas intra e interanual, modificando las características hidrográficas, biogeoquímicas y ecológicas de la columna de agua y los sedimentos (Gutiérrez 2000; Escribano & Morales 2012; Veas *et al.* 2012; Saldías *et al.* 2012; Fajardo *et al.* 2018; Garreaud 2018; Hernández & Tapia 2021; Wong *et al.* 2021; Mardones *et al.* 2022). En la zona centro-sur del SCH, entre los 30° S y los 38° S, el Golfo de Arauco (GA) corresponde al mayor cuerpo de agua semi-cerrado de Chile central. Es una importante área de desove y retención de larvas de especies pelágicas comerciales y no comerciales, y posee altos niveles de productividad primaria (Castro *et al.* 1991; Cubillos *et al.* 1998; Daneri *et al.* 2000; Sobarzo *et al.* 2007). En su borde costero se desarrolla una intensa y variada actividad pesquera (artesanal e industrial), que coexiste con diversas actividades económicas (e.g., industrial, agrícola, forestal y urbana) y, la presencia de diversos emisarios submarinos industriales y domiciliarios (Hernández *et al.* 2020; Hernández *et al.* 2024).

Considerando estos antecedentes, los objetivos del presente estudio fueron: a) analizar las variaciones espacio-temporales en la composición y estructura de la macrofauna bentónica de fondos blandos en la zona costera del GA, b) evaluar el estatus ecológico de la zona costera del GA utilizando diversos índices bióticos a partir de la macrofauna bentónica, c) analizar la asociación entre los índices bióticos, las variables fisicoquímicas del sedimento y las diversas agrupaciones taxonómicas espaciales de la macrofauna bentónica identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024) para el área de estudio. Se espera que, debido a la mayor concentración de actividades antropogénicas en las zonas norte y centro del GA, los índices bióticos den cuenta de una mejor calidad ambiental en la parte sur del área de estudio, en torno a Punta Lavapié.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de Arauco (GA) se encuentra entre los 36°45' S y los 37°20' S, geográficamente limita al oeste por la Isla Santa María y hacia el norte por el cañón del río Biobío. Gran parte del golfo posee menos de 100 m de profundidad, con una batimetría relativamente suave con isóbatas que siguen

la línea de la costa y con una drástica modificación de la profundidad hacia el norte por la presencia del cañón del Biobío, con profundidades de 500 m que alcanzan más de 900 m al este de la desembocadura (Alarcón, 1970; Vergara *et al.* 2024) (Fig. 1).

MUESTREO DE LA MACROFAUNA BENTÓNICA

Las muestras bentónicas fueron obtenidas en 21 sitios, distribuidos espacialmente desde las cercanías de la desembocadura del río Biobío (36°49' S) hasta la zona de Punta Lavapié (37°08' S), cubriendo una distancia aproximada de 80 km. Con la finalidad de evaluar la variabilidad estacional de las comunidades bentónicas, los muestreos se llevaron a cabo en octubre 2021 (primavera), enero 2022 (verano) y julio 2022 (invierno). En cada sitio de muestreo, se recolectaron dos réplicas de sedimento marino mediante una draga tipo van Veen de 0,1 m² de mordida. Cada muestra fue lavada en terreno con agua de mar, utilizando un tamiz de 500 µm. El contenido fue envasado en bolsas plásticas y preservado con formaldehído en agua de mar al 10% o etanol al 95%. Posteriormente, en el laboratorio los organismos fueron separados utilizando un tamiz de 500 µm y preservados en etanol al 95%. Para facilitar la visualización y separación de la macrofauna presente, se agregó una solución de Rosa de Bengala, identificando a los individuos hasta el nivel de mayor resolución taxonómica posible. Los individuos por taxón fueron contados y pesados, para luego estimar la biomasa como peso seco mediante las relaciones de Thorson (1957), Lie (1968), Rosenberg & Moller (1979) y Ricciardi & Bourget (1998) con el fin de calcular posteriormente el índice de Warwick (Warwick 1986). La identificación de los individuos se realizó con ayuda de literatura especializada (e.g., Retamal 1973, 1981; Fauchald 1977; Rozbaczylo 1980, 1985; Osorio & Reid 2004; San Martín *et al.* 2017, Díaz-Díaz *et al.* 2019, entre otras) y su taxonomía verificada en World Register of Marine Species (<http://www.marinespecies.org>). La identificación de los organismos fue realizada utilizando un estéreo microscopio Zeiss modelo Stemi 2000-C y en el caso de tener que examinar estructuras más pequeñas (e.g. mandíbulas de poliquetos), se utilizó un microscopio Zeiss modelo Axiolab 5. Para cada una de las muestras colectadas de los sedimentos, se determinó el potencial redox *in situ* mediante el método potenciométrico. Una porción superficial de la muestra de sedimento fue extraída y trasladada al Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) de la Universidad de Concepción en donde se determinó el aporte porcentual de las fracciones que lo componen (e.g., grava, arena y fango) mediante el método gravimétrico y el contenido de carbono orgánico total (TOC), mediante el método de combustión catalítica (Chandía *et al.* 2024).

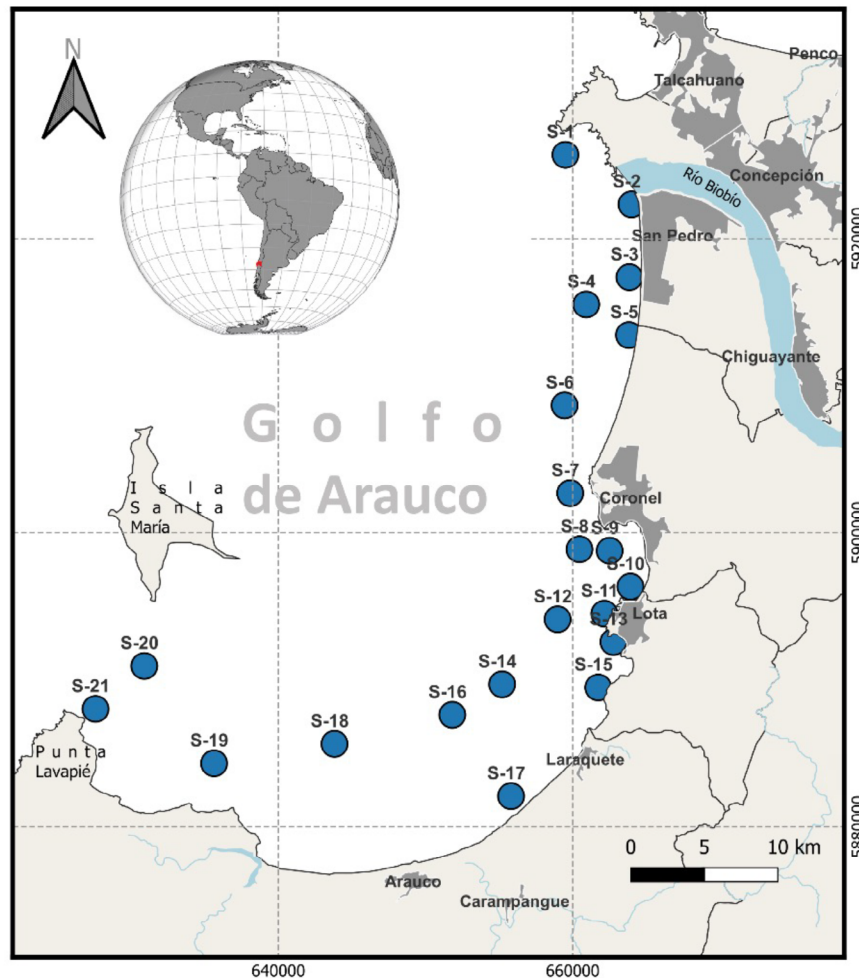


FIGURA 1. Área de estudio y sitios de muestreo en el sector costero del Golfo de Arauco. / Study area and sampling sites in the coastal zones of the Gulf of Arauco.

ÍNDICES BIÓTICOS

Siete índices bióticos fueron utilizados para determinar el estatus ecológico de los sitios de muestreo en el GA (Tabla 1, Ver Además Material Suplementario 1, Apéndice 1). Para la categorización de los índices univariados de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de Warwick se consideró los límites utilizados en Equbal *et al.* (2018), Hutton *et al.* (2015), Labruno *et al.* (2006) y Hernández-Miranda *et al.* (2021) para el GA. Los índices bióticos AMBI, M-AMBI y Bentix asignan cada taxón a grupos ecológicos pre-establecidos, los cuales se relacionan con su sensibilidad al enriquecimiento orgánico de los sedimentos; por tal motivo, se requiere de una buena suficiencia taxonómica. AMBI y M-AMBI considera cinco grupos ecológicos (GE) definidos por Borja *et al.* (2000): GE I taxones sensibles a la perturbación, GE II taxones indiferentes a la perturbación, GE III taxones tolerantes a la perturbación, GE IV taxones oportunistas de segundo orden y GE V taxones

oportunistas de primer orden. Para la estimación del índice biótico Bentix, los taxones existentes son categorizados en tres GE, el GE I agrupa a los sensibles e indiferentes a la perturbación, el GE II considera a los tolerantes y oportunistas de segundo orden y el GE III corresponde a los oportunistas de primer orden (Simboura & Zenetos 2002). En el caso de los taxones identificados que no se encontraron asignadas a los GE pre-establecidos, estos fueron asignadas al grupo taxonómico más cercano, considerando a su vez, un criterio ambiental precautorio (i.e., peor estatus de clasificación, según lo propuesto por Hernández-Miranda *et al.* (2021). Finalmente, los taxones que no pudieron ser asignados a algún GE fueron en general <1% en todos los sitios de muestreo.

Los índices BOPA y BPA consideran en su estructura de cálculo la proporción entre taxones sensibles versus oportunistas, y no requieren de una suficiencia taxonómica alta, ya que consideran la clasificación a nivel de grupo como

poliquetos oportunistas, poliquetos totales y anfípodos (Dauvin & Ruellet 2007, 2009). Los índices AMBI y M-AMBI, fueron estimados utilizando el software AMBI de AZTI (ver. 5.0, <http://ambi.azti.es/>), con el listado de especies actualizado a mayo 2022 siguiendo las directrices establecidas por Borja *et al.* (2000, 2008), Borja & Muxika (2005) y por Hernández-Miranda *et al.* (2021) para taxones del GA. En tanto, el índice Bentix se estimó siguiendo las directrices establecidas por Simboura & Zenetos (2002) y Dong *et al.* (2021). Los índices BOPA y BPA se determinaron identificando las proporciones de los

grupos mayores establecidos por Dauvin & Ruellet (2007, 2009). Todos los índices fueron estimados para cada sitio de muestreo (considerando la suma de las réplicas), para cada período de muestreo y además para cada una de las agrupaciones taxonómicas espaciales de la macrofauna identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024) en los tres períodos de muestreo en el GA. Los valores límites para cada nivel del estatus ecológico (Alto, Bueno, Moderado, Pobre y Malo) por índice biótico, son presentados en la Tabla 1.

TABLA 1. Valores límites de los siete índices bióticos considerados para el establecimiento del estatus ecológico. / Limit value of the seven biotic indexes considered for the establishment of ecological status.

Estatus ecológico	H'	W	AMBI	M-AMBI	BOPA	BPA	BENTIX
Alto	>4	>0,50	≤1,2	>0,77	<0,045	≤0,135	>4,5
Bueno	3-4	0,15 a 0,49	1,2-3,3	0,53-0,77	0,045-0,139	≤0,211	3,5-4,5
Moderado	2-3	-0,14 a 0,14	3,3-5,0	0,38-0,53	0,139-0,193	≤0,260	2,5-3,5
Pobre	1-2	-0,49 a -0,15	5,0-6,0	0,20-0,38	0,193-0,267	≤0,300	2,0-2,5
Malo	<1	≤-0,50	>6,0	<0,20	0,267-0,301	>0,300	<2,0

H': índice de diversidad de Shannon-Wiener; W: estadígrafo Warwick (W) proveniente de la comparación de las curvas acumuladas de Abundancia-Biomasa. Alto: no perturbado, Bueno: ligeramente perturbado, Moderado: moderadamente perturbado, Pobre: seriamente perturbado y Malo: extremadamente perturbado. Los niveles de estatus ecológico provienen de las referencias señaladas en la metodología para cada uno de los índices bióticos.

ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H) para comprobar la existencia de diferencias estadísticas ($p < 0,05$) para cada uno de los índices bióticos utilizados, considerando como factor de clasificación el período de muestreo (primavera, verano e invierno). En caso de registrarse un efecto temporal significativo, se realizó una prueba post hoc de Mann-Whitney. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Nayak *et al.* 2022; Wu *et al.* 2022) para evaluar la relación entre las variables fisicoquímicas del sedimento y los índices bióticos estimados por período de muestreo y con las agrupaciones taxonómicas espaciales para cada período de muestreo. Se determinó correlaciones de Spearman, técnica no paramétrica basada en los rangos, entre los siete índices bióticos estimados en cada uno de los tres períodos de observación. El análisis de la información y las representaciones gráficas fueron realizados con el programa de libre distribución R versión 4.0.3 en el editor RStudio versión 2023.03.1 (Posit Team 2023). La representación geográfica del

área de estudio, fue elaborada con el programa QGIS versión 3.12.3-Białowieża (QGIS Development Team 2015).

RESULTADOS

ESTRUCTURA COMUNITARIA Y GRUPOS ECOLÓGICOS

Considerando los tres períodos de muestreo (primavera, verano e invierno), se identificó un total de 118 taxones para la macrofauna bentónica de fondos blandos del GA los que pertenecen a 16 Clases (Ver Material Suplementario 2, Tabla S1). Polychaeta fue el grupo ampliamente dominante, con aportes porcentuales a la abundancia total que fluctuaron entre un 72,7% (verano) y un 96,7% (invierno). Los grupos Crustacea (1,8%-23,0%) y Mollusca (1,0%-6,7%) presentaron aportes porcentuales más bajos (Fig. 2). Las proporciones de los grupos ecológicos (GE) por cada sitio de muestreo y período de observación son presentadas en la Fig. 3. Durante primavera y verano el GE-II fue predominante con aportes

promedios de 30,2% y 46,5%; sin embargo, durante invierno la proporción de taxones del GE-IV fue la más alta debido a los aportes >70% de los sitios de muestreo S-3, S-4, S-5 y S-8. Los aportes del GE-V fueron muy bajos a lo largo de todo el período de estudio mientras que, las proporciones del GE-I fueron en general <20%; a excepción de algunos registros puntuales asociados al extremo sur del GA (sitios S-19 a S-21). Los taxones originalmente reconocidos como “no asignados” a algún GE presentaron aportes porcentuales <1% en la mayoría de los casos, con un máximo de 4,9% en el sitio S-19 durante el período de primavera, los que correspondieron a poliquetos que no pudieron ser identificados con una buena resolución taxonómica.

VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS

Los índices bióticos presentaron resultados diversos, AMBI y M-AMBI generalmente mostraron un estatus ecológico Bueno (i.e., ligeramente perturbado) en los tres períodos de muestreo, la diversidad de Shannon-Wiener y el índice Warwick Moderado (i.e., moderadamente perturbado). El índice Bentix presentó el predominio del estatus Pobre (i.e., seriamente perturbado), mientras que los índices BOPA y BPA presentaron una respuesta más variable en el tiempo, BOPA generalmente indicó un estatus Alto (i.e., no perturbado) en primavera y verano, pero Pobre (i.e., seriamente perturbado) en invierno y BPA presentó el predominio del estatus Pobre (i.e., seriamente perturbado) en invierno. Un ambiente clasificado como Malo (i.e., extremadamente perturbado), solamente se detectó durante verano por el índice Shannon-Wiener (Fig. 4).

Temporalmente, M-AMBI y Shannon-Wiener presentaron un promedio similar a lo largo de todo el estudio, sin diferencias significativas entre periodos (M-AMBI: $H=2,74$, $p > 0,05$; Shannon-Wiener: $H=11,5$, $p > 0,05$; Tabla 2) mientras que, fluctuaciones significativas ($p < 0,05$) entre períodos de muestreo se detectaron en el resto de los índices (Fig. 5, Tabla 2). El test post-hoc de Mann-Whitney reveló que estas diferencias significativas se deben principalmente al contraste existente entre los períodos de verano e invierno (índices AMBI, Bentix, BOPA y BPA); a excepción del índice W, que fue el único que presentó variaciones significativas ($p < 0,05$) entre los períodos de primavera e invierno (Fig. 5).

ÍNDICES BIÓTICOS POR AGRUPACIONES TAXONÓMICAS ESPACIALES

Durante primavera la mayoría de los índices bióticos presentaron un estatus ecológico diferente para al menos una de las agrupaciones taxonómicas espaciales; a excepción de Shannon-Wiener que en promedio clasificó todos los grupos con un estatus ecológico de Moderado (i.e., moderadamente perturbado; Fig. 6). En verano, el único índice biótico que clasificó a todas las agrupaciones taxonómicas espaciales

con el mismo estatus ecológico fue AMBI, asignándolos en promedio un nivel Bueno (i.e., ligeramente perturbado). Los restantes índices asignaron a las agrupaciones taxonómicas espaciales en al menos dos niveles, los que fluctuaron entre Pobre y Moderado (Bentix y Shannon-Wiener), Moderado y Bueno (M-AMBI y W) y Moderado y Alto (BOPA y BPA; Fig. 7). En invierno, un solo nivel presentó M-AMBI (Bueno), Shannon-Wiener y Warwick (Moderado), dos se detectaron en AMBI (Bueno y Moderado), Bentix (Pobre y Moderado) y BOPA (Pobre y Bueno) y tres niveles en BPA (Pobre, Moderado y Bueno; Fig. 8). Ver además Material Suplementario 2 (Tabla S2) y 3 (Figs. S1, S2 y S3) con el estatus ecológico para cada índice biótico por sitio y período de muestreo.

CORRELACIONES ENTRE LOS ÍNDICES BIÓTICOS

El análisis de correlaciones de Spearman entre los siete índices bióticos por período de muestreo reveló el predominio de correlaciones positivas significativas ($p < 0,05$) entre AMBI, BOPA y BPA; correlaciones negativas entre Bentix, AMBI y BPA, así como entre W y BPA. Destacó la correlación positiva entre Shannon-Wiener y M-AMBI, la que fue significativa ($p < 0,05$) para los tres períodos de estudio. El índice de Warwick presentó la menor cantidad de correlaciones significativas en los tres períodos de muestreo. En general, durante invierno se registró la mayor cantidad de correlaciones significativas entre los siete índices bióticos estudiados (Fig. 9).

ASOCIACIONES ENTRE LOS ÍNDICES BIÓTICOS Y LAS VARIABLES AMBIENTALES DE LOS SEDIMENTOS

Los dos primeros componentes del ACP representaron entre un 53,2% (verano) y un 63,7% (invierno) de la variabilidad total de la información. En general, el porcentaje de arena, de fango, el TOC y el potencial redox presentaron una asociación con los índices bióticos AMBI, BOPA, BPA y Bentix en la primera componente principal, mientras que, W, Shannon-Wiener y M-AMBI exhibieron una mejor representación en la segunda componente principal (Fig. 10). Las agrupaciones taxonómicas espaciales que se situaron en los extremos norte (cercano a la desembocadura del río Biobío) y sur (cercano a Punta Lavapié) del GA, se caracterizaron por presentar mayores porcentajes de arena, registros de potencial redox menos negativos, menores porcentajes de fango y de TOC. Respecto del resto de las agrupaciones taxonómicas espaciales, estas presentaron mayores valores de Bentix y registros comparativamente más bajos de AMBI, BOPA y BPA. Los mayores niveles de porcentaje de fango, TOC, potencial redox más negativos y registros más altos de AMBI, BOPA y BPA, así como menores niveles de Bentix, recurrentemente se registraron en las agrupaciones taxonómicas espaciales que se situaron entre los sitios S-4 y S-18 (Figs. 1 y 10).

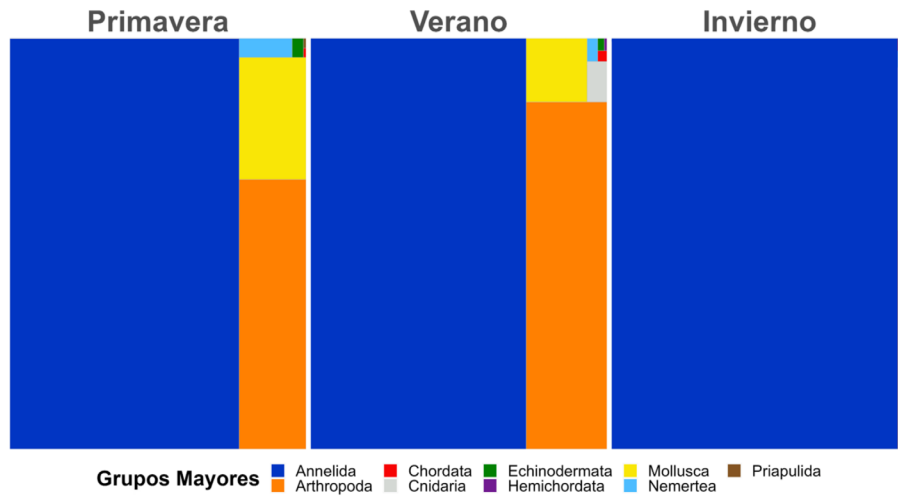


FIGURA 2. Contribución de los grupos mayores de organismos por período de observación. / Contribution of the largest groups of organisms by observation period.

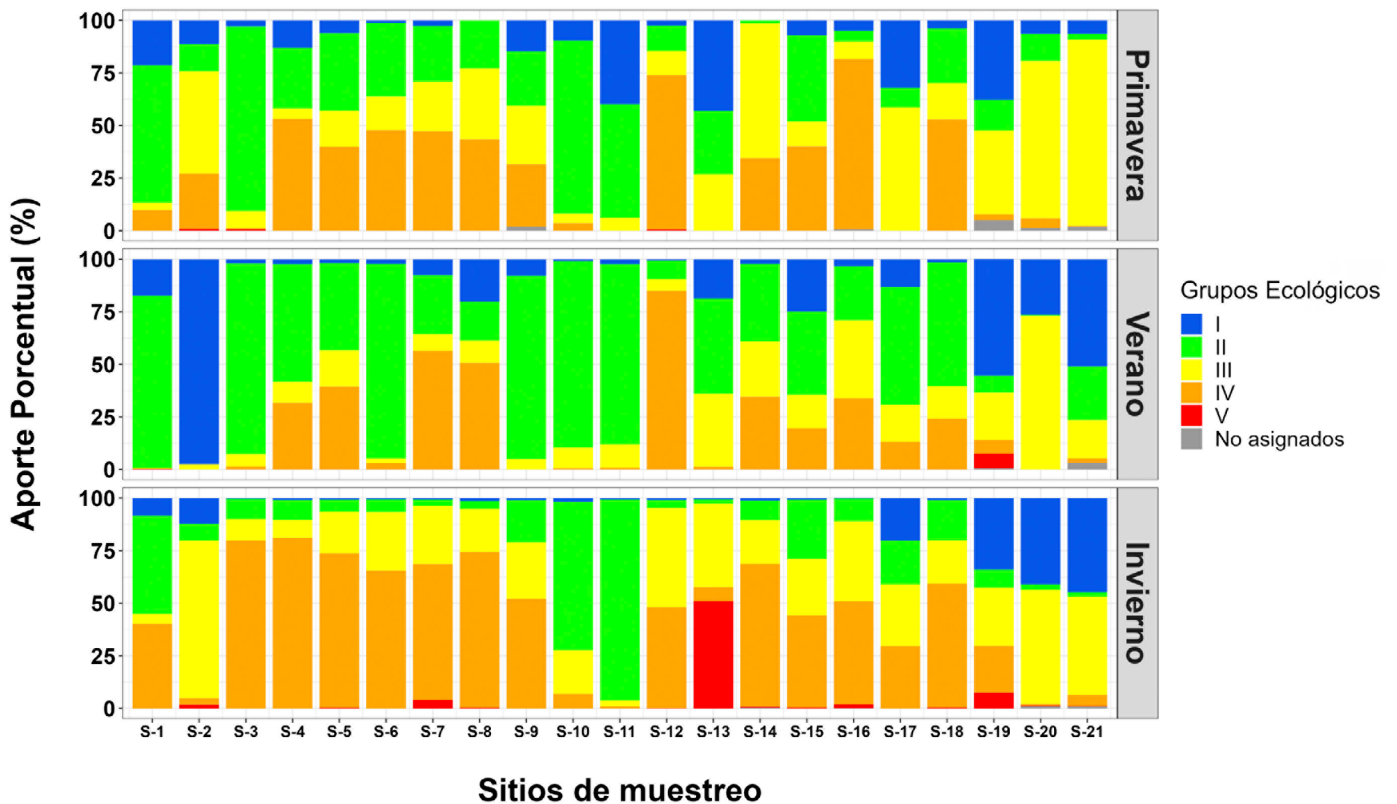


FIGURA 3. Aporte porcentual de los grupos ecológicos por sitio de muestreo y período de observación en el Golfo de Arauco. / Percentage contribution of ecological groups by sampling site, and observation period in the Gulf of Arauco.

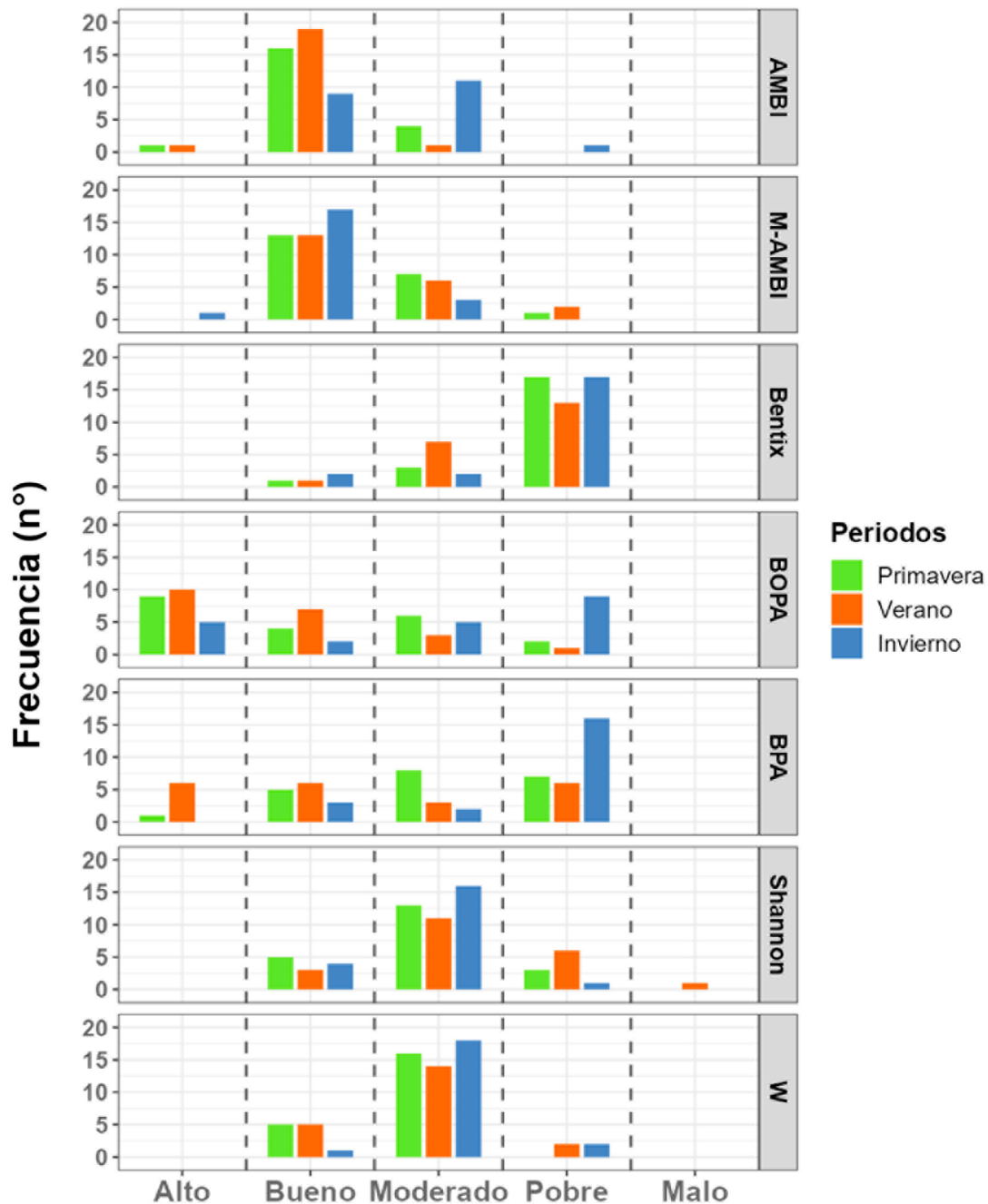


FIGURA 4. Frecuencia de ocurrencia de los niveles del estatus ecológico por índice biótico para los períodos de primavera 2021, verano 2022 e invierno 2022. Alto: no perturbado, Bueno: ligeramente perturbado, Moderado: moderadamente perturbado, Pobre: seriamente perturbado y Malo: extremadamente perturbado. / Frequency of occurrence of the five ecological status levels based on a biotic index for the periods of spring 2021, summer 2022 and winter 2022. High: not disturbed, Good: slightly disturbed, Moderate: moderately disturbed, Poor: seriously disturbed and Bad: extremely disturbed.

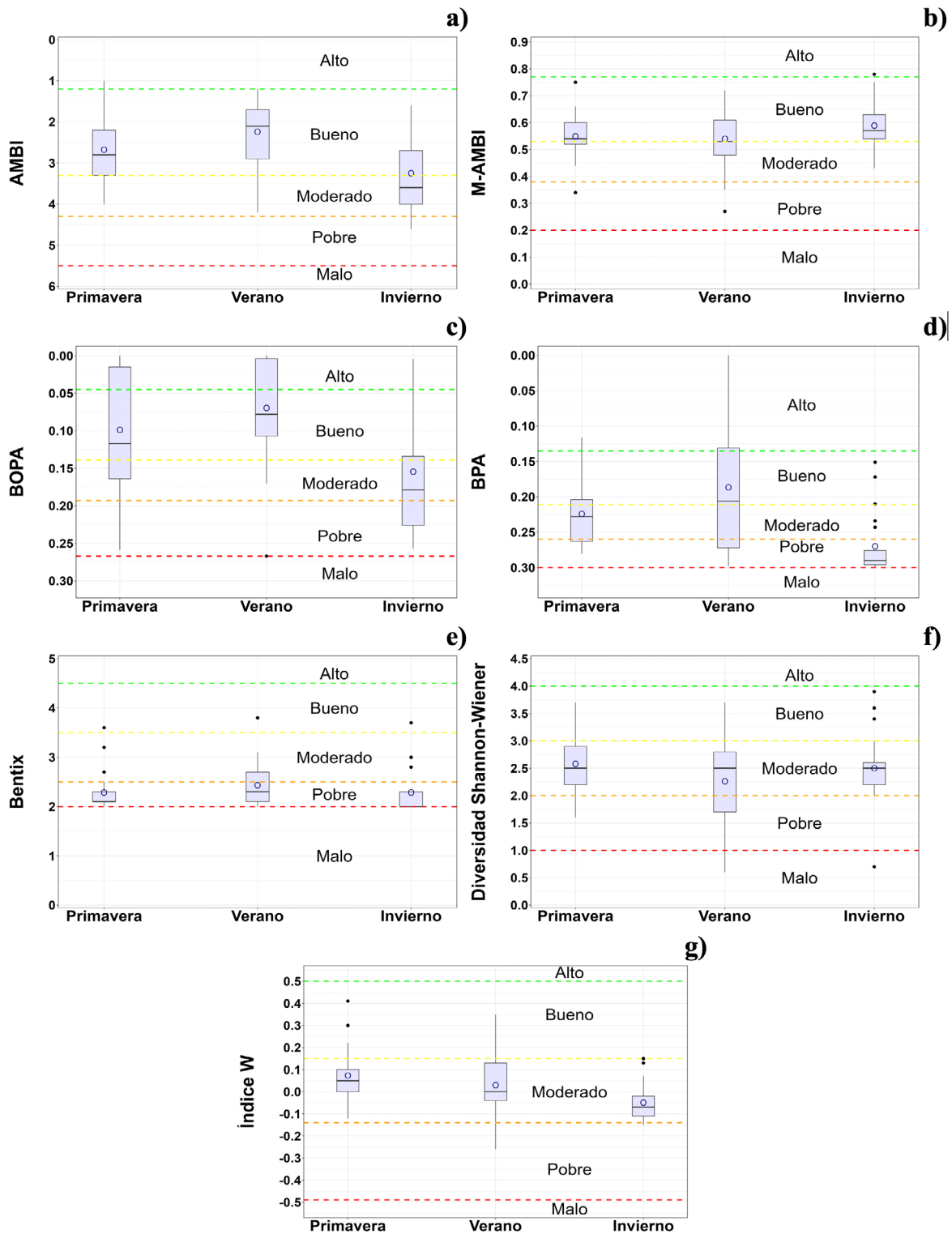


FIGURA 5. Promedios estacionales (\pm desviación estándar) de los siete índices bióticos utilizados para el Golfo de Arauco. Con líneas segmentadas se indican los niveles de clasificación del estatus ecológico. / Seasonal averages (\pm standard deviation) of the seven biotic indexes used for the Gulf of Arauco. The segmented lines indicate the levels of ecological status classification.

TABLA 2. Estadística descriptiva (promedio ± desviación estándar y valores mínimo y máximo) de los siete índices bióticos estimados para las comunidades de la macrofauna bentónica por período de observación en el Golfo de Arauco. Se indica el valor del estadígrafo del test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H). NS: no significativo, *: p<0,05, **: p<0,001. / Descriptive statistics (mean ± standard deviation and minimum and maximum values) of the seven biotic indexes estimated for the macrofauna benthic communities by observation period in the Gulf of Arauco. Values from the Kruskal-Wallis (H) non-parametric test are indicated. NS: not significant, *: p<0,05, **: p<0,001.

Índice Biótico	Primavera	Verano	Invierno	H
AMBI	2,7 ± 0,8 1,0 - 4,0	2,2 ± 0,8 1,2 - 4,2	3,2 ± 0,9 1,6 - 4,6	11,5*
M-AMBI	0,55 ± 0,09 0,34 - 0,75	0,54 ± 0,11 0,27 - 0,72	0,59 ± 0,09 0,43 - 0,78	2,74 ^{NS}
Bentix	2,3 ± 0,4 2,0 - 3,6	2,4 ± 0,5 2,0 - 3,8	2,3 ± 0,5 2,0 - 3,7	6,29*
BOPA	0,099 ± 0,083 0,00 - 0,259	0,070 ± 0,075 0,00 - 0,267	0,154 ± 0,088 0,004 - 0,257	11,7*
BPA	0,224 ± 0,049 0,116 - 0,280	0,187 ± 0,094 0,000 - 0,298	0,270 ± 0,043 0,151 - 0,299	17,0**
Shannon-Wiener	2,6 ± 0,6 1,6 - 3,7	2,3 ± 0,8 0,6 - 3,7	2,5 ± 0,6 0,7 - 3,9	11,5 ^{NS}
W	0,07 ± 0,13 -0,12 - 0,41	0,03 ± 0,16 -0,26 - 0,35	-0,05 ± 0,09 -0,15 - 0,15	11,1*

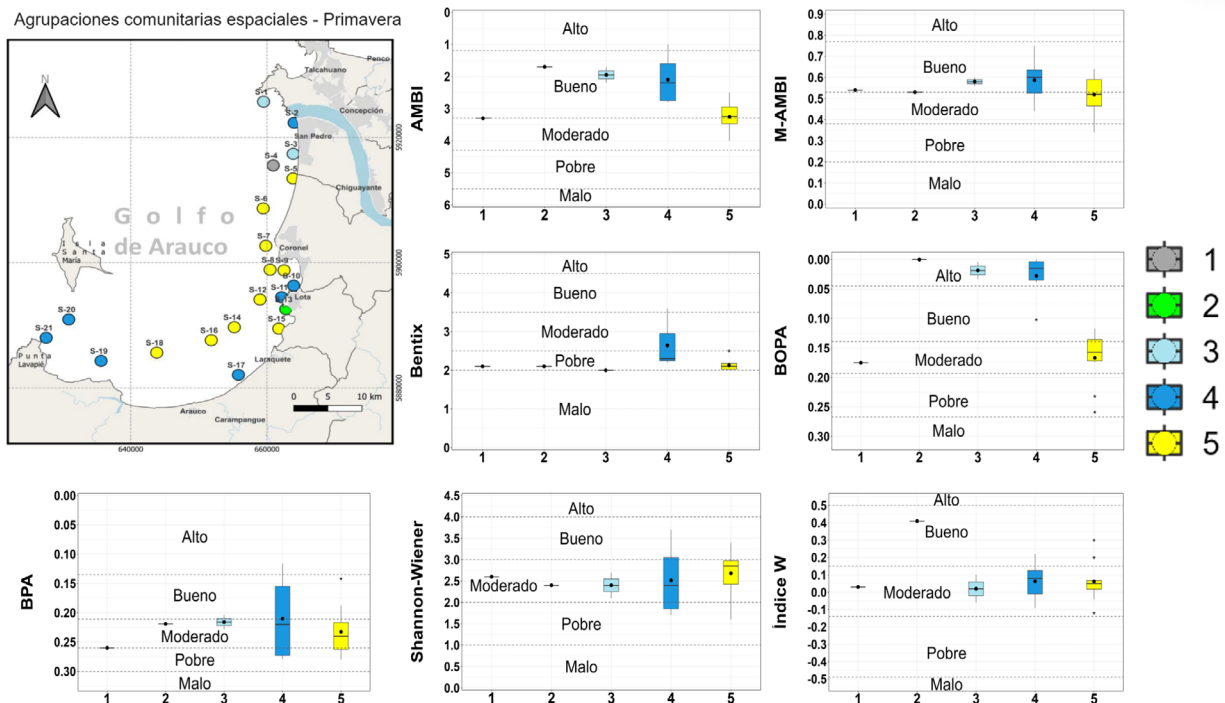


FIGURA 6. Variabilidad espacial (promedio ± desviación estándar) de los siete índices bióticos estimados para el Golfo de Arauco en Primavera. Con líneas segmentadas se indican los niveles de clasificación del estatus ecológico. Con distinta coloración se indican las agrupaciones taxonómicas espaciales identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024). Ver mapa en el extremo superior izquierdo. / Spatial variability (mean ± standard deviation) of the seven biotic indexes estimated for the Gulf of Arauco in the spring period. The segmented lines indicate the different levels of ecological status classification. The spatial community assemblages identified by Hernández-Miranda *et al.* (2024) are indicated with different colors. See map in the upper left corner.

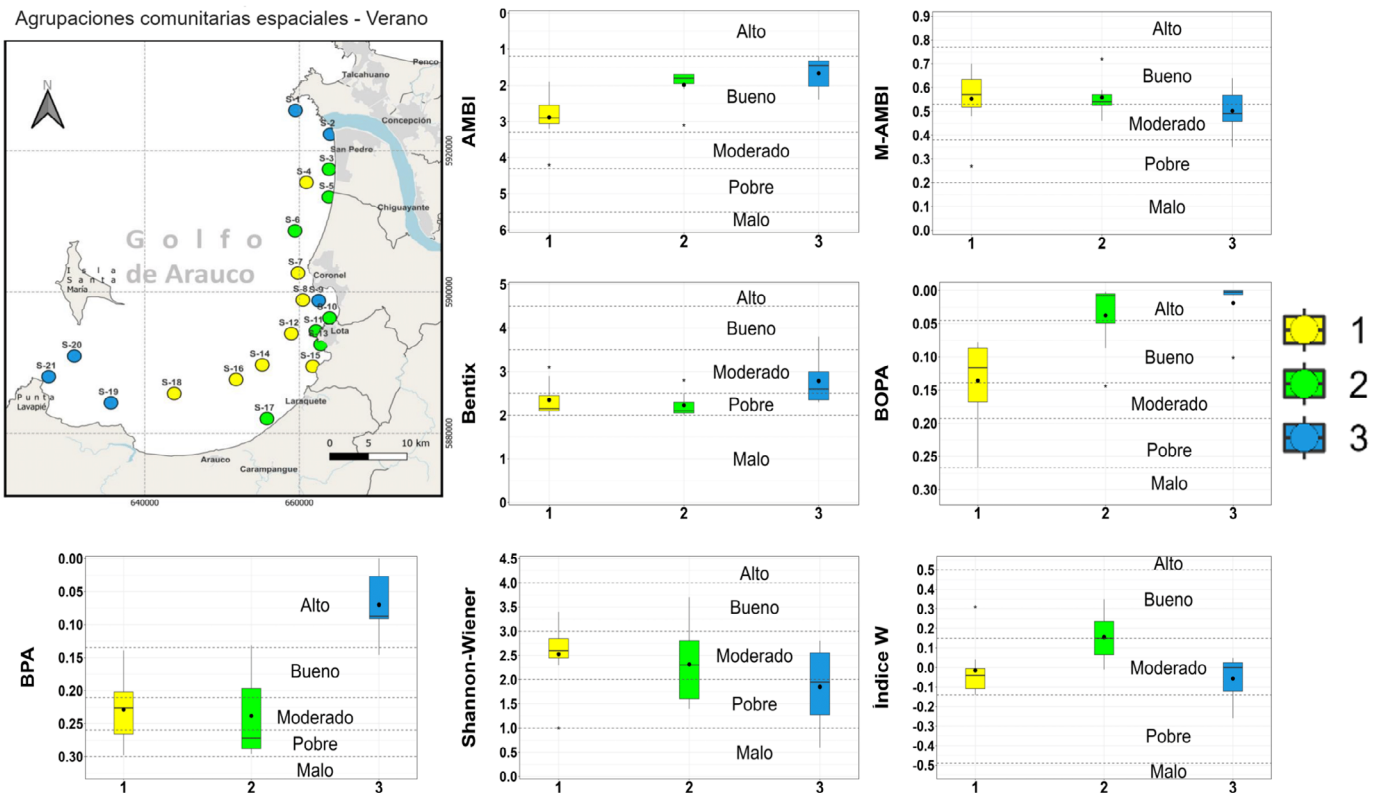


FIGURA 7. Variabilidad espacial (promedio \pm desviación estándar) de los siete índices bióticos estimados para el Golfo de Arauco en Verano. Con líneas segmentadas se indican los niveles de clasificación del estatus ecológico. Con distinta coloración se indican las agrupaciones taxonómicas espaciales identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024). Ver mapa en el extremo superior izquierdo. / Spatial variability (mean \pm standard deviation) of the seven biotic indexes estimated for the Gulf of Arauco in the summer. The segmented lines indicate the different levels of ecological status classification. The spatial community assemblages identified by Hernández-Miranda *et al.* (2024) are indicated with different colors. See map in the upper left corner.

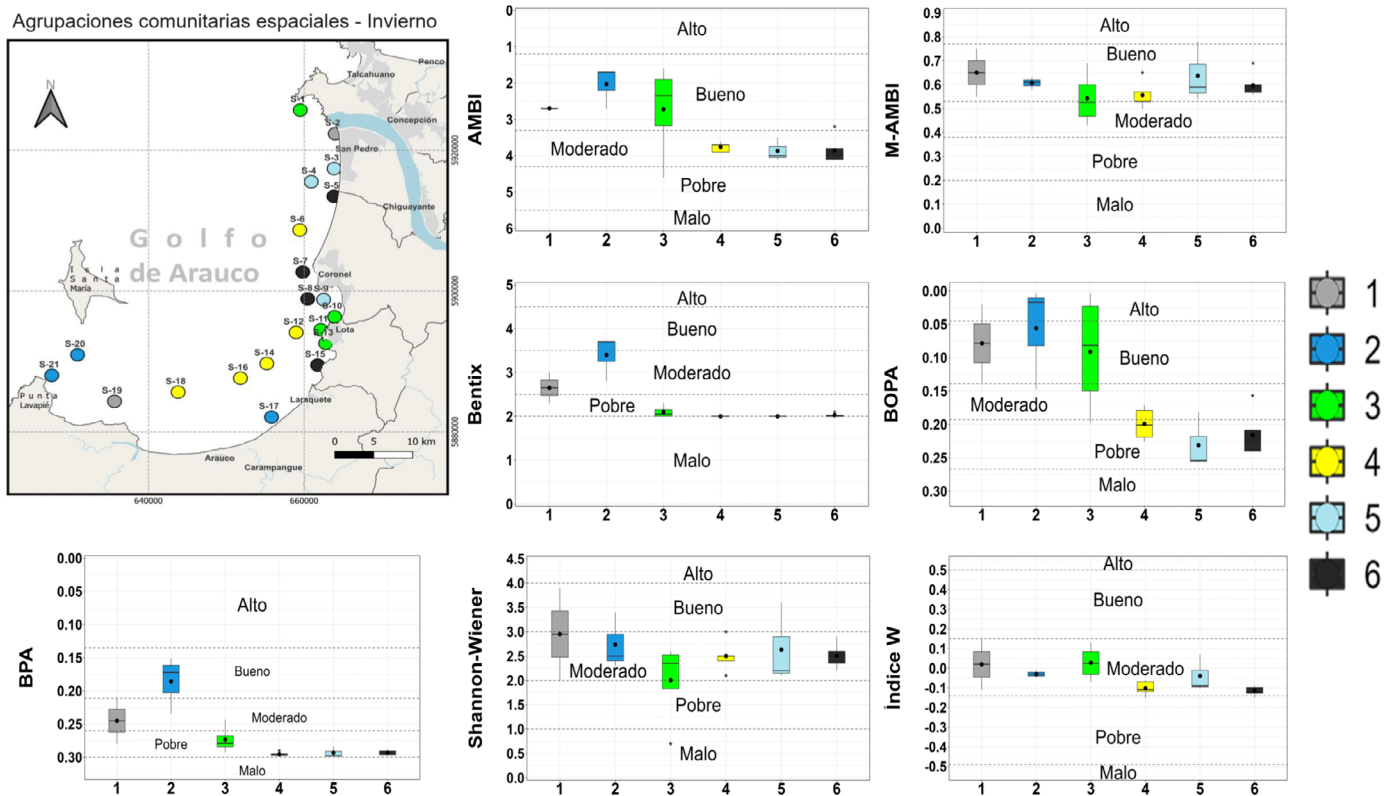


FIGURA 8. Variabilidad espacial (promedio \pm desviación estándar) de los siete índices bióticos estimados para el Golfo de Arauco en Invierno. Con líneas segmentadas se indican los niveles de clasificación del estatus ecológico. Con distinta coloración se indican las agrupaciones taxonómicas espaciales identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024). Ver mapa en el extremo superior izquierdo. / Spatial variability (mean \pm standard deviation) of the seven biotic indexes estimated for the Gulf of Arauco in the winter. The segmented lines indicate the different levels of ecological status classification. The spatial community assemblages identified by Hernández-Miranda *et al.* (2024) are indicated with different colors. See map in the upper left corner.

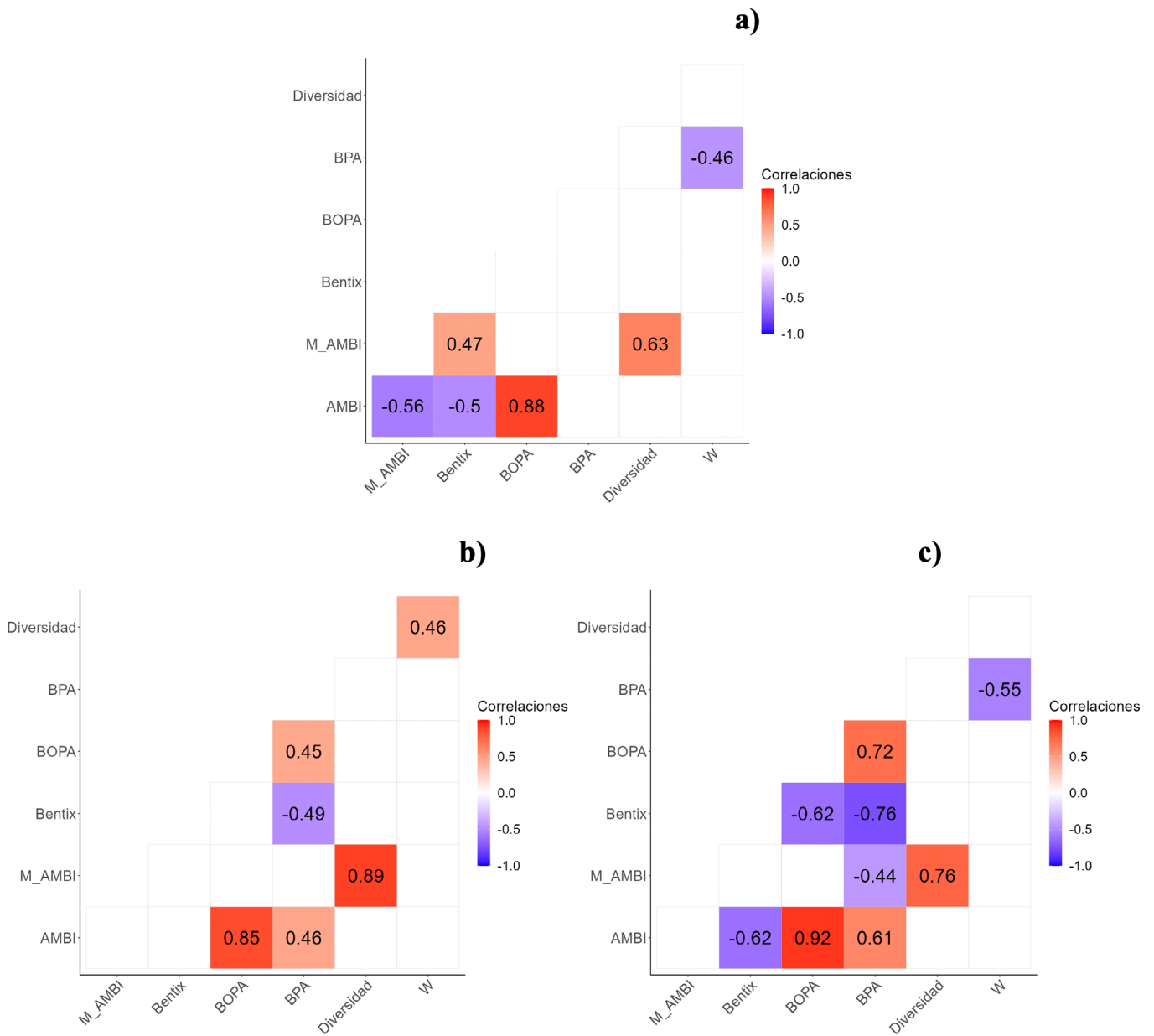


FIGURA 9. Correlaciones de Spearman entre los índices bióticos estimados para cada período de muestreo: a) Primavera, b) Verano y c) Invierno. / Spearman Correlations between community biotic indexes estimated for each study period: a) Spring, b) Summer and c) Winter.

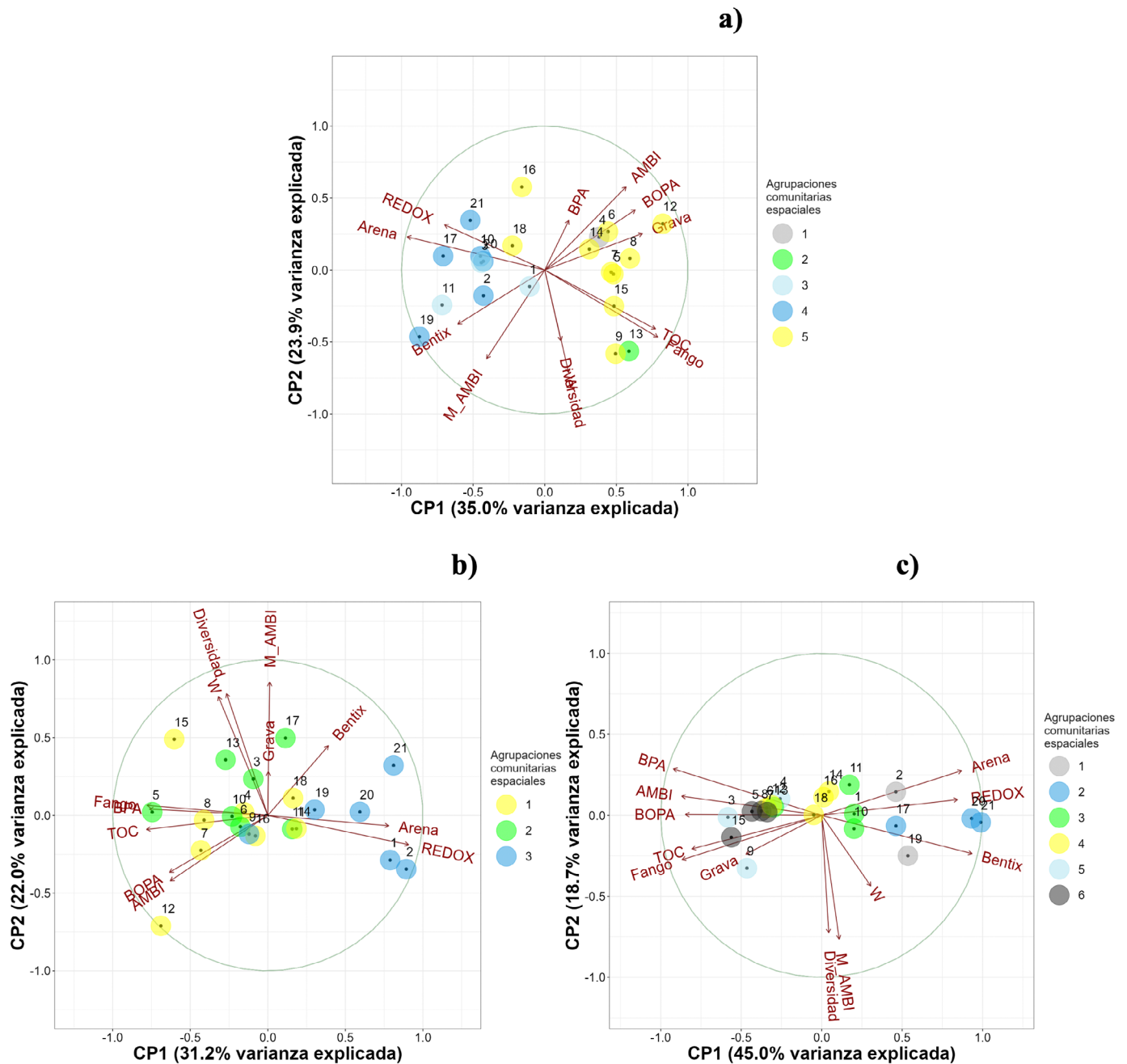


FIGURA 10. Análisis de componentes principales de los índices bióticos y variables ambientales de los sedimentos por sitio de muestreo y período de estudio: a) Primavera, b) Verano y c) Invierno. PC: componente principal. Con distinta coloración se indican los las agrupaciones taxonómicas espaciales identificadas por Hernández-Miranda *et al.* (2024). / Principal component analysis of the biotic index and environmental variables of sediments by sampling site and study period: a) Spring, b) Summer and c) Winter. PC: principal component. The community assemblages identified by Hernández-Miranda *et al.* (2024) are indicated with different colors.

DISCUSIÓN

Esta investigación, es la primera en utilizar diversos índices bióticos a partir de la macrofauna bentónica de fondos blandos para establecer el estatus ecológico en la zona costera del GA. Los índices se estimaron a partir de la abundancia y biomasa (índice Warwick), y la abundancia relativa de sus taxones (diversidad Shannon-Wiener) considerando también su nivel de tolerancia/respuesta a perturbaciones como el enriquecimiento orgánico (índices AMBI, M-AMBI, Bentix, BOPA y BPA). El uso de este tipo de herramientas ecológicas es relevante para la generación de información que permita la implementación de iniciativas de conservación y desarrollo sostenible (Dreujou *et al.* 2021), dado que integran información de la composición y organización funcional de una comunidad, entregando una estimación del estatus ecológico de un ambiente (Salas *et al.* 2006; Borja *et al.* 2008).

Los ambientes costeros son considerados recursos valiosos en términos de interés socioeconómico, patrimonio cultural y natural, y son definidos como extremadamente sensibles a las perturbaciones naturales y antropogénicas (Bini & Rossi 2021). En la mayoría de las investigaciones se utiliza sólo un índice biótico y este se aplica en forma particular para un área específica (Wu *et al.* 2022). Sin embargo, debido a la presencia de variaciones espacio-temporales en los factores naturales y antropogénicos que inciden sobre la estructura y composición particular de las comunidades, autores como Yan *et al.* (2020), Wu *et al.* (2022) y Liang *et al.* (2024) han señalado que ningún índice biótico por sí solo es absolutamente el más adecuado. Así, debido a la complejidad de los ecosistemas marinos y a la diferencia en la estructura de cálculo de los diferentes índices, es que, diferentes aproximaciones de evaluación pueden entregar resultados cuantitativos disímiles para una misma zona de estudio (Medeiros *et al.* 2012; Wu *et al.* 2022).

En particular para el GA, la variabilidad observada en la clasificación del estatus ecológico de los distintos índices bióticos es consistente con lo descrito por estudios realizados en otras áreas del planeta (e.g., Medeiros *et al.* 2012; Brauko *et al.* 2016; Wu *et al.* 2022; Dong *et al.* 2021, 2023; Liang *et al.* 2024), donde se ha señalado que estas variaciones se podrían explicar por las fórmulas de cálculo de los índices o la errónea asignación a algún grupo ecológico de los taxones identificados. También inciden los diferentes límites de clasificación de cada uno de los índices (Borja *et al.* 2008; Dauvin *et al.* 2012; Wu *et al.* 2022) o la ausencia de grupos de poliquetos o anfípodos, lo que podría dar lugar a evaluaciones inexactas (Dauvin *et al.* 2016; Wang *et al.* 2020; Yan *et al.* 2020). Estas variaciones en la clasificación del estatus ecológico pueden ser mejoradas con aporte del juicio experto local, considerando tanto un mayor conocimiento de

la taxonomía local como también sobre la fisiología y ecología de las especies residentes (Gillett *et al.* 2015; Robertson *et al.* 2016). Lo anterior, debiera complementarse con el desarrollo y fortalecimiento de Programas de Monitoreo que permitan construir series temporales intra e inter anuales que incorporen la variabilidad natural propia del ecosistema bajo estudio obteniendo así, evaluaciones ambientales coherentes y sólidas (Dreujou *et al.* 2021).

Los índices bióticos estimados para el GA presentan una fuerte relación con los poliquetos, quienes en este estudio sobrepasan en su aporte relativo el 80% de las abundancias. Los poliquetos bentónicos constituyen uno de los grupos principales de invertebrados marinos, poseen una amplia variedad de estrategias tróficas (carnívoros, herbívoros, depositívoros, comensales y parásitos) y pueden habitar en sedimentos blandos fangosos y arenosos, rocas y conchas (Rozbaczylo & Moreno 2010; Elías *et al.* 2021). Las abundancias aquí registradas son comparables a las reportadas por Carrasco & Gallardo (1983) para el GA y otros ambientes costeros semi-cerrados o costeros influenciados por el SCH (Carrasco & Gallardo 1994; Carrasco 1996; Gutiérrez *et al.* 2000; Gallardo *et al.* 2004; Sellanes *et al.* 2007; Veas *et al.* 2012; Cárcamo *et al.* 2017; Soto *et al.* 2017; Hernández-Miranda *et al.* 2021), sugiriendo una buena relación entre los componentes de la comunidad de la macrofauna bentónica residente y los índices bióticos estimados.

Por otro lado, la variabilidad de los índices bióticos observada espacialmente al interior del GA en cada período de muestreo, podría ser explicada por la heterogeneidad espacial en las abundancias y presencia de las diferentes especies de la macrofauna bentónica que residen en el GA, además de la heterogeneidad del fondo marino, como resultado de las diversas actividades costeras (e.g., pesquera, industrial, agrícola, forestal y urbana) que se desarrollan especialmente entre la desembocadura del río Biobío y la localidad de Lota, en donde existe una alta concentración de industrias y puertos que conviven con la presencia de caletas artesanales, uso habitacional y desarrollo turístico (Saavedra & Vargas 2020; Hernández *et al.* 2020, Hernández *et al.* 2024; Chandía *et al.* 2024). Lo anterior explicaría el mejor estatus ecológico que se detectó en la porción sur del GA, en torno al sector de Punta Lavapié durante los tres períodos de muestreo, y sustenta la premisa planteada inicialmente en este trabajo (ver Material Suplementario 3 Figs. S1, S2 y S3).

En cuanto a los cambios temporales, se destacó la presencia de un menor estatus ecológico durante el período de invierno que podría explicarse principalmente por la mayor abundancia de los poliquetos pertenecientes a los GE-III (*Aricidea pigmentata*) y GE-IV principalmente (*Mediomastus branchiferus*, *Paraprionospio pinnata* y *Prionospio peruana*) en

algunas áreas del GA. Si bien estos taxones han sido descritos como habitantes típicos del GA y de la plataforma continental adyacente (Carrasco & Gallardo 1994; Gallardo *et al.* 2004; Veas *et al.* 2012; Cárcamo *et al.* 2017; Hernández-Miranda *et al.* 2021), la menor incidencia de una señal de condiciones de hipoxia durante el invierno (Vergara *et al.* 2024), en conjunto con las capacidades fisiológicas y metabólicas de algunos poliquetos para desarrollarse en ambientes con alta carga de materia orgánica y/o de bajas concentraciones de oxígeno disuelto (González & Quiñones 2000; Quiroga *et al.* 2005), favorecería el rápido incremento de sus abundancias durante el período invernal, incidiendo en la presencia de un menor estatus ecológico registrado por los índices bióticos AMBI, Bentix, BOPA, BPA y Warwick.

La marcada estacionalidad que presenta el GA en cuanto a sus características hidrográficas, en particular en lo relativo a la presencia de períodos de surgencia, eventos de hipoxia y el ingreso de agua dulce proveniente del río Biobío (Vergara *et al.* 2024), podrían incidir sobre la estructura y composición de las comunidades de la macrofauna bentónica de fondos blandos a través de cambios en la temperatura del agua, las condiciones hidrodinámicas, el contenido de oxígeno disuelto, y la estructura y contenido de materia orgánica de los sedimentos (Carrasco & Gallardo 1983; Veas *et al.* 2012; Bon *et al.* 2021; Chunga-Llauce *et al.* 2023). Estos factores naturales, en conjunto con los de origen antropogénico, estarían determinando las condiciones locales, incrementando la heterogeneidad espacial de pequeña escala y/o del hábitat de cada una de las especies presentes (Hernández-Miranda *et al.* 2024), lo que explicaría las variaciones observadas en los índices bióticos tanto entre los sitios de muestreo, agregaciones comunitarias espaciales y entre los tres períodos de observación.

Entre las limitaciones que presenta la utilización de los índices bióticos para evaluar perturbaciones de origen antropogénico, Dreujou *et al.* (2021), señalaron que: i) el rango de la perturbación podría no ser suficiente para afectar las comunidades bentónicas, ii) las comunidades bentónicas podrían tener una alta resiliencia, (iii) existe un efecto de la dinámica física del ecosistema, y iv) los efectos de la perturbación podrían tener una mayor incidencia sobre otros componentes del ecosistema (e.g., fitoplancton, especies pelágicas). Además, estudios desarrollados en ambientes costeros del hemisferio norte (e.g., Gillet *et al.* 2015) han señalado que, en ambientes naturalmente estresados (e.g., ambientes estuarinos), se puede obtener una baja calidad ambiental de los índices bióticos sin la presencia aparente de perturbaciones antropogénicas, debido principalmente a la falta de una clara relación de causa-efecto. Esto es consistente con lo señalado por Brauko *et al.* (2015) en

estudios desarrollados en ambientes estuarinos en el sur de Brasil, en donde observaron que las fuentes naturales de variabilidad pueden favorecer el establecimiento de especies tolerantes y oportunistas a pesar de la ausencia de aportes locales de contaminación. Así por ejemplo, se ha descrito que poliquetos oportunistas son tolerantes a condiciones de alta carga de materia orgánica, mientras que los anfípodos sí son sensibles a esta fuente de variación (de-la-Ossa-Carretero *et al.* 2009), o bien, en ambientes con una baja perturbación por enriquecimiento orgánico, grupos de anfípodos serían más susceptibles a otros estresores ambientales (e.g., cambios de temperatura) y debido a los bajos niveles de perturbación, las especies oportunistas de poliquetos no serían dominantes (Wang *et al.* 2020). Por lo anterior, y para robustecer los resultados obtenidos se recomienda utilizar en conjunto diversos índices bióticos (Sivadas *et al.* 2016), evaluando además cómo estos se relacionan entre sí, más allá de sus magnitudes, y con las variables ambientales de los sedimentos.

Los resultados obtenidos en el presente estudio para la zona costera del GA permiten señalar que consistentemente se detectó una asociación entre los índices AMBI, Bentix, BOPA y BPA y de estos con las variables ambientales potencial redox, TOC y los porcentajes de arena y fango registradas en los sedimentos, por lo que, es esperable que, para otras áreas del GA, estos índices bióticos sean también útiles y puedan además relacionarse con las variables fisicoquímicas de los sedimentos. Por otro lado, los índices M-AMBI, Warwick y diversidad de Shannon-Wiener estarían más relacionados entre ellos y no mayormente influenciados por las variables ambientales evaluadas en los sedimentos, por lo que serían menos robustos para relacionar el estatus ecológico del GA y la condición fisicoquímica del fondo marino, al menos para la zona costera estudiada. Entre las desventajas que presenta el índice de Shannon-Wiener para el establecimiento del estatus ecológico de un lugar, se ha señalado que no considera el tipo de especies presentes (sensibles/tolerantes) lo que dificultaría la comparación de los resultados con otros sitios (Sivadas *et al.* 2016), situación que también se ha registrado en ambientes naturalmente estresados como los estuarios (Mulik *et al.* 2017). Algunos autores han criticado el uso del índice de Warwick para establecer el estatus ecológico del bentos de fondos blandos intermareales (Liang *et al.* 2024) y submareales (Beukema 1988; Dauer *et al.* 1993) en donde naturalmente la abundancia de una o unas pocas especies de pequeño tamaño son muy altas con respecto a la abundancia total. Debido a las características propias de la macrofauna bentónica de fondos blandos presentes en los ambientes costeros del SCH, en donde la dominancia de poliquetos y otros taxones de pequeño tamaño es alta (e.g. Carrasco *et al.*

1999), la utilización de este índice podría inducir a resultados no consistentes en relación con el estatus ecológico real del ambiente bajo estudio. Respecto del índice M-AMBI, Brauko *et al.* (2016) indicaron para ambientes estuarinos del este de Sudamérica una ausencia de correlación con los *proxies* de contaminación en los sedimentos, posiblemente debido a la utilización del índice de diversidad de Shannon-Wiener y la riqueza de especies como métricas complementarias, las que pueden ser influenciadas por factores como el tipo de hábitat, el tamaño de la muestra, las variaciones estacionales y la dominancia natural de ciertas especies, produciendo interpretaciones erróneas del M-AMBI (Simboura & Argyrou 2010).

En cuanto a los índices bióticos BOPA y BPA, estos fueron diseñados específicamente para ambientes estresados antrópicamente y con variaciones en la salinidad (Dauvin & Ruellet 2009), necesitan un menor esfuerzo taxonómico para su determinación ya que consideran diversas proporciones de poliquetos y anfípodos; sin embargo, no toman en cuenta otros taxones presentes que pueden ser importantes en cuanto a su frecuencia relativa (Mulik *et al.* 2017). De ellos BPA sería más recomendable para el área de estudio dado que fue el más sensible, y considera en su cálculo la totalidad de los poliquetos presentes y no solamente los denominados como oportunistas, grupo taxonómico por lo demás ya descrito como el más importante en términos de abundancia relativa para el área de estudio. Autores como Simboura & Zenetos (2002) y Zenetos *et al.* (2004) han señalado que Bentix se ha aplicado con éxito para evaluar zonas que presentan perturbaciones asociadas al contenido de materia orgánica y también de metales pesados en los sedimentos, siendo incluso más sensible que AMBI para detectar cambios asociados al aumento del contenido de materia orgánica, lo anterior podría explicar el menor estatus ecológico que permanentemente presentó Bentix respecto de AMBI, pudiendo estas variaciones en la sensibilidad ser atribuibles a la estructura de cálculo del Bentix, el que considera la asignación de los taxones sólo a dos amplios grupos ecológicos (Dauvin *et al.* 2007). Por otro lado, AMBI ha presentado un desempeño adecuado en zonas impactadas por hidrocarburos aromáticos policíclicos y otros derivados del petróleo (Muxika *et al.* 2005), siendo recomendable su uso en lugares donde se tiene un bajo número de especies pero altas abundancias, debido a una asignación más exacta de las especies a los grupos ecológicos respecto de Bentix (Simboura 2004). Dado que nuestros resultados evidencian que Bentix fue más conservador que AMBI y dado que ambos índices bióticos consideran la asignación de los taxones a los grupos predeterminados, es necesario desarrollar una investigación de mayor extensión temporal con la finalidad de determinar si

las tendencias descritas aquí para la zona costera del GA son consistentes en el tiempo. Todo esto, asociado además a una buena resolución taxonómica de las especies de la comunidad de la macrofauna bentónica de fondos blandos. Si bien los resultados y tendencias obtenidas a través de la presente investigación se encuentran circunscritos al área costera del GA, la metodología propuesta puede ser extensible a otros ambientes costeros influenciados por el SCH, lo que permitirá además de contrastar los resultados, identificar a qué variables ambientales de los sedimentos estarían respondiendo los índices bióticos utilizados.

Así, la implementación y utilización de índices bióticos se presenta como un aporte para el establecimiento de objetivos de conservación y para el seguimiento en estudios de evaluación ambiental, por lo que, políticas de gestión podrían beneficiarse al incorporar estas metodologías para evaluar la “salud marina-costera” (Brauko *et al.* 2020). Sin embargo, debido a la complejidad que implica resumir toda la variabilidad ambiental y biológica de una comunidad a una sola métrica, se recomienda la utilización de un enfoque multivariado, que considere diversos índices bióticos que relacionen la abundancia de las especies de la comunidad con la tolerancia de los taxones a una o varias fuentes de perturbación y cómo estas métricas se relacionan con las características ambientales de los sedimentos y entre sí (Dauvin *et al.* 2007; Sivadas *et al.* 2016). Además, estos índices bióticos deben fortalecerse con una mejora continua en la identificación taxonómica de la macrofauna bentónica, y con en el desarrollo de estudios fisiológicos y/o experimentales que permitan generar una adecuada asignación de los taxones a los grupos ecológicos o categorías de evaluación para cada área específica de estudio (Dreujou *et al.* 2021). Finalmente, otro aspecto metodológico interesante que emerge de los resultados de este estudio es la información obtenida de la estimación de los índices bióticos en función de las agrupaciones taxonómicas espaciales identificadas en el GA, además de su variabilidad temporal. Esta aproximación permitiría conectar el estatus ecológico de los hábitat o sitios particulares de estudio (heterogeneidad de pequeña escala), con áreas de mayor escala espacial y que probablemente sean más representativas del GA al integrar faunísticamente zonas cercanas y lejanas expuestas a similares estresores de origen natural y/o antropogénico.

CONCLUSIONES

La presente investigación en el GA proporciona información sobre el uso de siete índices bióticos comunitarios en el cuerpo de agua semi-cerrado más importante del centro-sur del SCH.

Los resultados indican la presencia de variaciones estacionales en la mayoría de los índices utilizados, con el predominio de estatus ecológicos entre bueno a moderado y con un menor estatus durante la época invernal. Espacialmente, y de acuerdo a lo esperado, fue recurrente identificar un mejor estatus ecológico en los sitios de muestreo ubicados en torno a Punta Lavapié en la zona sur del GA. Los índices AMBI, BOPA, BPA y Bentix presentaron una asociación con las variables evaluadas en los sedimentos (TOC, potencial redox, porcentaje de arena y fango). Un comportamiento independiente a las variables ambientales evaluadas caracterizó a los índices bióticos M-AMBI, Shannon-Wiener y W. Dada la dinámica temporal propia de los sistemas bajo la influencia del SCH (e.g., surgencias, hipoxias, descarga de ríos) y considerando además la multiplicidad de actividades de origen antropogénico que se desarrollan en el borde costero, para el establecimiento del estatus ecológico del GA se recomienda la utilización de un enfoque analítico multivariado, que considere además de la determinación de diversos índices bióticos, como por ejemplo los aquí estimados, una evaluación de cómo estos índices se relacionan entre sí en el tiempo y con las variables fisicoquímicas de los sedimentos.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Se incluyen tres archivos con material suplementario que contiene la siguiente información:

- Mat. Sup. 1: Estimación de índices bióticos (Apéndice S1).
- Mat. Sup. 2: Presencia/Ausencia de taxones por periodo de muestreo (Tabla S1), Sitios de muestreo de agrupaciones taxonómicas por periodo (Tabla S2).
- Mat. Sup. 3: Estado ecológico por sitio y período de muestreo (Figura S1, S2 y S3).

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este artículo agradecen al Proyecto Red de Monitoreo Ambiental de Ecosistemas Marinos del Golfo de Arauco, financiado por el Ministerio del Medio Ambiente. Además, a los profesionales científico-técnicos que participaron de las actividades de terreno y a la tripulación de la L/C Kay-Kay II, del Departamento de Oceanografía de la Universidad de Concepción. Agradecemos también la revisión anónima realizada a nuestro manuscrito, cuyos comentarios y sugerencias permitieron generar una versión mejorada del artículo. Patricio Torres-Ramírez agradece a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo por la beca doctoral para el financiamiento de sus estudios de postgrado

(Beca Doctoral ANID 21210745). Eduardo Hernández-Miranda fue financiado parcialmente por INCAR-FONDAP-1522A0004-1523A0007.

REFERENCIAS

- Alarcón, E. 1970. Descripción oceanográfica preliminar para el Golfo de Arauco. Instituto de Fomento Pesquero, Boletín Científico 13. 35 pp.
- Beukema, J.J. 1988. An evaluation of the ABC method (abundance / biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology* 99: 425-433.
- Bini, M., Rossi, V. 2021. Climate change and anthropogenic impact on coastal environments. *Water* 13(9): 9. <https://doi.org/10.3390/w13091182>
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., de Montaudouin, X. 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats—Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 8(4): 4. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.04.003>
- Boesch, D.F., Rosenberg, R. 1981. Response to stress in marine benthic communities. Stress effects on natural ecosystems/edited by GW Barrett and R. Rosenberg.
- Bon, M., Grall, J., Gusmao, J.B., Fajardo, M., Harrod, C., Pacheco, A.S. 2021. Functional changes in benthic macrofaunal communities along a natural gradient of hypoxia in an upwelling system. *Marine Pollution Bulletin* 164: 112056. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112056>
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100-1114. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I. 2003. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. *ICES CM* 2: 1-10.
- Borja, A., Muxika, I. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine pollution bulletin* 50(7): 787-789.
- Borja, A., Dauer, D.M., Díaz, R., Llansó, R.J., Muxika, I., Rodríguez, J.G., Schaffner, L. 2008. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices. *Ecological Indicators* 8(4): 395-403. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.003>

- Borja, A., Marín, S., Núñez, R., Muxika, I. 2014. Is there a significant relationship between the benthic status of an area, determined by two broadly-used indices, and best professional judgment? *Ecological Indicators* 45: 308-312. <https://doi.org/10/gqx459>
- Borja, A., Marín, S.L., Muxika, I., Pino, L., Rodríguez, J.G. 2015. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin* 97(1): 1. <https://doi.org/10/ggwt35>
- Brauko, K.M., Cerveira, A.F., Freitas, R.F., Hadlich, H.L., Beras, T., Fonseca, A.L., Pagliosa, P.R. 2020. Comparing structural and functional approaches to distinguish benthic communities from eutrophic and non-eutrophic estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 157: 111290. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111290>
- Brauko, K.M., Muniz, P., de Castro Martins, C. de C., da Cunha Lana, P. 2016. Assessing the suitability of five benthic indices for environmental health assessment in a large subtropical South American estuary. *Ecological Indicators* 64: 258-265. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.008>
- Brauko, K.M., de Souza, F.M., Muniz, P., de Camargo, M.G., da Cunha Lana, P. 2015. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 91(2): 2. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.025>
- Cárcamo, P.J., Hernández-Miranda, E., Veas, R., Quiñones, R.A. 2017. Macrofaunal community structure in Bahía Concepción (Chile) before and after the 8.8 Mw Maule mega-earthquake and tsunami. *Marine Environmental Research* 130: 233-247. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.022>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daile, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401): 59-67.
- Carrasco, F.D., Gallardo, V.A. 1983. Abundance and distribution of the macrobenthic infauna of the Gulf of Arauco, Chile. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 68(6): 825-838.
- Carrasco, F.D., Gallardo, V.A. 1994. Diversidad, distribución y abundancia del macrobentos sublitoral y observaciones sobre la dinámica temporal de corto término de los sedimentos de Bahía Concepción, Chile. *Gayana Oceanología* 2 (2): 49-68.
- Carrasco, F.D. 1996. La macroinfauna bentónica de la bahía de Concepción, Chile: alta dominancia ecológica en el sublitoral somero frente a Lirquén. *Gayana Oceanología* 4: 1-12.
- Carrasco, F.D., Gallardo, V.A., Baltazar, M. 1999. The structure of the benthic macrofauna collected across a transect at the central Chile shelf and relationships with giant sulfur bacteria *Thioploca* spp. mats. *Cahiers de Biologie Marine* 40(2): 195-202.
- Castro, L., Bernal, P., González, H. 1991. Vertical distribution of copepods and the utilization of chlorophyll-a rich layer within Concepcion Bay, Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32: 243-256.
- Cubillos, L., Canales, M., Hernández, A., Bucarey, D., Vilugrón, L., Miranda, L. 1998. Poder de pesca, esfuerzo de pesca y cambios estacionales e interanuales en la abundancia relativa de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens* en el área frente a Talcahuano, Chile (1990-97). *Investigaciones Marinas* 26: 3-14.
- Culhane, F.E., Briers, R.A., Tett, P., Fernandes, T.F. 2019. Response of a marine benthic invertebrate community and biotic indices to organic enrichment from sewage disposal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99(8): 1721-1734.
- Chandia, C., Salamanca, M., Hernández, A., Bermedo, L., Hernández-Miranda, E., Inostroza-Michael, O. (2024). Variación espacial y estacional de metales y compuestos orgánicos en los sedimentos costeros del Golfo de Arauco. *Gayana* 88(2): 195-214.
- Chunga-Llauce, J.A., Benavides, M.T., Borja, Á., Vélez-Zuazo, X., Vildoso, B., Alonso, A., Pacheco, A.S., Tasso, V. 2023. Assessing the ecological quality status of macrobenthic communities in a marine terminal of liquefied natural gas in Peru. *Marine Environmental Research* 185: 105879. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105879>
- D'Alessandro, M., Esposito, V., Porporato, E.M. D., Berto, D., Renzi, M., Giacobbe, S., Scotti, G., Consoli, P., Valastro, G., Andaloro, F., Romeo, T. 2018. Relationships between plastic litter and chemical pollutants on benthic biodiversity. *Environmental Pollution* 242: 1546-1556. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.002>
- Daneri, G., Dellarossa, V., Quiñones, R., Jacob, B., Montero, P., Ulloa, O. 2000. Primary production and community respiration in the Humboldt current system off Chile and associated oceanic areas. *Marine Ecology Progress Series* 197: 41-49.
- Dauer, D.M., Luckenbach, M.W., Rodi, J.R. A.J. 1993. Abundance biomass comparison (ABC method): Effects of an estuarine gradient. anoxic/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine Biology* 116: 507-518.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55(1-6): 215-224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.045>
- Dauvin, J.C., Ruellet, T. 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?

- Marine Pollution Bulletin 59: 38-47.
- Dauvin, J.C., Alizier, S., Rolet, C., Bakalem, A., Bellan, G., Gesteira, J.L.G., Grimes, S., de-la-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y. 2012. Response of different benthic indices to diverse human pressures. *Ecological Indicators* 12(1): 143-153. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.019>
- Dauvin, J.C., Andrade, H., de-la-Ossa-Carretero, J.A., del-Pilar-Ruso, Y., Riera, R. 2016. Polychaete/amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. *Ecological Indicators* 63: 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.055>
- de-la-Ossa-Carretero, J.A., del-Pilar-Ruso, Y., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 58(3): 332-340. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.017>
- Díaz-Díaz, O., Rozbaczylo, N., Fragueiro, M., Gárata, P. 2019. Lista de especies de Capitellidae (Polychaeta) registradas en el Pacífico suroriental a lo largo de la costa de Chile, fiordos y canales australes. <https://doi.org/10.15468/159ymp>
- Dong, J.Y., Sun, X., Zhang, Y., Zhan, Q., Zhang, X. 2021. Assessing benthic habitat ecological quality using four benthic indices in the coastal waters of Sanshandao, Laizhou Bay, China. *Ecological Indicators* 129: 107980.
- Dong, J.Y., Wang, X., Zhang, X., Bidegain, G., Zhao, L. 2023. Integrating multiple indices based on heavy metals and macrobenthos to evaluate the benthic ecological quality status of Laoshan Bay, Shandong Peninsula, China. *Ecological Indicators* 153: 110367. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110367>
- Dreujou, E., Desroy, N., Carrière, J., Tréau de Coeli, L., McKindsey, C.W., Archambault, P. 2021. Determining the ecological status of benthic coastal communities: A case in an anthropized sub-Arctic area. *Frontiers in Marine Science* 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.637546>
- Elías, R., Méndez, N., Muniz, P., Cabanillas, R., Gutiérrez-Rojas, C., Rozbaczylo, N., Londoño-Mesa, M.H., Gárate Contreras, P.J., Cárdenas-Calle, M., Villamar, F., Laverde-Castillo, J.J.A., Brauko, K.M., Araki Braga, M., Da Cunha Lana, P., Díaz-Díaz, O. 2021. Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. *Marine and Fishery Sciences (MAFIS)* 34(1): 1. <https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>
- Equbal, J., Lakra, R.K., Savurirajan, M., Satyam, K., Thiruchitrabalam, G. 2018. Testing performances of marine benthic biotic indices under the strong seasonality in the tropical intertidal habitats, South Andaman, India. *Marine Pollution Bulletin* 135: 266-282. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.034>
- Escribano, R., Morales, C.E. 2012. Spatial and temporal scales of variability in the coastal upwelling and coastal transition zones off central-southern Chile (35-40° S). *Progress in Oceanography* 92-95: 1-7.
- Fajardo, M., Andrade, D., Bonicelli, J., Bon, M., Gómez, G., Riascos, J.M., Pacheco, A.S. 2018. Macrobenthic communities in a shallow normoxia to hypoxia gradient in the Humboldt upwelling ecosystem. *PLoS ONE* 13(7): 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200349>
- Fauchald, K. 1977. The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series.
- Gallardo, V.A., Palma, M., Carrasco, F.D., Gutiérrez, D., Levin, L.A., Cañete, J.I. 2004. Macrobenthic zonation caused by the oxygen minimum zone on the shelf and slope off central Chile. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51(20): 20. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.07.028>
- Garreaud, R. 2018. Tres niños sorprendentes. Instituto Geofísico del Perú. *Boletín Técnico* 5(1): 5-9.
- Gillett, D.J., Weisberg, S.B., Grayson, T., Hamilton, A., Hansen, V., Leppo, E.W., Pelletier, M.C., Borja, A., Cadien, D., Dauer, D., Diaz, R., Dutch, M., Hyland, J.L., Kellogg, M., Larsen, P.F., Levinton, J.S., Llansó, R., Lovell, L.L., Montagna, P.A., Pasko, D., Phillips, A., Rakocinski, C., Ransinghe, J.A., Sanger, D.M., Texeira, H., Van Dolah, R.F., Velarde, R.G., Welch, K.I. 2015. Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters. *Ecological Indicators* 50: 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.005>
- González, R.R., Quiñones, R.A. 2000. Pyruvate oxidoreductases involved in glycolytic anaerobic metabolism of polychaetes from the continental shelf off central-south Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51(4): 507-519.
- Grall, J., Glémarec, M. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 43-53.
- Gutiérrez, D., Gallardo, V.A., Mayor, S., Neira, C., Vásquez, C., Sellanes, J., Rivas, M., Soto, A., Carrasco, F., Baltazar, M. 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on the bioturbation potential of macrofauna in sublittoral sediments off Central Chile during the 1997/1998 El Niño. *Marine Ecology Progress Series* 202: 81-99. <https://doi.org/10.3354/meps202081>
- Harley, C.D., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters* 9(2): 228-241.
- He, Q., Silliman, B.R. 2019. Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology* 29(19): R1021-R1035.
- Hernández, A., Leal, C., Salamanca, M., Chandía, C., Hernández-

- Miranda, E., Castillo, M., Vargas, F. 2020. Actualización de la información disponible y propuesta de monitoreo para el diseño de la norma secundaria de calidad ambiental para el Golfo de Arauco. Informe Final Corregido. Centro de Investigación en Recursos Naturales HOLON SpA. 193 pp + Anexos.
- Hernández A., Inostroza-Michael, O., Salamanca, M., Chandía, C., Hernández-Miranda, E., Vergara, O., Bogdanovich, J.M., Leal González, C. (2024). Usos de la zona costera en el Golfo de Arauco: importancia ambiental y ecológica. *Gayana* 88(2): 138-153..
- Hernández, A., Tapia, F.J. 2021. Connecting spatial structure in subtidal benthic communities with temporal variability in bottom temperature and dissolved oxygen along an upwelling coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 250: 107166.
- Hernández-Miranda, E., Veas, R., Krautz, M.C., San Martín, F., Quiñones, R.A. 2021. Efecto del tamaño de tamiz en la caracterización de la macrofauna marina bentónica: Implicancias para su uso en líneas de base, caracterizaciones preliminares de sitios para la acuicultura y monitoreos ambientales en Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 56(1). <https://doi.org/10.22370/rbmo.2021.56.1.2796>
- Hernández-Miranda, E., Veas, R., Torres-Ramírez, P., Krautz, C., Chandía, C., Salamanca, M., Hernández, A. (2024). Dinámica metacomunitaria de la macrofauna bentónica de fondos blandos de la zona costera del Golfo de Arauco. *Gayana* 88(2): 215-235.
- Izegaegbe, J.I., Vivier, L., Mzimela, H.M. 2020. Trace metal contamination in sediment in the Mhlathuze Estuary, northern KwaZulu-Natal, South Africa: Effects on the macrobenthic community. *Environmental Monitoring and Assessment* 192(6): 6. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08352-9>
- Keeley, N.B., Forrest, B.M., Crawford, C., Macleod, C.K. 2012. Exploiting salmon farm benthic enrichment gradients to evaluate the regional performance of biotic indices and environmental indicators. *Ecological Indicators* 23: 453-466. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.028>
- Labruno, C., Amouroux, J. M., Sarda, R., Dutrieux, E., Thorin, S., Rosenberg, R., Grémare, A. 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52(1): 34-47.
- Liang, J., Ma, C.W., Kim, S.K., Park, S.H. 2024. Assessing the benthic ecological quality in the intertidal zone of Cheonsu bay, Korea, using multiple biotic indices. *Water* 16(2): 272. <https://doi.org/10.3390/w16020272>
- Lie, U. 1968. A quantitative study of benthic infauna in Puget Sound, Washington, USA, in 1963-1964.
- Lu, X., Xu, J., Xu, Z., Liu, X. 2021. Assessment of benthic ecological quality status using multi-biotic indices based on macrofaunal assemblages in a semi-enclosed bay. *Frontiers in Marine Science* 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.734710>.
- Magni, P., Tagliapietra, D., Lardicci, C., Balthis, L., Castelli, A., Como, S., Frangipane, G., Giordani, G., Hyland, J., Maltagliati, F., Pessa, G., Rismondo, A., Tataranni, M., Tomassetti, P., Viaroli, P. 2009. Animal-sediment relationships: Evaluating the 'Pearson-Rosenberg paradigm' in Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58(4): 4. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.12.009>
- Mardones, P., Wong, Z., Contreras-Rojas, J., Muñoz, R., Hernández-Miranda, E., Sobarzo, M. 2022. Upwelling shadows driven by the low-level jet along the subtropical west coast of South America: Gulf of Arauco, Chile. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 127(8): 8. <https://doi.org/10/gqx45s>
- Medeiros, J. P., Chaves, M. L., Silva, G., Azeda, C., Costa, J. L., Marques, J. C., Costa, M. J., Chainho, P. 2012. Benthic condition in low salinity areas of the Mira estuary (Portugal): lessons learnt from freshwater and marine assessment tools. *Ecological Indicators* 19: 79-88.
- Mulik, J., Sukumaran, S., Srinivas, T., Vijapure, T. 2017. Comparative efficacy of benthic biotic indices in assessing the Ecological Quality Status (EcoQS) of the stressed Ulhas estuary, India. *Marine Pollution Bulletin* 120(1-2): 192-202.
- Mulik, J., Sukumaran, S., Dias, H.Q. 2020. Can the ecological status of three differentially impacted monsoonal tropical estuaries in NW India, be adequately assessed by a common estuarine benthic index? *Ecological Indicators* 119: 106807.
- Muxika, I., Borja, A., Bonne, W. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5(1): 1. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.08.004>
- Muxika, I., Borja, A., Bald, J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 16-29.
- Nayak, A., Equbal, J., Rout, S.S., Dash, B., Thiruchitrambalam, G., Bhadury, P., Satyanarayana, B., Raut, D. 2022. Macrobenthic community of an anthropogenically influenced mangrove associated estuary on the East coast of India: An approach for ecological assessment. *Frontiers in Marine Science* 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.1008912>
- Osorio, C., Reid, D. 2004. Moluscos marinos intermareales y submareales entre la boca del Guafo y el estero Elefantas, sur de Chile. *Investigaciones Marinas* 32(2): 71-89.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession

- in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment: *Annual Review of Oceanography and Marine Biology* 16.
- Posit Team. 2023. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. <http://www.posit.co/>
- QGIS Development Team. 2015. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>
- Quiñones, R.A. 2010. Eastern boundary current systems. In carbon and nutrient fluxes in continental margins (pp. 25-120). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Quiroga, E., Quiñones, R., Palma, M., Sellanes, J., Gallardo, V.A., Gerdes, D., Rowe, G. 2005. Biomass size-spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62(1-2): 217-231.
- Retamal, M. 1973. Análisis cual y cuantitativo de los decápodos de los fondos blandos de la bahía de Concepción, Chile. *Gayana Zoológica* 23: 1-50.
- Retamal, M. 1981. Catálogo ilustrado de los crustáceos decápodos de Chile. *Gayana Zoológica* 44: 1-110.
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J.G., Krause, J., Lorange, P., Ragnarsson, S.Á., Sköld, M., Trabucco, B., Enserink, L., Norkko, A. 2012. Indicators for sea-floor integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators* 12(1): 1. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.021>
- Robertson, B.P., Savage, C., Gardner, J.P., Robertson, B.M., Stevens, L.M. 2016. Optimising a widely-used coastal health index through quantitative ecological group classifications and associated thresholds. *Ecological Indicators* 69: 595-605.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H., Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49(9): 9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.013>
- Rozbaczylo, N. 1980. Clave para el reconocimiento de familias de anélidos poliquetos del mar chileno. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 15(3-4): 167-196.
- Rozbaczylo, N. 1985. Los Anélidos Poliquetos de Chile. Índice sinónimo y distribución geográfica de especies. Pontificia Universidad Católica de Chile, Serie Monografías Biológicas 3: 1-284.
- Rozbaczylo, N., Moreno, R.A. 2010. Poliquetos (Annelida). Bibliografía sobre biodiversidad acuática de Chile. Edición Bicentenario de Chile, 159-172. Comité Oceanográfico Nacional (CONA), Valparaíso, Chile.
- Saavedra, L., Vargas, C. 2020. Capítulo 7: Sistema costero adyacente a la cuenca del Biobío. En: Eula-Chile Centro de Ciencias Ambientales: Evolución y perspectivas a 30 años de su creación (pp. 157-171).
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management* 49(5): 308-331. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.03.001>
- Saldías, G.S., Sobarzo, M., Largier, J., Moffat, C., Letelier, R. 2012. Seasonal variability of turbid river plumes off central Chile based on high-resolution MODIS imagery. *Remote Sensing of Environment* 123: 220-233. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.010>
- San Martín, G., Rozbaczylo, N., Díaz-Díaz, O. 2017. Guía y claves para el reconocimiento de las subfamilias, géneros y especies de Syllidae registradas a lo largo de la costa de Chile, archipiélago Juan Fernández e isla de Pascua (Annelida: Phyllodocida: Syllidae). *Anales del Instituto de la Patagonia* 45(2): 7-50. Universidad de Magallanes, Chile.
- Sellanes, J., Quiroga, E., Neira, C., Gutiérrez, D. 2007. Changes of macrobenthos composition under different ENSO cycle conditions on the continental shelf off central Chile. *Continental Shelf Research* 27(7): 7. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.001>
- Simboura, N. 2004. Benthic Index vs. Biotic Index in monitoring: an answer to Borja *et al.* 2003. *Marine Pollution Bulletin* 48(3): 403-404.
- Simboura, N., Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* 3(2): 77. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.249>
- Simboura, N., Argyrou, M. 2010. An insight into the performance of benthic classification indices tested in Eastern Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 60(5): 701-709.
- Sivadas, S.K., Nagesh, R., Gupta, G.V.M., Gaonkar, U., Mukherjee, I., Ramteke, D., Ingole, B.S. 2016. Testing the efficiency of temperate benthic biotic indices in assessing the ecological status of a tropical ecosystem. *Marine pollution bulletin* 106(1-2): 62-76.
- Sobarzo, M., Bravo, L., Donoso, D., Garcés-Vargas, J., Schneider, W. 2007. Coastal upwelling and seasonal cycles that influence the water column over the continental shelf off central Chile. *Progress in Oceanography* 75(3): 363-382.
- Soto, E., Quiroga, E., Ganga, B., Alarcón, G. 2017. Influence of organic matter inputs and grain size on soft-bottom macrobenthic biodiversity in the upwelling ecosystem of central Chile. *Marine Biodiversity* 47(2): 433-450. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0479-0>
- Souza, F.M., Gilbert, E.R., Brauko, K.M., Lorenzi, L., Machado, E., Camargo, M.G. 2021. Macrobenthic community

- responses to multiple environmental stressors in a subtropical estuary. *PeerJ* 9: e12427. <https://doi.org/10.7717/peerj.12427>
- Ricciardi, A., Bourget, E. 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 163: 245-251. <https://doi.org/10.3354/meps163245>
- Rosenberg, R., Moller, P. 1979. Salinity stratified benthic macrofaunal communities and long-term monitoring along the west coast of Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 37: 175-203. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(79\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0022-0981(79)90094-7)
- Thorson, G. 1957. Bottom communities (Sublittoral or shallow shelf). *Memoirs - Geological Society of America* 67(1): 461-534. <https://doi.org/10.1130/MEM67V1-p461>
- Veas, R., Hernández-Miranda, E., Quiñones, R.A., Carrasco, F.D. 2012. Spatio-temporal biodiversity of soft bottom macrofaunal assemblages in shallow coastal waters exposed to episodic hypoxic events. *Marine Environmental Research* 78: 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.02.008>
- Vergara, O., Contreras, J., Muñoz, R., Bermedo, L., Sobarzo, M., Saldías, G., Chandía, C., Hernández, A., Salamanca, M., Hernández-Miranda, E. 2024. Cambios hidrográficos estacionales a lo largo de la costa del Golfo de Arauco (37° S). *Gayana* 88(2): 154-171.
- Wang, L., Luo, X., Yang, J., Zhang, J., Fan, Y., Shen, J. 2020. Assessing benthic habitat quality using biotic indices in the Laizhou Bay, China. *Acta Oceanologica Sinica* 39(2): 2. <https://doi.org/10.1007/s13131-020-1552-x>
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology* 92: 557-562.
- Warwick, R.M., Platt, H.M., Clarke, K.R., Agard, J., Gobin, J. 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138(1-2): 119-142.
- Wong, Z., Saldías, G.S., Largier, J.L., Strub, P.T., Sobarzo, M. 2021. Surface thermal structure and variability of upwelling shadows in the Gulf of Arauco, Chile. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 126(4): 4. <https://doi.org/10/gqx4wk>.
- Wu, H.Y., Fu, S.F., Hu, W.J., Chen, F.G., Cai, X.Q., Chen, Q.H., Wu, Y.B. 2022. Response of different benthic biotic indices to eutrophication and sediment heavy metal pollution, in fujian coastal water, East China sea. *Chemosphere* 307: 135653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135653>
- Yan, J., Sui, J., Xu, Y., Li, X., Wang, H., Zhang, B. 2020. Assessment of the benthic ecological status in adjacent areas of the Yangtze River Estuary, China, using AMBI, M-AMBI and BOPA biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 153: 111020.
- Zenetos, A., Hatzianestis, J., Lantzouni, M., Simboura, M., Sklivagou, E., Arvanitalis, G. 2004. The eurobulker oil spill: mid-term changes of some ecosystems indicators. *Marine Pollution Bulletin* 48(1-2): 122-131.

Received: 15.09.2023

Accepted: 19.04.2024