

TESINA DE GRADO

Licenciatura en Ciencias Biológicas - Orientación: Ecología

SUFICIENCIA TAXONÓMICA EN COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS SUBMAREALES PARA EL MONITOREO AMBIENTAL COSTERO DEL RÍO DE LA PLATA



Autor: Analía Marrero Cruz

Orientador: Dr. Pablo Muniz

Facultad de Ciencias - Universidad de la República

Montevideo - 2012

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	3
INTRODUCCIÓN.....	5
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVO GENERAL.....	9
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
MATERIALES Y MÉTODOS	10
<i>Área de estudio</i>	10
<i>Diseño de muestreo</i>	11
<i>Obtención de datos y análisis de laboratorio</i>	13
<i>Análisis de datos</i>	13
RESULTADOS	15
DISCUSIÓN.....	28
CONCLUSIONES	33
BIBLIOGRAFÍA.....	34

AGRADECIMIENTOS

A Pablo Muniz, por haber guiado mi trabajo de pasantía y proyecto de iniciación a la investigación. A todo el equipo que compartió el día a día en el trabajo de laboratorio y el tan cotizado escritorio del piso 10 ala norte. Especialmente a Marisa que me respondió muchísimas preguntas y me dio muy buenas sugerencias. También al Tribunal, Natalia Venturini y Diego Lercari, que me permitieron seguir aprendiendo a partir de las correcciones, lo que mejoró sustancialmente este trabajo. A la Intendencia de Montevideo por el financiamiento del proyecto de donde provinieron las muestras de macrobentos. A la ANII por financiar mi proyecto de iniciación a la investigación, lo que permitió dedicarme íntegramente a la realización del presente trabajo. También agradecer a los docentes del laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina de la FCien, que propician un ambiente agradable de trabajo.

Al golden ¡gracias! Tantos años de clases en facultad, horas de estudio, proyectos y alegrías. ¡Me dejaron un precioso apodo! También a quienes compartieron el proyecto CSIC y a los compas del proyecto de extensión universitaria, Construyendo Puentes. Gracias también a los amigos que conocí trabajando en Espacio Ciencia. A la barra del Centro de Estudiantes, especialmente con quienes pasamos largas horas en el Claustro y Consejo de Facultad de Ciencias. También a los compañeros del Subespacio, que compartieron la última etapa de la licenciatura. A mis amigos de LaBanda, que fueron mi respaldo en toda la carrera y antes compinches en el liceo: Pablo, Mano, Majo, Flaca, Emi, Chino, Seba. Un agradecimiento muy especial a María Noel por el mapa y sus continuas muestras de amistad. A Pablo por tantos años de imaginarnos esto y por los viajes en bici.

Finalmente quiero agradecer a mi familia que siempre me hizo el aguante: a mis hermanos Jime y Javi, que fueron siempre un ejemplo a seguir y por el apoyo incondicional que siempre me ofrecen. Y además agrandaron la familia con nuevos hermanos (y sobrino Ramiro), Lau y Rodri, gracias. A mamá que me bancó en todas y siempre me alentó. A papá que me enseñó a aprender algo nuevo todos los días. También agradecer a Juancho, que soportó mis malhumores y me motivó a finalizar esta última etapa de la licenciatura. ¡Gracias a todos!

RESUMEN

El impacto antropogénico sobre los sistemas acuáticos puede ser determinado mediante el uso del macrobentos como bioindicador. Estos organismos han sido históricamente identificados hasta nivel de especie, elevando el costo económico debido a la necesidad de taxónomos especialistas y al tiempo de identificación en cada muestreo. La evaluación de la relación costo/beneficio de trabajar con niveles taxonómicos mayores o menores, para estudios de biomonitoreo es definido como *suficiencia taxonómica* (ST). El presente estudio tiene como objetivo determinar el nivel de identificación taxonómico mínimo necesario de la comunidad macrobentónica, evaluando la ST en el estuario del Río de la Plata. A partir de las matrices de abundancias agregadas por niveles taxonómicos (especie, familia, orden, clase y filo) se calcularon las correlaciones de Spearman entre especie y los niveles sucesivos, bajo distintas transformaciones de los datos. Además se realizaron análisis de ordenación y clasificación de los sitios de muestreo mediante nMDS y Cluster. Se calculó el índice costo/beneficio (CB_L) para determinar el nivel de resolución taxonómica que optimice la relación entre el esfuerzo de identificación y la pérdida de información. La transformación $\sqrt{}$ sobre los datos resultó más conveniente para los análisis multivariados, que mostraron agrupaciones de las estaciones muy similares entre el nivel familia y el de especie. Todos los resultados concuerdan con la hipótesis de que, el nivel de resolución taxonómica óptimo para el monitoreo es el de familia. Sin embargo, es fundamental mantener una visión crítica sobre la herramienta ST, en base a los objetivos de cada plan de monitoreo y el conocimiento previo sobre la zona de estudio y las características de la biota asociada.

INTRODUCCIÓN

Los estuarios son sistemas acuáticos complejos y heterogéneos, regulados por diversos procesos físicos, químicos y biológicos que se encuentran íntimamente relacionados. Entre las características ambientales más relevantes se encuentra el gradiente de salinidad causado por el encuentro del agua dulce y marina, y los niveles de turbidez ocasionados por la descarga fluvial (Day *et al.*, 1989; McLusky & Elliott, 2004). La biota asociada a estos ecosistemas presenta generalmente adaptaciones fisiológicas a estas condiciones naturales. Además de esta variabilidad, los organismos de zonas costeras estuarinas sufren un mayor estrés por un fuerte y creciente impacto antropogénico (Day *et al.*, 1989). En las ciudades costeras se realizan diversas actividades productivas y comerciales que generan desechos contaminantes (efluentes domésticos e industriales, puertos, tráfico marítimo). A su vez, estos contaminantes pueden clasificarse en orgánicos (hidrocarburos, exceso de materia orgánica, etc.) e inorgánicos (metales pesados, etc) y pueden ingresar por varias vías al ambiente acuático, siendo las principales el vertido directo, los afluentes de la cuenca o por escorrentía (Kennish, 1992; Clark, 1997). Como consecuencia de la contaminación, la biodiversidad del ecosistema puede ser afectada, debido por ejemplo a la mortandad de organismos con la consecuente disminución de la riqueza específica y abundancia. En este contexto, el conocimiento de este efecto resulta de interés para la conservación de los recursos acuáticos y la salud ambiental de los estuarios (Day *et al.*, 1989).

Las comunidades biológicas pueden ser utilizadas como indicadoras de la calidad ambiental. Una comunidad es definida como un grupo de poblaciones que cohabita tanto a escala espacial como temporal (Jumars, 1993). En estudios de impacto ambiental, los organismos son identificados hasta nivel específico, para detallar qué especies están presentes, con qué abundancia y qué distribución espacial presentan. Por otra parte, en estudios de monitoreo, donde ya existen conocimientos previos sobre la comunidades estudiadas, no resultaría imprescindible identificar hasta el nivel de especie. Para este tipo de estudios periódicos también se utilizan los atributos de las comunidades biológicas como descriptores de la salud del ambiente, mediante el seguimiento

a lo largo del tiempo. Una visión holística sobre los estudios de monitoreo implica la integración de múltiples escalas, temporales y espaciales, en el análisis de las distintas comunidades biológicas, de los factores físicos y químicos que definen las condiciones ambientales e identificando cómo interactúan para determinar el estado del sistema (Gray & Elliott, 2009).

El uso de la comunidad macrobentónica es ampliamente utilizado para el monitoreo ambiental (Bilyard, 1987; Gray & Elliott, 2009). La denominación de macrobentos se debe al tamaño (fracción > 0.5 mm) y a que estos organismos están íntimamente asociados a la zona bentónica (fondos marinos). El macrobentos está integrado por organismos relativamente sedentarios, en su mayoría sésiles, que en general tienen ciclos de vida largos (Day *et al.*, 1989). Además dicha comunidad responde a diversos gradientes de estrés ambiental, generados por causas naturales (gradiente de salinidad por ejemplo) o antropogénicas, como la contaminación por compuestos orgánicos (Pearson & Rosenberg, 1978). El macrobentos cumple un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas marinos. A diferencia del plancton, los organismos bentónicos están adaptados y asociados con el sedimento y fondos marinos. En esta interacción, la actividad biológica del bentos repercute en los ciclos de carbono, nitrógeno y azufre, así como en el transporte y metabolismo de contaminantes y sedimentos marinos (Snelgrove, 1998). La poca movilidad permite además una variedad de tallas, densidad y formas mayor a aquellos organismos dependientes de las corrientes marinas (Parsons *et al.*, 1984). Todos los atributos comunitarios hasta aquí resumidos, permiten integrar tanto la variabilidad espacial como temporal de los efectos de la contaminación sobre los ecosistemas marinos (Gray & Elliott, 2009). Asimismo, los organismos bentónicos son importantes dentro de la trama trófica como productores secundarios, y siendo la principal fuente de alimento de peces comerciales (Snelgrove, 1998). Dentro del macrobentos se encuentran representados varios grupos taxonómicos, entre los que se destacan los moluscos bivalvos y gasterópodos, los poliquetos y los oligoquetos. En general, estos grupos cuentan con un número elevado de especies, por lo que requieren de taxónomos especialistas para la identificación a nivel específico. En Uruguay, un relevamiento primario de la fauna bentónica de la costa uruguaya (hasta profundidades de 50 m) revela más de 500 especies, y resalta la actual carencia de especialistas en varios de los grupos taxonómicos existentes

(Scarabino, 2006). Este hecho no es exclusivo para Uruguay, se ha constatado que los especialistas en taxonomía a nivel mundial han disminuido (Boero, 2001), lo que puede llevar a una clasificación errónea. Los organismos se han identificado históricamente hasta nivel de especie, lo que eleva el costo económico de los estudios de biomonitoreo. Esto se debe a la necesidad de contar con diferentes especialistas y al tiempo excesivo que implica la identificación (Kingston & Riddle, 1989). Por estas razones, muchas veces se prescinde del macrobentos para estudios de calidad ambiental, a pesar de su comprobada capacidad de bioindicador (Warwick, 1993; Gray & Elliott, 2009). Esto ha generado un debate en torno a la necesidad de identificación taxonómica al nivel de especie. Por un lado, los programas de monitoreo al ser por largos períodos (en años), pueden necesitar abaratar costos y podrían utilizar resoluciones taxonómicas alternativas. Al otro extremo, los estudios de conservación de la biodiversidad marina deberían identificar necesariamente los organismos hasta el nivel de especie. Maurer (2000) y Terlizzi *et al.* (2003) advierten sobre los riesgos de perder información relevante en este tipo de investigaciones y la disminución de la pericia taxonómica de los investigadores, cuando no se analiza el macrobentos a nivel de especie.

La evaluación de la relación costo/beneficio de trabajar con niveles taxonómicos mayores o menores, para estudios de biomonitoreo fue introducido por Ellis (1985) y definido con el término *suficiencia taxonómica* (ST). Este concepto plantea que se puede determinar una resolución taxonómica suficiente, menor a la específica, sin perder información relevante para el monitoreo del ambiente acuático.

Los estudios de ST comparan la información obtenida a partir de los sucesivos niveles de resolución taxonómica (especie, género, familia, orden, clase y filo). Este concepto parte de la base de que el análisis comunitario nivel específico es ideal para detectar impactos y sus efectos sobre los ecosistemas (Ellis, 1985; Karakassis & Hatziyanni, 2000). Sin embargo, resulta relevante la disminución de los costos de identificación y del tiempo que esto requiere en estudios de monitoreo. En este sentido, varios autores han concluido que el nivel taxonómico de familia resulta satisfactorio para el monitoreo de la calidad ambiental o para determinar perturbaciones antropogénicas en sitios con conocimientos previos (Warwick, 1988 a, b; Olsgard *et al.*, 1998; Dethier &

Schoch, 2006; Soares-Gomes *et al.*, 2012, entre otros). Por estas razones, los análisis de comunidades que utilizan el concepto de ST se han desarrollado en diversos ambientes y coordenadas geográficas tales como: playas arenosas (Defeo & Lercari, 2004), arroyos, ríos (Carneiro *et al.*, 2010), lagunas costeras (Tataranni *et al.*, 2009), ecosistemas terrestres (Pik *et al.*, 1999; Groc *et al.*, 2010), e incluso en zonas con escasa presencia humana como en la Antártida (Stark *et al.*, 2003; Thompson *et al.*, 2003). También han sido varios los grupos biológicos sometidos al análisis de ST: zooplancton (Hunt & Hosie, 2008), fitoplancton (Carneiro *et al.*, 2010), macrobentos (Vanderklift *et al.*, 1996; Olsgard *et al.*, 1998), o en particular para poliquetos (Soares-Gomes *et al.*, 2012), moluscos (Mendes *et al.*, 2007; Terlizzi *et al.*, 2009) y comparando ambos (Bevilacqua *et al.*, 2009). Otro tipo de aproximación de ST, fue desarrollado por Muniz & Pires-Vanin (2005), que además de trabajar con un grupo taxonómico (los poliquetos), utilizaron categorías funcionales de alimentación para los análisis multivariados y de costo/beneficio.

En Uruguay, los departamentos costeros concentran la mayor parte de la población del país y también la mayor actividad antrópica, principalmente la zona costera del Departamento de Montevideo, sobre el estuario del Río de la Plata (RdelaP). Existen diversos estudios de caracterización del estado ambiental y del gradiente de contaminación de la bahía de Montevideo y zona costera adyacente. En ellos se utilizaron distintos indicadores físico-químicos, biológicos y biomarcadores, pero aún no se han evaluado herramientas más adecuadas y eficientes en términos de costo/beneficio para un futuro monitoreo del área. Estudios previos realizados en la bahía de Montevideo, han clasificado el sistema como fuertemente perturbado por diversos contaminantes (Muniz *et al.*, 2002, 2006, 2011; Brugnoli *et al.* 2007). Actualmente está en etapa de ejecución el Plan de Saneamiento Urbano IV (PSU IV), que creará un segundo emisario subacuático en la zona oeste de Montevideo, en Punta Yeguas (el primero está en Punta Carretas) y recibirá los efluentes del 44% del departamento, incluyendo las cuencas de los arroyos Miguelete y Pantanoso (Intendencia de Montevideo, 2012). En este contexto, el presente estudio contribuye a determinar posibles reducciones de costo en el monitoreo de la zona intermareal del RdelaP, en el marco del actual Plan de Saneamiento de la Intendencia de Montevideo y extensible a otras zonas cercanas.

HIPÓTESIS

El nivel óptimo de identificación taxonómica para el monitoreo de la calidad ambiental del estuario del Río de la Plata es el de familia. Utilizando esta resolución, se equiparan los costos y beneficios de uso del macrobentos como bioindicador.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el nivel de identificación taxonómico mínimo necesario para estudios de monitoreo de la calidad ambiental, evaluando costo y beneficio de su utilización en el estuario del RdelaP (Montevideo y zona costera adyacente).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Determinar cuál es la mejor transformación de los datos, para el análisis de suficiencia taxonómica.
- II. Analizar la resolución taxonómica en un gradiente espacial de contaminación de la zona costera de Montevideo y adyacencias.
- III. Evaluar el uso de la ST en dos épocas climáticas contrastantes (otoño y primavera).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estuario del Río de la Plata se ubica entre los 34°00′-36°10′ S y 55°00′-58°10′ W. Su cuenca hidrográfica ocupa una superficie de $3.1 \times 10^6 \text{ km}^2$ representando el 20% del territorio de América del Sur, siendo la segunda cuenca más grande luego de la amazónica (Acha *et al.*, 2008). La superficie del estuario es de aproximadamente 38.800 km^2 y el caudal promedio es $22.500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Nagy *et al.* 1987). El sistema está dominado principalmente por el régimen de vientos y la interacción entre el agua fluvial y marina. La salinidad media superficial del RP fluctúa entre 5 y 10 en el área cercana a Montevideo. La temperatura promedio superficial del agua varía entre 10°C en invierno y 20°C en verano, determinando una estación cálida de diciembre a marzo y fría de junio a setiembre (Guerrero *et al.*, 1997; Muniz *et al.* 2006). El estuario alberga la Bahía de Montevideo, la cual es considerada una zona altamente impactada por diversas actividades antrópicas (Brugnoli *et al.*, 2007). Este sistema ha sido contaminado por metales pesados (Cr y Pb) e hidrocarburos (Muniz *et al.*, 2004) y otros compuestos orgánicos, introducidos al sistema por de efluentes industriales provenientes de la cuenca de drenaje (Muniz *et al.*, 2002). Entre los afluentes a la bahía, se destacan los arroyos Miguelete y Pantanoso, los cuales descargan desechos de frigoríficos, curtiembres y otras industrias presentes aguas arriba. Además en la cercanía de la bahía, se ubica la central termoeléctrica “Batlle” de UTE y la refinería de petróleo de ANCAP, que también afectan al sistema. Asimismo el puerto ubicado dentro de la bahía, generó una elevada contaminación asociada a la actividad portuaria, causando un importante impacto ambiental (Danulat *et al.*, 2002). El deterioro actual, es resultado de un proceso histórico de contaminación antropogénica del área (García-Rodríguez *et al.* 2010), y desde el punto de vista del estado trófico, la bahía es considerada un sistema hipertrófico, mientras que la zona costera adyacente es eutrófica (Muniz *et al.* 2011, Venturini *et al.*, 2011). Esto determinó un gradiente de enriquecimiento orgánico y de contaminación, en sentido creciente hacia la zona interna de la bahía de Montevideo. Sin embargo, Muniz *et al.* (2011) describieron que dicho gradiente se ha disipado, debido a una leve mejora en la zona interna de la bahía y al reciente deterioro de la zona de Punta Yeguas, al oeste de la bahía.

Diseño de muestreo

Los muestreos fueron realizados en el marco del proyecto “Monitoreo de biota y sedimento del estuario del Río de la Plata, en el marco del PSU IV” por el convenio existente entre IM-BID-Facultad de Ciencias. Se efectuaron dos muestreos estacionales, uno correspondiente a otoño (marzo) y otro en primavera (octubre) del año 2009. Se colectó material en 27 puntos (excepto en marzo que faltó PYN), a lo largo del estuario en el departamento de Montevideo, parte de Canelones y San José (Fig. 1). El área abarca desde la desembocadura del Río Santa Lucía (frente a Playa Pascual) al oeste, hasta El Pinar, frente a la desembocadura del Arroyo Pando, al este del área de estudio.

Para el muestreo se definieron dos zonas control, una al oeste (estaciones L6, L7, L8) y otra al este (estaciones L9, L10, L11, L12). Además, se incluyeron sitios de muestreo en la salida del emisario subacuático del saneamiento montevideano de Punta Carretas (estaciones PC, C3N, C3S, C3E, C3W) y en el emisario de Punta Yeguas próximo a ser construido (estaciones PY, PYN, PYS, PYE, PYW). Las estaciones E, W, N y S de cada emisario, se ubican de manera concéntrica a 500 m del mismo. Próximo a la zona de influencia de la bahía y a los emisarios hay sitios de perturbación intermedia (estaciones L1, L2, L3, L4, L5). Además hay una zona definida como la más impactada dentro de la bahía de Montevideo (estaciones B1, B2, B3, B4, B5) por Muniz *et al.* (2011). Todos los sitios L se sitúan a 2 km de la línea de costa.

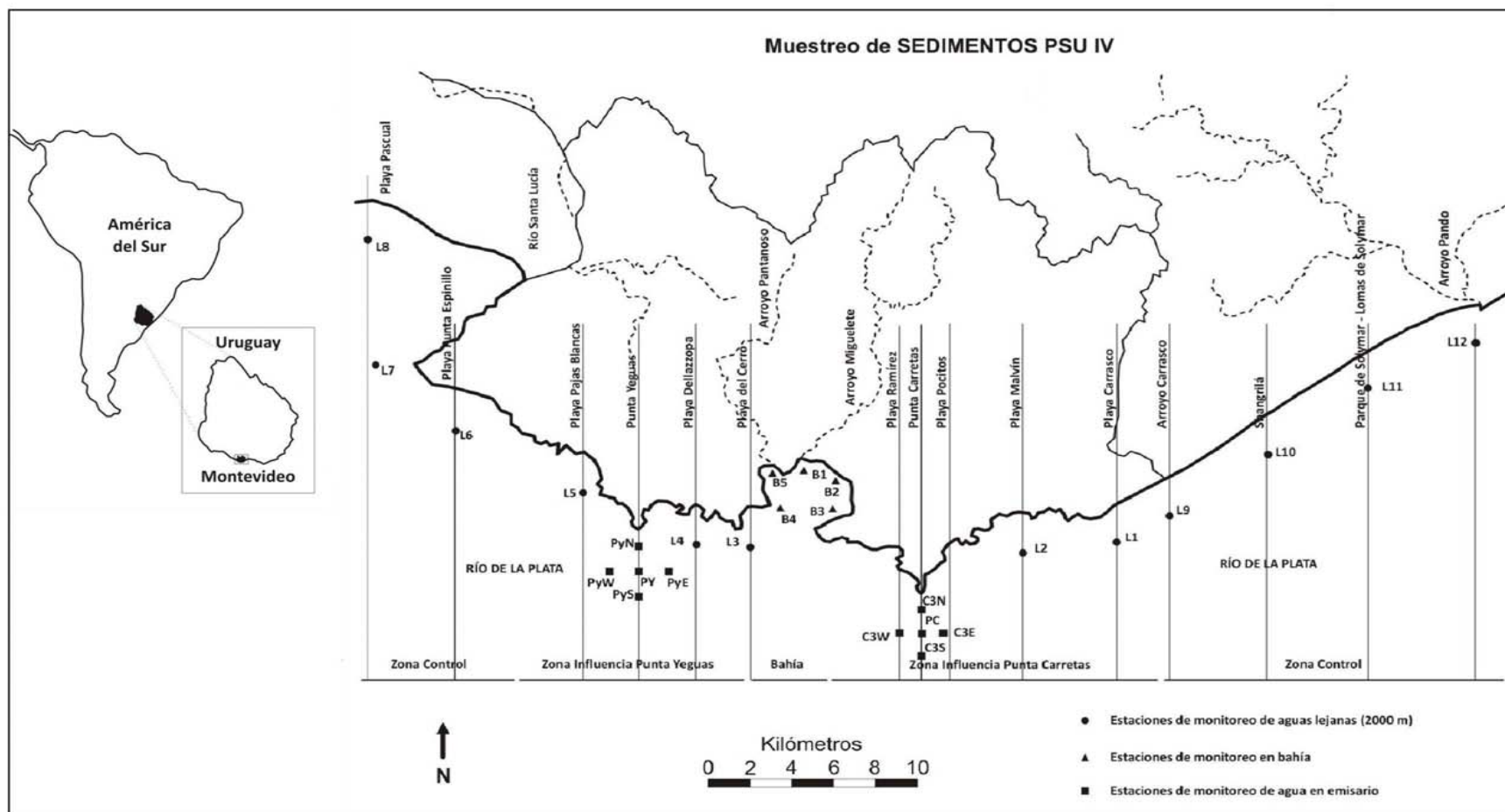


Figura 1. Mapa del área de estudio, donde se sitúan los puntos de muestreos y los principales afluentes. Las estaciones se clasifican en: L (aguas lejanas, zona control y de perturbación intermedia); B (bahía de Montevideo); PC y C3 (emisario Punta Carretas y zona de influencia); PY (futuro emisario Punta Yeguas y zona de influencia). N: norte, S: sur, W: oeste y E: este.

Obtención de datos y análisis de laboratorio

En cada punto se realizó la colecta de sedimentos con draga tipo van Veen de 0.05 m², por triplicado para colecta de macrobentos. Este sedimento fue tamizado a través de una malla de 0,5 mm de abertura para retener la fracción macrobentónica de los organismos y conservado luego en alcohol al 70%. Posteriormente se identificó taxonómicamente, hasta el menor nivel posible. Para ello se observó con lupa binocular, y se usaron claves taxonómicas para la región (Rios, 1994; Amaral & Nonato, 1996; Amaral *et al.*, 2006) o consulta con especialistas cuando fue necesario.

Análisis de datos

Se construyeron matrices de abundancias con los organismos clasificados en niveles taxonómicos progresivamente mayores: especie, género, familia, orden, clase y filo. Sin embargo, no hubo diferenciación entre la matriz de género y especie en cuanto a cantidad de categorías (cada especie perteneció a un género diferente), por lo que se trabajó con 5 niveles de resolución taxonómica. En cada planilla de datos se calculó el promedio entre réplicas para cada sitio de muestreo. Con estos datos se construyeron matrices de disimilitud usando el índice de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957), siendo δ_{jk} la disimilitud entre dos muestras j y k es definida como $\delta_{jk} = \sum_{i=1}^p \delta_{jk}(i)$

Donde, $\delta_{jk}(i) = 100|y_{ij} - y_{ik}| / \sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})$

y_{ij} es la abundancia de la i -ésima “especie” en en la j -ésima muestra y p es el número de “especies” (Clarke, 1993).

A los datos de abundancia se le aplicaron distintas transformaciones: raíz cuadrada, raíz cuarta, $\log(x+1)$ y presencia/ausencia. Estas pruebas permiten comparar los efectos de las transformaciones sobre los análisis multivariados de suficiencia taxonómica, con el fin de ser evaluadas para su futura utilización. Las sucesivas transformaciones permiten disminuir el peso de las especies muy abundantes, lo que influye finalmente en los análisis multivariados. Por ejemplo, si hay una especie muy abundante y presente en casi la totalidad de las estaciones (como sucede con *Heleobia cf. australis*) y los datos se utilizan sin transformar, en los análisis de

ordenación las estaciones se agruparían únicamente por esta condición, sin importar la presencia de otros organismos menos abundantes. En el otro extremo, si aplicamos la transformación presencia/ausencia, las ordenaciones reflejarían solo los cambios en la composición de las especies y sin importar la abundancia. En conclusión, la elección de la transformación debe estar determinada por aspectos de la comunidad de estudio (Clarke & Warwick, 2001), y en la presente evaluación de ST se ponderaron los efectos de las transformaciones en relación con las distintas resoluciones taxonómicas para la elección.

Se obtuvieron un total de 50 matrices de similitud (cinco niveles taxonómicos x dos campañas de muestreo x cinco transformaciones). Se compararon las matrices de similitud a nivel específico, contra las matrices de similitud con menor resolución taxonómica, mediante la rutina RELATE para obtener el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (ρ) (Clarke & Warwick, 2001). Estos valores se compararon para conocer cuál de las transformaciones de datos usadas era la más adecuada, en base a la mejor correlación (valores más altos de ρ). Además, se compararon los valores de ρ dentro de cada resolución taxonómica, para conocer qué transformación genera mayores ρ indicando menor pérdida de información (Soares-Gomes *et al.*, 2012). Estos valores de correlación de Spearman, también fueron utilizados para el cálculo del índice de costo/beneficio (CB_L) descrito más adelante.

Adicionalmente se realizaron análisis multivariados no paramétricos con el fin de comparar si, niveles taxonómicos de menor resolución al específico, representan de igual manera que éste el escenario faunístico. A partir de cada matriz de similitud (Bray-Curtis) entre sitios de muestreo, para cada taxón y transformación, se realizaron análisis de clasificación y ordenación: *Cluster* y nMDS (*Non-metric Multi-Dimensional Scaling*). Para ambos métodos se utilizó el modo “group average linking”. El análisis *Cluster* efectúa una agrupación jerárquica que aglomera los sitios de muestreo, obteniendo un dendrograma donde las estaciones son agrupadas por porcentaje de similitud de sus atributos biológicos. Asimismo se realizó el nMDS, en dos dimensiones usando la fórmula de *stress* Kruskal I. Este análisis representa espacialmente los patrones de la comunidad y la “distancia” entre muestras (Clarke, 1993). En el diagrama, las muestras que se encuentran cercanas son consideradas

más similares biológicamente. La interpretación de los nMDS depende del valor de *stress* (s) que se obtenga, $s < 0,05$ es excelente (sin posibilidad de error), $0,05 > s < 0,1$ es una buena ordenación, $0,1 > s < 0,2$ es aún interpretable, y valores de $s \geq 0,2$ generarían una interpretación dificultosa, con posibilidad de error (Clarke, 1993). Del mismo modo, se realizaron análisis de ordenación nMDS “second stage” a partir de la intermatriz de correlación de los cinco niveles de agregación taxonómica, para cada muestreo y para ambos. Para este análisis se utilizó la transformación $\sqrt{}$ sobre los datos y las correlaciones mediante el modo Spearman ponderado (Clarke *et al.*, 2006). Todos los análisis estadísticos hasta aquí referidos, fueron realizados con el paquete estadístico PRIMER 6 (Clarke & Warwick, 2001).

Por otra parte se calculó el índice costo/beneficio (CB_L) de cada nivel taxonómico (L) introducido por Karakassis & Hatziyanni (2000): $CB_L = 1 - \rho_L / (S - t_L)/S$. Siendo ρ_L el coeficiente de correlación de Spearman entre niveles taxonómicos superiores y el específico, t_L es el número de taxa presente en el nivel taxonómico y S es el número de especies. Esta relación permite determinar el grado con que se minimiza la pérdida de información y esfuerzo en la clasificación taxonómica, en comparación con el nivel de especie (Lampadariou *et al.*, 2005; Muniz & Pires-Vanin, 2005; Mendes *et al.*, 2007; Soares-Gomes *et al.*, 2012). Cuando el valor de CB_L es nulo ($\rho_L \approx 1$), hay una elevada correlación entre el nivel específico y el nivel jerárquico comparado, lo que significa que no hubo pérdida de información (Karakassis & Hatziyanni, 2000).

RESULTADOS

Un total de 36826 individuos fueron colectados considerando las dos campañas de muestreo. Luego de la clasificación taxonómica, se agregaron las abundancias según nivel de resolución taxonómica (Tabla 1). El grupo de los poliquetos fue el que presentó mayor riqueza con 16 especies, aunque algunos ejemplares no pudieron ser identificados hasta este nivel, por lo que la riqueza específica podría ser mayor. El gasterópodo *Heleobia* cf. *australis* fue la especie más abundante, representando el 87% del total de individuos contados en los dos muestreos.

En la primera campaña de muestreo (marzo 2009) se colectaron e identificaron un total de 32705 individuos, clasificados en 4 fila, 9 clases, 22 órdenes, 29 familias y 42 especies. Por otro lado, en octubre del mismo año fueron contados 4121 individuos, clasificados en 3 fila, 5 clases, 10 órdenes, 14 familias y 18 especies. En este muestreo no aparecieron nuevas familias, con respecto a las ya identificadas en el muestreo de marzo. Sólo una especie de poliqueto (*Notomastus sp.*) presente en la colecta de octubre no estuvo en la colecta de marzo. Asimismo, en el segundo muestreo no se colectaron organismos pertenecientes a grupos comúnmente presentes como Oligoquetos, Hirudíneos, Nemertina y Malacostraca. La falta de estos grupos y la disminución del número de especies en otros, causó una rebaja del 43% en la riqueza específica entre el primer y segundo muestreo.

Análisis de correlación

La disminución del coeficiente de correlación de Spearman (ρ) en comparación con el valor ideal 1, para el nivel específico, es una medida de la pérdida de información al disminuir la resolución taxonómica. Teniendo esto como premisa, la resolución de familia tuvo la mayor correlación con el nivel especie, para los datos de ambos muestreos (Fig. 2). Sin embargo, el nivel orden también presenta elevada correlación con el específico, con un máximo en marzo, donde $\rho > 0,9$. En cuanto a la transformación de los datos, se observa que los valores más altos de correlación ocurrieron cuando no se aplica ninguna transformación (S/Transf), seguido por la transformación raíz cuadrada ($\sqrt{\cdot}$) y $\log(x+1)$, en orden decreciente. En particular, los valores de ρ varían entre ≈ 1 (S/Transf y $\sqrt{\cdot}$) y 0,97 (p/a) con los datos de marzo y 0,98 (S/Transf) y 0,86 (p/a) con datos de octubre, a nivel taxonómico de familia. En contraparte, la menor correlación se da en general aplicando la transformación presencia/ausencia (P/A). El valor de correlación de Spearman más bajo, fue a nivel taxonómico de clase ($\rho = 0,22$) y de 0,23 para filo al aplicar transformación P/A para los datos de octubre. El nivel de significancia (p) para todas las correlaciones es de 0,1%, excepto filo con P/A (0,7% en marzo, 3,7% en octubre) y clase con P/A (0,8% en octubre).

Tabla 1. Niveles de resolución taxonómica usados para la clasificación de los taxa presentes en este estudio. En todos los casos se identificó hasta el menor nivel posible. Se utiliza ** para los grupos que no pudieron ser identificados. Para calcular el número total de especies de cada familia, no se incluyeron los organismos no identificados a ese nivel.

Filo	Clase	Orden	Familia/ N° Especies
Annelida	Polychaeta	Eunicida	Onuphidae/1
		Phyllodocida (Aciculata)	Pilargidae/2
			Goniadidae/1
			Nephtyidae/1
			Nereididae/1
			Polynoidae/1
		Spionida (Canalipalpata)	Spionidae/4
		Capitellida	Capitellidae/3
		Orbiniida	Orbiniidae/1
		Oweniida	Oweniidae/1
	Oligochaeta	Heplotaxida	Turbificidae/1
	Hirudinea	**	**/1
Nemertina	**	**	**/1
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Solecurtidae/1
			Mactridae/1
		Myoida	Erodonidae/1
		Mytiloida	Mytilidae/1
		Ostreoida	Ostreidae/1
	Gastropoda	Littorinimorpha	Hidrobiidae/1
		Cephalaspidea	Cylichnidae (Pyramidellidae)/1
		Neogastropoda	Olividae/1
			Columbellidae/2
Arthropoda (subfilo: Crustacea)	Malacostraca	Cumacea	**/1
		Decapoda	Pinnotheridae/1
			Paguridae/1
		Tanaidacea	Kalliapseudidae/1
		Isopoda	**/1
	Ostracoda	**	**/1
	Maxillopoda	Sessilia	Balanidae/1
4 Fila	9 Clases	22 Ordenes	29 Familias

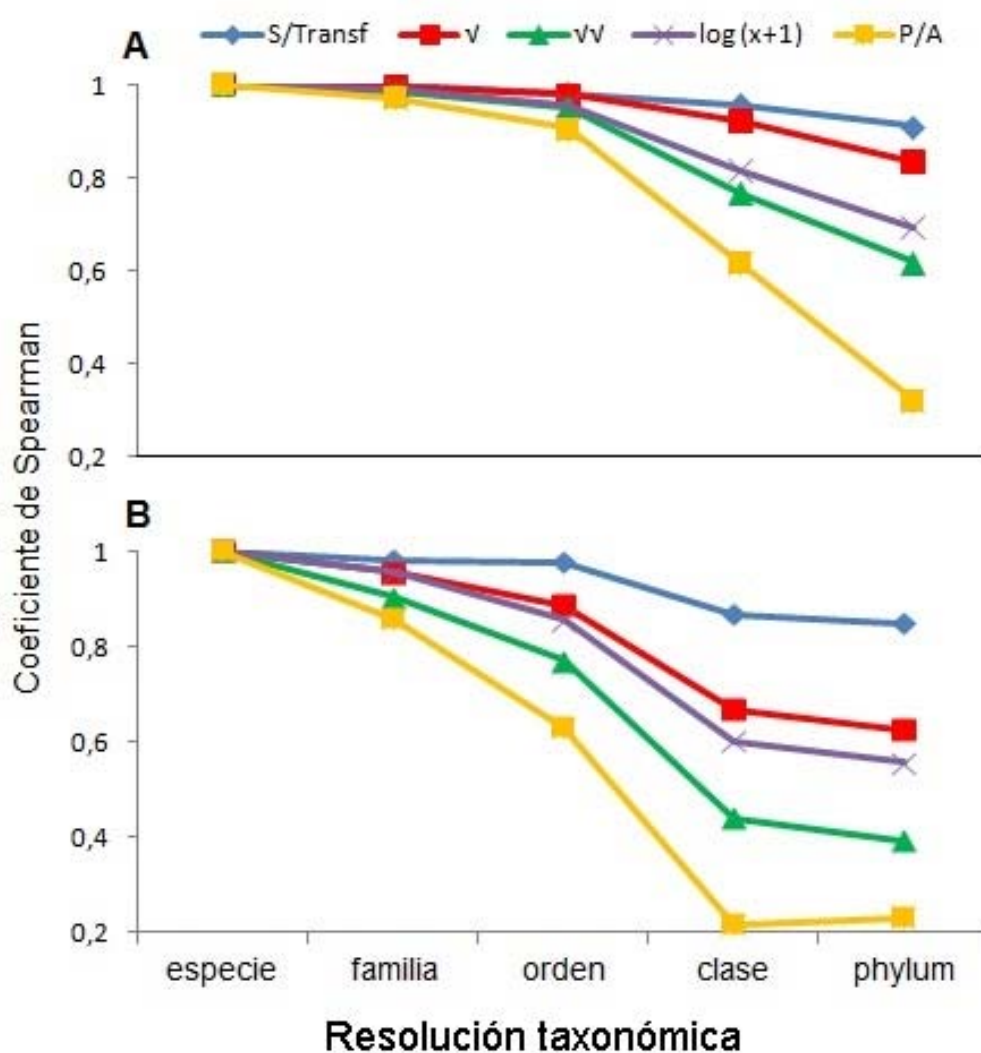


Figura 2. Coeficiente de correlación de Spearman (ρ) según resolución taxonómica. En el eje vertical valores de ρ para cada nivel, sin transformar (S/Transf) y aplicando las distintas transformaciones ($\sqrt{}$, $\sqrt{\sqrt{}}$, Log ($x+1$) y presencia/ausencia). A: Marzo y B: Octubre de 2009.

Análisis de ordenación y clasificación de los sitios de muestreo

Los Clusters y nMDS se realizaron sobre los datos de abundancia del macrobentos, bajo distintas transformaciones. En esta sección se presentan los resultados obtenidos a partir de la transformación raíz cuadrada, debido al alto nivel de correlación de Spearman que generó para todas las resoluciones.

Los dendrogramas generados por el análisis Cluster exhibieron agrupaciones de variado porcentaje de similitud (Bray-Curtis), para cada época del año (Fig. 3: Marzo/09; Fig. 5: Octubre/09). En general hubo muy pocas agrupaciones con niveles altos de similitud ($\geq 70\%$). Se buscaron también analogías con los grupos de los nMDS, aunque con este análisis de ordenación los grupos formados fueron difícilmente diferenciados (Fig. 4: Marzo/09; Fig. 6: Octubre/09). Para la comparación entre las distintas resoluciones taxonómicas, se tomaron como referencia los dendrogramas formados a partir de nivel especie y en base a éstos se buscaron grupos que no variaran a menores niveles de resolución taxonómica.

A partir del dendrograma obtenido de la matriz de especies de marzo, se observó que las estaciones L5, L1, C3E, EmisPC, PY, PYS, PYW, PYE se aglomeran con una similitud aproximada al 65%. Idéntica aglomeración de los sitios, resultó del dendrograma formado a partir del resto de los niveles taxonómicos evaluados. Todas las estaciones de este grupo tuvieron en común una elevada abundancia de *Heleobia* cf. *australis* (promedio entre réplicas mayor a 500 individuos). También se formaron otras agrupaciones a nivel de especie, con menores porcentajes de similitud, que se repiten a nivel de familia, orden y clase, pero con algunas diferencias en la composición interna de estaciones. La pérdida de similitud entre aglomeraciones, se acentuó a través de las resoluciones progresivamente hasta el nivel de filo. Comparando estos otros grupos con los datos de la matriz de abundancia, se observó que los sitios B1, B2 y B3 presentaron muy baja riqueza (entre 2 y 4 especies). Además en los dos primeros se destaca la presencia del oligoqueto del género *Bothrioneurum*.

Los grupos de los dendrogramas se observaron también en la ordenación por nMDS para nivel de especie para marzo (Fig. 4). El patrón de ordenación de estos gráficos fue similar al de especie, tanto a nivel de familia como orden. Además en estos nMDS los niveles de stress resultaron adecuados para especie, familia ($s=0,11$ en ambos casos), y orden ($s=0,13$). No obstante, a nivel de clase y filo, la ordenación de los sitios en general no se conserva. Para estos niveles de resolución menores, los valores de stress fueron igualmente apropiados (0,09 y 0,07 para clase y filo respectivamente).

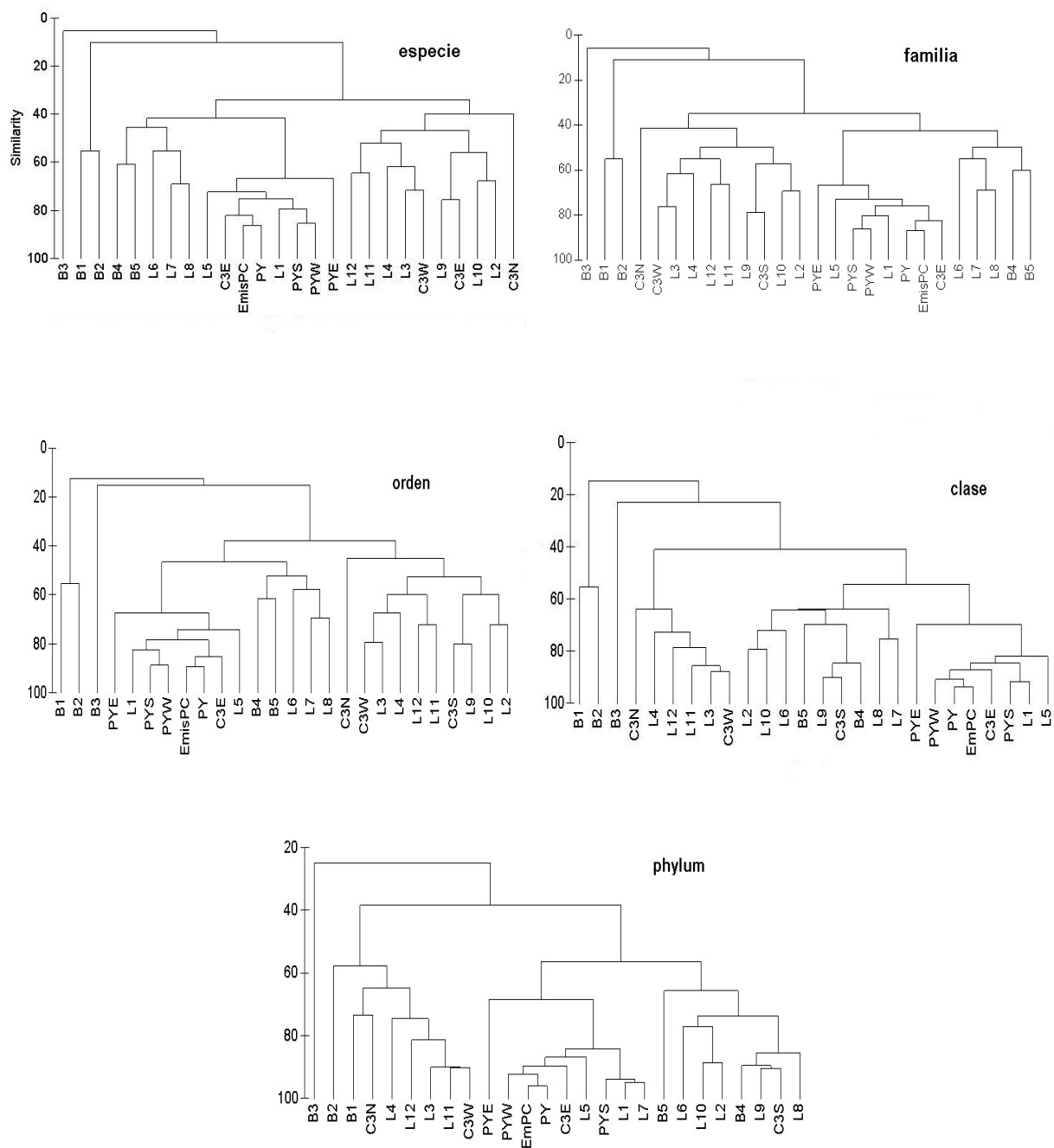


Figura 3. Dendrogramas de los sitios de muestreo de marzo 2009, bajo las distintas resoluciones taxonómicas. El eje vertical representa el porcentaje de similitud Bray-Curtis. Los datos de abundancia agregados en cada nivel, fueron transformados con raíz cuadrada.

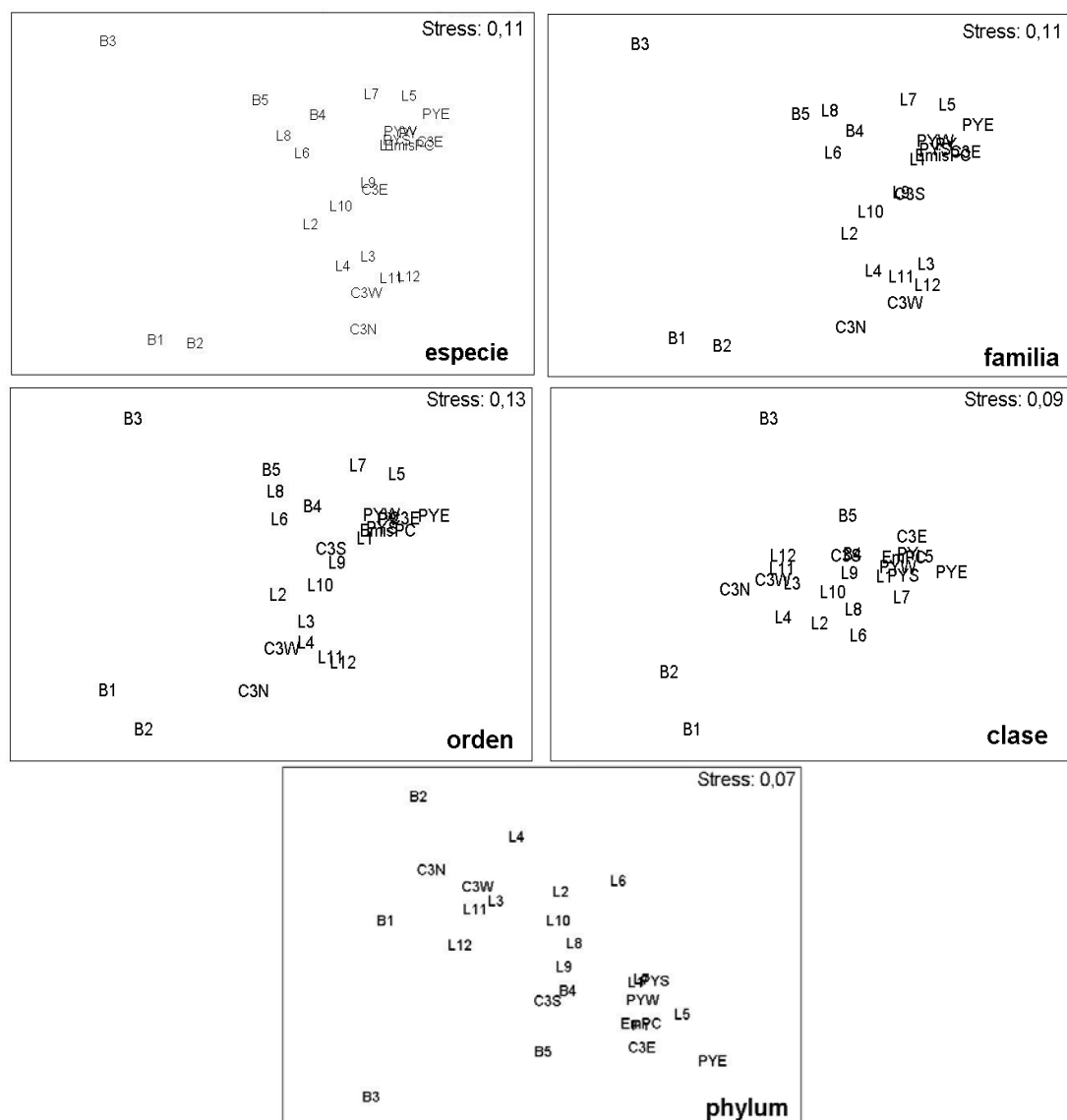


Figura 4. Análisis de ordenación de los sitios de muestreo de marzo 2009 (nMDS), con su correspondiente nivel de stress. Los datos de abundancia agregados en cada nivel, fueron transformados con raíz cuadrada.

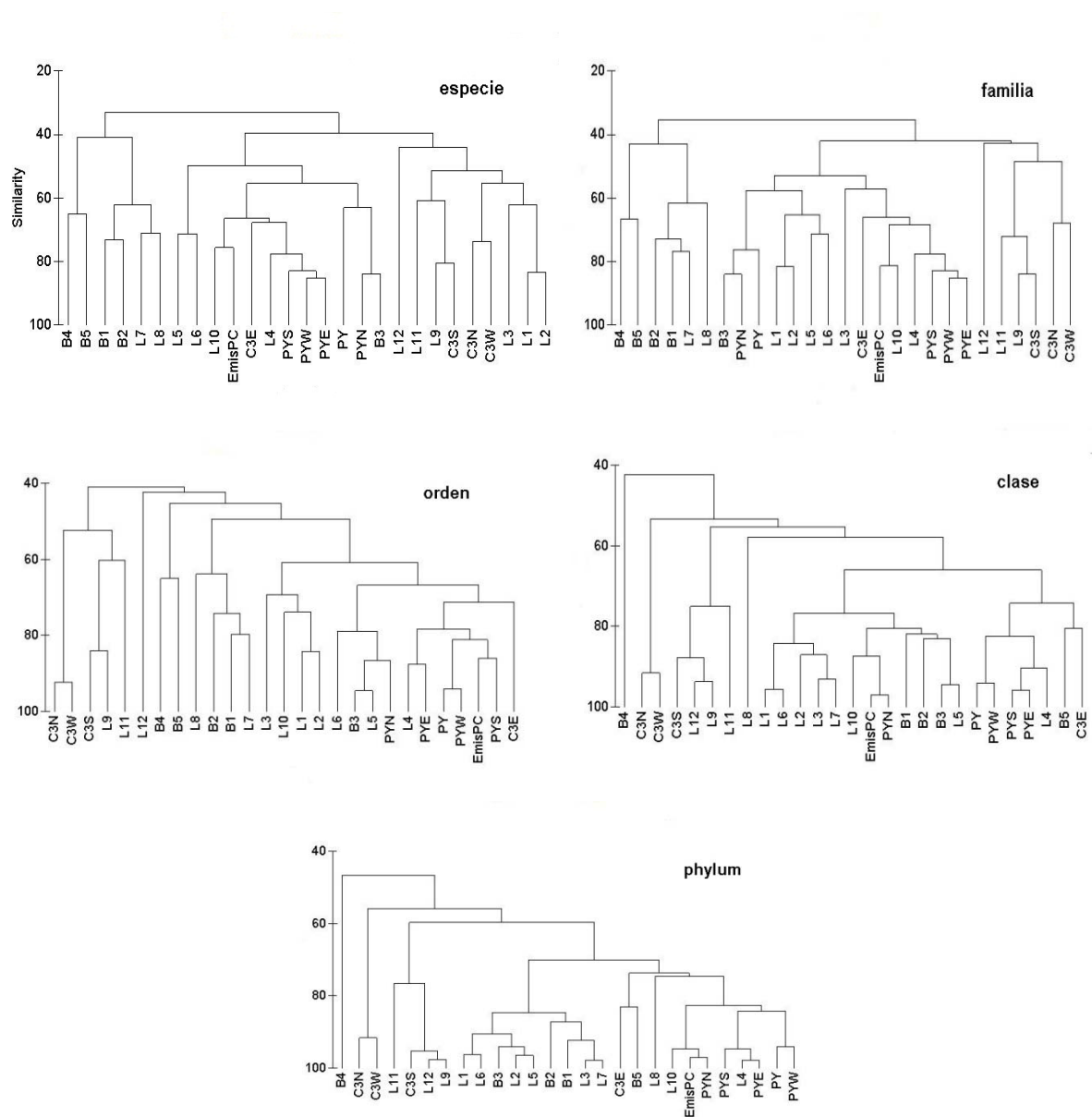


Figura 5. Dendrograma de los sitios de muestreo de octubre de 2009, bajo distintas resoluciones taxonómicas. El eje vertical representa el porcentaje de similitud Bray-Curtis. Los datos de abundancia agregados en cada nivel, fueron transformados con raíz cuadrada.

Las dendrogramas correspondientes al muestreo de octubre, mostraron distintos grupos (Fig. 5). A nivel de especie, las estaciones se aglomeraron con bajos porcentajes de. Contrastando con el dendrograma de marzo, en esta clasificación el grupo de estaciones de Punta Yeguas incluye una estación de la bahía (B3), integrando sitios de distintos niveles de perturbación en una misma aglomeración. Por otra parte, muy pocas estaciones se agrupan con una similitud de mayor a 65% en octubre a niveles de resolución alta. Cuando se tomó en consideración dicho porcentaje de similitud, todos los grupos de octubre se subdividieron, por lo que las estaciones no mostraron patrones claros de aglomeración como en marzo.

Los grupos formados a partir del dendrograma de especie, coincidieron con los observados en los diagramas de ordenación a este mismo nivel taxonómico, correspondientes a octubre (Fig. 6). En estos nMDS se repiten algunos grupos si se compara a menores resoluciones (familia, orden), pero con menor claridad que en marzo. Estas representaciones gráficas no tuvieron valores óptimos de stress ($s=0,17$, $0,16$ y $0,15$ para especie, familia y orden, respectivamente). No obstante, estos valores permiten que los gráficos sean aún interpretables ($s<0,2$). Cabe mencionar que la ordenación del nMDS de familia fue muy similar al de especie, también en octubre. En el gráfico de ordenación a nivel de filo el porcentaje de similitud de ciertas aglomeraciones fue mejor que a nivel de especie (superiores al 80% en su mayoría).

De la comparación de los grupos entre muestreos, y teniendo en cuenta que se realizaron en épocas climáticas contrastantes, surgió que la formación de aglomeraciones integradas por sitios internos de la bahía, junto a sitios de la zona control oeste sucedió tanto en octubre como en marzo. Además como patrón en común de ambos muestreos, se observó que en los nMDS los grupos de estaciones formados a nivel de familia son muy similares a los obtenidos a nivel especie. Por otro lado, a menor resolución taxonómica las agrupaciones tuvieron menor similitud. Sin embargo esto no fue así en octubre, ya que a nivel de clase e incluso filo, los porcentajes de similitud fueron elevados en comparación con los de especie.

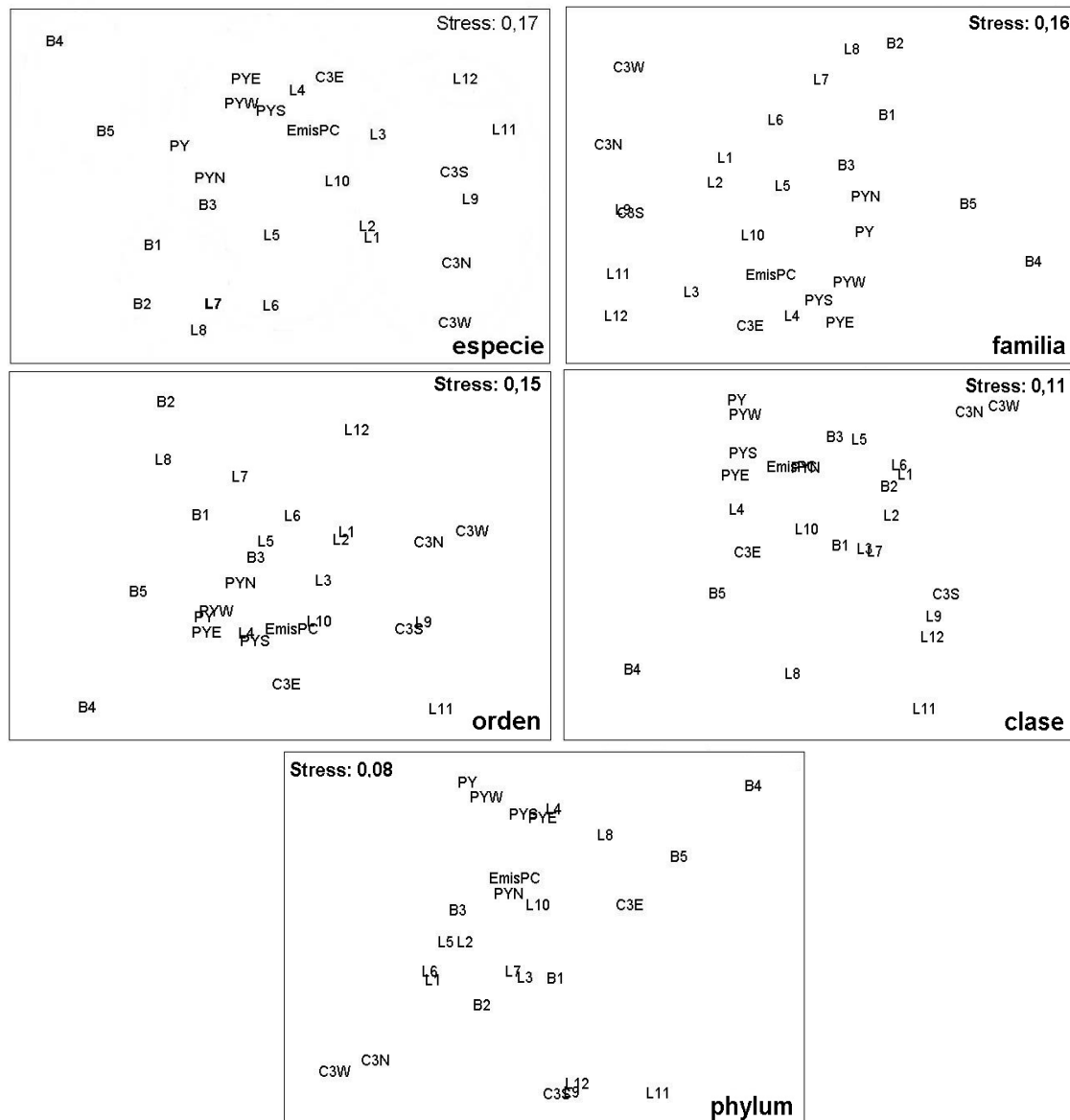


Figura 6. Análisis de ordenación de los sitios de muestreo de octubre 2009 (nMDS) con su correspondiente nivel de stress. Los datos de abundancia agregados en cada nivel, fueron previamente transformados con raíz cuadrada.

A partir del análisis nMDS *second stage*, se ordenaron los niveles taxonómicos en grupos según similitud. Se generaron gráficos para cada muestreo por separado (Fig. 7) en dos dimensiones. También se ordenó integrando ambas épocas a un mismo gráfico, en tres dimensiones (Fig. 8) para una mejor visualización de los grupos. Se observó, tanto en marzo como octubre, que entre la resolución de especie y familia hay una alta similitud. Además de esta ordenación, el nivel orden se agrupó junto a especie y familia en el gráfico de marzo. Sin embargo, esto no fue así para octubre, ya que el nivel orden se alejó de especie y familia. Al mismo tiempo, clase y filo se ordenaron de forma similar entre ellos, pero a mayor distancia del resto de las resoluciones taxonómicas consideradas. A medida que disminuye la resolución taxonómica, los niveles se apartan más del específico. En la ordenación 3D se separaron las matrices de marzo y octubre en dos grandes grupos, indicando las diferencias de las comunidades entre estas dos épocas.

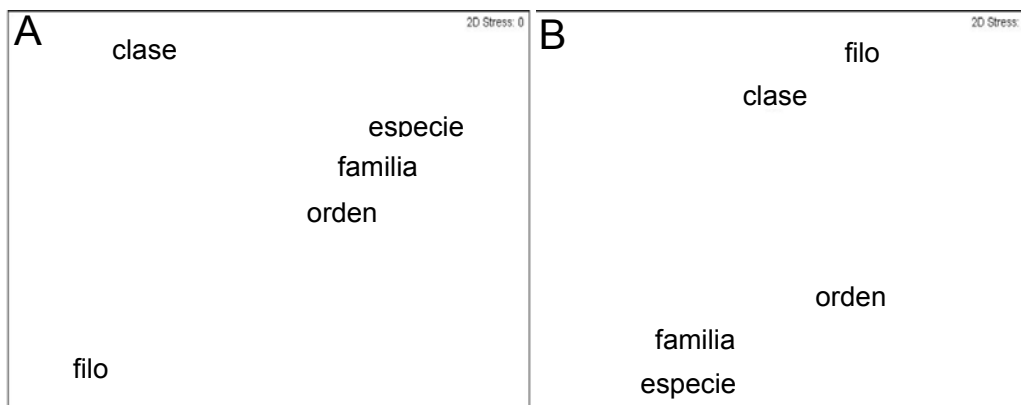


Figura 7. Análisis de ordenación *second stage* nMDS en dos dimensiones de las resoluciones taxonómicas. Los datos de abundancia fueron transformados con $\sqrt{}$. A: marzo. B: octubre.

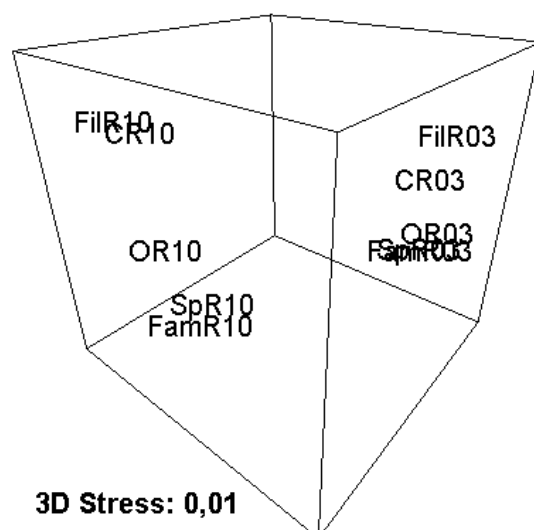


Figura 8. Análisis de ordenación *second stage* nMDS en tres dimensiones de las resoluciones taxonómicas integrando ambos muestreos. Sobre los datos de abundancia se aplicó la transformación $\sqrt{\cdot}$. FilR: filo, CR: clase, OR: orden, FamR: familia, SpR: especie; 03: marzo y 10: octubre

Índice costo-beneficio (CB_L)

A través del cálculo de este índice y su posterior análisis fue posible comparar nuevamente las transformaciones y taxa, ponderando los costos y beneficios de cada resolución taxonómica. Para este estudio se utilizaron todas las transformaciones, para mostrar el efecto de éstas sobre el resultado del índice. En cuanto al nivel jerárquico, resultó que en general, el nivel familia es el más bajo, con respecto a las restantes resoluciones taxonómicas (Fig. 9). Sin embargo, a nivel de orden se obtuvieron valores muy similares del índice, incluso menores para los datos sin transformar en octubre 2009, donde el valor de CB_L decrece con respecto a familia. Para familia el CB_L fue 0 en marzo/09 y 0,1 en octubre/09 para los datos no transformados. Teniendo en cuenta únicamente el nivel familia, hay dos transformaciones que permitieron tener CB_L muy bajo, $\sqrt{\cdot}$ y $\log(x+1)$, para ambos muestreos.

También se pudieron identificar diferencias entre las dos campañas de muestreo. En marzo (Fig. 9A), con los datos sin transformar y bajo la aplicación de raíz cuadrada, los valores del índice fueron muy bajos ($< 0,2$) con todas las resoluciones

taxonómicas. Mientras que, para los datos de octubre (Fig. 9B), el CB_L sólo tuvo ese valor para nivel familia aplicando $\sqrt{}$, $\text{Log}(x+1)$ o sin transformar. Aún así, los resultados del índice mostraron que bajo algunas transformaciones de los datos, sí se obtuvieron valores bajos de CB_L para nivel familia y orden ($\leq 0,3$) en ambas épocas del año 2009. Se observó en general que, a niveles taxonómicos mayores, el efecto de la transformación se intensifica, aumentando los valores de CB_L .

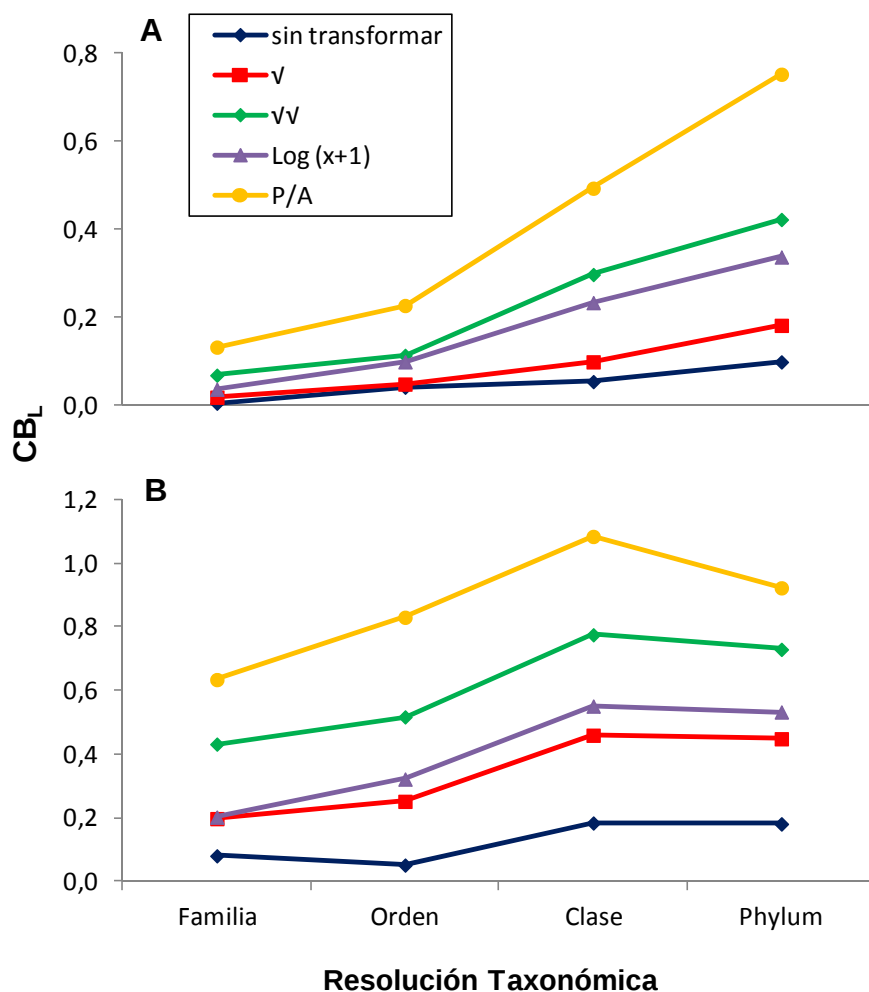


Figura 9. Valores del índice CB_L (eje vertical) en función de las distintas resoluciones taxonómicas consideradas (eje horizontal) bajo distintas transformaciones sobre datos de abundancia del macrobentos. (A) Marzo y (B) Octubre.

DISCUSIÓN

A partir de la comparación de las distintas transformaciones sobre los datos de abundancia, para el nivel familia podría utilizarse tanto la transformación $\sqrt{x}$ como Log $(x+1)$. Sin embargo, la aplicación de raíz cuadrada, resultó mejor para todas las categorías taxonómicas consideradas en concordancia con los estudios de ST de Muniz & Pires-Vanin (2005), Bacci *et al.* (2009), Naser (2010) y Soares-Gomes *et al.* (2012). Esta transformación es de tipo moderada, en comparación con $\sqrt[3]{x}$ y Log, que resultan más fuertes en cuanto a la disminución del peso de las especies muy dominantes, para análisis estadísticos (Clarke & Warwick, 2001). Aunque los datos originales sin transformar generaron los valores más altos de ρ , no es conveniente su utilización ya que su efecto está muy influenciado por las especies más abundantes (Soares-Gomes *et al.*, 2012). Por otra parte, la transformación P/A no es apropiada para este tipo de análisis de agregación, ya que fue la transformación con los valores más bajos de correlación. La elección de qué transformación usar para el análisis de ST, es de gran importancia, ya que de ello depende el resultado de los análisis no paramétricos multivariados (Olsgard *et al.*, 1997).

El presente estudio comprueba que, en general, a medida que se disminuye la resolución taxonómica, los efectos de las transformaciones son más evidentes. Además, tanto en marzo como en octubre/09 se pudo comprobar que es mínima la pérdida de información transformando los datos de abundancia con $\sqrt{x}$, si el análisis es a nivel de familia y de orden. Por otra parte, la diferenciación de las correlaciones obtenidas para marzo y octubre, podría deberse a que la riqueza de especies de octubre, fue muy inferior a la registrada en el primer muestreo. Esta disminución de especies, significó una baja del número de taxa en todos los niveles taxonómicos. La variación entre épocas, también se reflejó en el efecto de las transformaciones, ya que en octubre las correlaciones disminuyen en gran medida al aumentar la potencia de la transformación. En octubre, se registraron correlaciones muy por debajo a las registradas en el muestreo de marzo a igual tratamiento de datos y resolución taxonómica. La consecuencia de la elección de transformación, también se observó en los análisis de CB_L . Para los dos muestreos, los valores más bajos de CB_L se registraron con la transformación $\sqrt{x}$ y sin transformar. A nivel de familia en octubre los

valores del índice fueron similares a los de marzo únicamente aplicando dos transformaciones ($\sqrt{}$ y $\text{Log } x+1$). A este nivel se confirma que la aplicación de $\sqrt{}$ sobre los datos permite una mejor presentación de la comunidad, en comparación con el resto de las transformaciones para ambos muestreos.

Los análisis de clasificación y ordenación permitieron visualizar en algunos casos agrupaciones de estaciones, definidos por las abundancias del macrobentos a distintos niveles de agregación. Los efectos de la transformación matemática de los datos se acentúan a medida que disminuye el nivel de resolución taxonómica y, por tanto, ambos factores influyen en el resultado de los análisis (Olsgard *et al.* 1997). Por ello se optó por la transformación $\sqrt{}$ para estos análisis multivariados. Al comparar los conjuntos formados al nivel de especie, contra los formados a menor resolución taxonómica, se observó que no hay pérdida de información significativa (los grupos se mantienen) principalmente a nivel de familia. A niveles jerárquicos superiores, como orden, clase y filo, los grupos son gradualmente más difusos y en aquellos casos en que el conjunto persiste, el porcentaje de similitud de Bray-Curtis que los une es menor. Una agrupación visualmente definida que se corresponde con una zona geográfica predeterminada, es la de la serie de estaciones PY (zona oeste), en ambas épocas climáticas analizadas. Otros grupos formados revelaron cierta similitud entre el macrobentos de estaciones de la bahía (serie B) con el de zonas control o de influencia de Punta Carretas. Esto podría deberse al hecho de que no todas las estaciones de la bahía están igualmente impactadas. La zona interna sufre un mayor impacto antropogénico que la zona externa (Muniz *et al.*, 2011; Venturini *et al.*, 2011). Por lo tanto, es razonable que estaciones como B4 y B5 se asocien a sitios de la zona control, lo que sucede en marzo. Sin embargo en octubre, se asocian estaciones de la zona control, con B1 y B2 de la zona interna de la bahía, lo que podría reflejar un mejoramiento de esta última zona. Tomando todos los grupos observados en ambas épocas climáticas, no se concluye una diferenciación entre estaciones internas de la bahía de Montevideo y las externas a ella como en el estudio de Muniz *et al.* (2011). La bahía es considerada, como ya se mencionó, un área contaminada e hipertrófica (Muniz *et al.* 2006; Venturini *et al.* 2011). Sin embargo, tanto a nivel de macrobentos como diatomeas, Muniz *et al.* (2011) registraron una relativa homogenización entre la zona externa de la bahía y la zona costera adyacente al este y el oeste (Punta Carretas y Punta Yeguas). Los patrones de agrupamiento obtenidos en el presente

estudio, entre algunas de las estaciones de la bahía y zona control, confirmarían esta tendencia. Esto puede deberse a que durante los últimos años, la zona de la bahía ha presentado signos claros de mejora en la salud ambiental (Muniz *et al.*, 2011). Asimismo, varias de las estaciones de la zona de Punta Carretas y de Punta Yeguas se asociaron mediante dendrograma y ordenación. Esto demuestra la similitud en el grado de impacto sobre áreas cercanas a la bahía de Montevideo, patrón observado también en el estudio de Venturini *et al.* (2011) para la misma área. Dicho estudio sugiere que la zona externa de la bahía, y zonas adyacentes (Pta. Yeguas y Pta. Carretas) se encuentran bajo condiciones eutróficas.

El hecho de que la ordenación espacial se mantuvo a menor resolución taxonómica (familia y orden en menor medida), demuestra que los patrones de la comunidad bentónica que indican impactos antropogénicos se mantendrían. Por ello, resoluciones alternativas a especie pueden utilizarse cuando se toma el macrobentos como bioindicador, como fue señalado por Ferraro & Cole (1990), Dauvin *et al.* (2003) y Bevilacqua *et al.* (2009). Los análisis multivariados han comprobado que el nivel de familia representa el compromiso más adecuado entre, la reducción de los costos de identificación y la eficacia estadística de los resultados.

A través de la aplicación del índice CB_L se determinó un patrón claro de diferenciación entre las resoluciones taxonómicas. Karakassis & Hatziyanni (2000) plantearon que este índice es útil como criterio de selección del “segundo mejor nivel taxonómico”, ya que el específico sería el “nivel taxonómico óptimo”. Tanto $\sqrt{}$ como $\text{Log}(x+1)$ resultaron transformaciones adecuadas para obtener valores óptimos del índice CB_L para todas las resoluciones, corroborando los resultados de las correlaciones de Spearman ya descriptas. Con respecto a las diferencias entre estaciones climáticas, con los datos de marzo los índices presentaron mejores valores. Sin embargo, para ambas series de datos, el índice CB_L es adecuado a nivel familia y orden aplicando transformación $\sqrt{}$. Por lo tanto, tanto el nivel de familia como de orden pueden postularse como nivel de identificación alternativo a especie, ya que generan valores adecuados del índice CB_L . A través de los análisis multivariados, puede concluirse que la reducción de la precisión y por lo tanto la disminución en el número de taxones a identificar, disminuye los costos en cada muestreo. En los estudios de ST de Muniz & Pires-Vanin (2005), Mendes *et al.* (2007) y Soares-Gomes *et al.* (2012), se obtuvieron

valores de $CB_L \approx 0,20$, $0,08$ y $0,20$ respectivamente, a nivel de familia. Teniendo en cuenta estos valores, y contrastando con los obtenidos en el presente trabajo, se puede concluir que este nivel de resolución es óptimo en las dos épocas climáticas analizadas, si se utiliza $\sqrt{}$ como transformación de los datos. Teniendo el mismo criterio de comparación, el CB_L a nivel de orden presenta valores adecuados para marzo, pero muy superiores para octubre. Partiendo de valores de $CB_L \approx 0,42$, Mendes *et al.* (2007) plantea inadecuado el nivel de orden. Por otra parte, Soares-Gomes *et al.* (2012) llegó a igual conclusión, con un índice $CB_L=0,33$ a nivel de orden.

Sin embargo, el índice costo/beneficio con transformación $\sqrt{}$ presentó valores menores a $0,20$ a nivel de filo en marzo. En este sentido sería apropiado utilizar enfoques alternativos como el “Phylum level meta-analysis” de Warwick & Clarke (1993). Este método permite evaluar la perturbación antropogénica comparando a escala global, a partir de datos de abundancia y biomasa a nivel de filo (Warwick & Clarke, 1993). En la zona de la bahía de Montevideo, Venturini *et al.* 2004 analizaron la comunidad macrobentónica con este método, concluyendo que la región interna de la bahía presentaba un elevado deterioro. Futuros análisis que evalúen la evolución del sistema mediante este método, deberían cuantificar la biomasa del macrobentos, además de su abundancia.

Menores resoluciones taxonómicas, pueden reflejar patrones comunitarios muy parecidos a los obtenidos a nivel específico. En particular los niveles de agregación de familia, en todos los casos y de orden en algunos, presentaron una muy buena correlación con especie y el índice CB_L registró valores adecuados. Los gráficos de ordenación y los dendrogramas también mostraron este patrón de respuesta, en particular entre especie y familia, generando una distribución espacial de los sitios prácticamente idénticos. En segundo lugar de similitud, resultó la resolución de orden, aunque los análisis de clasificación y ordenación presentaron mayores diferencias. Aunque el nivel de orden puede ser utilizado con una pérdida mínima de información comunitaria, en comparación con menores resoluciones, el trabajo a nivel de familia presenta varios beneficios. Uno de ellos es que la identificación taxonómica a nivel de familia sería más práctica, ya que la mayoría de los manuales taxonómicos presentan claves a este nivel de identificación. Asimismo, Chainho *et al.* (2007) plantea como ventaja que los ecólogos con formación taxonómica están mayormente familiarizados

con este nivel de identificación, en comparación con el nivel de orden. Distintos autores plantean que con el nivel de familia se obtienen patrones espaciales muy similares a los de especie, en cuanto a gradientes de contaminación ambiental (Dauvin *et al.*, 2003; Bacci *et al.*, 2009; Soares-Gomes *et al.*, 2012). Otro factor influyente para la elección, es el hecho de que, para la comunidad macrobentónica, el costo de la identificación taxonómica a nivel de familia disminuye a la mitad con respecto a especie según cálculos efectuados por Ferraro & Cole (1995) y Thompson *et al.* (2003). En ambientes estuarinos además, es muy bajo el número de especies por familia, por lo que este nivel de agregación alternativo proporciona una buena visualización de los patrones espaciales (Dethier & Schoch, 2006).

Las resoluciones taxonómicas menores deben utilizarse de forma coherente con los objetivos de la investigación. Por ejemplo, en un estudio línea de base o paleoambiental, se recomienda el nivel específico (Greffard *et al.*, 2011). Los análisis a este nivel permiten obtener información emergente propia de algunas especies indicadoras, que de otro modo podría no ser conocida (Maurer, 2000). Ésta resolución es recomendada también por Olsgard *et al.* (1998) para la comparación de comunidades bentónicas en zonas geográficas distantes. Por lo tanto, es fundamental mantener una visión crítica sobre la herramienta ST, en base a los objetivos del plan de monitoreo que se lleve a cabo y el conocimiento previo sobre la zona de estudio y las características de la biota asociada (Terlizzi *et al.* 2003; Terlizzi *et al.*, 2009).

A futuro, se propone aumentar la escala temporal de estudios de ST, para conocer la variación intra e interanual de los patrones espaciales a distintos niveles taxonómicos. Este estudio es ampliamente factible, ya que existen datos de macrobentos del estuario del RdelaP (Proyecto: “Monitoreo de biota y sedimento del estuario del Río de la Plata, en el marco del PSU IV”) que han sido colectados por un largo período y para cada estación del año. Enfoques alternativos al de ST desarrollado en el presente estudio podrían ser utilizados. Uno es mediante el “Phylum level meta-analysis” planteado por Warwick & Clarke (1993), a partir de los datos de biomasa y abundancia a nivel de filo. Otro planteo posible es a partir de la clasificación del macrobentos en grupos funcionales, bien detallados por Pearson (2001). Estos grupos son definidos por atributos funcionales (grupo trófico, movilidad y mecanismos de alimentación) lo que permite la comprensión integral de los cambios de las

condiciones del ambiente sedimentario. Un posible ejemplo de esta aproximación, es el estudio de ST con poliquetos de Muniz & Pires (2005), que agrupan las especies en grupos tróficos/funcionales, además de utilizar la agregación taxonómica clásica.

CONCLUSIONES

A partir de los datos de abundancia del macrobentos, transformados mediante raíz cuadrada, se obtiene la menor pérdida de información. Los análisis de ordenación (nMDS) de las estaciones de muestreo, exhibieron que a nivel de familia se obtienen patrones de distribución espacial muy similares que aquellos obtenidos a nivel de especie. Además, con el nivel taxonómico de familia los valores del índice Costo/Beneficio más bajos, lo que indica un balance entre estos dos factores de la suficiencia taxonómica.

Esto permite concluir que familia es el nivel taxonómico mínimo necesario para estudios de monitoreo ambiental, mediante macrobentos submareal, en el estuario del Río de la Plata (Montevideo y zona costera adyacente).

BIBLIOGRAFÍA

- Acha E.M., Mianzan H., Guerrero R., Carreto J., Giberto D., Montoya N., Carignan M. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research*, 28: 1579-1588.
- Amaral A.C.Z., Nonato E.F. 1996. *Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para familias e generos da costa brasileira*. Editora da UNICAMP. Campinas, São Paulo. 124 pp.
- Amaral A.C.Z., Rizzo A.E., Arruda E.P. 2006. *Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do brasil*. Vol. 1. Edusp, São Paulo. 288 pp.
- Bacci T., Trabucco B., Marzialetti S., Marusso., Lomiri S.V., Lamberti C.V. 2009. Taxonomic sufficiency in two case studies: where does it work better? *Marine Ecology Progress Series*, 30: 13-19.
- Bevilacqua S., Frascchetti S., Musco L., Terlizzi A. 2009. Taxonomic sufficiency in the detection of natural and human-induced changes in marine assemblages: A comparision of habitats and taxonomic groups. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1850-1859.
- Bilyard G.R. 1987. The Value of Benthic Infauna in Marine Pollution Monitoring Studies. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 581-585.
- Boero F. 2001. Light after dark: the partnership for enhancing expertise in taxonomy. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 266.
- Bray J.R., Curtis J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Brugnoli E., Muniz P., Venturini N., Burone L. 2007. Environmental perturbation and coastal benthic biodiversity in Uruguay. 75-126 pp. En: Willis I.C. (ed.), *Progress in environmental research*. Nova Science Publishers, New York.

- Carneiro F.M., Bini L.M., Rodrigues L.C. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, 10: 249-255.
- Chainho P., Lane M.F., Chaves M.L., Costa J.L., Costa M.J., Dauer D.M. Taxonomic sufficiency as a useful tool for typology in poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, 587: 63-78.
- Clark R.B. 1997. *Marine Pollution*. Fourth Ed. Clarendon press, Oxford. 161 pp.
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke K.R., Warwick R.M. 2001. *Change in Marine Communities: An approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Second edition. PRIMER-E, Plymouth. 172 pp.
- Clarke K.R., Somerfield P.J., Airoldi L., Warwick R.M. 2006. Exploring interactions by second-stage community analyses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338: 179–192.
- Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J., Yannicelli, B., 2002. First assessment of the highly contaminated Harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 554-565.
- Dauvin J.C., Gomez Gesteira J.L., Salvande Fraga M. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview or its use in monitoring of sublittoral benthic communities after oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 552-555.
- Day J.W., Hall C., Kemp W.M., Yáñez-Arancibia A. 1989. *Estuarine Ecology*. Wiley-Interscience Publication, New York. 558 pp.
- Defeo O., Lercari D., 2004. Testing taxonomic resolution levels for ecological monitoring in sandy beach macrobenthic communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 14: 65-74.

- Dethier M.N., Schoch G.C. 2006. Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline. *Marine Ecology Progress Series*, 306: 41-46.
- Ellis D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 459.
- Ferraro S.P., Cole F.A. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 67: 251-262.
- García-Rodríguez F., Hutton M., Brugnoli E., Venturini N., Del Puerto L., Inda I., Bracco R., Burone L., Muniz P. 2010. Assessing the effect of natural variability and human impacts on the environmental quality of a coastal metropolitan area (Montevideo Bay, Uruguay). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5: 91-100.
- Gray J.S., Elliott M., 2009. *Ecology of marine sediments: from science to management*. Second edition. Oxford University Press, New York. 225 pp.
- Greffard M.H., Saulnier-Talbot E., Gregory-Eaves I. 2011. A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic resolution in benthic chironomid community analyses. *Ecological Indicators*, 11: 1541–1551.
- Groc S., Delabie J.H.C., Longino J.T., Orivel J., Majer J.D., Vasconcelos H.L., Dejean A. 2010. A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation*, 143: 2832-2839.
- Guerrero R.A., Acha E.M., Framiñan M.B., Lasta C.A. 1997. Physical oceanography of the Rio de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17: 727-742.
- Hunt B.P.V., Hosie G.W. 2008. Southern Ocean biogeography and taxonomic resolution: what's in the name? *Marine Biology*, 155: 191–203.

- Intendencia de Montevideo, Plan de Saneamiento Urbano IV. 2012:
<http://www.montevideo.gub.uy/ciudadania/desarrollo-ambiental/saneamiento/psu-iv>
- Jumars P.A. 1993. Concepts in biological oceanography: an interdisciplinary primer. Oxford University Press, New York. 348 pp.
- Karakassis, I., Hatziyanni, E. 2000. Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, 203: 247-253.
- Kennish M.J. 1992. Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects. CRC Press, Florida. 494 pp.
- Kingston P.F., Riddle M.J. 1989. Cost Effectiveness of Benthic Faunal Monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 490-496.
- Lampadariou N., Karakassis I., Pearson T.H. 2005. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1606–1618.
- Maurer D. 2000. The dark side of the taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin*, 40: 98-101.
- McLusky D.S., Elliott M. 2004. The estuarine ecosystem, ecology, threats and management. Third Ed. Oxford University Press, New York. 214 pp.
- Mendes C.L.T., Tavares M., Soares-Gomes A. 2007. Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 377-384.
- Muniz P., Venturini N., Martinez A. 2002. Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 956-976.
- Muniz P., Danulat E., Yannicelli B., García-Alonso J., Medina G., Bicego M.C. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in

- sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29: 1019– 1028.
- Muniz P., Pires-Vanin A.M.S. 2005. More about taxonomy sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. *Ocean Science Journal*, 40: 127-143.
- Muniz P., Venturini N., Burone L. 2006. Contaminación de la bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. 467- 476 p. En: Menafrá R., Rodríguez L., Scarabino F., Conde D. (eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, Montevideo.
- Muniz P., Venturini N., Hutton M., Kandratavicius N., Pita A., Brugnoli E., Burone L., García-Rodríguez F. 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: a multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research*, 65: 38-50.
- Nagy G., López-Laborde J., Anastasía L.H. 1987. Caracterización de ambientes del Río de la Plata exterior (salinidad y turbiedad). *Investigaciones Oceanológicas*, 1: 31-56.
- Naser H.A. 2010. Testing taxonomic resolution levels for detecting environmental impacts using macrobenthic assemblages in tropical waters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170: 435–444.
- Olsgard F., Somerfield P.J., Carr M.R. 1997. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 149: 173-181.
- Olsgard F., Somerfield P.J., Carr M.R. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 25-36.
- Parsons T.R., Takahashi M., Hargrave B. 1984. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press, Oxford. 330 pp.

- Pearson T.H., 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.
- Pearson T.H. 2001. Functional group ecology in soft-sediment marine benthos: the role of bioturbation. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 39: 233-267.
- Pik A.J. Oliver I., Beattie A.J. 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal Ecology*, 24: 555-562.
- Rios E.C. 1994. *Seashells of Brazil*. Editora da FURG, Rio Grande. 492 pp.
- Scarabino F. 2006. Faunística y taxonomía de invertebrados bentónicos marinos y estuarinos de la costa uruguaya. 113-142 p. En: Menafrá R., Rodríguez L., Scarabino F., Conde D. (eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, Montevideo.
- Snelgrove P.V.R. 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1123-1132.
- Soares-Gomes A., Mendes C.T.L., Tavares M., Santi L. 2012. Taxonomic sufficiency of polychaete taxocenes for estuary monitoring. *Ecological Indicators*, 15: 149-156.
- Stark J.S., Riddle M.J., Simpson R.D. 2003. Human impacts in soft-sediment assemblages at Casey Station, East Antarctica: Spatial variation, taxonomic resolution and data transformation. *Austral Ecology*, 28: 287-304.
- Tataranni M., Maltagliati F., Floris A., Castelli A., Lardicci C. 2009. Variance estimate and taxonomic resolution: An analysis of macrobenthic spatial patterns at different scales in a Western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Environmental Research*, 67: 219-229.
- Terlizzi A., Bevilacqua S., Fraschetti S., Boero F. 2003. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 556-561.

- Terlizzi A., Anderson M., Bevilacqua S., Fraschetti S., Wlodarska-Kowalczyk M., Ellingsen K. 2009. Beta diversity and taxonomic sufficiency: Do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Diversity and Distributions*, 15: 450-458.
- Thompson B.W., Riddle M.J., Stark J.S. 2003. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 232-243.
- Vanderklift M.A., Ward T.J., Jacoby C.A. 1996. Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 137-145.
- Venturini N., Muniz P., Rodríguez M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology*, 144: 119-126.
- Venturini N., Pita A.L., Brugnoli E., García-Rodríguez F., Burone L., KandrataVICIUS N., Hutton M., Muniz P. En prensa. 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*. doi:10.1016/j.ecss.2011.08.016
- Warwick R.M. 1988a. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 19: 259-268.
- Warwick R.M. 1988b. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 167-170.
- Warwick R.M. & Clarke K.R. 1993. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 221-231.
- Warwick R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, 18: 63-80.