

EVOLUCIÓN PALEOAMBIENTAL DE LA BAHIA DE MONTEVIDEO – BASES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN MODELO AMBIENTAL

*Leticia Burone (1^a), Michel Michaelovitch de Mahiques (1^b), Rubens Cesar Lopes
Figueira (1^c), Felipe García-Rodríguez (2^a) Yaci Alvarez (1^d), Pablo Muníz (2^b), Ernesto
Brugnoli (2^c), Natalia Venturin i(2^d), Peter Sprechmann (2^e) Silvia Helena de Mello e
Sousa(1^e), Viviana Centurión(2^f)*

(1) Instituto Oceanográfico de La Universidad de São Paulo, Brasil

(2) Facultad de Ciencias, Uruguay

1^a lburone@io.usp.br

1^b mahiques@usp.br

1^c rfigueira@usp.br

1^d yaci.oceano@gmail.com

1^d smsousa@io.usp.br

2^a felipe.garcia-rodriguez@gmail.com

2^b pmmaciel@fcien.edu.uy

2^c ebo@fcien.edu.uy

2^d rulo@fcien.edu.uy

2^e sprechma@fcien.edu.uy

2^f vivianacenturion@gmail.com

EVOLUCIÓN PALEOAMBIENTAL DE LA BAHIA DE MONTEVIDEO – BASES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN MODELO AMBIENTAL

RESUMEN

La acción modificadora del hombre como agente geológico deja su rastro en el sedimento permitiendo así el estudio del registro de los procesos antrópicos y las transformaciones del ambiente. Así, la determinación de cuando ocurrieron los primeros episodios de contaminación antrópica, y la evaluación de la respuesta del sistema a tales episodios se constituye en una herramienta potencial con fines de manejo.

La Bahía de Montevideo está integrada al sector fluvio-marino del Río de la Plata y la mayoría de su agua proviene de este. Este sistema viene sufriendo grandes presiones antrópicas en los últimos 100-150 años y este hecho ha ido provocando importantes consecuencias negativas sobre el ecosistema. El objetivo del presente trabajo es evaluar el registro histórico en las capas más superficiales de sedimento en la Bahía de Montevideo con el propósito de determinar la historia de los cambios recientes causados por la presión antrópica en el local. En este sentido fue aplicado un análisis integrado de los parámetros geoquímicos y la microfauna (foraminíferos).

Fue posible diferenciar tres zonas en la columna sedimentaria siendo que la zona III corresponde a los últimos 100 años. Se observó que los cambios ambientales registrados en la región condujeron a la presencia de altas concentraciones de metales pesados en la columna sedimentaria así como a grandes cambios en la distribución de la fauna de foraminíferos. Los valores máximos de Cr, Cu y Pb en la Zona III son 70, 14 y 12 veces mayores que el valor mínimo registrado para cada metal, respectivamente, en el testigo estudiado. Todos los metales analizados - indicadores de polución - presentan una tendencia al aumento desde la base de la tercera fase hacia el tope del testigo. El factor

de enriquecimiento muestra claramente que todos los metales presentan la misma tendencia de aumento en la tercera fase con un incremento marcado en las capas superiores de la columna sedimentaria. De acuerdo con los valores del factor de enriquecimiento el Cr presenta un nivel de contaminación entre significativo y alto. El Pb y el Zn indicaron contaminación moderada.

El incremento en los vertidos industriales en la región de la Bahía de Montevideo provocó un cambio dramático en las características químicas del sedimento y consecuentemente en la fauna de foraminíferos llevándola a un empobrecimiento con momentos casi azoicos.

Palabras claves: *Bahía de Montevideo; evolución paleoambiental; enfoque multiproxy*

PALEOENVIRONMENTAL EVOLUTION OF THE MONTEVIDEO BAY – BASES FOR THE ESTABLISHMENT OF AN ENVIRONMENTAL MODEL

ABSTRACT

The transformation provoked by the human action as a geological agent leaves its traces in the sedimentary record allowing the study of the anthropogenic impact and the environmental degradation on it. Thus, the determination of when the first anthropogenic contamination episodes took place and the system responses are excellent tools to work with its management.

The Montevideo Bay is integrated with the fluvial-marine system of the La Plata River and its water comes from it. This system has been submitted to great anthropogenic stress in the last 110 to 150 years and this fact has caused negative effects on the ecosystem. The objective of the present work is to assess the historical record of the uppermost layers of the sediment in the Montevideo Bay in order to determine the

history of environmental changes caused by the anthropogenic stress in the area. In this way an integrated analysis of geochemical and microfauna (foraminifera) parameters was applied.

It was possible to recognize three different zones in the sediment column, Zone III corresponding to the last 100 years. It was observed that environmental changes registered in the study region led to the high concentration of heavy metals detected there, as well as modifications in the faunal distribution. The maximum values of Cr, Cu and Pb in Zone III are, respectively, 70, 14 and 12 times higher than the minimum value registered for each metal, in the studied core. All the heavy metals studied - indicators of pollution - show an increase tendency from the base of the third zone towards the core top. The enrichment factor clearly shows that all the studied metals present the same behavior tendency towards the third zone with a sharp rise in the uppermost layers of the sedimentary column. According to the enrichment factor calculated, Cr reaches a pollution level between significant and high. Pb and Zn indicate moderate pollution. The increase of industrial waste thrown in the Montevideo Bay has caused a dramatic change in the sediment chemical characteristics and consequently on the foraminiferal fauna, leading to almost defaunation periods.

Keywords : *Montevideo Bay; paleoenvironmental evolution; multiproxy approach*

EL CUATERNARIO

El Período Cuaternario representa cerca de 1.81 Ma, se caracteriza como *edad del Hombre* y se subdivide en épocas: Pleistoceno y Holoceno siendo que el Pleistoceno posee una duración correspondiente a 180 veces el Holoceno.

El Holoceno tuvo inicio hace aproximadamente 11.000 años con el final de la última glaciación y se caracteriza por pequeños cambios climáticos caracterizándose por temperaturas templadas a calidas.

Algunos autores han introducido recientemente el termino *Antropogeno*, *Antropozoico* o *Antropoceno* definido en 2000 por Paul Crutzen (premio Nobel de Química en 1995) para referirse al período donde comienza a existir la influencia acentuada de la humanidad en el medio ambiente. De esta manera se pasaría a considerar al hombre como una “fuerza geofísica planetaria”.

Una época geológica se define en base a un conjunto de evidencias climáticas, estratigráficas, biológicas, químicas y físicas. Entre los grandes cambios por los cuales se coloca como gran responsable a la humanidad podemos citar el calentamiento global, cambios en los patrones de sedimentación y erosión, la acidificación de los océanos y la extinción de algunas especies como consecuencia de la destrucción y/o alteración del habitat, entre otros. Resulta casi inevitable que 6.5 billones de personas habitando y explotando los recursos disponibles en el planeta no causen grandes alteraciones en el ecosistema global.

No obstante, la propuesta de definición del *Antropoceno* como una época geológica es aún cuestionada por muchos investigadores.

En el Uruguay este termino ha sido aplicado por algunos autores (García-Rodríguez *et al.*, 2002; Rodríguez, 2006) que describen la transición Holoceno-Antropoceno en la Laguna Blanca y la Laguna del Sauce una vez que los sistemas comenzaron a funcionar como fuentes de agua potable

Algunos autores introducen el Periodo Quinario y la Época *Tecnógeno* (haciendo referencia a la transformación del ambiente como consecuencia de la *técnica* que surge con el hombre). Así, los ambientes tecnogénicos comprenderían aquellos que fueron transformados por la agricultura, urbanización, migración, construcción de carreteras, puertos, etc (Oliveira *et al.*, 2005). O sea que los depósitos tecnogénicos revelan los ambientes antropizados. Según Ter-Stepanian (1988) el final del Holoceno corresponderá al momento en que las condiciones ambientales modificadas (tecnogénicas) serán predominantes en la Tierra. De acuerdo con Suguio (1999) la utilización de este término aún resulta prematura siendo que el término cuaternario todavía continúa adecuado.

La acción del hombre en el registro geológico

El hombre como agente geológico

El hombre ha sido asociado a diferentes culturas desde su surgimiento hace aproximadamente 50.000 años, correspondiendo la cultura neolítica a los últimos 5.000 años (Suguio, 1999).

Como *agente geológico* el hombre deja su rastro en el sedimento y la caracterización de la acción geológica humana resulta generalmente de la comparación que se puede realizar entre los procesos naturales, o sea, sin la participación humana y los procesos antrópicos en la transformación de la Tierra. La acción modificadora del hombre en el

ambiente dejó su registro asociado a diferentes momentos pudiendo considerarse: a) efectos prehistóricos que pueden ser analizados por ejemplo, a través de los concheros. Estos muestran la explotación del medio costero por el hombre; b) un segundo marco puede ser definido antes y después de la Revolución Industrial (Inicio 1800). Así, a partir de la Revolución Industrial el planeta comenzó a presentar un crecimiento exponencial de la población. Se considera que la Tierra alcanza su primer millón de habitantes alrededor del siglo XIX y aproximadamente 150 años después el número de habitantes habría subido para la cifra de 6.5 billones; c) a partir de la Segunda Guerra Mundial el uso del agua crece de forma exponencial y también se acentúa el uso del papel así como el consumo de fertilizantes y de detergentes.

Como resultado de explosiones y test de armas nucleares realizados entre 1945 y 1962 (año en que son prohibidos los test) grandes cantidades de ^{137}Cs fueron liberadas a la atmósfera. Las mismas comenzaron a depositarse en 1953 alcanzando su concentración máxima entre 1963 y 1965 y permitiendo de esta manera analizar su distribución en la columna sedimentaria y realizar cálculos de tasa de sedimentación (Martins & Figueira, 2008).

Se estima que en 2050 la humanidad llegue a un número de 8.5 billones de habitantes ejerciendo, consecuentemente presiones aún mayores en el sistema.

La antropización genera entonces contaminación en el medio ambiente y esta última puede ser definida según la *United States Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution* (GESAMP, 1996) como: “La introducción por el hombre, de forma directa o indirecta, de sustancias o energía en el medio marino (incluyendo estuarios) resultando en efectos deletéreos tales como: peligro para los recursos vivos,

riesgos para la salud humana, obstáculo para las actividades marinas incluyendo la pesca, disminución de la calidad y atracción para el uso del agua de mar”.

Cuando se habla de contaminación, generalmente se considera la presencia de sustancias tóxicas introducidas por el hombre en el medio ambiente. Cuando la referencia es hecha a la contaminación, se considera que la sustancia en foco ya ocurría naturalmente, en bajas concentraciones, y pasó a presentar altas concentraciones (Braga, 2000).

A partir de la década de 80 aumentó a escala mundial el interés por la protección de aguas costeras, estuarios y otras aguas interiores, y por la restauración de los ambientes litorales ya degradados (Vitousek, 1997; Vitousek *et al.*, 1997). Esto se debe al hecho de que la mayor parte de los recursos biológicos marinos se encuentran en zonas costeras vulnerables y se sabe que las principales fuentes de contaminación marina están localizadas en el continente, y poluyen el mar a través de los ríos, desagües costeros directos, vertederos urbanos y agrícolas además de las precipitaciones atmosféricas. Consecuentemente, los recursos costeros pueden resultar severamente reducidos por la contaminación mucho antes de que se detecten tendencias nocivas en el mar abierto.

Entre las formas de contaminación marina observadas con mayor frecuencia se encuentra la contaminación por exceso de nutrientes la cual conduce a la eutrofización del sistema (Burone *et al.*, 2006a; Abessa & Burone, 2003; Burone, 2002; Braga, *et al.*, 2000; Howarth *et al.*, 2000), compuestos de metales pesados y los hidrocarburos derivados del petróleo (Martins *et al.*, 2008; Alve 1991, 1995).

De una forma general las poblaciones humanas están creciendo en el mundo, y aumentan las presiones sobre las zonas costeras. La utilización de las regiones costeras

para la implantación de industrias o vivienda puede destruir el hábitat de los organismos marinos, desestabilizando el sistema.

Algunos autores agregan otro problema que es la dificultad de diferenciar los efectos causados por la contaminación, de aquellos provenientes de los cambios naturales del medio ambiente o estrés ambiental. Es por este motivo que los estudios paleoambientales adquieren gran importancia ya que permiten estudiar a lo largo de la columna sedimentaria las condiciones pre-contaminación o pre-acción de los factores antrópicos en el local de estudio (Cearreta 2000, 2002).

Los sedimentos representan el registro de los procesos que ocurren en la columna de agua y constituyen el depósito final de la materia orgánica que ingresa a un sistema (García-Rodríguez, 2002). Con el paso del tiempo, se depositan capas en orden cronológico que contienen información física, química y biológica. Por ello, si se toman testigos continuos de sedimento, es posible reconstruir las condiciones ambientales históricas de un sistema (García-Rodríguez *et al.*, 2001, Suguio, 1999). Esto permite determinar cuando ocurrieron los primeros episodios de contaminación antrópica, y evaluar la respuesta del sistema a tales episodios.

¿Por qué es importante estudiar el Holoceno?

El registro geológico

Según la teoría del uniformismo de C. Lyell (1797-1875) “*El presente es la llave del pasado*” y según Suguio (1999) podríamos considerar que “*el pasado geológicamente poco remoto y el presente son la llave del futuro*”. Así los estudios del pasado geológicamente poco remoto pueden auxiliar en el pronóstico de las situaciones ambientales futuras.

Las transformaciones que existen en la naturaleza ocurren en diferentes escalas de tiempo y para estudiarlas debemos recurrir muchas veces a métodos indirectos conocidos como *proxies*.

El estudio del Holoceno: un enfoque multiproxy

El Holoceno ha sido testigo del desarrollo del conocimiento y de la tecnología humana los cuales vienen siendo utilizados para estudiar y comprender los cambios ocurridos durante los últimos años de la historia del planeta.

Entre los *proxies* más utilizados en los estudios de reconstrucciones históricas de la polución en la columna sedimentaria podemos citar:

- Susceptibilidad magnética (SM)

Es un método alternativo, rápido, económico y efectivo que permite mapear las principales fuentes de contaminación en una región (Martins *et al.*, 2007). La señal magnética de los procesos de combustión está asociada a la formación de magnetita que se junta al material particulado y se deposita en el sedimento de fondo presentando enriquecimiento magnético (Morris *et al.*, 1994). Estudios realizados por Martins *et al.*, 2007 evidenciaron una fuerte relación entre la susceptibilidad magnética y la concentración de HPAs de alta masa molecular en testigos de sedimentos proveniente del Estuario de Santos (Brasil) una región altamente poluída. Por tratarse de un método no destructivo (ya que no es necesario abrir el testigo para obtener dicha medida) la SM se muestra una herramienta extremadamente útil para colaborar en la selección de columnas de sedimento más representativas (cuando se poseen varios testigos colectados) para estudios de contaminación o para determinar las capas con mayores concentraciones de metales. Así es posible agilizar el trabajo y obtener medidas

inmediatas de bajo costo. Los datos arrojados por esta técnica son datos adimensionales.

- *Metales*

Los elementos trazos, conocidos como metales pesados pueden ser de origen natural o antrópica (derivadas de industrias, tránsito de embarcaciones, desechos domésticos, etc) y las concentraciones elevadas cuyo nivel depende del tipo de metal son perjudiciales para el desarrollo normal de los organismos, además de poder modificar la estructura de la comunidad pudiendo llegar también a causarle daños al hombre (Newell *et al*, 1991; Bayne, 1989; Bryan & Gibbs, 1983). Así la determinación de sus concentraciones a lo largo de la columna sedimentaria resulta indicadora del curso de las actividades antrópicas en la región de estudio.

- *Indicadores biológicos*

Se entiende como indicadores biológicos o bioindicadores todas las especies que contribuyen para descifrar fenómenos o acontecimientos inferidos a través del estudio de las mismas, tanto en el pasado como en la actualidad (Boltovskoy, 1959a). Así, los bioindicadores de contaminación pueden agrupar a las especies en sensibles (o intolerantes) y tolerantes según su resistencia a la contaminación. Los bioindicadores permiten realizar evaluaciones del ambiente integrando sus efectos en el espacio y el tiempo de forma simultánea. Sus respuestas a la contaminación facilitan la definición espacial y temporal del impacto (Burone & Pires-Vanin, 2006; Burone, 2002; Bilyard, 1987; Philips & Segar, 1986).

Son consideradas sensibles o intolerantes aquellas especies que resultan eliminadas con las primeras señales de alteración ambiental y pueden ser empleadas en la delimitación de la dispersión de un contaminante (Bilyard, 1987; Sullivan *et al.*, 1981; Pearson & Rosenberg, 1978). Las especies tolerantes, son aquellas que dominan luego de las modificaciones de las características del área, ocupando nichos ecológicos dejados por la comunidad primaria (Stull *et al.*, 1986; Swartz, *et al.*, 1986; Sullivan *et al.*, 1981). Algunos autores describen también, las especies denominadas acumuladoras de contaminantes, como por ejemplo los moluscos que pueden acumular cobre, zinc y plomo en sus tejidos y en sus valvas (Doherty *et al.*, 1987; Belanger *et al.*, 1986; McMahan, 1983). Estudios mineralógicos recientes de tecas de foraminíferos han revelado que especies de foraminíferos pertenecientes a ambientes contaminados presentan metales pesados en sus tecas (Burone *et al.*, 2004, 2006b; Samir & El-Din, 2001). Estas son consideradas especies tolerantes y de gran interés como bioindicadoras de polución.

Para que las especies bioindicadoras puedan ser utilizadas en estudios del registro sedimentaria deben preservarse en el tiempo. Es así que aquellos organismos cuyas tecas se preservan en el registro y que además poseen tamaño pequeño y altas densidades (permitiendo obtener un número representativos de individuos en una muestra de tamaño pequeño) resultan buenos bioindicadores en estudios de la columna sedimentaria (Murray, 1991; Botovskoy, 1965a). Entre estos organismos se destacan los foraminíferos. Los foraminíferos son protozoarios que se caracterizan por presentar pseudopodios largos y anastomosados y se los incluye en el Filo Granuloreticulosa, Clase Foraminifera (Margulis & Schwartz, 2001; Sen Gupta, 1999). Incluyen especies tanto bentónicas como planctónicas. Estos microorganismos presentan una teca constituida

por cristales de carbonato de calcio orientados permitiendo el pasaje del haz de luz (calcáreo hialino) o no orientados (calcáreo porcelanaceo), sílice, granos terrígenos o biogénicos (aglutinantes) o por compuestos orgánicos (proteoglicanos – polisacáridos).

Los foraminíferos constituyen una herramienta importante para poder comprender los cambios ambientales pues sus asociaciones reflejan condiciones ambientales específicas, presentan amplia distribución geográfica, alta sensibilidad a los cambios ambientales, alta abundancia en el sedimento como consecuencia del alto potencial de preservación de sus tecas (especialmente las calcáreas). Así, estos organismos se transforman en una herramienta eficiente y de bajo costo para los estudios de carácter paleoecológico (Sen Gupta, 1999; Murray 1991)

En la clasificación taxonómica del grupo presentada por Loeblich & Tappan (1987), son descritos 878 géneros actuales. La gran mayoría de los foraminíferos actuales es bentónica, siendo que únicamente entre 40 a 50 especies son planctónicas (Sen Gupta, 1999). Los foraminíferos bentónicos presentan un registro geológico desde el Cámbrico (Sen Gupta, 1999) y se distribuyen desde las regiones costeras hasta la planicie abisal. Por otro lado, los foraminíferos planctónicos presentan su registro fósil a partir del Jurásico.

Trabajos de Boltovskoy (1966, 1961, 1959b, 1957, 1955, 1954a, 1954b) pueden ser considerados trabajos pioneros sobre foraminíferos en el margen continental del Atlántico Sudoeste. Posteriormente, podemos citar los trabajos realizados en la costa Uruguay por Burone *et al.* (2006), Sprechmann (1978) y Scarabino (1967).

Otros organismos como diatomeas y ostracodes pueden ser utilizados también como organismos bioindicadores o *proxies* de las condiciones ambientales.

- *Métodos de datación radioactivos (Geo-Cronología)*

Las técnicas geocronológicas más comúnmente empleadas varían de acuerdo con sus alcances (edades mínimas y máximas) y con su precisión. Así, para estudios del Pleistoceno tardío y del Holoceno el método utilizado es el método isotópico basado en ^{14}C (media vida 5730 años) (Martins & Figueira, 2008; Trumbore, 2000).

Por otro lado, si trabajamos con un problema de origen reciente con un intervalo de precisión inferior al del radiocarbono, métodos basados en la determinación de los radionúclidos ^{137}Cs y ^{210}Pb son los utilizados (Martins & Figueira, 2008).

De esta forma, combinando el estudio de los diferentes *proxies* a lo largo de la columna sedimentaria con el análisis de radioisótopos con vidas medias de desintegración cortas (*i.e.* ^7Be 53,4 días, ^{210}Pb 22,26 años) es posible estudiar dinámicas de sedimentación contemporáneas (Eakins, 1983). Una vez establecida la edad, se puede calcular la tasa de sedimentación y por lo tanto establecer la dinámica histórica de la sedimentación. Por lo tanto, si se toman testigos de sedimento y se analiza la composición vertical de las variables físicas, químicas y biológicas, es posible reconstruir las transformaciones del entorno original (Martins & Figuera, 2008; Cearreta *et al.*, 2000). Esto hace posible determinar cuando un cuerpo acuático experimentó un cambio dramático (*e.g.* pérdidas de biodiversidad, contaminación, presencia de especies resistentes y/o ausencia de sensibles, introducción de especies exóticas y reemplazo de autóctonas), en qué magnitud esto ocurrió y conocer las causas.

Debido a la geomorfología y a las propiedades físico-químicas los estuarios actúan como depósitos potenciales para sedimentos antropogénicos y el número de estudios

relacionados a esta problemática viene creciendo rápidamente (Mahiques *et al.*, *sometido*; Leorri *et al.*, 2008; Pasternack & Brown, 2006; Cundy *et al* 2003; Cearreta *et al.*, 2000, 2002).

LA PROBLEMÁTICA EN LA COSTA DE MONTEVIDEO (BM)

Hasta el año 1997 se habían desarrollado varios estudios tendientes a evaluar la calidad ambiental de la BM y zonas adyacentes (Moyano *et al.*, 1993; IMM, 1993, 1992, 1985; Bayssé *et al.*, 1987a, b; Burone *et al.*, 1987a, b; Nagy *et al.*, 1987; Francois & Risso 1982; Ayup, 1981) concluyendo que el impacto en la región costera (asociado al colector de Punta Yeguas) así como de las diferentes actividades realizadas dentro de la BM era de carácter más o menos localizado y posiblemente reversible si se implementaran medidas de mitigación. Todos estos estudios evaluaron las características hidroquímicas y los organismos fitopláctónicos del sistema sin considerar el componente sedimento – bentos. Por lo que en 1997 se desarrolló un proyecto de investigación mediante un convenio entre la Universidad de La República y la Intendencia Municipal de Montevideo (Muniz *et al.*, 2000a) que permitió conocer el estado actual de la BM y la zona costera adyacente (Punta Yeguas y Punta Carretas) a través del análisis de muestras de sedimento superficial. Este proyecto generó una serie de datos los cuales permitieron concluir que: a) tanto la Bahía, como las zonas de Punta Carretas y Punta Yeguas, presentaron alteraciones ambientales: altas concentraciones de hidrocarburos, materia orgánica y metales pesados (Danulat *et al.*, 2002; Muniz *et al.*, 2000b, 2002, 2004, 2005). A escala global se determinó que existe un gradiente de contaminación desde la zona más interna de la Bahía hacia la externa, y que este descenso continúa en la zona costera adyacente. Dicho gradiente sería el resultado del distinto grado de impacto al que están sometidas estas zonas, y también de las

características físicoquímicas e hidrodinámicas del área, las cuales proporcionan capacidades de amortiguación diferentes (Gómez *et al.*, 2001) determinando la vulnerabilidad del sistema; b) el gastrópodo *Heleobia australis* puede ser utilizado como bioindicador, los individuos presentes en la Bahía tuvieron menor tamaño y biomasa que los hallados en Punta Carretas y Punta Yeguas, además de presentar los primeros un caparazón más fino, frágil y con alta ocurrencia de organismos parásitos o simbioses (Muniz *et al.*, 2005; Martínez & Rojas 2004; Venturini *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2000a); c) a través de la fauna de foraminíferos, fue posible distinguir claramente tres zonas: el interior de la Bahía se mostró extremadamente empobrecido, incluyendo una estación azoica. Además, altos porcentajes de tecas con anomalías fueron encontradas en esta región, reforzando los efectos negativos de la contaminación sobre la fauna de foraminíferos. En contrapartida se notó un efecto positivo sobre la fauna de la zona de Punta Carretas (especialmente sobre la especie euribiontica y oportunista: *Ammonia tepida*), debido al aporte de vertidos domésticos (puramente orgánicos) provenientes del emisario acuático (Burone *et al.*, 2006a, 2004); d) Las anomalías en las tecas (especialmente en el interior de la Bahía) se relacionaron con el alto grado de estrés incluyendo mutaciones genéticas. Este aspecto fue corroborado por medio de la microsonda electrónica EDS (Burone *et al.* 2006b, 2004,)

Estudios de reconstrucción histórica de las condiciones ambientales

No obstante existen varios estudios de carácter paleoecológico para el Holoceno en la región costera de Uruguay (una revisión completa puede ser consultada en Martínez & Ubilla, 2004) los estudios de reconstrucción histórica en la costa uruguaya son muy escasos pudiéndose citar aquellos realizados por García-Rodríguez (2002b) y Rodríguez (2006) en lagunas costeras.

Dichos autores observaron una intensificación en el estado trófico del cuerpo de agua en la Laguna Blanca y Laguna del Sauce, respectivamente, a partir de su represamiento en 1944 conjuntamente con otros impactos humanos.

El caso de la Bahía de Montevideo

Área de estudio

La Bahía de Montevideo (Fig. 1) está localizada en la porción media del Río de la Plata (34° 52' 18" S - 34° 55' 48" S y 56° 11' 48" - 56° 14' 42" W) el cual es la segunda cuenca en América del Sur (área = 3.1×10^8 km²; longitud = 320 km.). Posee un área aproximada de 10 km² y una profundidad media de 5 metros excepto en los canales de navegación y puede ser caracterizada según Martínez (1975) como un “sub-estuario”.

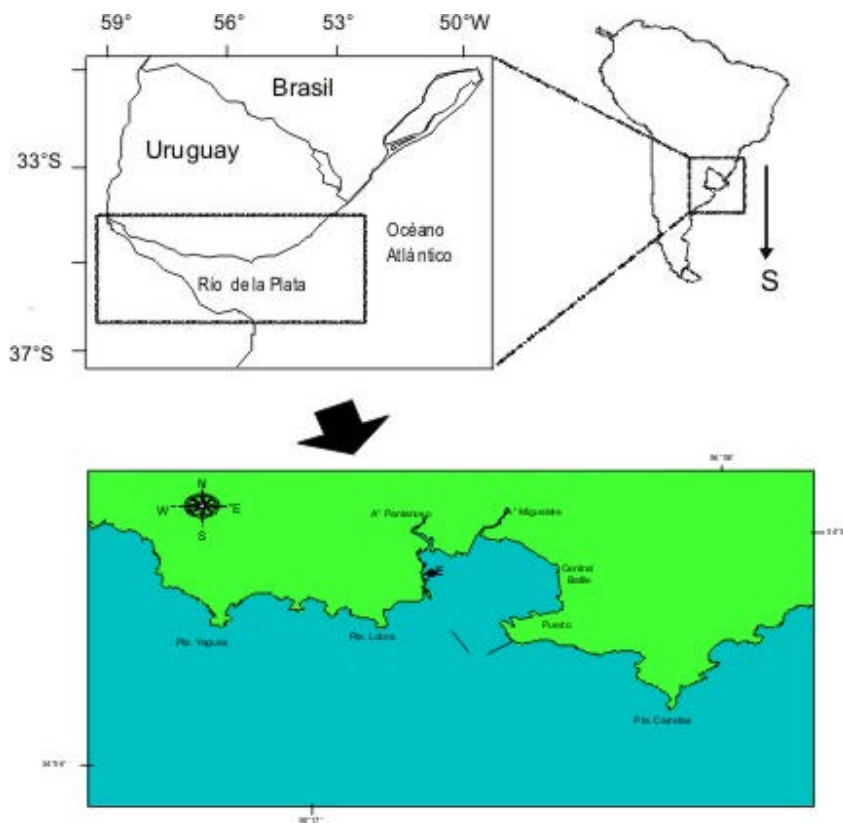


Figura 1: Área de estudio: localización del testigo E

Figure 1: Study area: location of core E.

Geológicamente, la bahía se caracteriza por la presencia de afloramientos de rocas típicas del Basamento Cristalino del Precámbrico y en algunas regiones de materiales más recientes derivados de ellos, los cuales pertenecen a la Formación Libertad-Zona Norte (Cardellino & Ferrando, 1969). El origen exacto de la BM no ha sido estudiado pero la hipótesis más probable es que la misma sea un pequeño bloque hundido (graben) invadido por las aguas durante la última transgresión entre -6000 y -4000 aAP (Gautreau, 2006)

Los sedimentos modernos están constituidos por limo y arcilla (Urien *et al.*, 1980). De acuerdo con Gautreau (2006) los mecanismos de sedimentación en la bahía a pesar de poco conocidos deben estar relacionados con la proximidad del frente de turbidez del estuario del Río de La Plata el cual fluctúa aproximadamente 14km en un sentido E-W, en torno a su entrada (56°)

El clima de la región es subtropical húmedo templado con pocas variaciones regionales. La BM está integrada al sector fluvio-marino del Río de la Plata y la mayoría de su agua proviene de este. Las características climáticas del área, asociadas a la influencia de la fisiografía, permiten el transporte de importantes cantidades de material en suspensión (fundamentalmente arcillas) donde predominan la montmorillonita e illita y en menor proporción caolinita, como los principales componentes minerales arrastrados en suspensión (Ayup, 1981). Las variaciones mareales son de escasa amplitud (43 cm), debiéndose las principales variaciones a fenómenos de sobrecota (o marea eólica) cuando soplan vientos del cuadrante Sur (Gautreau, 2006). Los vientos, en general presentan velocidades promedios significativas dentro de un rango de 6,0 m/seg a 9,0 m/seg. (SOHMA, 1981). Los valores de salinidad en la bahía oscilan entre 0,2 y 32,5 (SOHMA, 1977).

En la BM desembocan 3 arroyos, Miguelete, Pantanoso y Seco (actualmente entubado) que a través de su curso arrastran desechos de varias industrias, centros urbanos y gran número de colectores. Alberga también la refinería de ANCAP, la Central Térmica Batlle (UTE) y un puerto de gran envergadura, el de Montevideo (diques, astilleros y almacenes) lo que implica un uso intensivo del cuerpo de agua como ruta de transporte. Este hecho tiene importantes consecuencias negativas sobre el ecosistema (Muniz *et al.*, 2002; 2004; Danulat *et al.*, 2002) entre las que se cuentan derrames crónicos y accidentales de sustancias tóxicas, destrucción de hábitats como consecuencia del pasaje de buques por aguas muy someras y por actividades de pesca, dragado, etc.

Dos escolleras construidas a principio del siglo XX (Este o Sarandí) y Oeste protegen la bahía de vientos fuertes de cuadrante Sur que a pesar de no ser los más frecuentes son los de mayor intensidad (Dirección General de Meteorología del Uruguay, 1965). Se considera como límite externo de la bahía la línea formada por estas escolleras y una línea recta trazada desde el Morro Norte de la Escollera Oeste hasta la Punta del Rodeo. Las aguas por fuera de estas escolleras se comportan de manera más parecida al Río de la Plata con la excepción de la zona de descarga del emisario subacuático de Montevideo en Puntas Carretas.

La circulación dentro de la bahía se presenta en sentido horario, controlada por los vientos que soplan predominantemente de NE y W-SW (Moresco & Dol, 1996).

Otros usos asociados a ésta son: actividades de remo, pesca deportiva, navegación y usos de carácter secundario. Actualmente no es posible la utilización de la misma para actividades de recreación en contacto directo con el agua, debido al aporte de desechos provenientes de los arroyos y emisarios que vierten directamente en ella (IMM, 2001, 2000).

A continuación destacamos algunas fechas y hechos que produjeron modificaciones directa o indirectamente en la Bahía de Montevideo:

1723-Fortificación en la zona de la Bahía de Montevideo

1724-1726 - Bruno Mauricio de Zabala funda Montevideo y se le asigna el primer nombre: San Felipe y Santiago de Montevideo. Es durante este período cuando comienzan a llegar los primeros habitantes provenientes de Buenos Aires y de las Islas Canarias. Pedro Millán realiza el primer Padrón de habitantes. La ciudad se encuentra rodeada por un muro (La Ciudadela).

1800 - La ciudad se transforma en un gran centro comercial y presenta el principal Puerto del Virreinato del Río de la Plata ya que su posición estratégica le permitió un gran movimiento de buques mercantes. Este puerto presentaba una infraestructura diferente a la actual (Figs. 2, 3,4)

1828-1830 - Ciudad Capital de Uruguay (país independiente);

1850-1860- Surgen los primeros caños maestros que cubren algunas manzanas del casco urbano;

1854- 1ª.- Red de saneamiento o Red de Arteaga;

1850-1900 - Importantes oleadas de inmigrantes europeos que ocasionan el mayor crecimiento demográfico con un desarrollo urbanístico. Inicialmente hacia la zona E y posteriormente W y N. Inicio del desarrollo de Infraestructuras en la bahía de Montevideo;

1900-1915 – 1ª Guerra Mundial provoca demanda de carnes y cueros lo cual incentiva la Construcción del Puerto de Montevideo (1901 – 1909);

1917-1930 – Frigorífico sustituye saladero, aparecen las curtiembres;

1923 – Mayor temporal registrado en la historia;

1930 - 1935 - Usina de Generación Eléctrica y Refinería de ANCAP. Industrias en el borde oeste de la Bahía.

1922 y 1955 - Plan Maggiolo y restantes planes recientes hasta llegar a 1983

(inicio del Plan de Saneamiento de Montevideo PSU I, II, III y actualmente IV);

1995 – Relleno de parte del antepuerto.

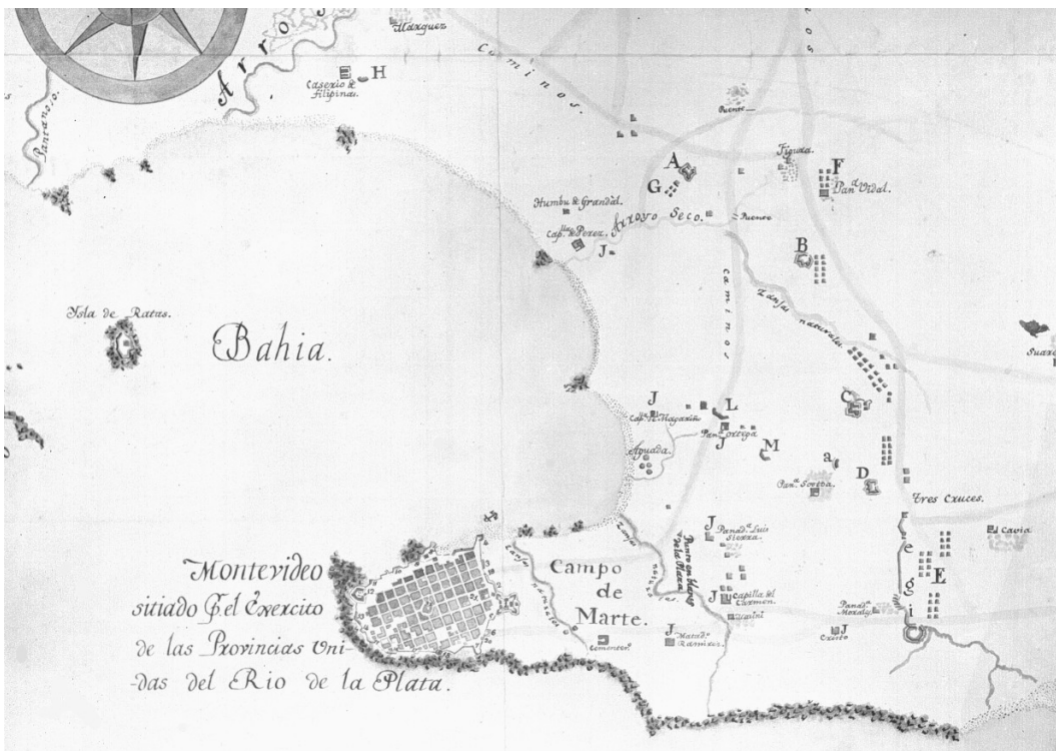


Figura 2: Bahía de Montevideo en 1813.

Figure 2: Montevideo Bay in 1813.

(Foto obtenida en la página web:

[www.http://glaucus.fcien.edu.uy/pcmmy/ecos/sodre/sodreen.html](http://glaucus.fcien.edu.uy/pcmmy/ecos/sodre/sodreen.html))

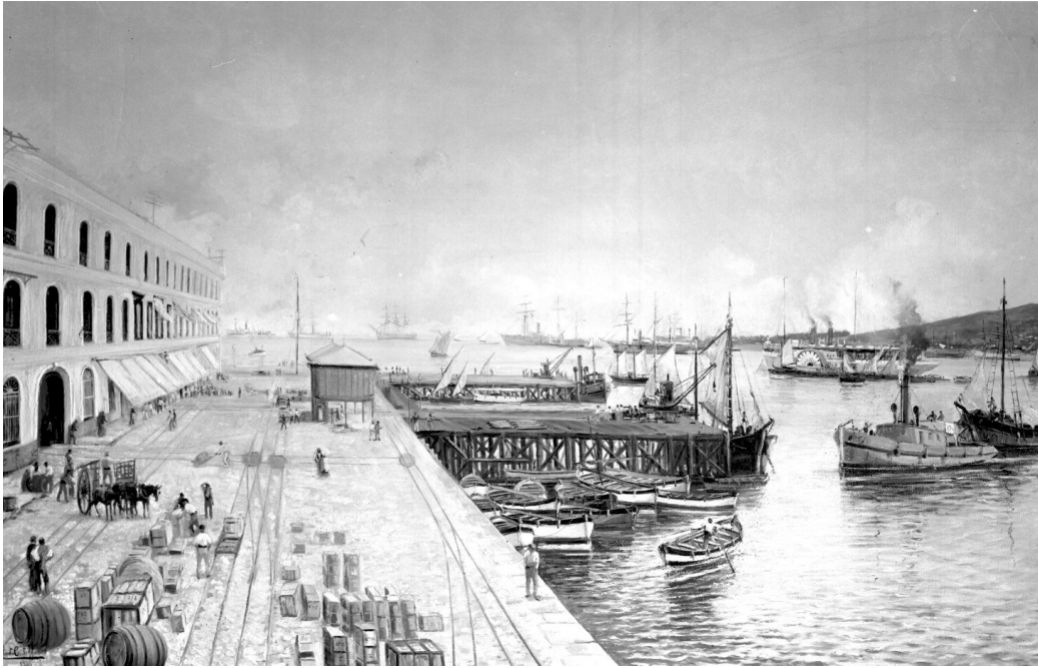


Figura 3: Puerto de Montevideo en 1853.

Figure 3: Port of Montevideo in 1853.

(Foto obtenida en la página web:

<http://glaucus.fcien.edu.uy/pcmya/ecos/sodre/sodreen.html>)



Figura 4: Bahía de Montevideo (imagen actual)

Figure 4: Montevideo Bay (Nowadays)

(Foto obtenida con el programa Google Earth)

Materiales y métodos

El testigo E con 200 cm de recuperación y 2m de lámina de agua, obtenido en las coordenadas $34^{\circ} 53'00''$ S – $56^{\circ} 14'23''$ W (Fig. 1), fue tomado con un *piston core* utilizándose un tubo de PVC de 63 mm de diámetro interno. Una vez en el laboratorio fueron realizadas medidas de susceptibilidad magnética (SM) con intervalos de 1cm utilizándose un sistema Bartington MS2C.

Posteriormente el tubo fue seccionado longitudinalmente descrito y el sedimento dividido en intervalos de 1cm para análisis geocronológicos, sedimentológicos, geoquímicos y micropaleontológicos.

La datación de ^{14}C sobre material biogénico fue realizada en el Laboratorio de Radioquímica de la Facultad de Química, Universidad de la República. La datación fue hecha sobre CO_3 biogénico de muestra monoespecífica de *Erodona mactroides* (Daudin). El material fue tratado con ácido para eliminar el CO_3 y el material resultante fue convertido a benceno. La actividad fue determinada en un contador de centelleo líquido Packard 1600 TL.

Para la determinación del Cs y Pb las muestras fueron liofilizadas, maceradas y colocadas en frascos plásticos propios para espectrometría gamma. Se aguardó durante 20 días para que el Ra-226 entrase en equilibrio radioactivo con el Rn-222 procediéndose entonces al análisis de los radionúclidos de interés. El ^{210}Pb fue determinado por emisión gamma (47 keV) utilizándose un detector sensible a rayos gamma de baja energía (modelo GMX25190P de la EGG&ORTEC). La determinación del ^{137}Cs es hecha también por espectrometría gamma directamente por su fotopico de 661 keV.

La tasa de sedimentación fue determinada por la medida del ^{210}Pb y calculada según la siguiente ecuación:

$$S = \frac{I.D}{\ln\left(\frac{C_{Pb-210}}{C_{oPb-210}}\right)}$$

Donde,

S es la tasa de sedimentación en cm.año^{-1} ;

C_{Pb-210} es el conteo del Pb -210 no soportado (*unsupported*) en la base del testigo;

$C_{oPb-210}$ es el conteo del Pb -210 no soportado (*unsupported*) en el tope del testigo;

I es la constante del decaimiento radioactivo del Pb-210 a $0,31076 \text{ año}^{-1}$;

D es la distancia entre el topo y el estrato medio, en centímetros.

Los análisis granulométricos fueron realizados con un analizador de partículas a Laser (Malvern Mastersizer 2000), en las muestras descarbonatadas (eliminación del carbonato biodetrítico con ataque ácido).

La materia orgánica fue determinada por calcinación de acuerdo con la técnica de Byers *et al.* (1978).

La determinación de los tenores de (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sc y Zn) fue realizada por espectrometría de emisión óptica utilizando plasma inductivamente acoplado Varian (ICP-OES) modelo vista MPX. El procedimiento de lixiviación y apertura de las muestras y análisis siguió los procedimientos establecidos en USEPA (2008)

Con el objetivo de determinar el grado de contaminación del sedimento, el factor de enriquecimiento (EF) fue calculado con respecto al valor normalizado de Sc utilizándose la siguiente formula:

$$EF = \frac{X_i / S_{ci}}{X_o / S_{co}}$$

Donde: X_i es la concentración del metal en la muestra i ;

X_o es el valor de metal de nivel de base;

S_{ci} es la concentración de escandio en la muestra i ;

S_{co} es el valor de base del escandio

Los valores fueron normalizados por los niveles del escandio que es un elemento considerado conservativo. Fueron utilizados como valor de nivel de base en el local de estudio los valores medios correspondientes a las últimas 5 profundidades de la

columna sedimentaria de cada elemento estudiado que se asume correspondan con sedimentos depositados antes de los efectos de la acción antrópica en el local.

Fueron empleadas las cinco categorías del Índice de polución descrito por (Andrew & Sutherland, 2004) según el cual: $EF < 2$ significa un nivel de polución mínimo, EF entre 2 y 5 polución moderada, EF entre 5 y 20 polución significativa; EF entre 20 y 40 alto nivel de polución y $EF > 40$ polución extremadamente alta.

Para el análisis micropaleontológico, las muestras fueron secadas en estufa a 40°C y posteriormente un volumen de aproximadamente 20cm^3 por muestra fue lavado a través de un tamiz de 0,063 mm, secado nuevamente para posterior análisis en microscopio estereoscópico. El material retenido en el tamiz fue flotado con tricloroetileno (como descrito en Murray (1979), transferido a filtros de papel y secado a temperatura ambiente. El número total de especímenes en cada muestra fue cuantificado y la clasificación a nivel de género fue realizada de acuerdo con Loeblich & Tappan (1988). Los datos fueron analizados utilizándose métodos uni y multivariados. La diversidad específica (H', \log_e) fue calculada según el índice Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963). La riqueza (R) es equivalente al número de especies presentes en la muestra estudiada.

Con el objetivo de trazar cambios en las condiciones de oxigenación a lo largo de los últimos 100 años fue calculado el Índice *Ammonia-Elphidium* (A-E) conforme descrito por Sen Gupta *et al.* (1996). El índice A-E es definido por:

$$[N_A / (N_A + N_E)] \times 100$$

donde N_A y N_E son el número de individuos de *Ammonia* spp y *Elphidium* spp., respectivamente en la muestra.

Las anomalías fueron clasificadas de acuerdo con Burone *et al.* (2006a) y Bonetti (2000).

Resultados

La base del testigo fue datada con ^{14}C en 2900+/- 100 años AP (edad no calibrada) correspondiendo al Holoceno superior.

Utilizando el valor de tasa de sedimentación obtenido a través del ^{210}Pb (0.6 cm año^{-1}) y asumiendo sedimentación constante, fue estimada una cronología hasta la profundidad de 60cm equivalente a 100 años y correspondiendo así al año 1908. Luego de esta profundidad no es posible aplicar dicha tasa ya que como será presentado mas adelante los datos sedimentológicos sugieren un cambio en el padrón de sedimentación. Los datos referentes al ^{137}Cs aún están siendo procesados.

Cambios sedimentológicos

La variabilidad sedimentológica está representada en la Figura 5. Desde la base del testigo hasta los 110 cm de profundidad es posible observar sedimento constituido por altos porcentajes de arena. A partir de los 110 cm hacia el tope del testigo existe un quiebre bien marcado, observándose una disminución en el tamaño granulométrico del sedimento que pasa a ser constituido por altos porcentajes de limo y arcilla. Este cambio en la columna sedimentaria coincide con un aumento significativo del porcentaje de la materia orgánica así como de los valores de susceptibilidad magnética (Fig. 5). El segundo límite es observado aproximadamente a los 60 cm de profundidad donde el sedimento vuelve a estar representado por altas concentraciones de arena, no obstante el contenido de materia orgánica mantiene altas concentraciones.

Estos dos límites observados parecen marcar tres zonas de deposición diferentes.

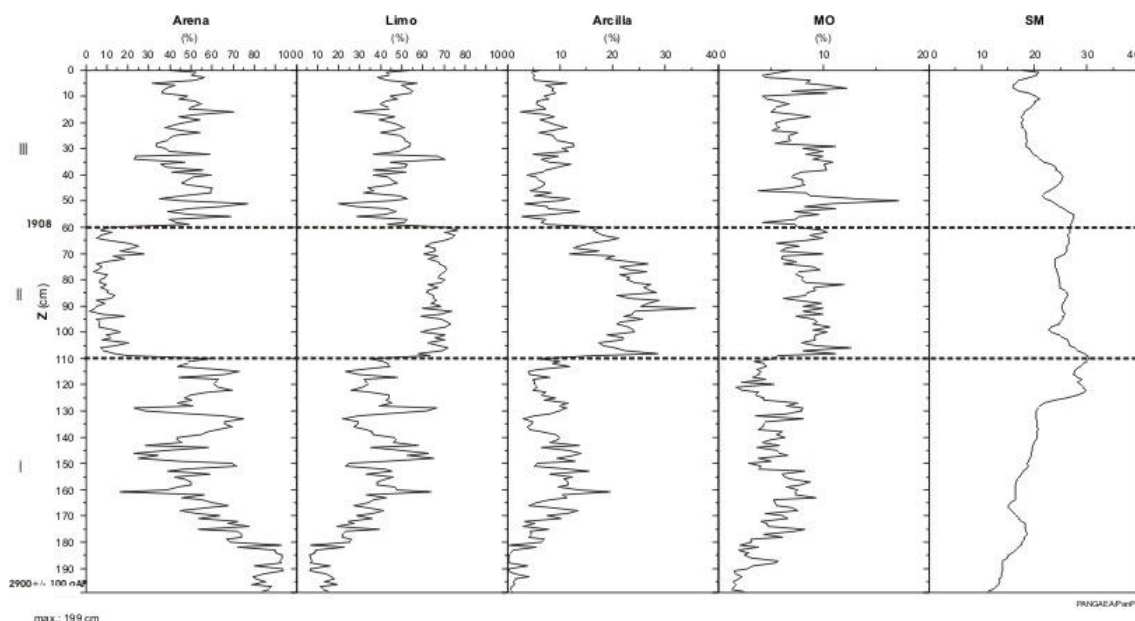


Figura 5: Contenido de arena (%), limo (%), arcilla (%), materia orgánica = MO (%) y valores de susceptibilidad magnética (SM) en el testigo E.

Figure 5: Sand content (%), Silt (%), Clay (%), organic matter (%) and magnetic susceptibility in core E.

Metales Pesados

En la Tabla 1 son presentados los valores de los metales analizados (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sc y Zn) y en la figura 6 los valores del Factor de Enriquecimiento calculados para aquellos metales considerados indicadores de contaminación.

Es posible observar que los valores máximos de Cr, Cu y Pb son 70, 14 y 12 veces mayores que el valor mínimo registrado para cada metal, respectivamente. Todos los metales estudiados indicadores de polución muestran una tendencia al aumento desde la base de la tercera fase hacia el tope del testigo. De forma general todos los metales presentaron un aumento de su concentración entre los 50 y 60 cm de profundidad de la columna sedimentaria, o sea alrededor del año 1925. Un segundo aumento de los

metales especialmente en el caso del Cr, Cu, Zn y Pb (correspondiendo a su máxima concentración) puede ser observado alrededor de los 15 cm de profundidad lo que correspondería aproximadamente al año 1983. Este aumento en la concentración de los metales es acompañado de un aumento en los valores de la susceptibilidad magnética (Fig. 5).

El Factor de Enriquecimiento muestra claramente que todos los metales presentan la misma tendencia de aumento en la tercera fase con un incremento marcado en las capas superiores de la columna sedimentaria. Cabe resaltar que el Cr presentó un FE >20 lo que lo colocaría en un nivel de contaminación entre significativo y alto. El Pb y el Zn presentaron valores de FE de 5 y de 2.5, respectivamente indicando ambos contaminación moderada.

Tabla 1: Concentración de los metales pesados en el testigo E.

Table 1: Heavy Metal concentrations in core E

Prof. (cm)	Al (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Cr (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Ni (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)	Sc (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)
0.00	13605.70	1.50	1.43	169.34	40.61	7874.93	66.39	11.24	31.35	4.10	92.93
2.00	16356.20	2.04	1.64	369.17	42.79	8973.28	79.20	13.63	41.32	4.84	113.09
4.00	24502.70	1.07	2.34	339.07	59.69	12067.80	122.42	19.15	57.80	7.60	151.51
6.00	27849.40	3.37	3.01	574.88	89.79	13904.40	142.78	23.74	98.73	8.94	242.37
8.00	27915.20	2.17	2.70	317.36	70.59	13161.10	123.10	22.05	68.66	8.98	172.77
10.00	19921.70	1.62	1.77	97.25	42.17	10028.90	86.80	14.72	34.36	6.17	94.76
12.00	16690.50	2.40	1.55	52.09	32.33	9200.86	75.61	11.85	26.45	5.02	68.87
14.00	20444.00	1.62	1.77	47.33	35.91	10038.50	91.98	14.03	30.51	6.01	77.54
16.00	22252.70	2.44	1.92	44.26	39.99	11027.90	103.50	15.98	35.87	6.57	85.59
18.00	22708.60	1.22	1.85	39.86	36.91	10798.00	99.83	15.72	33.45	6.63	83.74
20.00	26901.30	1.38	2.27	37.55	37.90	12631.20	112.80	18.41	34.59	8.30	88.74
22.00	28782.60	2.19	2.37	35.48	37.71	12765.90	118.46	18.76	29.75	8.72	87.56
24.00	28630.70	1.39	2.28	33.77	34.13	12658.70	114.42	18.42	31.24	8.49	84.40
26.00	27811.40	0.15	2.26	35.55	33.39	12418.10	112.38	18.29	28.01	8.41	82.95
28.00	31286.70	1.96	2.58	34.64	37.15	13366.30	133.58	20.65	33.18	9.53	94.72
30.00	28327.20	0.65	2.28	30.49	33.04	12565.00	117.58	18.47	34.17	8.56	82.89
32.00	31368.50	1.48	2.50	42.25	35.96	13140.30	125.97	19.46	29.48	9.52	91.75
34.00	30710.10	0.39	2.33	31.42	32.62	13046.00	120.35	18.30	25.81	8.92	79.12
36.00	30698.50	1.77	2.34	32.01	35.11	12840.20	115.88	19.59	28.80	9.31	86.79
38.00	31820.30	1.26	2.56	33.71	36.38	13496.60	116.32	20.19	29.59	9.63	91.47
45.00	21479.60	0.70	1.31	18.00	17.94	10019.00	110.30	12.63	20.61	4.52	68.83
50.00	32877.60	7.02	2.25	30.12	40.02	15622.70	207.98	23.91	45.05	8.37	144.29
55.00	35059.30	3.93	2.08	26.89	28.71	14586.40	161.18	18.96	28.18	7.49	101.25

60.00	31206.60	0.60	2.17	24.39	25.66	12451.10	92.43	16.35	23.48	7.26	94.38
65.00	26063.40	2.13	2.09	25.70	28.08	11829.10	100.18	18.82	32.68	6.86	96.80
70.00	24618.80	3.69	1.90	22.53	23.96	10897.30	83.49	15.97	28.10	5.80	85.29
75.00	36780.90	4.14	2.81	33.78	34.53	14196.10	123.68	24.99	29.95	9.34	114.20
80.00	35027.90	0.96	2.74	32.47	32.86	13848.20	125.98	24.25	29.00	8.91	109.93
85.00	36145.90		1.11	18.18	29.70	6831.68	108.35	24.10	25.66	8.21	115.27
90.00	33217.50	0.64	2.60	28.20	28.73	13176.40	107.80	20.05	27.28	7.92	98.99
95.00	29962.00	4.02	2.51	27.33	28.72	12662.60	139.86	20.71	27.02	7.72	98.12
100.00	38050.40	1.75	3.31	36.70	35.59	14984.10	317.85	27.42	36.38	10.21	126.29
105.00	28448.10	3.73	2.50	26.54	27.63	12495.60	332.62	20.92	46.60	7.17	100.45
110.00	18877.50	2.24	1.33	16.51	14.81	7639.42	68.25	11.15	16.10	4.08	49.38
115.00	11584.70	2.69	0.88	10.12	8.30	5284.44	85.55	7.47	6.31	2.58	29.61
120.00	13898.30	0.29	1.10	12.60	12.00	6135.80	94.28	8.59	9.98	3.08	44.23
125.00	22536.50	0.87	1.68	19.65	17.16	8961.79	89.94	12.74	14.87	5.01	55.48
130.00	21283.70	2.45	1.87	19.20	16.44	9988.44	113.30	15.21	9.99	5.86	51.77
135.00	19692.20	2.54	1.91	18.98	14.65	9804.13	124.24	14.54	9.34	5.23	49.09
140.00	28449.40	7.88	3.06	26.79	23.15	13793.30	171.96	22.42	14.42	7.87	78.70
145.00	28973.30	7.97	2.70	25.92	21.32	12915.00	171.31	21.52	13.36	7.72	69.21
150.00	25818.40	3.31	2.37	23.70	19.44	11436.70	165.88	19.33	12.98	6.91	68.12
155.00	20354.80	3.31	1.98	19.02	15.52	10284.10	203.99	15.51	9.07	5.33	55.40
160.00	33693.40	2.05	2.93	30.79	24.90	13607.30	221.59	24.82	14.50	9.15	86.51
165.00	27039.60	3.72	2.46	24.99	20.45	11945.30	194.91	20.27	12.70	7.09	71.56
170.00	22234.50	3.21	2.27	21.38	18.89	11263.10	176.52	18.80	12.08	6.38	63.71
175.00	17886.10	5.71	2.30	20.80	21.39	11254.40	199.62	17.60	14.66	6.93	65.01
180.00	13884.20	1.51	1.32	12.72	10.94	7273.84	95.90	10.72	7.63	3.68	41.10
185.00	7201.85	1.14	0.67	6.91	4.88	3846.43	89.00	5.42	4.43	1.67	24.14
190.00	10138.20	3.52	0.98	8.73	7.11	5411.41	60.70	7.34	5.56	2.27	26.67
195.00	8724.34	2.85	0.80	7.69	6.03	4338.31	81.77	6.36	3.91	1.92	23.83

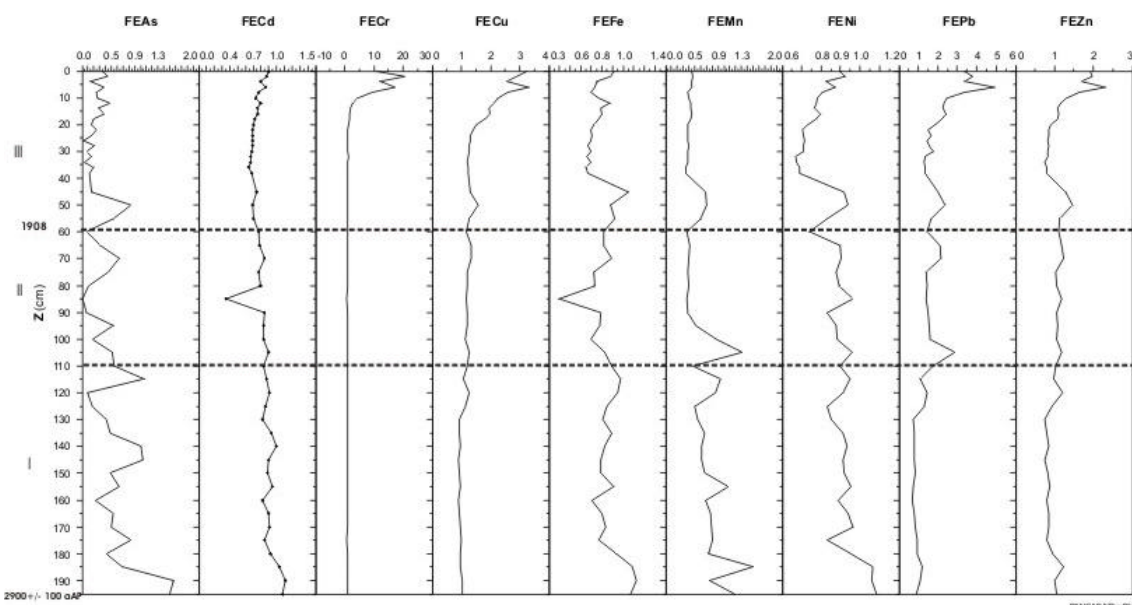


Figura 6: Distribución de los valores del Factor de Enriquecimiento (FE) en el testigo E

Figure 6: Enrichment Factor distribution in Core E

Contenido microfaunístico

Fueron identificados un total de 1903 individuos correspondientes a 36 especies en un total de 25 muestras analizadas (29 pertenecientes al Suborden Rotaliina, 1 al Suborden Miliolina y 6 al Suborden Textuariina). En base al contenido específico de los mismos así como a los patrones poblacionales de distribución presentados es posible observar que acompañan las 3 zonas diferentes descritas previamente en base a los datos sedimentológicos. Los resultados están presentados en la figura 7.

La Zona I (desde la base del testigo hasta los 110 cm) estuvo caracterizada por la presencia de especies generalistas, calcáreas mixohalinas tales como: *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana*, *Elphidium excavatum* y *Elphidium gunteri*.

La Zona II (intervalo entre 110 y 60 cm) presentó altas dominancias de la especie *Psammosphaera* spp y *Haplophragmoides wilberti* (ambos de paredes aglutinantes característicos de ambientes oligohalinos y ricos en materia orgánica).

Por último la Zona III (desde los 60 cm de profundidad hasta el tope del testigo) estuvo representada tanto por individuos de paredes calcáreas como de paredes aglutinantes. Dentro de esta zona (considerando la profundidad de 60 cm de la columna sedimentaria equivalente a 100 años) cabe resaltar algunos cambios en el comportamiento de la fauna de foraminíferos. Los cambios más conspicuos pueden ser observados en la profundidad alrededor de 10 -15 cm (equivalente aproximadamente a 25 años, o sea a 1983) ver figura 7 (parámetros poblacionales). Es posible observar una disminución en los valores de la diversidad, riqueza y densidad de la población de foraminíferos, correspondiendo los menores valores de estos parámetros poblacionales con las mayores concentraciones de metales registradas.

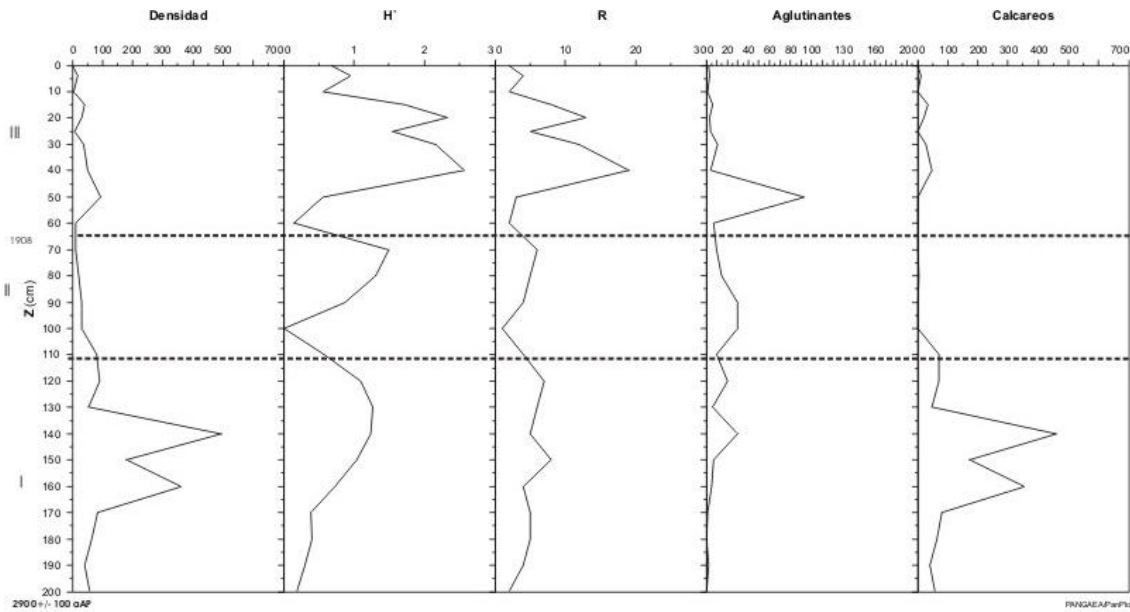


Figura 7: Densidad total de foraminíferos, diversidad (H'), riqueza específica (R), foraminíferos aglutinantes y foraminíferos calcáreos.

Figure 7: Total density of foraminifera, diversity (H'), richness (R), agglutinated foraminifers and calcareous foraminifers.

Las especies dominantes en esta zona fueron: *Psammosphera* spp y *Ammonia tepida*.

Cabe resaltar el alto número de tecas piritizadas observadas durante este período así como la presencia de individuos portadores de diferentes tipos de anomalías en sus tecas, especialmente vinculadas a las especies *Ammonia tepida* y *Elphidium excavatum* (Fig. 8).

A medida que nos aproximamos del tope del testigo es posible reconocer momentos prácticamente azoicos como por ejemplo en los intervalos 10-11 cm y 0-1 cm de profundidad con densidades de 2 y 1 individuos, respectivamente.

Los valores obtenidos con el Índice A-E (Tabla 2) muestran un aumento desde los 40 cm de profundidad (con valores de 55.5 %) alcanzando valores de 83.33 % a los 20 cm

y de 100% a partir de los 10cm de profundidad hasta el tope del testigo, evidenciando sedimentos poco oxigenados.

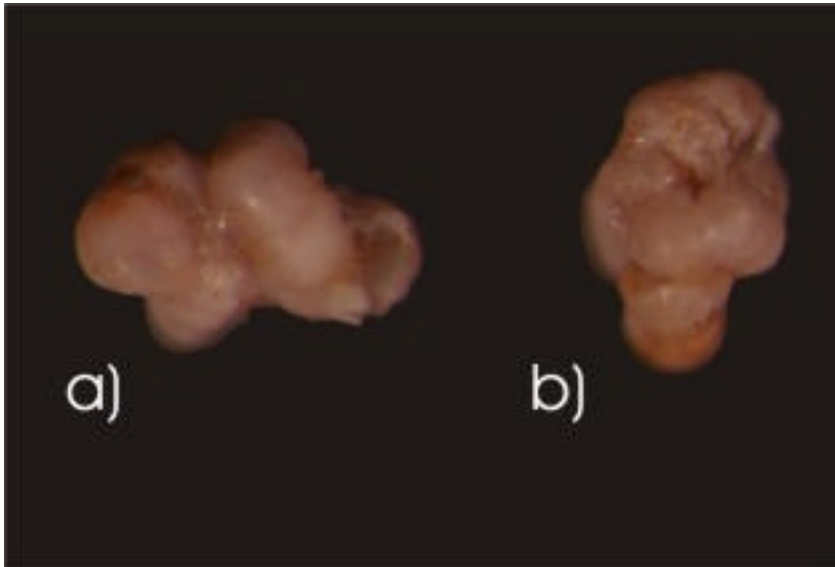


Figura 8: *Ammonia tepida* con teca anomala: a) tecas gemelas, b) anomalía compleja.

Figure 8: a) *Ammonia tepida* with anomalous test: a) siamese twins, b) complex abnormality

Tabla 2: Índice A-E para los últimos 40cm del testigo E
Table 2: A-E index for the last 40cm of core E

Z (cm)	A-E Índice (%)
0--1	100
2--3	100
10--11	100
20--21	83.3
30--31	71.4
40--41	55.5

Discusión

El análisis integrado de los datos indica la ocurrencia de cambios conspicuos en el proceso sedimentar. En el límite superior de la Zona I (datada en su base en 2900 +/- 100 a AP) se registra el primer cambio en la composición sedimentológica, pasando de un sedimento arenoso con presencia de especies de foraminíferos típicos de ambientes mixohalinos y alto número de ejemplares de *Erodona mactroides*, para un sedimento constituido por altos porcentajes de lama y arcilla (Zona II) con altos porcentajes de materia orgánica y foraminíferos de paredes aglutinantes característicos de ambiente oligohalino con alta contribución continental. La susceptibilidad magnética experimenta un aumento en esta zona debido al cambio en la granulometría. No es posible afirmar (debido a la falta de dataciones) si el cambio granulométrico y composicional, observado en el testigo, tiene relación con la transición entre la tercera transgresión marina del Holoceno, descrita por Martin & Suguio (1992) para el Atlántico sudoccidental, y también observada por García-Rodríguez, *et al.* (2002a) en testigos tomados en la Laguna de Rocha y el comienzo de la fase regresiva posterior a 2500 años AP descrita por los mismos autores. No se pueden eliminar, tampoco, cambios climáticos importantes en el la región subtropical de Sudamérica, con implicaciones en la descarga del Río de La Plata, como los descritos por Behling (1998), para el Holoceno superior del Sur de Brasil

La Zona III definida desde la profundidad de 60cm hasta el tope del testigo (últimos 100 años) permite inferir algunos cambios drásticos vinculados con la presión antrópica en el sistema. Este aumento de la presión antrópica puede ser observado a través de las altas concentraciones presentadas por los metales llegando a valores de (574.8 mg Kg.⁻¹) para el Cr (89.79 mg Kg.⁻¹) y para Pb (98.73 mg Kg.⁻¹) que alcanzan valores superiores a los sugeridos por GESAMP (1974) para el contenido máximo de metales en sedimentos marinos considerados no contaminados. Es posible observar que los valores

máximos de Cr, Cu y Pb son 70, 14 y 12 veces mayores que el valor mínimo, respectivamente. Valores próximos para el Cu y el Pb fueron registrados en el interior del Estuario de Santos - Brasil por Bonetti (2000). Esta es una región considerada extremadamente contaminada.

El ingreso de metales al sistema puede ser bien evaluado a través del uso del Factor de Enriquecimiento (FE) el cual que ya fue aplicado por otros autores como *proxy* de contaminación en reconstrucciones históricas (Cearreta *et al.*, 2002), en el Estuario de Bilbao (Norte de España). En el presente trabajo el FE se mostró extremadamente útil colocando al Cr como el metal mas enriquecido en la región con valores de $FE > 20$ lo cual estaría asociado con los efectos que vienen siendo provocados por las curtiembres en el ambiente desde su surgimiento al inicio del siglo XX. Los mismos son notados con mayor intensidad desde los últimos 25 años período en el cual alcanza valores de FE indicativos de ambientes altamente poluidos.

Tanto el Cr como el Pb son usualmente encontrados como contaminantes debido al uso de los mismos en la industria. La fuente principal de Cr en la Bahía de Montevideo se ha dado a través del arroyo Pantanoso el cual desemboca próximo a la localización del Testigo E (Muníz *et al.*, 2002). A través de este arroyo vienen siendo vertidas las descargas provenientes de las curtiembres desde que las mismas surgieron en la región. Los aumentos del Pb en la Zona III acompañan el aumento de desechos urbanos, tráfico marino y de los aportes de la Refinería de petróleo ANCAP que vienen afectando la región en los últimos 75 a 80 años. Es posible observar un primer aumento del Pb en la columna sedimentaria (aproximadamente a los 50cm de profundidad) lo cual puede estar vinculado a la instalación de ANCAP en la región. Los valores altos de metales

observados en la Zona II probablemente están asociados a factores naturales ocurriendo así una acumulación mayor en sedimentos limosos).

Los efectos de la contaminación sobre la biota pueden ser evaluados comparando las características poblacionales de foraminíferos en el período pré-industrial con las que aparecen en las condiciones degradadas actuales (Cearreta, 2002). De esta forma, podemos observar una disminución en la densidad de la fauna así como en los valores de diversidad y riqueza a partir de los 45 cm de profundidad de la columna sedimentaria (aproximadamente en el año 1933). El comportamiento de los foraminíferos acompaña de forma clara aquel observado en los metales. Siendo así durante el período en que las concentraciones de los metales son mayores (a partir de los 15 cm de profundidad) los parámetros poblacionales analizados muestran sus menores valores observándose inclusive momentos casi azoicos. Este comportamiento poblacional se mantiene hasta el presente y es similar al observado en la fauna de foraminíferos vivos (Centurión *et al.*, 2008; Burone *et al.*, 2006). Es a partir de los 15 cm de profundidad donde se comienzan a registrar individuos con tecas anómalas y gran número de tecas piritizadas.

A través del Índice *A-E* fue posible acompañar la disminución del oxígeno disponible en el sedimento concordantemente con la disminución de la densidad poblacional y con el aumento de la piritización. Resultados similares con el empleo de este índice fueron obtenidos por Sen Gupta *et al.* (1996).

Podemos interpretar este deterioro en la fauna y el aumento del Índice *A-E* por el aporte continuo de materia orgánica, metales pesados y otros contaminantes que viene sufriendo la Bahía de Montevideo y que puede ser constatado por los datos presentados por Centurión *et al.*, 2008; Burone *et al.*, 2006a, b; Venturini *et al.* 2004; Muniz *et al.*, 2005a,b; 2004a,b, 2002, 2000a).

Conclusiones

Este trabajo apoya la importancia y utilidad de un enfoque *multiproxy* como técnica en el seguimiento de la transformación ambiental en áreas costeras.

Fue posible observar que el incremento en los vertidos industriales en la región de la Bahía de Montevideo provocó un cambio dramático en las características químicas del sedimento y consecuentemente en la fauna de foraminíferos llevándola a un empobrecimiento con momentos casi azoicos.

El Factor de Enriquecimiento (FE) determinado para los diferentes metales estudiados muestra el gran impacto ocasionado especialmente por la liberación del Cr y de Pb en la región.

El Índice *A-E* se mostró una herramienta útil como *paleoproxy* de las condiciones de oxígeno.

Bibliografía

- Abessa D. M. de S. & L. Burone (2003). Toxicity of sediments from the rivers situated in Ubatuba Bay (SP, Brazil). *O Mundo da Saúde*, 27(4):564-569.
- Alve E. (1995). Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. *J. Foraminiferal Res.*, 25:1-19.
- Alve E. (1991). Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorfjord, western Norway, *J. Foraminiferal Res.*, 21: 1:19.
- Andrews S. & R. A. Sutherland (2004). Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *Science Total Environ.*, 324: 173-182.
- Ayup Z. R. (1981). Contribución al conocimiento del material en suspensión de la Bahía de Montevideo, *SOHMA* 81 (1): 1-16.

- Bayne B. L. (1989). The biological effects of marine pollutants In: *Marine Pollution*, J. Albaiges (ed) Hemisphere Publishing Corporation. 365.
- Bayssé C., F. S. Burone, M. Faget, C. Mesones & G. Cervetto (1987a). Variaciones a Corto Plazo de la Biomasa Fitoplanctónica en un Área Costera Perturbada. *Resúmenes I Congreso Latinoamericano de Ficología Marina*, Concepción, Chile.
- Bayssé C., F.S. Burone M. Faget A. Davyt, G. Cervetto & D. Bastreri (1987b). La Costa del Departamento de Montevideo: un Sistema entre la Eutrofia y la Distrofia. *Primera Exposición sobre Medio Ambiente "Apuesta a la Vida"*. Intendencia Municipal de Montevideo, Ministerio de Educación y Cultura.
- Behling H. (1998). Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 99: 143-156.
- Belanger S E, J L Farris, D S Cherry & J Cairns (1985). Growth of Asiatic clams (*Corbicula* sp.) during and after long-term zinc exposure in field located and laboratory artificial streams. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 15:427-434.
- Bilyard G. R. (1987). The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Poll. Bull.*, 18(11): 581-585.
- Boltovskoy E. 1966. La Zona de Convergencia Subtropical/Subantártica en el Océano Atlántico (Parte Occidental) (Un estudio en base a la investigación de Foraminíferos-indicadores). *Serv. Hidrog. Nav.* 75pp.
- Boltovskoy E. (1961). Línea de la convergencia subantártica en el Atlántico Sur y su determinación usando los indicadores biológicos-foraminíferos. *Serv. Hidr. Naval*, H. 1018, 115pp.
- Boltovskoy E. (1959a). Foraminifera as biological indicators in the study of ocean currents. *Micropaleontology*, 5(4):473-481.

- Boltovskoy E. (1959b) Foraminíferos Recientes del Sur de Brasil y sus relaciones con los de Argentina e India del Oeste. *Serv. Hidrog. Naval*, H 1005, 126pp.
- Boltovskoy E. (1957). Los foraminíferos del Estuario del Río de la Plata y su zona de influencia. *Rev. Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat. Mus. Arg. Cienc. Nat. "Bernardino Rivadavia"*. 5(1): 1-77.
- Boltovskoy E. (1955). Recent Foraminifera from shores sands at Quequén, Province of Buenos Aires, and changes in the foraminiferal fauna to the north and south. *Contr. Cushman Found.*, 6: 39-42.
- Boltovskoy E. (1954a). Foraminíferos del golfo San Jorge. *Rev. Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat., Geol.*, vol. 3, nº 3, p. 79-228, pl. 1- 19.
- Boltovskoy E (1954b). Foraminíferos de la Bahía de San Blas. *Rev. Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat., Geol.*, 3(4):245-300.
- Bonetti C. (2000). *Foraminíferos como bioindicadores do gradiente de estresse ecológico em ambientes costeiros poluídos. Estudo aplicado ao sistema astuarino de Santos-São Vicente (SP, Brasil)*. Tesis Doctoral, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 229pp.
- Braga E. S. (2000). *Bioquímica marinha e efeitos da poluição nos processos bioquímicos*, São Paulo, SP, IOUSP. 90pp.
- Bryan G. W. & P. E. Gibbs (1983). Heavy metals in the Fal Estuary (Cornwall): a study of long term contamination by mininig waste and its effects on estuarine organisms. *Mar. Biol. Ass. UK occas. Publ.*, 2:1-112.
- Burone F. S., C. Bayssé, M Faget & A. Davyt (1987). Análisis de la Comunidad Fitoplanctónica en Aguas Costeras de Montevideo (Uruguay). *Resúmenes I Congreso Latinoamericano de Ficología Marina*, Concepción, Chile.

- Burone F. S., C. Bayssé, M. Faget, C. Mesones, G. Cervetto & A. Méndez (1987).
Composición y Abundancia del Fitoplancton en Aguas Costeras de Montevideo
(Uruguay). *Resúmenes II Jornadas Uruguayas de Botánica: 1*.
- Burone L. (2002). *Foraminíferos bentônicos e parâmetros físico-químicos da Enseada de Ubatuba, São Paulo: Estudo Ecológico em uma área com poluição orgânica*.
Tesis Doctoral. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 279 pp.
- Burone L. & A. M. S. Pires-Vanin (2006). Foraminiferal assemblages in the Ubatuba Bay, Southeastern Brazilian coast. *Sci. Mar.*, 70(2): 203-217 .
- Burone L., N. Venturini, P. Sprechmann, P. Valente, & P. Muníz (2006a). Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Mar. Poll. Bull.*, 52:61-73.
- Burone L., G. Lessa, A. Machado & J. Figueredo (2006b). Benthic foraminiferal assemblages and morphological abnormalities in the Subaé estuarine system, Bahia-Brazil. FORAMS 2006, Natal. *Anuário do Instituto de Geociências*. Rio de Janeiro : Maia, Brasil: 29: 405-406
- Burone L., P. MUNIZ, N. Venturini & P. Sprechmann (2004). Estudio de la fauna de foraminíferos bentónicos como herramienta en la interpretación de los disturbios antropogénicos de la zona costera del Departamento de Montevideo. *I Simposio Brasileiro de Oceanografía*, São Paulo, Brasil.
- Byers S., E. Mills & P. Stewart (1978). Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standar method. *Hydrobiol.*, 58: 43-47.
- Cardellino R & L Ferrando (1969). Carta geológica del Uruguay, segundo segmento (Montevideo). Sector XCVII, Universidad de La República, *Dpto. de Publicaciones Colección Serie Especial*. Montevideo, 82pp.

- Cearreta A., M. J Irabien, E. Leorri, I. Yusta, W. Croudace, A. B. Cundy (2000). Recent anthropogenic impacts on the Bilbao estuary, Northern Spain: geochemical and microfaunal evidence. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 50: 571-592.
- Cearreta A., M. J Irabien, E. Leorri, I. Yusta, A. Quintanilla, A. Zabaleta (2002). Environmental transformation of the Bilbao estuary, N. Spain: microfaunal and geochemical proxies in the recent sedimentary record. *Mar. Poll. Bull.*, 44: 487–503.
- Centurión V., L. Burone, P. Muníz, P. Sprechmann, E. Brugnoli, F. García-Rodríguez, M. M. Mahiques, S. H. M. e Sousa, N. Venturini & R. Figueira (2008). *IV Simpósio Brasileiro de Oceanografia*. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, Brasil.
- Danulat E, P Muniz, J García-Alonso, B Yannicelli (2002). First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Mar. Poll. Bull.* 44: 554-565.
- Dirección Nacional de Meteorología del Uruguay (1960-1965). Estadísticas meteorológicas. *Rev. Meteorol.* 54. ROU, Ministerio de Defensa Nacional, Montevideo.
- Doherty F G., D. S. Cherry & Jr. J. Cairns (1987). Valve closure responses of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* exposed to cadmium and zinc. *Hydrobiol.*, 153: 159-167.
- Eakins J D (1983). The ^{210}Pb technique for dating sediments: some applications. United Kingdom Atomic Energy Agency. AERE (R10821), Harwell, Oxfordshire, England.

- François A. & R. D. Risso (1982). Efectos de la estratificación del Río de la Plata sobre los parámetros normales. In: *Plan para la Evaluación de la Contaminación en el Río de la Plata*, SOHMA, Actividades 1981, Tomo 1.
- García-Rodríguez F., L. Del Puerto, H. Inda, C. Castiñera, R. Bracco, P. Sprechmann. & B. Scharf (2001). Preliminary paleolimnological study of Rocha lagoon, SE Uruguay. *Limnologica*, 31: 221-228.
- García-Rodríguez 2001. *Estudio paleolimnológico de Lagunas de Rocha, Castillos y Blanca, sudeste del Uruguay*. Tesis Doctotal, Universidad de la República. 95pp.
- García-Rodríguez F., C. Castiñera, B. Scharf, P. Sprechmann (2002a). The relationship between sea level variation and trophic state in the Rocha lagoon, Uruguay. *N. Jb. Geol. Paläont. Mh.*, 27-47.
- García-Rodríguez F., N. Mazzeo, P. Sprechmann, D. Metzeltin, F. Sosa, H.C. Treutler, M. Renom, B. Scharf, C. Gaucher (2002b). Paleolimnological assessment of human impacts in Lake Blanca. *J. Paleolimnol.*, 28:547-468.
- Gautreau P. (2006). La Bahía de Montevideo: 150 años de modificación de un paisaje costero y subacuático. In: *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Menafra R.; L Rodríguez-Gallego, F Scarabino & Conde D. (eds.): Vida Silvestre Uruguay, Montevideo: 401- 411
- Gesamp (IMO/FAO/IAAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) 1996. The Contributions of Science to Integrated Coastal Management, GESAMP Reports and Studies. N° 61. 66 pp.
- GESAMP (IMO/FAO/IAAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) 1974. *Report of the sixth session*, 22-28 march, Geneva, WHO, 5:43.

- Gómez Erache M., D. Vizziano, P. Muniz & G. J. Nagy (2001). The Health of the Río de la Plata system: Northern Coast, Uruguay. In: *Opportunity and Challenges for Protecting, Restoring and Enhancing Coastal habitats in the Bay of Fundy*. Chopin T & PG Wells (Eds). Proceedings of the 4th Bay of Fundy Science Workshops, Saint John, New Brunswick, September 19-21, 2000. Environment Canada, Atlantic Region. Occasional Report N° 17, Environmental Canada, Darmouth, Nova Scotia, 17-35.
- Howarth R. W., D. M. Anderson, T. M. Church, H. Greening, C. S. Hopkinson, W. C. Huber, N. Marcus, R. J. Nainman, K. Segerson, A. N. Sharpley & W. J. Wiseman (2000). Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. Ocean Studies Board and Water Science and Technology Board. National Academy Press, Washington, D.C. 391 pp.
- IMM (2001). Agenda Ambiental. Intendencia Municipal de Montevideo. 234 pp.
- IMM (2000). Agenda Ambiental. Intendencia Municipal de Montevideo. 178 pp.
- IMM (1993). Plan Director de Saneamiento del Departamento de Montevideo. Informe de Proyecto, primera etapa. Parte 6: Impactos ambientales del proyecto. 84 pp.
- IMM (1992). Plan Director de Saneamiento del Departamento de Montevideo. Informe Borrador de Proyecto, primera etapa. 2 tomos.
- IMM (1985). Saneamiento Urbano de Montevideo. Estudio de la factibilidad para la zona oeste de Puntas Carretas. Informe de Consultoría, CDM y Asociados, 3 tomos.
- Loeblich A. R. & H. Tappan (1988). *Foraminiferal Genera and their classification*. New York: Van Nostrand Reinhold, New York. Vol 1 y 2, 270p+212p, 847pls.
- Mahiques, M. M., L. Burone, A. A. de O. Lavenére-Wanderley, B. Capellari, C. E. Rogacheski, P. C. Barroso, L. A. Samaritano dos Santos, M. L. Cordero, C. M.

Cussioli & L. C. R. Figueira. Antropogenic influences in a lagoonal environment: A multiproxy approach at the Valo Grande mouth, Cananéia-Iguape system (SE Brazil). *Braz. J. Oceanogr.* (enviado).

Martin L. & K. Suguio (1992). Variation of coastal dynamics during the last 7000 years recorded in beachridge plains associated with river mouth: example from the Central Brazilian Coast. *Paleogeogr. Paleoclimatic. Paleoecolog.* 99: 119-140.

Martínez S. & A. Rojas (2004). Quaternary continental molluscs from Northern Uruguay: distribution and paleoecology *Quarter. Int.* 114:123–128

Martínez, S. & M. Ubilla (2004). El Cuaternario en Uruguay. In: *Cuencas sedimentarias de Uruguay. Geología, paleontología y recursos naturales. Cenozoico.* Veroslavsky, G., M. Ubilla y S. Martínez (eds.): 195-227. DIRAC. Montevideo.

Martínez C. (1975). Estudios hidrobiológicos en la bahía de Montevideo. Grupo de investigaciones hidrobiológicas, Campaña GR. IN.HI.I 1974-75. Montevideo, 17.

Martins C. C., J. A. Ferreira, S. Taniguchi, M. M. Mahiques, M. C. Bicego & R. C. Montone (2008). Spatial distribution of sedimentary linear alkylbenzenes and faecal steroids of Santos Bay and adjoining continental shelf, SW Atlantic, Brazil: origin and fate of sewage contamination in the shallow coastal environment. *Mar. Poll. Bull.*, 56: 1359-1363.

Martins C. C. & R. C. L. Figueira (2008). Emprego de colunas sedimentares em estudos do histórico da poluição ambiental. In: *Ambiente e Sedimentos.* Poletto, C. (Org.) ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 109-148.

Martins C. C., M.M. Mahiques, M. C. Bicego, M. M. Fukomoto & R. C. Montone (2007). Comparision between anthropogenic hydrocarbons and magnetic susceptibility in sediment cores from the Santos Estuary, Beazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, 15: 106-115.

- Mc.Mahan R. F. (1983). Ecology of an invasive pest bivalve, *Corbicula*. In: *The Mollusca*. K M Wilbur (ed.) 6: 505-561. Academic Press. New York.
- Moresco H. & I. Dol (1996). Metales en sedimentos de la Bahía de Montevideo. *Rev. Asoc. Ciencias Nat. Lit.* 27: 1-5.
- Morris W. A., J. K. Versteeg, C. H. Marvin, B. E. McCarry & N. A. Rukavina (1994). Preliminary comparisons between magnetic susceptibility and polycyclic aromatic hydrocarbons content in sediments from Hamilton Harbour, western Lake Ontario. *Sci. Tot. Environ.*, 152: 153-160.
- Moyano M., H. Moresco, J. Blanco, M. Rosadilla & A. Caballero (1993). Baseline studies of coastal pollution by heavy metals, oil and PAHs in Montevideo. *Mar. Poll. Bull.* 26, 461-464.
- Muníz P., N. Venturini & L. Burone, (2005a). Contaminación en la bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. In: *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya* R Menafra, L Rodríguez, F Scarabino, D Conde (Eds.): 467-485. Vida Silvestre, Montevideo.
- Muníz P., N. Venturini, A. M. S. Pires-Vanin, L. R. Tommasi & A. Borja (2005b). Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Mar. Poll. Bull.*, 50: 624-637.
- Muníz P, E. Danulat, B. Yannicelli, J. García-Alonso, G. Medina & M. C. Bicego (2004). Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environ. Internat.*, 29: 1019-1028.

- Muníz P., N. Venturini & A. Martínez (2002). Physico-chemical and pollutants of the benthic environment of the Montevideo Coastal Zone, Uruguay. *Mar. Poll. Bull.*, 44: 962-968.
- Muníz P., M. Gómez-Erache, G. Lacerot, A. Martínez, M. Rodríguez, & N. Venturini (2000a). Contaminación en la zona costera del departamento de Montevideo a través del estudio de las comunidades planctónicas y bentónicas. Reporte Final de Proyecto. Facultad de Ciencias-Intendencia Municipal de Montevideo. 324 pp.
- Muníz P., N. Venturini, M. Rodríguez, A. Martínez, G. Lacerot & M. Gómez-Erache (2000b). Benthic communities in a highly polluted urban bay. p: 204-207. En: Memorias del IV CLAE: "Ecología y Desarrollo Sostenible: Reto de América Latina para el tercer Milenio" Milón, PJ; Delgado CT; Paredes LV; Paredes AO & Benavides FV (eds.), Arequipa, Perú, 274p.
- Murray J. W. (1991). *Ecology and Paleoecology of Benthic Foraminifera*. Longman, Harlow, 397p.
- Murray J.W. (1979). Recent benthic foraminiferids of the Celtic Sea. *J. Foram. Res.*, 9: 193-209.
- Nagy G. J., J. López-Laborde & L. Anastasía (1987). Caracterización de ambientes en el Río de la Plata Exterior (salinidad y turbiedad óptica). *Inv. Oceanológicas*, 1:31-56.
- Newell R. C., D. W. Maughan, M. W. Trett, P. F. Newell & L. J. Seiderer (1991). Modification of benthic community structures in response to acid-iron wastes discharges. *Mar. Poll. Bull.* 22: 112-118.
- Oliveira A.M.S., Ch. Branstrom, M. C. Nolasco, A.U.G. Peloggia & M.N. de O. Peixoto, L. Coltrinari (2005). Tecnógeno: Registros da Ação Geológica do

- Homem. In: *Quaternário do Brasil* C.R. de G. Souza, K. Suguio, A. M. dos S. Oliveira & P. E. de Oliveira (Eds.): 363-378. Holos Editora, Ribeirão Preto, S.P.
- Pearson T. H. & R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 16: 229-311.
- Philips D. J. H. & D. A. Segar (1986). Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: program design imperatives. *Mar. Poll. Bull.* 17:10-17.
- Rodríguez A. (2006). *Evolución del estado trófico de la Laguna del Sauce e importancia de la carga de nutrientes*. M.Sc. Thesis Ciencias Ambientales, Montevideo, Facultad de Ciencias. 98 pp.
- Samir A. & A. B. El-Din (2001). Benthic foraminiferal abnormalities as pollution proxies in two Egyptian bays. *Mar. Micropaleontol.*, 41: 193-227.
- Scarabino V. (1967). Ecología de foraminíferos del Río Santa Lucía (Dpto. de Montevideo). Nota preliminar. *Rev. Inst. Invest. Pesq.*, 2(1): 139-161, pl I – II.
- Sen Gupta B.K. (1999). Systematics of modern Foraminifera. In: Sen Gupta, B.G. *Modern Foraminifera* Kluwer Academic Publishers, 7-37 p.
- Sen Gupta B. K. (1996). Seasonal oxygen depletion in continental-shelf Waters of Louisiana: Historical record of benthic foraminifers. *Geology*, 24 (3): 227-230.
- Sen Gupta B. K., R. E. Turner & N. N. Rabalais (1996). Seasonal oxygen depletion in continental – shelf waters of Louisiana: Historical record of benthic foraminifers. *Geology*, 24(3): 227 – 230.
- Shannon C. E. & Weaver, W.W. (1963). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, 125p.
- SOHMA (1981). Características del comportamiento sedimentológico de la Bahía de Montevideo. Publicación 81 (04).

- SOHMA (1977). Almanaque 44ª Edición. Montevideo, Uruguay, 1-65.
- Sprechmann P. (1978). The Paleocology and paleogeography of the Uruguayan coastal area Turing the Neogene and Quaternary. *Zitteliana*, 4: 3-72.
- Stull J. K., C. I. Haydock, D. E. Montagne (1986). Effects of *Listriolobus pelodes* (Echiura) on coastal shelf benthic communities and sediments modified by a major California wastewater discharge. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 22: 1-17.
- Sullivan J. H., H. D Jr. Putnam, J. T. McClave & D. R. Swift (1981). Statistical Techniques for evaluating Procedures and Results for *Periphyton* Sampling. In: Ecological Assessment of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms, ASTM STP 730, J. M. Bates & C. I. Weber (eds.): 132-141. American Society for Testing Materials.
- Suguio K. (1999). *Geologia do Quaternário: mudanças ambientais (passado + presente = futuro?)*. São Paulo: Paulo's Editora. 366p.
- Swartz R. C., F. A. Cole, D.W. Schults & W.A. (Deben). 1986. Ecological changes in the Southern California Bight near a large sewage outfall: Benthic conditions in 1980 and 1983. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 31:1-13
- Ter-Stepanian G. (1988). *Beginning of the Tecnogene. Bulletin of the International Association of Engineering Geology*, Paris 38: 133-142.
- Trumbore S. E. (2000). Radiocarbon geochronology. In: *Quaternary methods and applications*. J S Noller, J M Sowers & W R Lettis (eds): 41-60
- Urien C. M., Martins L. R. & I. R. Martins (1980). Evolução Geológica do Quaternário do Litoral Atlantico Uruguaio, Plataforma Continental e Regiões vizinhas. *Notas Técnicas CECO* 3: 7-43.
- USEPA. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils. United States Environmental Protection Agency.

<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>. Last access on 06/03/2009.

Venturini N., P. Muñoz & M. Rodríguez (2004). Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: a test of the applicability of the phylum-level meta-analysis approach in a southeastern coastal region of South America. *Mar. Biol.* 144: 119-126.

Vitousek P. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Issues in Ecology* N°1. Ecological Society of America.
<http://www.esa.org/science/Issues/>

Vitousek P. M., J. D. Aber, R. W., G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger & D. G. Tilman (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Applic.*, 7:737-750.