



Tesis de grado
Lic. Ciencias Biológicas

Efectos de la hipoxia sobre la fauna bentónica de la Laguna de Rocha

Aitor Azcárate Hermida

Orientador: Dr. Pablo Muniz

Agradecimientos

Primero agradecer a mi familia, y en particular a mis padres (Elda y Enrique) y a mis hermanas (Maite y Tania) por el soporte y la motivación para estudiar ciencias biológicas.

A los compañeros que fui encontrando en la carrera y que lograron hacer de compañía y que la carrera sea de forma más amena.

A mi tutor Pablo, por la gran oportunidad de fortalecer mi formación académica, por la paciencia y el tiempo dedicado durante toda la pasantía.

A todos los integrantes de OEM de Facultad de Ciencias, por los consejos y el apoyo, en especial a las personas que formaron parte del proyecto de lagunas en alguna instancia como Noelia, Sofía, Adriana, Maru, Jenny, Luis.

A mis amigos del día a día, dentro y fuera de la facultad, quienes han conocido un poco más sobre la macrofauna, y por acompañarme y apoyarme en diferentes momentos.

Y a todas aquellas personas que formaron parte de este lindo camino que merece lugar en el reconocimiento en este trabajo.

Finalmente, agradezco a CSIC por la financiación para el proyecto y a la UdelaR por la oportunidad de la formación académica.

¡Gracias!

Índice General

RESUMEN.....	4
INTRODUCCIÓN.....	5
Objetivos General.....	8
Objetivo Específico 1.....	8
Objetivo Específico 2.....	8
MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
Área de estudio.....	8
Diseño de muestreo.....	10
Colecta de muestras	11
Análisis de laboratorio.....	11
Análisis de datos.....	12
RESULTADOS.....	14
Variables ambientales.....	14
Macrofauna bentónica.....	16
Índice AMBI.....	20
DISCUSIÓN.....	21
CONSIDERACIONES FINALES.....	24
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	26
ANEXO.....	33
Parámetros ambientales.....	33
Parámetros biológicos.....	34

Resumen

Las lagunas costeras son ambientes físicamente controlados, donde las condiciones físicas y químicas prevalecen sobre las biológicas para estructurar a sus comunidades. En nuestro país una de las lagunas costeras más importante desde el punto de vista ecológico, social y emblemática es la Laguna de Rocha, la cual pertenece a un sistema más amplio de lagunas costeras en el Uruguay. Se ha encontrado evidencia de que la Laguna de Rocha, durante el verano, sufre eventos de hipoxia. Es sabido que la comunidad bentónica es un buen indicador biológico, por lo que es comúnmente utilizada como tal del estado ecológico. Para la realización de este estudio se colectaron muestras de macrofauna bentónica, mediante técnicas de apnea y se midieron diversos parámetros ambientales (oxígeno disuelto en agua e intersticial, temperatura, salinidad, pH, clorofila a, tamaño de sedimento y contenido orgánico) en sitios dónde se han evidenciado los eventos de hipoxia previamente. Los datos obtenidos y el estado de la comunidad de macrofauna se analizaron comparando la información con y sin la presencia de hipoxia. Para el análisis de la comunidad bentónica, además del enfoque taxonómico clásico, se clasificó a la misma en los cinco grupos ecológicos de acuerdo al índice biótico marino AMBI. Se encontraron eventos de hipoxia únicamente en los meses de diciembre 2019 y enero 2021 y aun así, no en todos los sitios estudiados. En cuanto a las variables ambientales, pH, salinidad, tamaño de sedimento, clorofila a, materia orgánica total no presentaron diferencias significativas entre las estaciones con y sin hipoxia. La temperatura fue la única variable que presentó significativamente mayores valores en las estaciones con hipoxia. La comunidad bentónica presentó características típicas de ambientes estuarinos, registrando 39598 individuos pertenecientes a 21 taxones, encontrándose dominada por el gasterópodo *Heleobia australis* y el bivalvo *Erodona mactroides*. Finalmente, no se evidenció un acople directo entre los eventos de hipoxia y la macrofauna, mientras que se puede inferir que la comunidad bentónica de la laguna no se encuentra bajo niveles de estrés tales que modifiquen su función ecológica.

Introducción

Un estuario se define como un cuerpo semicerrado de agua costero que se extiende hasta el límite efectivo de la influencia de mareas, dentro del cual el agua de mar que ingresa por una o más conexiones con el mar abierto o cualquier otro cuerpo costero de agua salada, es significativamente diluida por agua dulce derivada del drenaje terrestre, y puede sustentar especies biológicas eurihalinas por una parte o la totalidad de su ciclo de vida (Perillo, 1995).

Un ejemplo de sistema estuarino son las lagunas costeras. Una laguna costera se define como una “depresión de la zona costera por debajo del promedio mayor de las mareas más altas, teniendo una comunicación con el mar permanente o efímera pero protegida de las fuerzas del mar por algún tipo de barrera” (Lankford et al., 1977). Este concepto tiene como ventaja la inclusión del aspecto de la marea y como principal limitante la exclusión de los elementos fluviales y de la salinidad (Yáñez-Arancibia, 1987). Se caracterizan, de manera general, por ser sistemas ecológicos semicerrados y frecuentes en las zonas costeras a nivel mundial, en donde su geomorfología, tamaño y funcionamiento son de importancia para los niveles de productividad que poseen (Yáñez-Arancibia, 1987). Cada laguna costera difiere de otra en su forma y tamaño, rango de mareas, arroyos tributarios, clima y tipo de aporte sedimentario (Pereira y Soares-Gomes, 2021); como en sus características químicas, biológicas y ecológicas, que se acentúan con las diferencias físico-ambientales propias del ambiente (Yáñez-Arancibia, 1987).

Las lagunas costeras son ecológicamente complejas, presentan un gran dinamismo debido a variaciones ambientales ocurriendo a distintas escalas, espacial y temporalmente (Conde et al., 2004, Giménez et al., 2014). Como consecuencia del estrés físico que representan los cambios abruptos, de salinidad principalmente, solo especies adaptadas a estas condiciones pueden hacer uso permanente de estos hábitats, hecho que condiciona la riqueza de las especies pertenecientes a estos ambientes (Sconfietti et al., 2003). Además, la fauna también responde al tipo de sedimento, contaminantes y enriquecimiento orgánico, a través de mecanismos directos o indirectos (Giménez et al., 2014). Por ejemplo, la abundancia observada en la meiofauna bentónica de lagunas costeras se puede asociar a la variabilidad en las condiciones de los sedimentos (Kandratavicius et al., 2015). Numerosos autores destacan, desde hace varios años, el papel de los sedimentos en facilitar la disponibilidad de oxígeno para especies intersticiales de una gran variedad de hábitats sedimentarios (Fenchel, 1969; Ruiz et al., 1997; Coull, 1999; Muniz y Pires, 1999;

Mirto et al., 2002); siendo un factor determinante para explicar la variación en las comunidades de meiofauna en las lagunas costeras de Uruguay (Kandratavicius et al., 2015).

Como viene ocurriendo en varios ecosistemas costeros a nivel global, el uso que el hombre hace de estos ambientes de transición generalmente provoca el deterioro ambiental de ellos, algunas veces de manera irreversible (Edwards et al., 2010). Uno de los mayores problemas ambientales en la actualidad que afecta a los ecosistemas costeros y marinos, pudiendo provocar la mortalidad en masa de las especies de valor económico y la reducción de la biodiversidad, son los eventos de hipoxia (Gray et al., 2002; Vaquer-Sunyer y Duarte, 2008; Breitburg et al., 2009; Vaquer-Sunyer et al., 2011; Deutsch et al., 2011). La hipoxia se define como la concentración de oxígeno por debajo de la concentración requerida para sostener la vida animal (Diaz, 2001). Los organismos generalmente comienzan a responder mediante cambios en los comportamientos o en la fisiología en concentraciones menores a 2 mg O₂/L, aunque esta depende de la especie (Vaquer Sunyer y Duarte, 2008). Los eventos de hipoxia pueden darse en estuarios poco profundos dónde la columna de agua se puede estabilizar debido a las descargas de agua dulce que generan una haloclina impidiendo el intercambio de agua entre la superficie y el fondo (Tweedley et al., 2016). Probablemente el efecto más crítico es el reciente incremento en la descarga de nutrientes y materia orgánica de origen antropogénico aumentando la actividad biológica y con eso el consumo de oxígeno (Pearson y Rosenberg, 1978; Vaquer Sunyer y Duarte, 2008). Los eventos de hipoxia en sedimento pueden relacionarse tanto a la eutrofización de la columna de agua (Middelburg y Levin, 2009) como a la eutrofización directa del sedimento, gracias a la entrada de material particulado. Por su parte el sedimento tiene distintas demandas de oxígeno que varían de forma espacial y temporal que dependen de la cantidad de materia orgánica (Middelburg y Levin, 2009), la bioturbación que puedan tener (Aller, 1982; Kristensen y Holmer, 2001), junto con su composición bioquímica (Soetaert et al., 2000).

Las lagunas costeras del Uruguay forman parte de un sistema mayor, que se extiende hasta las lagunas costeras del sur de Brasil (Pereira et al., 2019) y está constituido por la Laguna de José Ignacio, Laguna de Castillos, Laguna Garzón y la Laguna de Rocha; la cual sobresale por su importancia ecológica y social (Wells y Daborn, 1998). Son, en general, sistemas poco profundos y tienen periodos de conexión con el océano mediante la apertura de las barras de arena que producen grandes diferencias en el gradiente de salinidad, el cual influye directamente en la química del agua

(Conde et al., 1999). Los patrones de diversidad y abundancia de la comunidad macrobentónica en las lagunas costeras uruguayas responden al tipo de sedimento, distancia al océano y tipo de conexión al mismo (Giménez et al., 2014). Particularmente, la macrofauna bentónica de las lagunas puede variar a gran escala (entre lagunas), en escalas intermedias (en respuesta a factores que varían entre los sectores de la laguna) y pequeñas escalas (en respuesta al nivel de la marea y características del sedimento) (Muniz et al., 2012; Giménez et al., 2014; Pereira et al., 2019). La trama trófica de la laguna de Rocha está dominada por el componente bentónico, mostrando un fuerte acoplamiento trófico entre productores primarios bentónicos y subsistemas pelágicos (Meerhoff, 2009). Tal es así que, la mayoría de las especies de conservación focales de estas lagunas, incluidas las migratorias y las aves acuáticas residentes dependen de los recursos bentónicos (Vander Zanden et al., 2011). Estudios recientes (Giménez et al., 2014; Pita et al., 2017; Pereira et al., 2019 entre otros) caracterizan a la Laguna de Rocha por presentar niveles altos de materia orgánica en los sedimentos, sólidos en suspensión y clorofila a. Para el caso de algunas lagunas costeras uruguayas, los estados tróficos varían entre los sectores interior y exterior, siendo el sector interior el que presenta un mayor estado trófico debido a que al ser zonas de menor energía favorecen la acumulación de sedimentos finos con lo que se acumula más materia orgánica detrítica degradada (Pita et al., 2017). Los mismos autores afirman, en concordancia con estudios previos (Giménez et al., 2014; KandrataVICIUS, 2011), que los sectores internos en su mayoría son ambientes deposicionales, mientras que por el contrario los sectores externos presentan evidencia de erosión y de intercambio de materia con la costa abierta. Esta diferenciación, claramente, puede hacer más propensos a eventos de hipoxia a los sectores internos que a los externos. En el caso de la Laguna de Rocha, se evidenció en estudios recientes (com. pers. Pablo Muniz, datos no publicados) que estos eventos de hipoxia/anoxia pueden prevalecer durante el verano, pudiendo incluso llegar a cubrir hasta la mitad de la extensión lagunar.

El trabajo realizado por Rodrigues-Filho et al. (2023) sugiere que los efectos de los eventos de hipoxia en los ecosistemas costeros pueden afectar sus servicios ecosistémicos, pudiendo perderse el valor cultural y monetario que ofrecen los mismos. Los sistemas ecológicos que presentan una rica biodiversidad, como es la Laguna de Rocha, poseen una variedad de servicios ecosistémicos, que son aprovechados por el hombre. Los servicios ecosistémicos que puede aportar las lagunas en general, y la de Rocha en particular, serían de provisiones (comida y materia prima), de regulación (secuestro de carbono y regulación del agua), de apoyo

(hábitat para ciclo de especies y nutrientes) y cultural (estética y valores educativos) (Rodrigues-Filho et al., 2023).

Es en este contexto que se delinea el presente trabajo, para el cual se plantearon los objetivos que se detallan a continuación.

Objetivos

General:

Inferir los efectos que generan los eventos de hipoxia sobre los ensambles de macrofauna bentónica de la Laguna de Rocha.

Específicos:

- i- Determinar si las características ambientales (temperatura del agua, pH, salinidad, clorofila a, tipo de sedimento y contenido de materia orgánica) varían en relación con eventos de hipoxia.
- ii- Evaluar la estructura de la comunidad macrobentónica según su abundancia, riqueza y diversidad en periodos de hipoxia y no hipoxia, verificando la existencia o no de acoplamiento entre la respuesta de la hipoxia y la macrofauna.
- iii- Evaluar el comportamiento del índice biótico AMBI (se basa en la sensibilidad de los organismos al enriquecimiento orgánico) en periodos de hipoxia y no hipoxia.

Material y Métodos

Área de estudio

La Laguna de Rocha integra la lista de áreas protegidas ingresadas al SNAP desde el año 2000 (SNAP, 2010), y junto a las lagunas de Castillos, Negra y Merín forman parte de los Bañados del Este, designada por Unesco en 1976 como Reserva de Biosfera Bañados del Este, siendo en 1977 declarada Parque Nacional Lacustre y Área de Uso Múltiple por el decreto nº 260/977. Ubicada a los 34°15' S y 54°17' W cuenta con un área de 72 km² y tiene una profundidad media de 0,58 m; siendo la máxima de 1,4 m. (García-Rodríguez, 2002). Presenta un largo máximo de 13 km y un ancho de 10 km. (García-Rodríguez, 2011). Tiene como principales afluentes los arroyos Rocha, Las Conchas, La Palma y Los Noques (Figura 1). La amplitud de la marea, menor a 40 cm, se corresponde con un sistema micromareal (Conde et al., 1999).

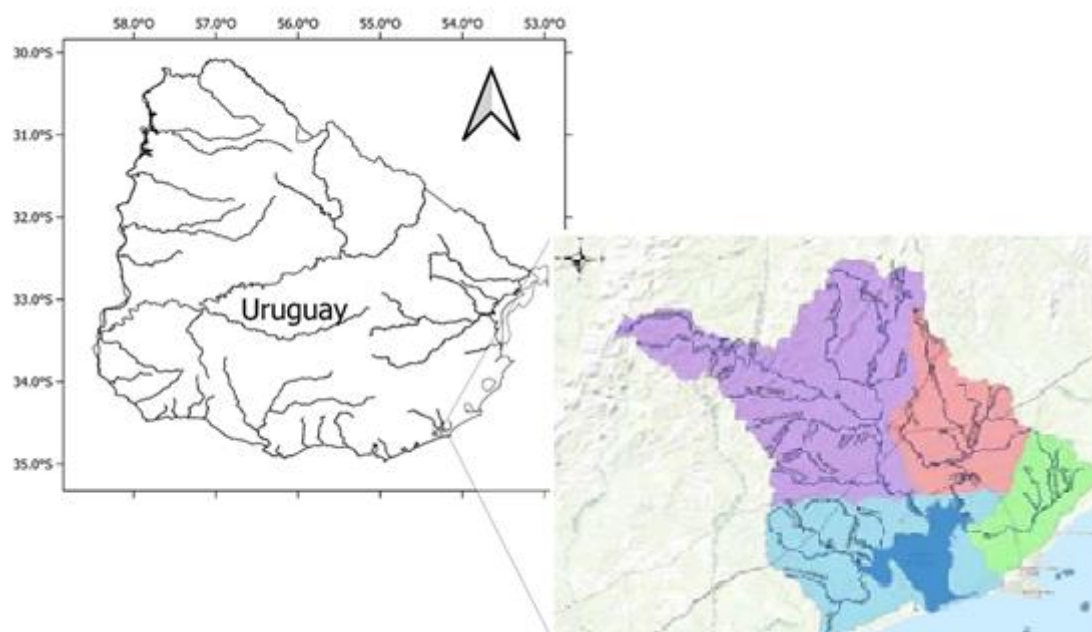


Figura 1. Cuenca de la Laguna de Rocha, resaltando sus principales cuencas tributarias. Subcuenca Arroyo Los Noques (celeste), subcuenca Arroyo La Palma (verde), subcuenca Arroyo Las Conchas (naranja) y subcuenca Arroyo Rocha (violeta) (tomado de DINAMA, 2018).

La salinidad es variable (entre 0,5 y 33 ppm, García-Rodríguez, 2002) pero con una marcada variación en sentido norte-sur, determinada básicamente por la interacción de masas de agua de origen continental y marino restringida por la apertura o cierre de la barra (Conde et al., 1999). La entrada de agua oceánica ocurre principalmente durante el verano, acompañada de una mayor concentración de fósforo; mientras que el nitrógeno total alcanza los valores más altos en el período de otoño a invierno (Conde et al., 1999).

El pH se mantiene entre los valores de 6,6 y 8,3; encontrándose todos los valores dentro del estándar indicado en el Decreto 253/79 para estuarios. La temperatura del agua presenta valores medios entre 13,3°C (invierno) y 23,9°C (verano), ocurriendo frecuentemente valores más extremos (Muniz et al., 2012; Giménez et al., 2014; Kandratavicius et al., 2015; Pita et al., 2017). Las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua, de manera general, cumplen con la normativa nacional ($\geq 5,0$ mg/L), siendo el mínimo 6,8 mg/L en otoño y el máximo 9,6 mg/L en invierno. La materia orgánica en la columna de agua presenta variaciones que van desde valores bajos de 1,7 mg/L a elevados de aprox. 43

mg/L, mientras que en el sedimento varía entre 2,4 mg/g en otoño y 66 mg/g en verano (DINAMA, 2018).

Según estudios realizados recientemente (DINAMA, 2018) se identificaron 22 taxones de invertebrados bentónicos, siendo el más representativo el pequeño gasterópodo *Heleobia australis* con abundancias superando el 80% en todas las épocas del año. Se encontraron en la laguna otros dos moluscos, los bivalvos *Erodona mactroides* y *Tagelus plebeius*. El phylum Annelida, clase Polychaeta en general está representado por tres especies que son *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis* y *Laeonereis acuta*. Por su parte, los crustáceos se vieron representados por el isópodo *Dies fluminensis*, el decápodo *Cyrtograpsus angulatus*, el tanaidaceo *Sinelobus stanfordii* y el cirripedo *Balanus improvisus* (Meerhoff et al., 2013).

Diseño de muestreo

Esta tesis se enmarca en el proyecto CSIC I+D 902 “Hipoxia en Lagunas Costeras: un análisis a nivel regional y local”, que se llevó a cabo entre los años 2019 y 2021, cuyo responsable fue Pablo Muniz.

Los objetivos se evaluaron en base a muestreos de campo en diferentes escalas espaciales y temporales para intentar capturar los eventos de hipoxia en sedimentos (cuando las concentraciones eran menores a 2 mg O₂/L en la superficie del sedimento). De esta forma, se realizaron seis (6) muestreos entre diciembre de 2019 y noviembre de 2021. En el sector central de la laguna se establecieron seis (6) estaciones al azar donde se midieron variables ambientales y además se tomaron muestras de sedimento y macrofauna (Figura 2).

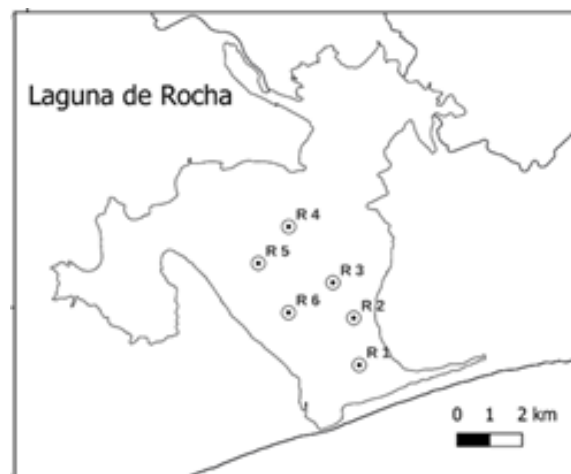


Figura 2. Laguna de Rocha con la ubicación aproximada de los puntos de muestreo R1, R2, R3, R4, R5 y R6.

Colecta de muestras

Las estaciones de muestreo fueron posicionadas utilizando un GPS y en cada una de ellas se midió la temperatura (°C), pH, salinidad (ppt) (termosalinómetro Oriba) y oxígeno disuelto (mg/L) (oxímetro YSI).

Las muestras de sedimento de fondo se sacaron mediante buceo en apnea desde un bote a motor, la baja profundidad de la laguna facilitó el uso de esta metodología. En cada estación de muestreo se tomaron 3 réplicas de corers de sedimento (2,7 cm diámetro interno, enterrados hasta 10 cm de profundidad) para determinar la concentración de oxígeno en la superficie del sedimento. Estos corers constituyeron réplicas distribuidas al azar dentro de cada estación de muestreo de forma de evaluar la variabilidad a pequeña escala en la disponibilidad de oxígeno. Además, se colectó una muestra de sedimento por estación para análisis granulométrico, y otras tres muestras de sedimento superficial para determinar el contenido de materia orgánica total (MOT) y de clorofila a.

Para estudiar la macrofauna se tomaron, en cada estación, 3 réplicas de sedimento por medio de corers de 15 cm diámetro interno, enterrados hasta 20 cm de profundidad. Una vez en el laboratorio de campo, las muestras se tamizaron en una malla de 0,5 mm para retener la macrofauna, que fue conservada en alcohol al 70% hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Análisis de Laboratorio

La concentración de oxígeno en el sedimento se midió mediante un microsensor de oxígeno Unisense (OX50) con un microelectrodo y los resultados se expresaron en mgO₂/L.

Para la determinación de la granulometría, el sedimento se tamizó mecánicamente en seco y húmedo usando un rot-up Analysette 3, utilizando una columna de tamices variando en 0,5 Phi (Φ). El sedimento se pesó antes y posteriormente al tamizado, para luego calcular los parámetros granulométricos de Folk y Ward (1957) siguiendo lo recomendado en Suguio (1973). En caso de ser necesario, el sedimento inicialmente

se sometió a un tratamiento con agua oxigenada, con el fin de eliminar la materia orgánica y facilitar su tamizado. Para los análisis se utilizó el porcentaje de la fracción limo + arcilla (< 0,063 mm).

El contenido de materia orgánica total (MOT) se determinó siguiendo el método de Byers et al. (1978). A partir de 1g de sedimento húmedo se calculó el porcentaje de MOT como la diferencia de peso entre la muestra seca (48hs, 60°C) y la muestra calcinada (450-500°C, 4 hs).

La clorofila a fue analizada espectrofotométricamente de acuerdo al método de Lorenzen (1967) modificado por Sündback (1983) para sedimentos. El pigmento fue extraído con acetona al 90% (24hs en la oscuridad a 4°C). Luego las muestras se centrifugaron (3000 rpm/5 min.) y se utilizó el sobrenadante para estimar la concentración de clorofila a (665-750 nm,) luego de la acidificación con HCL 1 N a las mismas longitudes de onda. Los resultados fueron expresados en microgramos de pigmentos (clorofila a) por gramo de sedimento seco ($\mu\text{g g}^{-1}$ ss).

Los organismos se identificaron en su gran mayoría hasta el nivel de especie ya que estas se conocen a partir de estudios previos (Giménez et al., 2005, 2006; Muniz et al., 2012), y fueron contados bajo lupa binocular.

Análisis de Datos

A partir de los datos de abundancia de especies/taxa se calcularon los índices de diversidad de Shannon (Shannon y Weaver, 1963) y de riqueza de especies (S, número de especies/taxa).

También se calculó el índice AMBI (Azti Marine Biotic Index, Borja et al., 2000), diferenciando las estaciones con hipoxia y las estaciones sin hipoxia para así determinar si hubo variación entre el estado ecológico/ambiental entre ambas condiciones. Para estos cálculos se utilizaron los datos por cada estación/ocasión y luego se calculó el valor medio para situaciones de hipoxia y no hipoxia, de manera general para todo el estudio. La fórmula utilizada para el cálculo es la siguiente (Borja et al., 2000, 2003):

$$\text{AMBI} = [(0 \times \% \text{GI}) + (1.5 \times \% \text{GII}) + (3 \times \% \text{GIII}) + (4.5 \times \% \text{GIV}) + (6 \times \% \text{GV})]/100$$

Para esto, se catalogaron los taxones macrofaunales en cinco grupos ecológicos (Borja et al., 2000 y 2003) (Tabla 3). Los grupos ecológicos (EG) propuestos en el AMBI se diferencian porque tienen una sensibilidad diferente al enriquecimiento por materia orgánica basada en el modelo de Pearson y Rosenberg (1978). El grupo ecológico I corresponde a especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y presentes bajo condiciones sin contaminación; el GE II es formado por especies indiferentes al enriquecimiento, siempre presentes en bajas densidades y con variaciones no significativas en el tiempo. El GE III está conformado por las especies tolerantes al exceso de MOT, estas especies pueden observarse también en condiciones normales, pero sus poblaciones son estimuladas por la materia orgánica. El GE IV estuvo conformado por especies oportunistas de segundo orden y por último el GE V fue aquel formado por especies oportunistas de primer orden que se alimentan de partículas que se depositan en el fondo y proliferan en sedimentos reducidos (Borja et al., 2000 y 2003) (<http://www.azti.es>, agosto 2022). De acuerdo a los resultados del índice el estado ecológico del sitio de estudio se puede clasificar como se detalla a seguir: Alto (0–1.2) Bueno (>1.2–3.3) Moderado (>3.3–4.3) Pobre (>4.3–5.5) Malo (>5.5–7).

Para conocer si las variables ambientales (temperatura, salinidad, pH, MOT, fracción < 0,063 mm y clorofila a) y bióticas (abundancia total, AMBI, abundancias de los GE I, II, III y IV, S, abundancia de *H. australis* y abundancia *E. mactroides*) mostraron diferencias en relación a la presencia o no de hipoxia, se realizó un test de t (comparación de medias entre grupo con hipoxia y grupo sin hipoxia) considerando $p < 0,05$. También se realizaron correlaciones de Pearson para conocer si las variables ambientales y las bióticas se acoplaban o no a las concentraciones de oxígeno (considerando $p < 0,05$).

Con el fin de ordenar las estaciones de colecta en función de los eventos de hipoxia se realizó un n-MDS (*Non metric multidimensional scaling*), generado a partir de una matriz conteniendo datos de abundancia de los individuos colectados (21 taxones) en cada uno de los sitios estudiados (R1-R6) diferenciados entre los que presentaron y no presentaron eventos de hipoxia. Esto nos permitiría inferir si los individuos se encontraban acoplados a los eventos de hipoxia o no. Los datos de abundancia fueron previamente transformados por el log (x+1). Además, se utilizó el análisis multivariado unidireccional de similitudes (ANOSIM, programa PRIMER 6) para determinar la importancia entre las diferencias de abundancia en la comunidad comparando las estaciones con eventos de hipoxia y las estaciones sin eventos. Los datos de

abundancias que se utilizaron para dichos análisis fueron los totales de las réplicas sumadas en cada estación de muestreo.

Resultados

Variables ambientales

Según los valores de oxígeno en sedimento ocurrió hipoxia (<2mg/L) solamente en diciembre 2019 (en las muestras R1/1; R1/2; R2/2; R2/3; R4/1; R4/3) y enero 2021 (en las muestras R2/1; R3/1; R4/1; R4/2; R4/3; R5/1 y R5/2) (donde Rn° de estación /n° de la réplica) (Tabla 1). Para los fines del análisis de estos datos con los biológicos se considera hipoxia en la estación, R1, R2, R3, R4, R5 y R6, independiente de ocurrir en una o en todas las réplicas. De las 66 muestras que se colectaron, solamente 13 mostraron niveles de oxígeno por debajo de los 2 mg/L. Dado esto, se optó por considerar un grupo de muestras con condición hipóxica (formado por 13 muestras) y otro con condición no hipóxica (formado por 53 muestras) y todos los análisis fueron realizados objetivando la comparación entre ambas condiciones (ver Anexo). En los meses que se registró hipoxia la barra arenosa de la laguna se encontraba cerrada. Por otro lado, los niveles de oxígeno en la columna de agua se mantuvieron en su mayoría por encima de 5,0 mg/L (límite permitido de concentración mínima de oxígeno en el Decreto 253/79 de la Normativa Nacional de Aguas), con excepción de los puntos R5 (4,55 mg/L) y R6 en diciembre 2019 (4,0 mg/L) y el punto R6 en enero 2020 (4,25 mg/L).

Tabla 1. Concentración de oxígeno en la superficie del sedimento (mg/L) en aquellas estaciones /meses donde se registró hipoxia (<2mg/L).

Dic-19								
Estaciones	R11	R12	R22	R23	R41	R43		
O2 sup.(mg/g)	0	0	1,77	1,77	0	0		
Ene-21								
Estaciones	R21	R31	R41	R42	R43	R51	R52	R63
O2 sup.(mg/g)	0.94	1.71	1.41	0.14	1.51	1.88	1.88	0.18

Observando la media de las variables ambientales antes descritas junto con su p valor, la única variable que presentó diferencias significativas fue la temperatura, siendo mayor en estaciones con hipoxia (Tabla 2).

Tabla 2. Variables ambientales, con sus respectivos valores medios junto con sus desvíos ($\bar{X}$ +SD), valor estadístico t y el valor de p, (H= Hipoxia vs NH= no Hipoxia).

Variable	$\bar{X} \pm SD$ H	$\bar{X} \pm SD$ NH	t valor	p valor
Temperatura (°C)	27,45±0,55	24,38±2,27	4,85	9,89 E-6
Salinidad (ppm)	12,93±5,09	10,4±5,28	1,53	0,13
pH	8,63±0,34	8,67±0,78	0,19	0,84
Clorofila a (ug/gss)	19,94±16,74	13,96±10,03	1,75	0,08
Granulometría (%<63 µm)	49,76± 28,20	55,15± 27,54	0,64	0,52
MOT (%)	6,34± 3,48	7,43± 3,13	1,12	0,26

Según el test de correlación lineal de Pearson ($p > 0,05$), las únicas variables ambientales que presentaron correlación con el oxígeno disuelto en la superficie del sedimento fueron la salinidad (correlación positiva) y el pH (correlación negativa).

Macrofauna bentónica

Patrones generales de riqueza y abundancia

Se registró un total de 39598 individuos pertenecientes a 21 taxones correspondientes a 3 filum, 12 clases y 11 ordenes (Tabla 3) (ver Anexo).

Tabla 3. Taxones registrados pertenecientes a la fauna macrobentónica de la Laguna de Rocha junto con su respectiva clasificación en Grupos Ecológicos (GE) según Borja et al. (2000, 2003) (<http://www.azti.es>, agosto 2022). N/A = no asignado.

Pylum	Clase	Orden	Especie	GE
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	<i>Alitta succinea</i>	III
			<i>Heteromastus similis</i>	IV
			<i>Orbiniidae sp.</i>	N/A
	Oligochaeta	Phyllodocida	<i>Nephtys fluviatilis</i>	II
			Oligochaeta n.i	V
		Hirudinea	Hirudinea n.i.	IV
Mollusca	Bivalvia	Myida	<i>Erodona mactroides</i>	III
		Cardiida	<i>Tagelus plebeius</i>	III
			<i>Brachidontes sp.</i>	III
	Gastropoda	Venerida	<i>Spisula isabelleana</i>	I
		Mytilida	<i>Mytella strigata</i>	III
		Littorinimorpha	<i>Heleobia australis</i>	IV
			<i>Heleobia parchappii</i>	III
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Amphipoda n.i.	I
			Gammaridea n.i	N/A
		Isopoda	<i>Cassidinidea sp.</i>	II
	Ostracoda		<i>Pseudosphaeroma sp</i>	II
		Decapoda	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	III
			Ostracoda n.i.	I
	Thecostraca	Balanomorpha	<i>Amphibalanus improvisus</i>	III

La comunidad macrobentónica de la Laguna de Rocha se encontró principalmente compuesta por el gasterópodo *H. australis* (83,45%), seguida por el bivalvo *E. mactroides* (13,69%), mientras que los otros taxa representaron apenas el 2,82% restante (*A. succinea*, *H. similis*, *Orbiniidae*, *N. fluviatilis*, *Oligochaeta* n.i., *Hirudínea* n.i., *T. plebeius*, *Brachidontes* sp., *S. isabelleana*, *M. strigata*, *H. parchapii*, *Amphipoda* n.i., *Gammaridea* n.i, *Cassidinidea* sp, *Pseudosphaeroma* sp., *C. angulatus*, *A. improvisus*) (Figura 3).

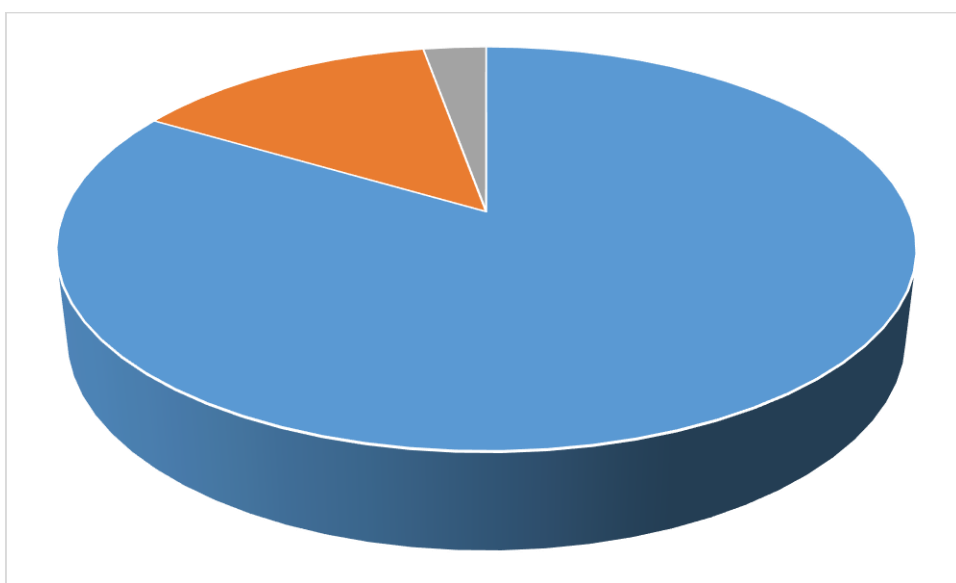


Figura 3. Composición de la comunidad bentónica de la Laguna de Rocha. Referencias:

■ *Erodona mactroides* ■ *Helicobius australis* ■ otros

Considerando situaciones con y sin hipoxia, el ensamble de la fauna macrobentónica presentó básicamente el mismo patrón anteriormente descrito: *H. australis* (85,66%; 81,27%), *E. mactroides* (11,15%; 16,21%), “otros” (3,19% y 2,52%, Figura 4).

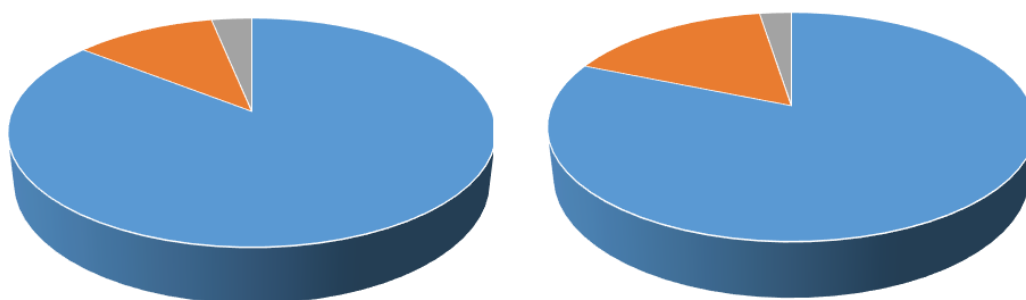


Figura 4. Composición de la comunidad bentónica con presencia de eventos de hipoxia (derecha) y durante la ausencia de los eventos (izquierda). Referencias:

■ *Erodona mactroides* ■ *Heleobia australis* ■ otros

La figura 5 muestra en mayor detalle la distribución de los organismos de la categoría “otros”, siendo que únicamente durante los eventos de hipoxia se registraron *H. parchappii*, los poliquetos *Orbiniidae*, *Brachidontes*, los anfípodos *Gammaridea* y oligoquetos. *A. improvisus*, al igual que *H. similis*, *Cassidinidea sp.*, *T. plebeius* y *S. isabelleana*, si bien se encontraron en ambas instancias, presentaron mayor abundancia cuando no ocurrió hipoxia. Por su parte *Pseudophaeroma sp.* junto con el poliqueto estuarino *N. fluviatilis* se encontraron ligeramente más abundantes cuando ocurrió hipoxia. *A. succinea*, otro poliqueto estuarino típico de estos ambientes costeros, se encontró en mayor abundancia en condiciones no hipóxicas (Figura 5).

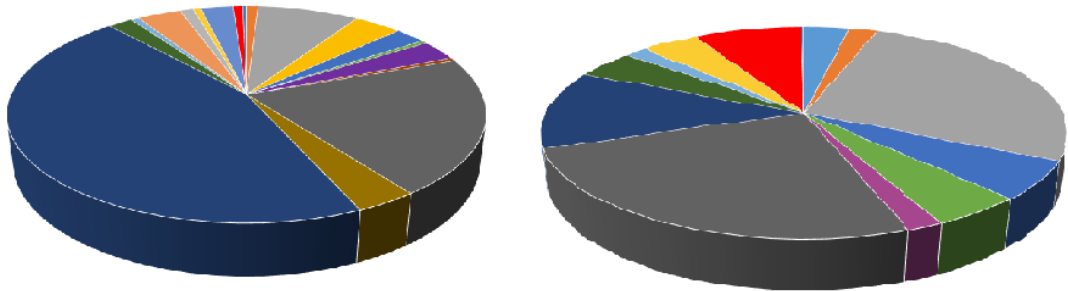


Figura 5. Composición de los taxa menos abundantes en presencia de eventos de hipoxia (derecha) y durante la ausencia de hipoxia (izquierda). Referencias:

■ Amphipoda n.i ■ Hirudinea n.i ■ Amphibalanus improvisus ■ Heleobia parchappii ■ Heteromastus similis
 ■ Cassidinidea sp. ■ Pseudophaeroma sp. ■ Brachidontes ■ Nephtys fluviatilis ■ Oligochaeta n.i
 ■ Ostracoda n.i ■ Tagelus plebeius ■ Cyrtograpsus angulatus ■ Armadillidium vulgare ■ Oubiniidae
 ■ Allia succinea ■ Gammaridea ■ Spisula isabelleana ■ Mytella strigata

Las variables biológicas consideradas no presentaron diferencia significativa entre estaciones con hipoxia (H) y estaciones sin hipoxia (NH) (Tabla 4).

Tabla 4. Variables biológicas, con sus respectivos valores medios junto con sus desvíos ($\bar{X} \pm SD$), valor estadístico t y el valor de p, (H= Hipoxia vs NH= no Hipoxia).

Variables	$\bar{X} \pm SD$ H	$\bar{X} \pm SD$ NH	t valor	p valor
Abundancia	1266 $\pm$ 776,70	1137,4 $\pm$ 737,56	0,39	0,69
Riqueza (S)	7,14 $\pm$ 3,18	6,7 $\pm$ 2,60	0,37	0,71

Shannon (H')	0,55±0,24	0,59±0,18	0,43	0,66
AMBI	4,11±0,34	4,05±0,27	0,43	0,66
GE I	1,42±2,77	2,22±4,66	0,42	0,68
GEII	10,43± 16,14	8,15±13,74	0,36	0,71
GE III	144,71±73,67	210,22±120,33	1,33	0,19
GE IV	1084,3±772,19	908,67±747,72	0,53	0,6
<i>Ab. H. australis</i>	1082,9±770,1	906,96±746,56	0,54	0,6
<i>Ab. E. mactroides</i>	140±73,99	201,67±119,14	1,27	0,214

El resultado del diagrama de ordenación (nMDS) obtenido con la matriz de las abundancias taxonómicas realizado para las 6 épocas de colecta mostro una gran heterogeneidad entre las estaciones con hipoxia y las estaciones sin hipoxia (Figura 6), siendo difícil identificar agrupamientos claros en función de esta característica ambiental (hipoxia/no hipoxia).

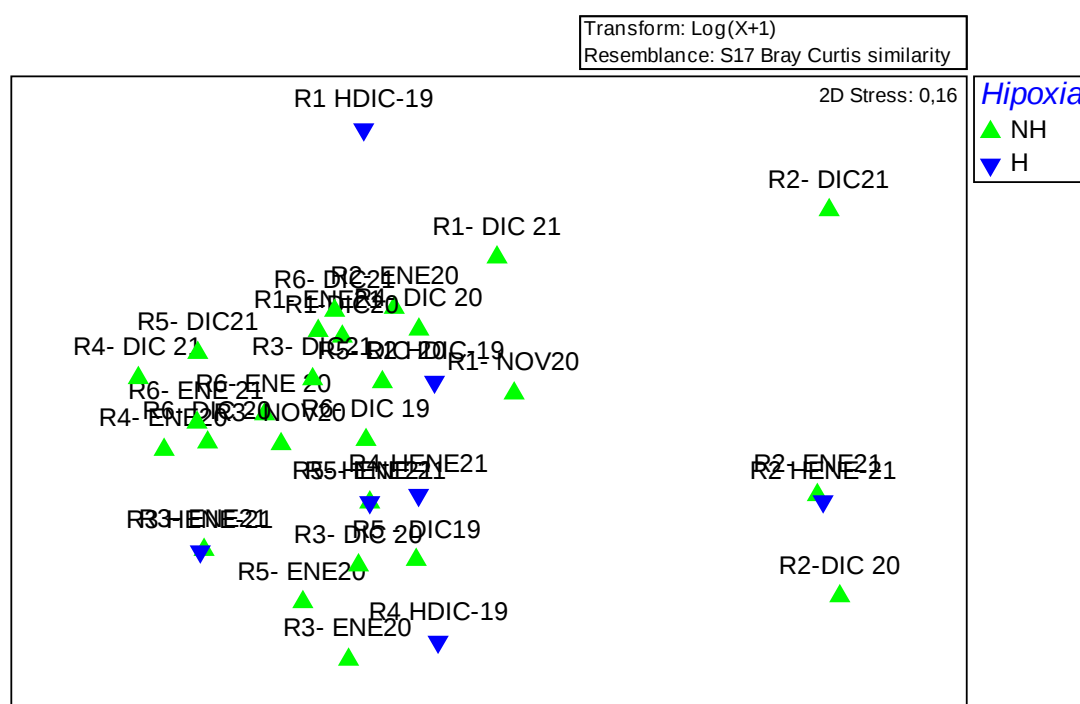


Figura 6. Diagrama del análisis de ordenación n-MDS para los datos de abundancia según si se presentaron eventos o no de hipoxia para cada estación en los diferentes meses muestreados. NH= no hipoxia, H= hipoxia.

Los resultados del análisis de similaridad (ANOSIM), considerando las estaciones con y sin hipoxia mostraron una gran homogeneidad, con un valor de R global de 0,097 (nivel de significancia de 20,6%), confirmando lo que se observa en la Figura 6, que resulta imposible diferenciar grupos de estaciones por la condición hipóxica.

Según el test de correlación lineal de Pearson ($p > 0,05$), solamente la riqueza (S) presentó una correlación positiva con la concentración de oxígeno.

AMBI

En relación con los GE según AMBI, el GE IV y III fueron los mejores representados. El primero representado mayormente por el pequeño gasterópodo *H. australis*, mientras que por otro lado, el GE V fue el que se encontró con menor representación. Por otro lado, en relación al número de taxones, el GE III fue el que presentó mayor riqueza de especies y el GE V el de menor, representado únicamente por el orden Oligochaeta n.i Los Ostracoda no fueron asignadas a ningún GE, sumando un total de 376 individuos (Tabla 5).

Tabla 5. Grupos Ecológicos (GE) de AMBI con sus respectivas riquezas y abundancias totales y sus desvíos estándar.

GE	Riqueza (núm. taxa)	Abundancia (núm. Individuos) $\pm$ SD
I	3	75 $\pm$ 11,14
II	4	298 $\pm$ 101,36
III	9	6695 $\pm$ 2258,89
IV	3	32130 $\pm$ 18498,3
V	1	23
N/A	2	376 $\pm$ 154,75

Los Grupos Ecológicos (GE) no presentaron diferencias al comparar sus abundancias entre las estaciones con eventos (H) y las estaciones sin eventos (NH) (Tabla 4).

El resultado del índice AMBI para la laguna en general fue de 4,2. Mientras que en el período con hipoxia fue 4,25 y para el período sin hipoxia fue 4,19; colocando a la Laguna de Rocha en el Nivel Ecológico Moderado en ambos períodos según los estándares del índice (Tabla 6).

Tabla 6. Índice AMBI para la Laguna en su totalidad (H= Hipoxia vs NH= no Hipoxia).

	AMBI $\pm$ SD	Nivel Ecológico
Laguna general	4,2 $\pm$ 0,31	Moderado

Laguna (NH)	4,19 $\pm$ 0,31	Moderado
Laguna (H)	4,25 $\pm$ 0,33	Moderado

Discusión

Las estaciones con hipoxia en la Laguna de Rocha (R1, R2 y R4 diciembre 19; R2, R3, R4 y R5 enero 21) se vieron acompañadas con registros de temperatura mayores que en las estaciones sin hipoxia. Dentro de la columna de agua, de manera general los mayores valores de temperatura coinciden con eventos de hipoxia y los mínimos con situaciones sin hipoxia, resultados que están de acuerdo con Jiménez (2013), quien infirió que los eventos de hipoxia se pueden asociar a las altas temperaturas. Al aumentar la temperatura de la columna de agua se puede generar una barrera de densidad y/o salinidad en la columna de agua evitando así la difusión de oxígeno desde una capa de menor concentración a otra capa de mayor concentración, es decir desde el agua que circula por la zona bentónica hacia el agua más superficial (Jiménez, 2013).

La salinidad no mostró una variación significativa entre las estaciones con hipoxia y sin hipoxia. En las estaciones con hipoxia la salinidad fue homogénea en toda la laguna, tal como ocurrió en el estudio realizado por Meerhoff (2009), coincidiendo temporalmente con la barra arenosa cerrada (DINAMA, 2019). Estos resultados sugieren que los eventos de hipoxia prevalecen en lugares donde el intercambio de agua es escaso, y por ende se mantiene una termoclina, la que también dificulta el intercambio de agua de fondo con el agua superficial de la laguna (Salgado, 2004).

En promedio el pH no mostró una variación entre las situaciones con hipoxia y sin hipoxia, superando en las estaciones con hipoxia el Decreto 253/79, el cual establece que el pH debe encontrarse entre 6,5 y 8,5 en aguas costeras. La variación que se observa no es acorde a los estudios realizados por la DINAMA, 2019 que encontraron que el pH variaba entre los valores 6,64 y 8,65.

Por otra parte, en el sedimento, no se encontraron diferencias en la MOT ni en el tamaño de grano entre las estaciones con y sin hipoxia. Lo que concuerda con el estudio realizado por Meerhoff (2009), en el cual la MOT no mostró variación en la laguna en diferentes épocas del año.

La clorofila a, en sedimento, tampoco presentó una variación entre las estaciones con hipoxia y sin hipoxia. Los valores registrados están acordes a los valores medidos en el estudio realizado por DINAMA, 2019.

La comunidad macrobentónica de la laguna no presentó una variabilidad entre las estaciones con hipoxia y sin hipoxia; mostrando las características típicas de las lagunas costeras atlánticas de nuestro país (Meerhoff et al., 2013; Giménez et al., 2006, 2014; Muniz et al., 2012). Las excepciones a este patrón fueron las especies *H. parchappii*, Orbiniidae n.i., *Gammaridea*, y oligoquetos que se encontraron únicamente en las estaciones con hipoxia, registrándose en abundancias bajas. Mientras que estudios con *Scoloplos armiger* un poliqueto orbínido, realizados por Schöttler y Grieshaber, 1988, demostraron que dicho poliqueto puede sobrevivir a condiciones anaeróbicas.

Por otro lado, el poliqueto *A. succinea*, típico de estos ambientes costeros (Meerhoff et al., 2013; Giménez et al., 2006, 2014; Muniz et al., 2012), se encontró en mayor abundancia durante las estaciones sin hipoxia. Comportamiento que ya se encontró en la Bahía de Chesapeake, en dónde el mismo poliqueto presentó resiliencia poblacional a la hipoxia (Sturdivant et al., 2015).

La alta abundancia de macrofauna en términos generales, y la baja riqueza, junto con la dominancia del gasterópodo *H. australis* coincide con lo destacado en estudios previos (Giménez et al., 2006, 2014; Muniz et al., 2012; Meerhoff et al., 2013, DINAMA, 2019). La dominancia del gasterópodo oportunista de segundo orden *H. australis* en la comunidad de la laguna podría explicarse por el alto contenido de materia orgánica, y por los eventos de hipoxia que ocurren estacionalmente (Pereira et al., 2019). Un caso similar es el del estudio realizado por Figueiredo et al. (2023) donde encontraron que este gasterópodo dominaba la comunidad macrobentónica en zonas someras e interiores de la Bahía de Guanabara, Brasil, en donde se encontró una gran concentración de materia orgánica, determinando una baja diversidad en la comunidad.

En relación al índice AMBI, las estaciones con hipoxia presentaron más representantes en los GE II, IV y V. Esto podría ser explicado debido a que los individuos catalogados en esos GE presentan una mejor adaptabilidad a condiciones

severas (Borja et al., 2000). Mientras que en las estaciones sin hipoxia el GE III tuvo más representantes, el GE I no presentó diferencias. El Estatus Ecológico de la laguna no presentó diferencias significativas, siendo en las estaciones con hipoxia, Moderado con un puntaje de 4,25; mientras que en las estaciones sin hipoxia también fue Moderado pero registrando un puntaje levemente menor (4,19). Esto se respalda en los estudios de Muniz et al. (2012) en donde clasificaron a la laguna con estado ecológico entre Moderado y Bueno.

Entre los factores ambientales que inciden más en la distribución de los organismos de macrofauna se encuentra la temperatura, el tamaño de grano en el sedimento y la concentración de oxígeno (Rodríguez, 2018). La temperatura es una variable decisiva ya que incide en la tasa metabólica de los organismos; siendo para los bivalvos la temperatura en la columna de agua la que incide en su metabolismo. Por otro lado, el tamaño de grano es el que influye en el enterramiento afectando la capacidad de evadir a los predadores o para volver a la superficie luego de enterrarse. Si tomamos en cuenta la concentración de oxígeno, la mayoría de los animales acuáticos se pueden dividir de acuerdo a la estrategia que utilicen para sobrellevar las variaciones de oxígeno entre conformadores de oxígeno y reguladores de oxígeno. En los conformadores de oxígeno el consumo depende exclusivamente de la presión parcial de oxígeno. Los reguladores logran mantener sus niveles de consumo en forma independiente a la presión parcial de oxígeno hasta cierto límite. Gran parte de los moluscos acuáticos que se enfrentan a períodos de baja concentración de oxígeno, tienen una buena tolerancia gracias a que cuentan con un metabolismo anaerobio que les permite mantener sus requerimientos energéticos básicos.

Rodríguez (2018), observó que en los eventos de hipoxia hay una reducción en la actividad alimentaria y del consumo de oxígeno de los bivalvos. En el presente estudio se encontró que los bivalvos están representados en su mayoría por *E. mactroides*, y con menor proporción *S. isabelleana* y *M. strigata*. Para el caso de *E. mactroides* y *S. isabelleana* se encontraron más individuos en las estaciones sin eventos. Mientras que para el caso de *M. strigata* no se encontraron grandes diferencias. De acuerdo con estos datos podemos inferir que tanto *E. mactroides* como *S. isabelleana* son conformadores de oxígeno ya que sus abundancias disminuyeron en las estaciones con eventos y *M. strigata* regulador de oxígeno ya que su abundancia no varió durante las estaciones con o sin eventos. De todas maneras es bueno resaltar que mayores estudios serían necesarios para poder aseverar con mayor certeza estos hallazgos.

En el presente estudio se encontraron ejemplares de la familia *Orbiniidae* en las estaciones con hipoxia. Se sabe que los Orbiniidos son excavadores activos, pero no construyen madrigueras como lo hacen los Nereidos por ejemplo, por lo que estarían impulsando mediciones elevadas en la demanda de oxígeno en sedimento. El estudio realizado por Gadeken y Dorgan (2023), probó que los Orbiniidos al poseer muchas branquias dorsales externas a lo largo de sus quetas posteriores, el riego durante la excavación puede contribuir a más bioirrigación, con lo que provoca cambios en la demanda de oxígeno en escalas de tiempo cortas. Estos resultados explicarían la presencia de los Orbiniidos en la laguna de Rocha en las estaciones con hipoxia ya que pueden soportar una concentración de oxígeno baja en sedimentos.

La baja abundancia de poliquetos (311 individuos en un total de 39606 individuos de macrofauna) es llamativa y no encuentra correlato en ninguno de los estudios previos existentes. La densidad de poliquetos es mayor, en general, cuando hay mayor disponibilidad de oxígeno en el medio, cumpliendo el grupo un rol importante en la cadena trófica (Gómez Torres, 2022). Según el estudio realizado por Riedel et al. (2012) realizado en fondos blandos del Mediterráneo, bajo hipoxia los moluscos presentaron las tasas de supervivencias más altas, mientras que los poliquetos fallecieron. Estos autores observaron que la epifauna se vio afectada antes y en un mayor grado que la infauna, siendo los moluscos, de los más tolerantes. Lo que de cierta forma, fundamentaría que en este trabajo los moluscos fueron los más dominantes y los poliquetos se encontraron en bajas proporciones.

Consideraciones finales

Los eventos de hipoxia evidenciados en la Laguna de Rocha (R1, R2 y R4 diciembre 19; R2, R3, R4 y R5 enero 21) ocurrieron temporalmente con la barra de la laguna cerrada.

La salinidad presentó una correlación positiva con la concentración de oxígeno, mientras que el pH presentó una correlación negativa.

Un único cambio en las características ambientales pudo ser evidenciado: en las estaciones con hipoxia se registró un valor de temperatura más elevado que en las estaciones sin hipoxia.

No se pudo evidenciar el acople de los eventos hipóxicos con el porcentaje de MOT en el sedimento, siendo que esta variable se mantuvo sin cambios significativos entre las estaciones con hipoxia y sin hipoxia.

Como evidenciado en estudios previos, la comunidad macrobentónica de la laguna se encontró dominada por el gasterópodo *H. australis* y el bivalvo *E. mactroides*.

No se evidenció un acople directo entre los eventos de hipoxia y la macrofauna. Por su lado, *H. parchappii*, Orbiniidae, Gammaridea y oligoquetos se encontraron únicamente en las estaciones con eventos. Por otro lado, *A. succinea*, se encontró en mayor abundancia durante las estaciones sin eventos. Futuros estudios deberían centrarse sobre el comportamiento de las especies con menor representación de la comunidad macrobentónica bajo los efectos de la hipoxia y/o bajo los efectos de la variación de la concentración de oxígeno en el sedimento.

Tanto la riqueza de taxones como sus respectivas abundancias no presentaron diferencias entre las estaciones con y sin hipoxia, sin embargo la riqueza presentó una correlación positiva con la concentración de oxígeno.

De acuerdo al índice biótico AMBI, el estado ecológico de la laguna fue, en general, Moderado arrojando un valor de 4,2. Presentó un valor menor en las estaciones sin hipoxia y un valor más cercano al estatus de Pobre en las estaciones con hipoxia.

Por último, se puede inferir que la comunidad bentónica de la laguna no se encuentra bajo niveles de estrés tales que modifiquen su función ecológica, por lo menos en lo que se refiere a su estatus ecológico de una manera general.

Referencias bibliográficas

Aller, R.C., (1982). The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediments and overlying water. In: McCall, P.L., Tevesz, J.S. (Eds.), Animal-Sediment Relations. Plenum Publishing Company, New York, pp. 53–102

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. Mar. Pollut. Bull. 40, 1100–1114.

Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 835–845.

Breitburg DL, Hondorp DW, Davias LA y Diaz RJ (2009) Hypoxia, Nitrogen, and Fisheries: Integrating Effects Across Local and Global Landscapes. *Annual Review of Marine Science* 1:329-349.

Byers S, Mills E y Stewart P (1978) Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiology*. 58: 43- 47

Conde D, Bonilla S, Aubriot L, De León R, Pintos W (1999) Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia* 408/409: 285–291

Conde D Aubriot L Bonilla S Chalar G y L Rodríguez (2004) Multiscale complexity in shallow coastal lagoons of southeastern South America: interactions between resuspension, hydrology, seasonality and long-term changes. *Society of Wetland Scientists 25th Annual Meeting* (Seattle, July 18-23 2004)

Coull, B.C., (1999). Role of meiobenthos in estuarine soft-bottom habitats. *Aust. J. Ecol.* 24, 327-343.

Deutsch C, Brix H, Ito T, Frenzel H y Thompson L (2011) Climate-Forced Variability of Ocean Hypoxia. *Science* 333: 336-339.

Diaz, R. J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*, 30(2), 275-281.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2018). Estado ambiental de las lagunas costeras de Rocha y Castillos y de sus principales tributarios.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2019). Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (Rocha, Castillos y Garzón) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo. 163 pg.

Edwards Carranza, A., A.P. Marín Guzmán, y L. Rosales Hoz, (2010). Problemática ambiental en la gestión costera-marina, p. 89-100. En: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath, L. Alpuche Gual y G.J. Villalobos-Zapata (eds.). Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino. Universidad Autónoma de Campeche Cetys-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche. 944 p.

Fenchel, T.M., (1969). The ecology of marine microbenthos IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the ciliated protozoa. *Ophelia* 6, 1e182.

Figueiredo, G. M., Peixoto, A. J. M., do Ramo Brito, A., Paiva, P. C., y Silva, N. K. (2023). Ecological status of the highly impacted Guanabara Bay assessed using macrofaunal indicators. *Regional Studies in Marine Science*, 57, 102745.

Folk RL y Ward WC (1957) Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27:3–26.

García-Rodríguez, F. (2002). Estudio paleolimnológico de lagunas de Rocha, Castillos y Blanca, sudeste del Uruguay. 228 f (Doctoral dissertation, Tesis de doctorado, Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Montevideo).

García-Rodríguez, Felipe. (2011) El Holoceno en la zona costera de Uruguay.

Giménez JL, Borthagaray AI, Rodríguez M, Brazeiro A y Dimitriadis K (2005). Scale-dependent patterns of macroinfaunal distribution in soft sediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. *Helgoland Marine Research* 59: 224-236.

Giménez JL, Dimitriadis C, Carranza A, Borthagaray AI y Rodríguez M (2006) Unravelling the complex structure of a benthic community: A multiscalemultianalytical approach to an estuarine sandflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 462-472.

Giménez, JL., Venturini, N., Kandratavicius, N., Huttonb, M., Lanfranconi, A., Rodríguez, M., Brugnoli, E. y Muniz, P., (2014). Macrofaunal patterns and animal–sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). En: *Journal of Sea Research*, 87, pp.46–55.

Gómez Torres, E. R. (2022). Variaciones espaciales de los poliquetos en condiciones de hipoxia y la presencia de bacterias gigantes en la plataforma central del Perú, durante la primavera de 2008.

Gray, J. S., Wu, R. S., y Or, Y. Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine ecology progress series*, 238, 249–279.

Jiménez, Aparicio D. (2013). Condiciones de hipoxia/anoxia en la bahía de Cienfuegos, Cuba: Consecuencias adversas para la macrofauna bentónica [PhD Thesis]. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas.

Kandratavicius, N. (2011). Ecología de la comunidad meiobentónica de estuarios uruguayos: Una aproximación mediante múltiples escalas. Tesis Maestría, Pedeciba, Montevideo.

Kandratavicius, N., Muniz, P., Venturini, N., and Giménez, L. (2015). Meiobenthic communities in permanently open estuaries and open/closed coastal lagoons of Uruguay (Atlantic coast of South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163, 44-53.

Kristensen, E., Holmer, M., (2001). Decomposition of plant materials in marine sediment exposed to different electron acceptors (O_2 , NO_3^- and SO_4^{2-}), with emphasis on substrate origin, degradation kinetics, and the role of bioturbation. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 419–433

Lankford, R.R., (1977). Coastal lagoons of Mexico. Their origin and clasification, p. 182-215. In: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2: 428 pp.

Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrofotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346.

Meerhoff, E. (2009). Variación espacio temporal de las comunidades macrobentónicas de cinco lagunas costeras del Uruguay (Doctoral dissertation, Tesis de maestría en biología. Universidad de la Republica Facultad de Ciencias).

Meerhoff, E., Rodríguez-Gallego, L., Giménez, L., Muniz, P., y Conde, D. (2013). Spatial patterns of macrofaunal community structure in coastal lagoons of Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, 492, 97-110.

Middelburg, J. J., y Levin, L. A. (2009). Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences*, 6(7), 1273-1293.

Mirto, S., La Rosa, T., Gambi, C., Danovaro, R., Mazzola, A., (2002). Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environ. Pollut.* 116, 203-214

Muniz, P. y Pires, A.M.S., (1999). Trophic structure of polychaetes in the Sao Sebastian Channel (southeastern Brazil). *Mar. Biol.* 134, 517e528.

Muniz P, Hutton M, Kandratavicius N, Lanfranconi A, Brugnoli E, Venturini N y Giménez L (2012) Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): A multiple scale approach. *Ecological Indicators* 19: 89–97.

Pearson TH y Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 229-311.

Pereira, J., Rodríguez, M., Santos, S., Kandratavicius, N., Bueno, C., Rodríguez, M., y Muniz, P. (2019). Variación en pequeña escala de la estructura horizontal y vertical de comunidades macrobentónicas en una laguna costera del Atlántico Sudoccidental. *Innotec*, (18 jul-dic), 88-110.

Pereira, R. C., y Gomes, A. S. (2021). *Ecologia marinha*. Interciencia.

Perillo, G.M.E. 1995. Definition and geomorphologic classifications of estuaries. En: Perillo, G.M.E. (Ed.): *Geomorphology and sedimentology of estuaries*, Elsevier Pub. Co., Amsterdam, 17-46

Pita, A. L., Giménez, L., Kandratavicius, N., Muniz, P., y Venturini, N. (2017). Benthic trophic status of aquatic transitional environments with distinct morphological and

dynamic characteristics on the south-western Atlantic coast. Marine and Freshwater Research, 68(11), 2028-2040. <http://dx.doi.org/10.1071/MF16284>

Riedel, B., Zuschin, M., y Stachowitsch, M. (2012). Tolerance of benthic macrofauna to hypoxia and anoxia in shallow coastal seas: A realistic scenario. Marine Ecology Progress Series, 458, 39-52.

Rodrigues-Filho, J. L., Macêdo, R. L., Sarmento, H., Pimenta, V. R., Alonso, C., Teixeira, C. R., Pagliosa, P. R., Netto, S. A., Santos, N. C., y Daura-Jorge, F. G. (2023). From ecological functions to ecosystem services: Linking coastal lagoons biodiversity with human well-being. Hydrobiologia, 1-43.

Rodríguez, F. A. (2018). Efecto de la temperatura, concentración de oxígeno y tipo de sustrato en la distribución de *Corbicula largillierii* en la cuenca del Río Suquía, Córdoba, Argentina. [B.S. thesis].

Ruiz, F., Gonzalez-Regalado, M.L., Mufioz, J.M., (1997). Multivariate analysis applied to total and living fauna: seasonal ecology of recent benthic Ostracoda off the North Cadiz Gulf coast (southwestern Spain). Mar. Micropaleontol. 31, 183e203.

Salgado, Mendoza R. A. (2004). Función que describe un proceso ambiental costero para ser usado en el estudio de la integridad ecológica de ecosistemas. (Tesis de pasaje a doctorado en biología. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.)

Sconfiatti, R., Marchini, A., Ambrogi, A.O. y Sacchi, C.F., (2003). The sessile benthic community patterns on hard bottoms in response to continental vs. marine influence in northern Adriatic lagoons. Oceanologica Acta, 26, pp.47–56.

Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana.

SNAP, (2010) «Laguna de Rocha forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas», accedido 21 de abril de 2020, <http://www.mvotma.gub.uy/component/k2/item/998851-laguna-de-rocha-forma-parte-del-sistema-nacional-de>

areasprotegidas?Itemid=143&highlight=WyJsYWd1bmEiLCJkZSIsIldkZSIsInJvY2hhliwibGFndW5hIGRlIiwibGFndW5hIGRlIHJvY2hhliwiZGUgcm9jaGEiXQ

Soetaert, K., Middelburg, J. J., Herman, P. M. J., and Buis, K. (2000): On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models, *Earth-Sci. Rev.*, 51, 173–201.

Sturdivant, S. K., Perchik, M., Brill, R. W., & Bushnell, P. G. (2015). Metabolic responses of the Nereid polychaete, *Alitta succinea*, to hypoxia at two different temperatures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 473, 161-168.

Suguio K (1973) Introdução à sedimentologia. São Paulo, Edgard Blucher. 317p.

Sündback, K.1983 .Microphytobenthos on sand in shallow brackish water. Öresund Sweeden. Primary production, chlorophyll a content and species composition (Diatom) in relation to some ecological factors. Tesis Doctoral. Department of Systematic Botany, University of Lund, Sweeden. LUNDS/ (NBBS-1006): 209p.

Tweedley, J. R., C. S. Hallett, R. M. Warwick, K. R. Clarke, and I. C. Potter. (2016). The hypoxia that developed in a microtidal estuary following an extreme storm produced dramatic changes in the benthos. *Marine and Freshwater Research* 67:327-341.

Vander Zanden, M. J., Vadeboncoeur, Y., y Chandra, S. (2011). Fish Reliance on Littoral–Benthic Resources and the Distribution of Primary Production in Lakes. *Ecosystems*, 14(6), 894-903. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9454-6>

Vaquer-Sunyer R y Duarte CM (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 1545215457.

Vaquer-Sunyer R, Duarte CM (2011) Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. *Global Change Biology*. 17: 1788-1797.

Venturini, N., A.L. Pita, E. Brugnoli, F. García-Rodríguez, L. Burone, N. Kandratavicius, M. Hutton y P. Muniz. (2012). Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 139152.

Wells, P. G. y Daborn, G. R., (1998). El Río de la Plata: Una Revision Ambiental: Un Informe de Antecedentes Del Proyecto EcoPlata. .

Wright, J. C., & Ting, K. (2006). Respiratory physiology of the Oniscidea: Aerobic capacity and the significance of pleopodal lungs. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 145(2), 235-244.

Yáñez-Arancibia, A. (1987). Lagunas costeras y estuarios: Cronologia, criterios y conceptos para una clasificacion ecologica de sistemas costeros. *Ecosistemas Costeiros da Costa Sul e Sudeste Brasileira*, 1–38.

Anexo

Parámetros ambientales

	Oxígeno	Temperatura	Ph	Salinidad	MOT	Granulometría	Clorofila a
R11	0,89	27,3	8,8	19,4	10,99	56,27	39,98
R21	1,72	27,6	8,7	18,1	1,05	3,05	24,42
R41	1,05	26,4	8,5	17	7,21	78,9	33,82
R51	2,3	26,7	8,7	18,7	8,8	79,76	34,38
R61	0,85	26,7	8,7	18,5	10	74,87	30,85
R12		25,1	6,9	21,7	9,25	49,08	29,35
R22	5,53	26	6,9	19,3	1,21	5,03	10,72
R32	8,37	24,2	6,8	20,9	6,27	78,33	12,68
R42	3,78	23,2	6,9	17,5	7,72	78,58	17,59
R52	5,09	23,8	6,8	18,9	9,57	80,31	19,92
R62	3,76	23,8	6,8	19,6	11,91	73	33,65
R13	1,63	22,6	9	6,6	2,38		17,96
R33	0,96	22,1	8,8	6,7	7,22		12,75
R43	0,28						

R53	0,1						
R63	0,44						
R14	1,63	23,2	9,6	7,1	2,04	33,53	13,1
R34	0,96	22,3	9,1	7,1	4,07	55,8	12,33
R44	0,28	21,8	9,2	6,8	3,31	80,93	7,41
R54	0,1	22	8,9	7,1	5,15	86,75	5,92
R64	0,43	22,1	8,9	7,1	4,61	80,95	12,41
R15	1,59	27,7	9,6	8,7	9,1	62,96	33,58
R25	1,83	28,1	9,6	8,7	1,48	0,01	13,77
R35	0,44	27,4	8,5	8,4	5,56	54,55	7,9
R45	0,07	28	8,3	8,4	5,94	63,63	4,65
R55	0,39	27,4	8,6	8,4	8,41	62,51	2,04
R65	0,14	26,3	8,2	8,7	9,06	69,21	17,06
R16					3,36	56,5	8,18
R26						6,96	12,28
R36					3,34	54,69	6,83
R46					4,58	74,77	4,42
R56					6,03	87,66	6,46
R66					5,07	65,73	9,22

Parámetros biológicos

	Amphipoda n.i	Hirudinea n.i	<i>Amphibalanus improvisus</i>	<i>Heleobia parchappii</i>	<i>Erodona mactroides</i>	<i>Heleobia australis</i>	<i>Heteromastus similis</i>	<i>Cassinidea sp.</i>	<i>Pseudophaeroma sp.</i>
R11	0	0	0	0	23	951	0	0	0
R21	0	0	2	5	147	596	2	0	0
R41	0	0	0	0	137	257	0	0	0
R51	0	1	9	0	157	416	2	0	0
R61	0	0	5	0	137	607	1	0	0
R12	0	0	16	0	106	2055	0	0	0
R22	0	0	6	0	93	759	2	0	3
R32	0	1	31	0	550	980	3	0	0
R42	0	1	3	0	338	277	0	0	0
R52	0	6	0	0	164	388	0	2	0
R62	0	0	8	0	253	1160	0	0	0
R13	1	1	2	0	149	3251	7	1	0
R33	0	0	1	0	331	884	2	0	0
R43	0	0	0	0	235	247	0	0	0
R53	0	0	0	0	192	349	0	0	0
R63	0	0	3	0	201	728	0	0	0
R14	1	1	2	0	149	3251	7	1	0
R34	0	0	1	0	331	884	2	0	0
R44	0	0	0	0	235	247	0	0	0
R54	0	0	0	0	192	349	0	0	0
R64	0	0	3	0	201	728	0	0	0
R15	0	1	15	0	91	893	0	0	0
R25	0	1	0	5	74	2830	6	0	19
R35	0	0	2	5	263	1172	1	0	0
R45	0	0	1	0	126	690	0	0	0
R55	0	0	0	0	210	1084	0	0	0
R65	0	0	1	0	274	308	0	0	1
R16	0	0	31	0	67	1515	0	1	0
R26	13	0	0	0	65	1242	11	17	5
R36	0	0	3	0	125	623	0	0	0
R46	0	0	3	0	420	158	0	0	0
R56	0	0	8	0	290	220	0	0	0
R66	0	0	0	0	84	451	0	0	0

	<i>Brachidontes</i>	<i>Nephtys fluviatilis</i>	<i>Oligochaeta</i> n.i	<i>Ostracoda</i> n.i	<i>Tagelus plebeius</i>	<i>Cyrtograpus angulatus</i>	<i>Armadillidium vulgare</i>	<i>Oubiniidae</i>	<i>Allita succinea</i>	<i>Gammaridea</i>	<i>Macra isabellana</i>	<i>Mytella Charruana</i>	Abundancia	Riqueza	AMBI
R11	0	4	0	0	0	4	2	1	0	0	0	0	985	6	4,43
R21	0	16	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	772	8	4,13
R41	0	2	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	471	4	3,33
R51	0	1	0	29	3	0	0	0	0	0	0	0	618	8	3,87
R61	0	3	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0	761	7	4,16
R12	0	4	0	1	2	0	0	0	0	0	21	0	2205	7	4,37
R22	0	8	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	873	9	4,21
R32	0	2	0	16	8	0	0	0	0	0	3	0	1594	9	4,23
R42	0	1	0	1	1	3	0	0	2	0	2	0	629	10	3,39
R52	0	2	0	12	0	0	0	0	0	0	1	0	575	7	3,6
R62	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	3	0	1427	6	4,23
R13	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	3420	9	4,42
R33	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1224	6	4,07
R43	0	2	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	494	5	3,68
R53	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	546	4	3,93
R63	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	936	6	4,15
R14	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	3420	9	4,23
R34	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1224	6	4,2
R44	0	2	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	494	5	3,79
R54	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	546	4	4,33
R64	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	936	6	4,25
R15	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1002	5	4,23
R25	0	29	0	32	2	0	0	3	2	8	0	1	3012	14	4,13
R35	0	0	20	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1466	8	4,2
R45	0	2	0	25	1	0	0	0	0	0	0	0	845	6	3,79
R55	0	1	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	1311	4	4,33
R65	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	585	5	4,25
R16	0	16	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1631	6	4,37
R26	0	44	0	6	0	2	0	0	13	0	0	1	1419	12	4,21
R36	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	754	4	4,23
R46	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	585	4	3,39
R56	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	526	4	3,6
R66	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	542	4	4,23