

**TESIS DE DOCTORADO  
PEDECIBA**

**INDICADORES AMBIENTALES Y ECOLÓGICOS DE LOS AMBIENTES  
PELÁGICOS Y BENTÓNICOS DE LA COSTA DE MONTEVIDEO DURANTE  
EL EVENTO ENOS 2009-2010**

**ERNESTO BRUGNOLI OLIVERA**

**DIRECTOR:  
Dr. Peter Sprechman**

**Co-Director  
Dr. Felipe García-Rodríguez**

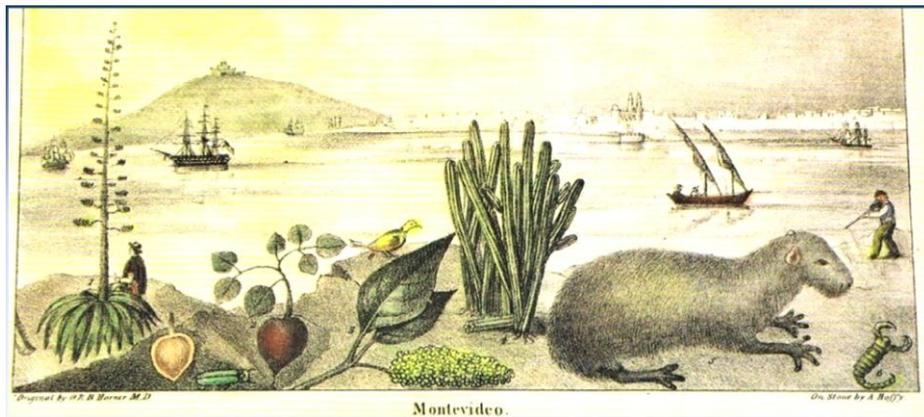
**TRIBUNAL  
Dra. Beatriz Brena  
Dr. Daniel Conde  
Dr. Guillermo Chalar**

**PROGRAMA DESARROLLO DE LAS CIENCIAS BÁSICAS  
DICIEMBRE 2016**





A Adri, Facu y Fede,  
somos mucho más que dos.



Siempre habrá vasos vacíos  
Con agua de la ciudad  
La nuestra es agua de río  
Mezclada con mar,  
Levanta los brazos mujer  
Y ponte esta noche a bailar  
Que la nuestra es agua de río  
Mezclada con mar.

**Vasos vacíos; Fabulosos Cadillacs, 1993**

## AGRADECIMIENTOS

---

Agradezco el apoyo y colaboración de instituciones, colegas y personas que permitieron culminar esta nueva etapa de mi formación académica.

Al PEDECIBA Biología, por su apoyo financiero que permitió realizar colectas, análisis de muestras y viajes al exterior para complementar la formación académica. A la Comisión Central de Dedicación Total (CSIC, UdelaR) y ANII que mediante la otorgación del Régimen de DT (CSIC-UdelaR) e Iniciación (SNI-ANII) me permitió una mayor dedicación horaria para la realización y finalización del presente trabajo. A la Intendencia de Montevideo por el financiamiento otorgado en el marco del convenio con la Sección Oceanografía y Ecología Marina (Facultad de Ciencias) para la realización del “Monitoreo de biota y sedimentos en la zona costera de Montevideo y Río de la Plata adyacente”, en el marco del Plan de Saneamiento Urbano IV que permitió la colecta y procesamiento de muestras para realizar el presente trabajo.

Al Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (Intendencia de Montevideo), especialmente a Gabriela Feola, Beatriz Brena y Daniel Sierra por facilitar la logística de muestreo y acceso a los datos de campo (NT, PT, Clo *a*) para la realización del presente trabajo. Al Dr. Andrés Abella (Instituto de Matemáticas-Facultad de Ciencias) por su aportes matemáticos que permitieron la mejoría en el desarrollo del “*InZoop*”. Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (México) (CIBNOR), y en especial al Dr. Luis Felipe Beltrán Morales y su equipo de trabajo, por facilitarme alojamiento y apoyo durante la estadía en la pasantía de investigación realizada en el CIBNOR que permitió profundizar mis conocimientos en estadística multivariada y en el manejo del paquete estadístico SPSS.

A mis tutores Dr. Peter Sprechmann y Dr. Felipe García-Rodríguez que me apoyaron y acompañaron en este proceso; especialmente a Felipe (Felo) por su apoyo, paciencia y aguante durante la totalidad del proceso como tutor y colega. A la comisión de seguimiento (Dr. Daniel Conde y Dr. Diego Lercari) por sus aportes durante el inicio del proceso. A los integrantes del tribunal que evaluó la versión final del presente trabajo (Dra. Beatriz Brena, Dr. Daniel Conde y Dr. Guillermo Chalar) y que gracias a sus aportes, sugerencias y correcciones permitió una considerable mejoría al trabajo. A los colegas de Oceanografía y Ecología Marina (Facultad de Ciencias) que participaron en la colecta y análisis de muestras de los diferentes componentes del proyecto durante las distintas etapas (Karina Sanz, Mónica Gómez, Marisa Hutton, Analía Marrero, Marcel Rodríguez, Noelia Kandratavicius, Andrea Lanfranconi, Natalia Venturini,

Matías Ledesma, Ana Laura Pita, Viviana Centurión). A Pablo Muniz por el apoyo y facilitación de los datos como coordinador responsable del Proyecto IMM-PSU IV. A los estudiantes de grado y posgrado formados en temas vinculados con los efectos antrópicos en la zona costera de Montevideo (Diego Corrales, Adriana Tudurí, Carolina Bueno, Ana Laura Machado y Mario Javier Acosta) con los cuales crecimos juntos académicamente. A los colegas del piso 10, José Verocai, Alicia Acuña, Denise Vizziano, Leticia Burone, Gustavo Nagy, Dimitri Severov y Walter Norbis con los cuales nos vemos a diario las caras y me aguantaron durante estos años con mal o buen humor, buena o mala relación.

A mis amigos y colegas Felipe, Pablo y Martín por su apoyo y aguante durante estos años. A Adrián Gabín (†), amigo y hermano de la vida, que a mediados de este año nos dejó sin previo aviso. A Adriana, mi esposa, Facundo y Federico nuestros hijos que me bancan la cabeza y me acompañan en este camino de la vida. Los quiero mucho.

A “El Niño”, que nuevamente se hizo presente en mi camino académico.

## LISTA DE CONTENIDOS

---

	pp.
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	4
<b>LISTA DE CONTENIDOS</b>	6
<b>RESUMEN GENERAL</b>	8
<b>LISTA DE ABREVIACIONES</b>	10
<b>LISTA DE TABLAS Y FIGURAS</b>	11
<b>CAPÍTULO 1.- Introducción General</b>	16
1.1 Forzantes antrópicas y naturales en zonas costeras	16
1.2 Indicadores ambientales ecológicos	18
1.3 Área de estudio	21
1.3.1 Río de la Plata	21
1.3.2 Zona costera de Montevideo	22
1.4 Planteamiento de la Hipótesis	24
1.5 Hipótesis	25
1.6 Objetivo general	26
1.7 Estructura de la tesis y objetivos específicos	27
<b>CAPÍTULO 2.- Forzantes climáticas e hidrológicas de las condiciones físico-químicas de la columna de agua en la zona costera de Montevideo</b>	
2.1 INTRODUCCIÓN	29
2.2 MATERIAL Y MÉTODOS	31
2.2.1 Condiciones meteorológicas	31
2.2.2 Condiciones hidrológicas	32
2.2.3 Características físico-químicas de la columna de agua	
2.2.4 Análisis de datos	33
2.3 RESULTADOS	34
2.3.1 Condiciones meteorológicas	34
2.3.2 Condiciones hidrológicas	39
2.3.3 Interacciones meteo-hidrológicas	39
2.3.4 Características físico-químicas de la columna de agua	41
2.3.5 Interacciones hidrológicas-condiciones de la columna	
de agua	44
2.4 DISCUSIÓN	45
<b>CAPÍTULO 3.- Determinación del estado trófico mediante indicadores del ambiente pelágico de la zona costera de Montevideo, Río de la Plata</b>	
3.1 INTRODUCCIÓN	55
3.2 MATERIAL Y MÉTODOS	58
3.2.1 Colecta de muestras de agua	58
3.2.2 Análisis de laboratorio	58
3.2.3 Determinación de indicadores de estado trófico	59
3.2.4 Análisis de datos	61
3.2.4.1 Parámetros físico-químicos	61
3.2.4.2 Índices de estado trófico	62

3.3	<b>RESULTADOS</b>	63
3.3.1	Parámetros físico-químicas de la columna de agua	63
3.3.2	Índices de estado trófico	65
3.4	<b>DISCUSIÓN</b>	72
<b>CAPÍTULO 4.- Mesozooplancton y variabilidad ambiental durante el evento ENOS 2009-2010 en la zona costera de Montevideo</b>		
4.1	<b>INTRODUCCIÓN</b>	81
4.2	<b>MATERIAL Y MÉTODOS</b>	83
4.2.1	Colecta de muestras de agua	83
4.2.2	Análisis de laboratorio	84
4.2.3	Determinación de índices ecológicos	85
4.2.3.1	“Índice Zooplancton”	86
4.2.4	Análisis de datos	86
4.3	<b>RESULTADOS</b>	87
4.3.1	Condiciones físico-químicas	87
4.3.2	Comunidad mesozooplanctónica	88
4.3.3	Mesozooplancton y variabilidad ambiental	92
4.3.4	Índices ecológicos	95
4.3.4.1	“Índice Zooplancton”	96
4.4	<b>DISCUSIÓN</b>	99
<b>CAPÍTULO 5.- Indicadores ecológicos y bióticos de la macrofauna bentónica submareal, ¿respuesta a la variabilidad natural o antrópica?</b>		
5.1	<b>INTRODUCCIÓN</b>	106
5.2	<b>MATERIAL Y MÉTODOS</b>	109
5.2.1	Colecta de muestras	109
5.2.2	Análisis de laboratorio	110
5.2.3	Índices ecológicos	110
5.2.4	Índice Biótico-Marino (AMBI)	110
5.2.5	Análisis de datos	112
5.3	<b>RESULTADOS</b>	113
5.3.1	Macrofauna (composición y abundancia)	113
5.3.2	Macrofauna: variabilidad natural y antrópica	115
5.3.3	Índices ecológicos	119
5.3.4	Índice biótico AMBI	121
5.4	<b>DISCUSIÓN</b>	124
<b>CAPÍTULO 6.- Síntesis final</b>		
6.1	Consideraciones finales de los indicadores ambientales y ecológicos en la ZCM	130
6.2	Recomendaciones para el monitoreo de los ambientes acuáticos y pelágicos de la ZCM utilizando el marco conceptual DPSIR	135
6.3	Perspectivas	139
<b>REFERENCIAS GENERALES</b>		140
<b>ANEXO</b>		153

## RESUMEN GENERAL

---

Las **zonas costeras** presentan la mayor concentración poblacional humana, ocasionando efectos antrópicos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Adicionalmente están sujetas a la variabilidad climática natural a diferentes escalas temporales. La zona costera de Montevideo (ZCM) se ubica en la costa norte del Río de la Plata (RdIP), presenta diferentes usos e impactos antrópicos, así como efectos del evento “El Niño-Oscilación Sur” (ENOS). Se plantea como hipótesis que “en la ZCM los indicadores ambientales y ecológicos de los ambientes acuáticos (pelágicos y bentónicos) presentan una heterogeneidad espacio-temporal reflejo de dos forzantes en el área de estudio: variabilidad climática (evento ENOS 2009-2010) y gradiente de impacto antrópico. Ambas actúan de forma diferencial en los compartimientos considerados (sistema climático-hidrológico, ambientes pelágicos y bentónicos). Durante el ENOS (2009-2011), se identificaron forzantes ambientales (meteorológicas, hidrológicas) y se determinaron indicadores (ambientales y ecológicos) de los ambientes pelágicos y bentónicos. Se realizaron **colectas de muestras** en 24 estaciones distribuidas en tres zonas de la ZCM. Se cuantificaron variables físico-químicas de la columna de agua y sedimentos, indicadores uni y multimétricos de estado trófico (IET, TRIX), indicadores ecológicos de la comunidad zooplanctónica y macrofauna bentónica (diversidad, riqueza especies), así como el índice biótico AMBI. Para identificar las variaciones espacio-temporales se utilizó estadística univariada no paramétrica, paramétrica y análisis multivariados (MANOVA, ACP y ACC). El ENOS 2009-2010 presentó una magnitud de fuerte a moderado, correspondiendo su fase cálida a “El Niño-Modoki”. Las máximas **precipitaciones** se encontraron durante primavera 2009 (“El Niño”: EN); los caudales aumentaron con las precipitaciones, presentaron diferencias entre fases ENOS (mayor EN) y asociaciones significativas con índices Niño durante EN (Niño 3.4, Niño 4). El estrés del viento presentó fluctuaciones en ambas fases, menor EN, coincidente con mayores caudales del RdIP. La temperatura del agua mostró un comportamiento estacional típico, sin diferencias espaciales; la salinidad presentó variaciones espacio-temporales típicas, variabilidad adicional asociada al ENOS y asociación inversa con los caudales (EN). Durante EN se identifican los caudales como la principal forzante frente a bajos valores de estrés, en la extensión de la pluma del estuario del RdIP sobre la costa norte condicionando la salinidad. La variabilidad del oxígeno disuelto se asoció con la estacionalidad y efectos antrópicos, especialmente en la Bahía de Montevideo (BM). Durante EN, la ubicación espacial del frente de turbidez está asociada al caudal del RdIP, donde el aumento de los caudales promueve el incremento de nutrientes y turbidez. La *Clo a* mostró máximos valores durante EN y comportamiento asociado con la temperatura. Los **indicadores de estado trófico** uni (IET, TRBIX) y multimétricos (TRIX) presentaron heterogeneidad espacio-temporal, reflejando cambios en las condiciones naturales (comportamiento hidrológico) y diferentes magnitudes de efectos antrópicos de la ZCM. De acuerdo con el indicador utilizado la ZCM se clasificó como oligotrófica (este) a eutrófica (oeste, BM). Las diferencias espaciales se encontraron entre la BM y las restantes zonas, siendo la BM eutrófica para los diferentes indicadores. Las diferencias temporales se presentaron entre fases ENOS y estaciones (mayormente primavera-otoño). Los indicadores tróficos mostraron asociaciones con variables ambientales e hidrológicas que reflejan su adecuación para el monitoreo del estado trófico en la ZCM. A pesar de estas bondades, los IET utilizados no son recomendables para programas de monitoreo del estado trófico, siendo por su condición de indicador multimétrico el índice TRIX (NP)-Mvdeo., el recomendado para monitoreos del estado trófico de la ZCM. La composición **mesozooplanctónica** fue típica de ambientes estuarinos, con bajo número de taxa, altas densidades y dominancia de *Acartia tonsa*. La

riqueza de cladóceros estuvo relacionada con las condiciones ambientales (salinidad y caudal RdIP), asociadas al ENOS. Las abundancias totales mostraron valores extremos en la zona oeste, con diferencias entre estaciones y zonas durante “La Niña-Neutral” (LN); presentaron asociaciones con caudal, salinidad y turbidez durante ambas fases y durante LN con Clo *a* y temperatura. Las abundancias relativas presentaron una variación espacio-temporal en los principales grupos (copépodos y cladóceros) con diferencias entre fases ENOS, estaciones del año y zonas (EN: cladóceros; LN: copépodos). Durante EN, los factores hidrológicos, ocasionaron un incremento en la riqueza y diversidad zooplanctónica debido al aporte de cladóceros de los ríos Uruguay y Paraná. Durante LN, la comunidad mesozooplanctónica presentó menor riqueza, ausencia de heterogeneidad espacial y dominancia de especies estuarinas (*A. tonsa*). El incremento del caudal del RdIP durante EN ocasionó un disturbio en la sucesión de especies zooplanctónicas, promoviendo el incremento de las abundancia y diversidad de especies agua dulce, en detrimento de las especies zooplanctónicas estuarinas. La **macrofauna bentónica** presentó una comunidad pobre (diversidad y riqueza baja), dominancia de *H.cf. australis* y poliquetos como grupo con mayor riqueza de especies. Las abundancias totales y por grupos, mostraron diferencias espacio-temporales asociadas con la variación de *H. cf. australis* o a poliquetos que mostraron asociaciones con factores ambientales. Los sitios de muestreo presentaron una ordenación espacial según las abundancia/taxa y asociaciones con variables ambientales, relacionadas con el contenido orgánico de sedimentos (proteínas) y variabilidad hidrológica (salinidad, caudal RdIP). Esta ordenación se correspondió con la zona interna y externa BM, y zona costera adyacente a la BM. Presentó dominancia de *H. cf. australis*, presencia de especies de anélidos de sistemas con enriquecimiento orgánico (zona interna de BM) y mayor riqueza específica en la zona costera adyacente. Los indicadores ecológicos presentaron heterogeneidad temporal, capturando de manera diferencial la variabilidad de los componentes considerados y su relación con condiciones ambientales predominantes. El AMBI reflejó ambientes moderadamente contaminados, presencia de ambientes ligeramente contaminados (mínimos), altamente o extremadamente contaminados (máximos); presentó diferencias significativas entre zonas de estudio y asociaciones con el MOT, contenido de Clo *a* y proteínas, reflejando la heterogeneidad espacial de la ZCM (BM, O y E), asociada al enriquecimiento orgánico. Los **indicadores determinados** permiten identificar que la ZCM estuvo afectada por una variabilidad natural asociada al evento del ENOS ocasionando cambios en los caudales promedio del RdIP, afectando las condiciones del ambiente pelágico y bentónico. Adicionalmente se identificó la presencia de un gradiente de enriquecimiento orgánico de origen antrópico afectando principalmente los ambientes bentónicos y el estado trófico del ambiente pelágico. Considerando el DPSIR como marco conceptual se recomienda una lista de indicadores para el monitoreo de la ZCM.

## LISTA DE ABREVIACIONES

---

AMBI: Índice Azti Marine Biotic Index  
ANP: Administración Nacional de Puertos  
ANCAP: Administración Nacional de Cementos Alcohol y Portland  
BM: Bahía de Montevideo  
Clo *a*: Clorofila *a*  
ENOS: El Niño-Oscilación Sur  
GPCC: Global Precipitation Climate Center  
IMM: Intendencia de Montevideo  
IET Clo *a*: Índice Estado Trófico para Clorofila *a*  
IET PT: Índice Estado Trófico para Fósforo Total  
INA: Instituto Nacional del Agua  
NT: Nitrógeno total  
ONI: Ocean Niño Index  
PBI: Producto Bruto Interno  
PT: Fósforo total  
RdIP: Río de la Plata  
SOHMA: Servicio de Hidrografía y Meteorología de la Armada  
TSO: Temperatura superficial del Océano  
TRIX (NP): Índice Trófico para Nitrógeno total y Fósforo total  
UTE: Usinas y Transmisiones Eléctricas  
ZCM: Zona costera de Montevideo

## LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

---

### CAPÍTULO 1

Figura 1.1 Diagrama conceptual sobre la variabilidad en la zona costera de Montevideo durante el ENOS (2009-2010). Se identifican compartimentos (1-3; sistema, ambientes) e indicadores (ambientales y ecológicos) cuantificados; forzantes (A.- ENOS, B.- Eutrofización) y efectos (flechas) esperados sobre o entre los compartimentos. Se señala la variabilidad considerada a escala espacial (zonas) y temporal (fases ENOS, estacionalidad). 25

### CAPÍTULO 2

Tabla 2.1 Correlaciones de Spearman ( $r_s$ ) entre los indicadores ENOS (anomalías de TSO en regiones del Pacífico Ecuatorial; ver Anexo 1) y caudales (Q) del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná. P= \* $<0.05$ ; \*\* $<0.01$ ; MS: marginalmente significativo; NS: no significativo, n=10. 40

Tabla 2.2 Valores máximos de indicadores ENSO (Niño 3.4 y Niño 4) y caudales del RdIP, Uruguay y Paraná. 40

Tabla 2.3 Diferencias entre las concentraciones promedio del oxígeno disuelto entre las zonas de muestreo durante fases El Niño y La Niña-Neutral. P= \*\* $<0.01$ ; \* $<0.05$ ; NS: no significativo. 43

Figura 2.1 Cuenca del Plata y Río de la Plata (a); zona costera de Montevideo con zonas y estaciones de muestreo (b). 33

Figura 2.2 ONI representado por las anomalías de TSO (zona Niño 3.4) y fases del evento ENOS 2009-2011. Líneas horizontales  $> 0.5^{\circ}\text{C}$  y  $< -0.5^{\circ}\text{C}$ . Azul: fase “La Niña”, rojo: fase “El Niño”, verde: fase neutral. Datos tomados (visitada julio 2016) [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/enso\\_years.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/enso_years.shtml). 35

Figura 2.3 Precipitación total mensual ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) en la superficie de la tierra para la región durante marzo 2009-agosto 2011 entre los  $22.00\text{-}40.00^{\circ}\text{S}$  y  $48.00\text{-}64.00^{\circ}\text{W}$ . Imágenes tomadas de <http://gpcc.dwd.de>. 36

Figura 2.4 Anomalías de precipitación trimestral ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) (desviación del promedio 1951/2000) en la superficie de la tierra durante 2009 y 2010 entre  $22.00\text{-}40.00^{\circ}\text{S}$  y  $48.00\text{-}64.00^{\circ}\text{W}$ . Imágenes tomadas de <http://gpcc.dwd.de>. 37

Figura 2.5 Velocidad promedio mensual ( $\pm\text{SD}$ ) del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ) en estación Punta Brava (Montevideo, RdIP) durante marzo 2009 y agosto 2011. SOHMA-Punta Brava. 38

Figura 2.6 Frecuencias absolutas mensuales de la dirección de los vientos entre 2009-2011 (2009: marzo-diciembre; 2011: enero-agosto). Fuente: SOHMA-Punta Brava. 38

Figura 2.7 Promedio mensual ( $\pm\text{SD}$ ) ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) de caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná durante 2009-2011 (Fuente: Instituto Nacional del Agua-Argentina). 39

Figura 2.8 Fluctuaciones del estrés del viento (Pa) (línea punteada) y caudales del RdIP ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) (línea continua), durante marzo 2009 y agosto 2011. 41

Figura 2.9 Promedios ( $\pm \text{SD}$ ; n) de temperatura (a) y salinidad (b) (superficie-fondo). Marzo 2009- julio 2011. n: número de datos/muestreo (en ambos gráficos cuando difiere el n). 42

- Figura 2.10 Valores promedios ( $\pm$  SD) de oxígeno disuelto (superficie-fondo) entre marzo 2009 y julio 2011, por estación de muestreo, en las zonas de estudio (Verde: Este; Rojo: Bahía de Montevideo, Azul: Oeste). 43
- Figura 2.11 Diagramas de temperatura promedio-salinidad promedio (A) y oxígeno disuelto-salinidad promedio (B) de la zona de estudio durante períodos El Niño y La Niña-Neutro. Círculo: julio 2009. 44
- Figura 2.12. Relación lineal inversa la salinidad promedio de la zona de estudio y los caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná, durante A), meses El Niño, n=8 (B) y La Niña-Neutral, n=10. 45

### CAPÍTULO 3

- Tabla 3.1 Escala de índice de estado trófico (IET) según Carlson (1977). 59
- Tabla 3.2 Escala de TRIX, condición del sistema, estado trófico y calidad del agua (Giovanardi & Vollenweider 2004, Penna *et al.* 2004). 61
- Tabla 3.3 Coeficientes de Pearson (P) o Rho Spearman (S) entre variables físico-químicas. \* 95% y \*\* 99% de significancia, datos (n). Clo *a*: Clorofila *a*, Sat. O<sub>2</sub>: % saturación oxígeno; NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total; d. Secchi: profundidad disco de Secchi; Temp: Temperatura y Sal: Salinidad. 64
- Tabla 3.4 Prueba de U de Mann-Whitney entre zonas de estudio para IET PT (BM: Bahía Montevideo). 67
- Tabla 3.5 Prueba U de Mann-Whitney entre estaciones para el índice TRBIX. 68
- Tabla 3.6 Estado trófico durante el período de estudio considerando promedios por zonas y fase de estudio (espacio- temporal). 1: Carlson (1977), 2: Vollenweider *et al.* (1998). O: Oligotrófico; M: Mesotrófico; E: Eutrófico; M-E Meso-Eutrófico; E-M: Eutrófico-Meso trófico. 69
- Figura 3.1 Análisis de componentes principales con los parámetros físico-químicos de la columna de agua durante el período de estudio. Códigos estaciones (ejE1-j11): E: Este, O: Oeste, B: Bahía Montevideo, número estación (ej.E1), mes (inicial mes en minúscula, ej: junio) y año (09, 10 y 11). 65
- Figura 3.2 Variación espacial y temporal de los IET (IET Clo *a*, IET PT), durante 2009-2011. Estaciones de muestreo en la zona costera de Montevideo (a y c) y meses de muestreo (b y d); a y b) IET Clo *a*; c y d) IET (PT). Se presenta la mediana, percentiles 10, 25, 75, 90 y valores extremos (●). Clasificación trófica según Carlson (1977). 67
- Figura 3.3 Variación espacial y temporal de los índices TRBIX y TRIX (NP) (Mvdeo y Voll), durante 2009-2011. a y b) TRBIX; c y d) TRIX (NP)-Voll; e y f) TRIX (NP)-Mvdeo. Se presenta la mediana, percentiles 10, 25, 75, 90 y valores extremos (●). Clasificación trófica según Giovanardi & Vollenweider (2004). 70
- Figura 3.4 Biplot entre TRIX (NP)-Voll. y TRBIX considerado valores/estación de muestreo durante el período de estudio. Código Estaciones: E (1, 2, 9): Zona Este; PC y C (E, O, N, S): Punta Carretas; B (1-5): Bahía de Montevideo; O (3-8): Zona Oeste; Y (E, O, N, S): Punta Yeguas. Letra minúscula: meses muestreo (e-d), año (09, 10 y 11). 71
- Figura 3.5 Posición del frente de turbidez (en línea blanca) durante el período de estudio. Imágenes MODIS (AERONET\_CEILAP-BA-Subset-Terra-1km-True-Color). Tomadas de (visitada en julio 2016): [http://lance.modaps.eosdis.nasa.gov/imagery/subsets/?subset=AERONET\\_CEILAP-BA.terra.1km](http://lance.modaps.eosdis.nasa.gov/imagery/subsets/?subset=AERONET_CEILAP-BA.terra.1km). 73

## CAPÍTULO 4

- Tabla 4.1 Índices ecológicos determinados para evaluar la diversidad de la comunidad mesozooplanctónica. 85
- Tabla 4.2 Clasificación taxonómica de los taxa mesozooplanctónicos identificados en la zona costera de Montevideo, de acuerdo con la clasificación propuesta por Boxshall (2014), Myers *et al.* (2014). Se indican los taxa característicos de aguas continentales Neotropicales (\*) (Según Paggi 2004), taxa típicamente marinos (\*\*) y estadios larvales (\*\*\*). 88
- Tabla 4.3 Análisis de Correspondencia Canónica de las especies mesozooplanctónicas con las variables ambientales seleccionadas utilizando selección automática. 93
- Tabla 4.4 Contribuciones al porcentaje de variación de las variables ambientales con las especies (\* $p < 0.01$ ) y correlaciones de las variables con los ejes canónicos. 94
- Tabla 4.5 Asociaciones significativas (+ ó -) o no significativas (NS), entre abundancias de especies mesozooplanctónicas y variables ambientales durante ENOS 2009-2010. Se indican las especies y grupos consideradas para la determinación del “*InZoop*” en el divisor (\*), dividendo (\*\*) o excluidas (\*\*\*). 97
- Figura 4.1 Abundancias mesozooplanctónicas totales/estación durante el período de estudio, se excluye el valor máximo (zona oeste, marzo 2010). Se indican fases ENOS 2009-2010. 90
- Figura 4.2 Abundancias (Log (abund. grupo+1)) del holoplancton durante el período de estudio; se indican las fases del ENOS 2009-2010. 91
- Figura 4.3 Análisis de correspondencia canónica entre las abundancias específicas / grupos mesozooplanctónicos y variables ambientales durante ambas fases del ENOS 2009-2010. Referencias: B, E, O: zonas muestreo Bahía de Montevideo, Zona Este y Oeste; e-d: mes muestreo (ver referencias figura); 9, 0, 1: año muestreo (2009, 2010, 2011); especies y grupos zooplanctónicos: triángulos marrones. 94
- Figura 4.4 Análisis de gradientes con las variables ambientales, a).- Salinidad, (a).- Caudal RdIP, c).- Clo *a* y especies de la comunidad mesozooplanctónica durante evento ENOS 2009-2010. 95
- Figura 4.5 Variación mensual de los índices ecológicos de la Clase Branchiopoda (Cladocera y Copépoda) durante el período de estudio; se indican fases del ENOS 2009-2010. 96
- Figura 4.6 Variación del “*InZoop*” durante período de estudio. Se indican fases “El Niño” y “La Niña”. 98

## CAPÍTULO 5

- Tabla 5.1 Resumen de los valores del Coeficiente e Índice Biótico, los grupos ecológicos dominantes y la salud de la comunidad bentónica (Borja *et al.* 2000). 112
- Tabla 5.2 Taxa de macroinvertebrados encontrados durante marzo 2009-julio 2011 en la zona costera de Montevideo. 114
- Tabla 5.3 Diferencias a escala espacial y temporal en los indicadores comunitarios, ecológicos e índice biótico determinados durante el período de estudio. Ns= no significativo, “EN”: El Niño; “LN-N”: La Niña-Neutral; P: Primavera, V: Verano, O: Otoño, I: Invierno; BM: Bahía Montevideo, ZE: Zona Este; ZO: Zona Oeste. 115

Tabla 5.4 Correlaciones significativas (Rho Spearman) entre abundancias de los principales grupos macrobentónicas y variables ambientales durante ambas fases del ENOS 2009-2010. * 99%, ** 95%, ns= no significativo, ***: Nota al pie de tabla.	116
Tabla 5.5 Análisis de Correspondencia Canónica de los taxa macrobentónicos con las variables ambientales seleccionadas utilizando selección hacia adelante manual (forward selection).	116
Tabla 5.6 Contribuciones al % de variación de las variables ambientales (* $p < 0.01$ , ** $p < 0.05$ ) y correlaciones de las variables con los ejes canónicos.	117
Tabla 5.7 Diferencias significativas a escala espacial y temporal en los indicadores ecológicos durante el período de estudio. ns= no significativo, “EN”: El Niño; “LN-N”: La Niña-Neutral; P: Primavera, V: Verano, O: Otoño, I: Invierno; BM: Bahía Montevideo, ZE: Zona Este; ZO: Zona Oeste.	119
Tabla 5.8 Asociaciones significativas (Rho Spearman) entre los índices ecológicos, abundancias de los principales grupos y variables ambientales (columna de agua y sedimentos). Significancia: 99%, ns= No significativo, ** nota al pie.	121
Tabla 5.9 Correlaciones (Rho Spearman) del AMBI con abundancias totales y grupos, índices ecológicos y parámetros ambientales (columna de agua y sedimentos). *99%, **95%.	124
Figura 5.1 ACC con abundancias especies /sitio y variables ambientales (agua y sedimento) significativas; a) estaciones de muestreo, b) especies.	118
Figura 5.2 Promedios mensuales por zona del estudio de los indicadores comunitarios, ecológicos e índice biótico durante el período de estudio indicando fases ENOS. AMBI: promedio ( $\pm$ SD) indicando clasificación del nivel de contaminación del sitio.	120
Figura 5.3 Variación espacio-temporal durante el período de estudio de los porcentajes/grupo ecológico y valores del AMBI. Se indican estaciones sin datos (nd) y sitios azoicos.	123

## CAPÍTULO 6

Figura 6.1 Diagrama conceptual sobre la variabilidad en la zona costera de Montevideo durante el ENOS (2009-2010) y los indicadores determinados.	132
Figura 6.2 Indicadores considerados y efectos identificados para la ZCM durante la fase “El Niño”(a) y “La Niña-Neutral” (b), en el sistema climático-hidrológico.	132
Figura 6.3 Indicadores considerados y efectos detectados por las forzantes ENOS y eutrofización para la ZCM en el ambiente pelágico. Variabilidad temporal: a).- “El Niño”, b).- “La Niña-Neutral”. Variabilidad espacial: c).- Proceso de eutrofización.	134
Figura 6.4 Indicadores considerados y efectos detectados por las forzantes ENOS y eutrofización para la ZCM en el ambiente bentónico.	135
Figura 6.5 Marco conceptual DPSIR (con cinco dimensiones: Forzantes-Presión-Estado-Impacto-Respuesta) utilizado para el desarrollo y organización de los indicadores ambientales y ecológicos de la ZCM.	136
Figura 6.6 Sistema de indicadores para el seguimiento de los sistemas hidrológico-climático (1), ambiente pelágico (2) y ambiente bentónico (3 a y b) en la ZCM.	138

## ANEXO

- Tabla 3.1 Promedios ( $\pm$  SD) y rangos mensuales (min-max) de los parámetros físico-químicos, durante 2009-2011 en la zona costera de Montevideo. Porcentaje Saturación de Oxígeno (Sat. Oxíg.), profundidad del disco de Secchi (d. Secchi), clorofila *a* (Clo *a*), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT). Se resaltan los valores y promedios mínimos- máximos para cada variable. 153
- Tabla 3.2 Resultados del Análisis múltivariado de varianza (MANOVA) a). Número de datos utilizados/factores, b). Prueba de Box (homogeneidad de covarianzas), c). Contrastes multivariados. d). Contraste de Levene (homogeneidad de varianzas), e). Prueba efectos inter-sujetos (ANOVA univariado). f). Prueba post-hoc. Se indica en negrita los valore significativos ( $p < 0.01$ ). 154
- Tabla 4.1 Diferencias significativas (Z Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0,01$ ) de las abundancias mesozooplancónicas (total, grupos, especies) entre fases ENOS y estaciones climáticas. a) Variación temporal; b) Variación espacial (n=). El Niño (n= 74), La Niña (n=47), Primav: Primavera (n=30), Verano (n=57), Otoño (n= 24), Invierno (n=10). Zonas: Bahía de Montevideo (BM). NS: no significativo. 156
- Tabla 4.2 Correlaciones de Spearman entre abundancias mesozooplancónicas y variables ambientales durante fases “El Niño” (n= 74) y “La Niña-Neutral” (n=47). Correlaciones significativas al 95% (\*), 99% (\*\*), y NS: No significativo. 156
- Tabla 4.3 Diferencias significativas (Z Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0,01$ ) en los índices ecológicos entre fases ENOS y estaciones. A) Diferencias temporales; B) Espaciales (n=). El Niño (n= 74), La Niña (n=47), Primav: Primavera (n=30), Verano (n=57), Otoño (n= 24). NS: no significativo. 157
- Tabla 4.4 Correlaciones de Spearman entre variables ambientales e índices ecológicos durante fases “El Niño” (n= 74) y “La Niña-Neutral” (n=47). Correlaciones significativas al 95% (\*), 99% (\*\*), y NS: No significativo. Clo *a* NS. 157
- Tabla 5.1 Grupos y especies macrobentónicas asignadas y no asignadas (\*\*) a los di0ferentes grupos ecológicos según la lista de especies [www.azti.ez](http://www.azti.ez). 158
- Tabla 5.2 Estaciones con grupos no asignados mayores al 20%, promedios de especies no asignadas, estaciones con < 3 especies y <6 individuos. 159

### 1.1 Forzantes antrópicas y naturales en zonas costeras

La mayor concentración poblacional humana se encuentra en zonas costeras o depende de ella (50 % de la población humana vive a 200 km de la costa) (Halpern *et al.* 2012). Esta intensa demanda de recursos costeros para la subsistencia y actividades económicas ha ocasionado un efecto adverso en los ecosistemas costeros (Varghese *et al.* 2008). Estas alteraciones se originan principalmente en la dependencia del uso de los combustibles fósiles, la industrialización de la agricultura, la pesca y el uso de los espacios marinos con fines energéticos o de transporte (Rockstrom *et al.* 2009, Mc Cauley *et al.* 2015).

Entre los principales efectos antrópicos sobre los ecosistemas marino-costeros destacan el incremento del CO<sub>2</sub> atmosférico, cambios en los ciclos del nitrógeno y fósforo, descarga de efluentes, eutrofización, eventos de hipoxia-anoxia, sobrepesca o uso de los espacios costeros por actividades recreativas o urbanización (Rockstrom *et al.* 2009, Hoegh-Guldberg & Bruno 2010, Tyrrell 2011, Halpern *et al.* 2012, Cloern *et al.* 2015). El incremento del CO<sub>2</sub> es generado por la quema de combustibles fósiles, ocasionando un calentamiento global, reflejado a nivel costero en un incremento del nivel del mar, derretimiento de los casquetes polares, así como acidificación de los océanos ocasionando efectos directos e indirectos sobre los organismos marinos (Dore *et al.* 2003, 2009, Hoegh-Guldberg & Bruno 2010, Tyrrell 2011). El incremento de la producción industrial de nitrógeno ha generado niveles similares a los fijados naturalmente en sistemas terrestres u oceánicos; el nitrógeno y fósforo son utilizados como fertilizantes en actividades agrícolas e ingresan por procesos de escorrentía y aportes fluviales a los ecosistemas marinos a través de las zonas costeras (Rockstrom *et al.* 2009, Tyrrell 2011). La eutrofización es definida como el proceso de incremento de nutrientes en ecosistemas acuáticos y ocasiona entre otros efectos aumento de las biomásas algales y eventos de hipoxia-anoxia (Cloern 2001, Bricker 2003).

Adicionalmente, las zonas costeras están sujetas a la variabilidad natural a diferentes escalas (estacional a decadal), debido a fenómenos climáticos como “El Niño-Oscilación Sur” (ENOS), la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) o la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) (Hoegh-Guldberg & Bruno 2010). El ENOS es un fenómeno a escala global relacionado con la interacción oceánico - atmosférica desarrollada en el Pacífico Ecuatorial (Cane 1992, 2004, Mac Phaden 1999). Este evento es considerado como una de las fuentes predominantes en la variabilidad climática a nivel global (Trenberth & Hoar 1997). Presenta ciclos compuestos por una fase cálida (“El Niño”), períodos de años neutros (“Neutral”) y una fase fría (“La Niña”) con una periodicidad de entre 3-7 años. La fase “El Niño” tiene influencias a nivel global con importantes consecuencias a niveles socio-económico y ecológico (Lee & Mac Phaden 2010). El ENOS activa cambios en la circulación general de la atmósfera, produciendo modificaciones climáticas e hidrológicas, en áreas continentales, costeras y zonas oceánicas tropicales y extra-tropicales del Océano Pacífico o Atlántico (Cane 1992, Grimm *et al.* 2000, Barros *et al.* 2002, Fiedler 2002). Estas alteraciones ocasionan cambios en las condiciones físico-químicas de los ecosistemas a diferentes niveles organizacionales (especie, población, comunidad); promueve cambios físico-químicos en la columna de agua afectando la composición y abundancia de la macrofauna (Currie & Small 2005, Sellanes *et al.* 2007), altera la estructura y biomasa de las comunidades zooplanctónicas (Mc Gowan *et al.* 1998 Lavaniegos *et al.* (2002) o nectónicas (Ficke *et al.* 2007), regula el reclutamiento larval de peces con importancia económica (Acha *et al.* 2012), altera la dinámica poblacional de recursos pesqueros (Defeo *et al.* 2013) y promueve el ingreso de especies invasoras en sistemas costeros (Castilla *et al.* 2005).

Los impactos del ENOS en zonas costeras incluyen un aumento de las precipitaciones y alteraciones hidrológicas en las cuencas de captación que repercuten en cambios de caudal (Camilloni & Barros 2000), generando variaciones interanuales en las descargas de agua dulce en sistemas estuarinos (Nagy *et al.* 2008, García-Rodríguez *et al.* 2014, Pérez *et al.* 2016). Específicamente, en sistemas estuarinos las comunidades acuáticas están condicionadas por factores climáticos, regímenes de descarga de agua dulce de origen continental y oceánico, ocasionando modificaciones en el ambiente pelágico y bentónico (Heip *et al.* 1995, Cloern *et al.* 2015).

En los sistemas estuarinos se identifica la necesidad de considerar una visión de estudios a largo plazo que permita comprender los efectos de las forzantes de la dinámica hidrológica marino-costera y climatológica sobre las comunidades y los procesos ecológicos (Elliot & Whitfield 2011).

## **1.2 Indicadores ambientales y ecológicos**

Las evaluaciones y diagnósticos ambientales son herramientas de gestión utilizadas en la toma de decisiones durante el planeamiento y evaluación de proyectos de infraestructuras o desarrollo local, regional o global. Estas evaluaciones están basadas en el uso de indicadores ambientales y ecológicos los cuales deberían perseguir como objetivo principal el manejo de los ecosistemas con una visión ecosistémica (Neymer & de Groot 2008a y b, Borja *et al.* 2016).

Los indicadores ecológicos y ambientales, mayormente utilizados son definidos según criterios científicos, donde la discusión sobre la elección de los parámetros a considerar, el requisito de los datos o la consideración de la causa y relaciones de efecto, son aspectos claves a definir previamente de su implementación en programas de evaluación ambiental (Robertson & Hull 2001). En términos de formulación de políticas, los indicadores ambientales persiguen tres objetivos: a).- facilitar información de problemas ambientales a fin de permitir a los responsables políticos, valorar su gravedad, b).- sustentar el desarrollo de políticas y prioridades mediante la identificación de factores claves que causan presión en el ambiente y c).- monitorear los efectos de las respuestas de políticas ambientales (OECD 1999, Smeets & Weterings 1999).

La identificación, diseño y determinación de estos indicadores se realiza bajo determinados marcos conceptuales que indican el estado ecológico actual o deseado, o la calidad natural de una determinada área. El marco conceptual a escoger puede ser cuantitativo o cualitativo, agregado o desagregado; los parámetros escogidos son característicos del ecosistema y algunos deben ser características bióticas (Smeets & Weterins 1999, Turnhout *et al.* 2007). Este marco conceptual especifica lo que se desea transmitir mediante indicadores, organizados en dimensiones y sub-dimensiones teóricas del concepto a medir, sustentado en una cadena causal, validando así los

diferentes indicadores para su posterior uso en programas de monitoreo ambiental. Existen diferentes marcos conceptuales basados en cadenas causales (PSR: Presión, Estado, Respuesta; DSR: Forzante, Estado, Respuesta; y DPSIR: Forzante, Presión, Estado, Impacto, Respuesta). (OECD 1999, Niemeijer & de Groot 2008a y b).

El marco conceptual DPSIR (Forzante- Presión- Estado- Impacto-Respuesta), corresponde a una cadena causal que ordena los diferentes indicadores en cinco dimensiones presentando un mayor número de dimensiones que otros marcos conceptuales antes señalados (ej: PSR) (Niemeijer & de Groot 2008a y b, Smith *et al.* 2016). De acuerdo con este marco conceptual, el desarrollo económico y social son considerados como forzantes que ejercen una presión sobre el ambiente, ocasionando cambios en su estado; esto ocasiona impactos en la salud humana o en los ecosistemas que pueden generar una respuesta social para reducir las forzantes, presiones, estados o impactos en el sistema a través de medidas de adaptación o remediación (Smeets & Weterins 1999).

Los indicadores utilizados pueden corresponder a un set de indicadores físicos, químicos o biológicos que reflejen el estado del ambiente, la presión e impactos del mismo y las forzantes ambientales o humanas que afectan al sistema. Tradicionalmente reflejan un análisis del sistema y las relaciones existentes entre el sistema ambiental y el sistema humano (Smeets & Weterins 1999, Turnhout *et al.* 2007, Niemeijer & de Groot 2008a y b). Los indicadores ecológicos permiten evaluar el estado de salud de un determinado sistema ecológico, detectar los impactos antrópicos, desarrollar estrategias de mitigación y su posterior evaluación mediante la implementación de monitoreos ambientales (Steevens *et al.* 2001, Wilcox 2001, Niemi & Mc Donald 2004, Rees *et al.* 2006, Niemeijer & de Groot 2008a y b). En este marco, a nivel global, el uso de indicadores e índices ecológicos, presenta un importante avance que permite medir la condición biológica de los ecosistemas en las zonas costeras (Borja *et al.* 2009, 2016).

En los ecosistemas costeros existe la preferencia de utilizar la comunidad bentónica como indicador ecológico (Salas *et al.* 2006). El análisis de esta comunidad permite integrar las condiciones ambientales y la variabilidad temporal considerando información a nivel de la comunidad, parámetros de diversidad, grupos funcionales o estrategias ecológicas (Van Dolah *et al.* 1999, Thompson & Lowe 2004, Salas *et al.*

2006 y citas), abundancia y biomasa de especies (Pearson & Rosenberg 1978), especies indicadoras o tolerantes (Borja *et al.*, 2000) o basados en principios termodinámicos (Marques *et al.* 1997). Estos índices han sido mayormente generados en países desarrollados (hemisferio Norte), existiendo pocos estudios para el hemisferio Sur y especialmente para zonas estuarinas templadas (Muniz *et al.* 2005).

La distribución y abundancia de las comunidades planctónicas son reflejo de las condiciones físico-químicas de la columna de agua, presentan una distribución en forma de parches reflejo de las características físico-químicas dificultando su uso para detectar efectos locales (Longhurst 2010). A pesar de estas limitaciones, existen indicadores ecológicos que utilizan descriptores de las comunidades planctónicas. Para el fitoplancton, destacan el uso de pigmentos y feopigmentos como indicadores de los efectos interactivos de los nutrientes y la hidrología del sistema (Niemi & Mc Donald 2004). Por otro lado, las comunidades zooplanctónicas desempeñan un rol central en la transferencia de materia y energía entre los productores primarios y los consumidores secundarios; la composición específica, diversidad y abundancia de estas comunidades pueden ser utilizadas como indicadores ecológicos que reflejen el estado ambiental pelágico. Adicionalmente, para los ambientes pelágicos se han desarrollado indicadores o índices de calidad de agua que consideran variables bióticas y abióticas (Wepener *et al.* 2006). Existen ejemplos de estos indicadores uni o multimétricos para ecosistemas acuáticos (agua dulce, marinos o estuarinos) considerando parámetros como salinidad, concentración de clorofila, nutrientes (nitrógeno, fosforo) que permiten evaluar la condición ambiental del sistema (Vollenweider *et al.* 1998, Bricker 2003, Karydis 2009, Alves *et al.* 2013, Seisedo *et al.* 2014, Borja *et al.* 2016). Dentro de estos indicadores destacan los índices de estado trófico (IET) propuestos por Carlson (1977) para ambientes límnicos y utilizados para zonas costeras (Coelho *et al.* 2007), o el índice TRIX, indicador multimétrico propuesto para zonas marino costeras por Vollenweider *et al.* (1998) y ampliamente utilizado en ambientes estuarinos y/o marino-costeros (Salas *et al.* 2008 Herrera-Silvera & Morales-Ojeda 2009, Alves *et al.* 2013).

### 1.3 Área de estudio

#### 1.3.1 Río de la Plata

El RdIP drena la segunda mayor cuenca del continente, cubriendo un área de  $3.1 \times 10^6 \text{ km}^2$  denominada cuenca del Plata. Como principales sistemas hídricos que la componen destacan los ríos Paraná, Uruguay y Paraguay abarcando cinco países (Argentina, Brasil, Bolivia, Paraguay, Uruguay) que incluyen las ciudades más pobladas de América del Sur (San Pablo, Buenos Aires y Montevideo). En la cuenca se desarrolla la mayor parte de la agricultura de la región, produciéndose cerca del 70% del PBI de los cinco países.

El RdIP es un sistema estuarino caracterizado por el régimen de cuña salina, baja estacionalidad en la descarga de los ríos, amplitud mareal baja ( $< 1 \text{ m}$ ), una extensa y permanente conexión con el mar, alta susceptibilidad a las forzantes atmosféricas debido a su gran extensión y poca profundidad (Guerrero *et al.* 1997, Piola *et al.* 2005, Acha *et al.* 2009). En este sistema, diversos autores reportan procesos biológicos (Acuña *et al.* 2010), impactos en la calidad del agua o presencia de especies exóticas invasoras (Nagy *et al.* 2002a y b, 2013) asociados al desplazamiento espacio-temporal de su zona frontal y a la tendencia y variabilidad de los caudales fluviales y los vientos (Famiñan & Brown, 1996, Guerrero *et al.* 1997, Nagy *et al.* 2002, Acha *et al.* 2012).

En el sistema del RdIP, el ENOS está considerado como forzante atmosférica de gran escala que ocasiona efectos en las descargas de los ríos afluentes (Camilloni & Barros 2000, Pérez *et al.* 2016), modificaciones en la dinámica físico-química (ej. salinidad) y de los nutrientes (Nagy *et al.* 2002a), así como en la ubicación y localización de los frentes de turbidez o salinidad (Nagy *et al.* 2002a, 2008, 2013). Complementariamente, diversos estudios describen relaciones entre eventos ENOS y los caudales del RdIP originando variaciones en la salinidad del sistema estuarino (Mechoso & Pérez Iribarren 1992, Nagy *et al.* 2002a y b, Severov *et al.* 2004). Nagy *et al.* (2008), durante 2000-2003 utilizando imágenes sea-WIFS en la costa norte del RdIP, encontraron relaciones entre el flujo del río, vientos y dinámicas de color del agua, período caracterizado por la variabilidad de eventos ENOS. Recientemente, García-Rodríguez *et al.* (2014) encontraron que los sedimentos superficiales de zona costera de Montevideo (costa

norte del Río de la Plata) experimentaron una variabilidad en el estado trófico relacionada con el evento ENOS, presentando diferencias entre la fase cálida “El Niño” y la fase “La Niña-Neutral”, afectando principalmente la zona costera adyacente a la Bahía de Montevideo.

### **1.3.2 Zona costera de Montevideo**

La zona costera de Montevideo (ZCM) se encuentra situada en la costa norte y zona media del RdIP, entre las desembocaduras del Río Santa Lucía y Arroyo Carrasco. Incluye el mayor centro urbano del país (Montevideo) con un porcentaje de ocupación urbana del litoral costero del 49 % (FREPLATA 2004). Muestra una importante diversidad de usos como zona portuaria internacional (Puerto de Montevideo), zonas de recreación (playas arenosas en Montevideo), áreas de pesca artesanal o deportiva (Puerto del Buceo, zona oeste y este) y zonas de conservación (Área Protegida Punta Yeguas y Humedales de Santa Lucía).

La Bahía de Montevideo es uno de los accidentes geográficos más destacados en la ZCM y se encuentra situada en su zona central. Presenta un área aproximada de 10 km<sup>2</sup>, profundidad media de 5 m, circulación mayormente horaria, dónde la velocidad y dirección tienen como principales forzantes la acción de los vientos, mareas y los caudales de descarga del RdIP, siendo el viento la forzante dominante sobre las restantes (Santoro *et al.* 2013). En esta área se identifican diversos impactos antrópicos puntuales y/o difusos que deterioran la calidad ambiental del sistema (García-Rodríguez *et al.* 2010); destacan las descargas de la central termoeléctrica (“Central Batlle”-UTE), refinería “La Teja” (ANCAP), operaciones portuarias en el Puerto de Montevideo (navegación, carga-descarga a granel y dragado), así como el aporte de efluentes domésticos e industriales provenientes de los arroyos Pantanoso, Miguelete y del arroyo Seco, actualmente encauzado (Muniz *et al.* 2006). En las cuencas hidrográficas de estos sistemas hídricos menores existe un elevado número de habitantes, siendo una de las zonas con mayores índices de pobreza de Montevideo, con tratamiento primario de efluentes o ausencia de sistema de saneamiento; adicionalmente diferentes industrias (laneras, frigoríficos, curtiembres) vierten sus aguas residuales, con diferentes clases de tratamiento (Muniz *et al.* 2011). En la Bahía de Montevideo se identifican aportes de nutrientes (nitrógeno, fósforo), metales pesados e hidrocarburos (Gómez-Erache *et al.*

2001a, Muniz *et al.* 2004, 2006, 2015, Brugnoli *et al.* 2007), que ocasionan una importante degradación de la calidad ambiental del sistema, considerando el ambiente pelágico y bentónico (Gómez-Erache *et al.* 2001a, Venturini *et al.* 2004, Muniz *et al.* 2011).

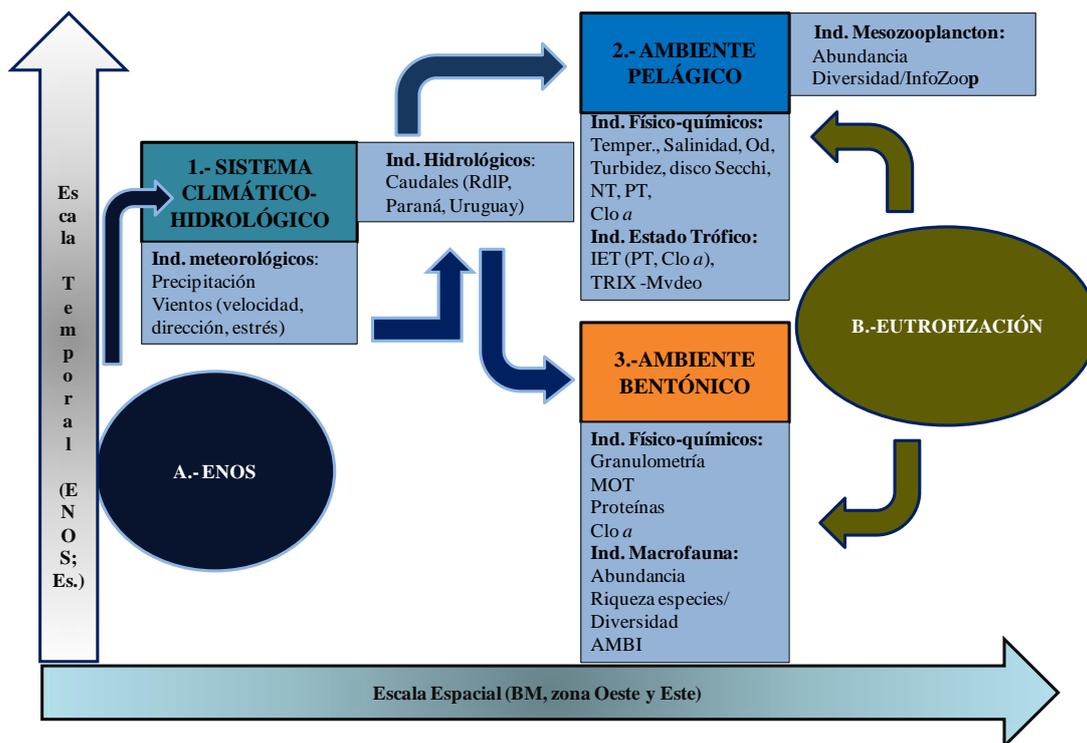
En el ambiente submareal de la zona Este, aprox. a 2000 m línea de costa en la zona de Punta Brava descarga un emisario submarino de aguas servidas urbanas provenientes de la zona costera centro y Este de Montevideo y gestionado por la Intendencia de Montevideo (IMM 2007). Adicionalmente, en esta zona se encuentran zonas de recreación con presencia de playas arenosas, alternando con zonas y puntas rocosas. Por otro lado, en la zona Oeste se encuentra en construcción un emisario submarino con características similares en el área de Punta Yeguas, que verterá los desechos urbanos e industriales de la zona oeste de Montevideo (IMM 2007). Adicionalmente, en esta zona se encuentra en construcción una planta Regasificadora en la zona de Puntas de Sayago y hacia el oeste se encuentran localizadas áreas protegidas municipales (Punta Yeguas) y áreas recientemente incorporadas al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Humedales de Santa Lucía).

La ZCM se identifica como un área con importante concentración de actividades industriales (FREPLATA 2005, Brugnoli *et al.* 2007), que alterna con espacios urbanos para la recreación. Entre los principales contaminantes introducidos en esta área, resaltan los metales pesados e hidrocarburos del petróleo (Muniz *et al.* 2004, 2011, 2015). La Bahía de Montevideo, como las zonas de Punta Brava y Punta Yeguas, presentan altas concentraciones de hidrocarburos, materia orgánica y metales pesados (Danulat *et al.*, 2002, Muniz *et al.*, 2004, 2011, 2015, Venturini *et al.* 2015). Estos estudios permiten identificar un gradiente de contaminación desde la zona más interna de la Bahía de Montevideo hacia la externa, y que este descenso continúa en la zona costera adyacente. Se identificaron tres áreas de acuerdo con el impacto antrópico: impacto alto (zona interna Bahía de Montevideo y Puerto de Montevideo), impacto medio (zona externa Bahía de Montevideo y costa adyacente), impacto bajo (costa adyacente, incluye Pta. Brava y Punta Yeguas) (Brugnoli *et al.* 2007).

#### **1.4 Planteamiento de la hipótesis**

La costa norte del RdIP (ZCM) muestra una variabilidad natural climática asociada al evento del ENOS ocasionando cambios en los caudales del RdIP y la presencia de un gradiente antrópico de enriquecimiento orgánico (ej. Bahía de Montevideo-zona costera adyacente). La ZCM puede definirse como un espacio costero de usos múltiples donde actúan, a diferentes escalas (espaciales y temporales), forzantes naturales y antrópicas que modulan la estructura del ecosistema acuático. Según Clark (1995), en áreas de usos múltiples, los beneficios económicos y sociales son maximizados y deben ser compatibles con los objetivos de conservación y desarrollo de la zona. Para lograr un uso sostenible de los ecosistemas costeros es necesario evaluar el estado del sistema, donde la identificación y selección de parámetros, métricas e índices adecuados para definir el estado o salud ecológica de los sistemas costeros, son necesarios para identificar respuestas de los componentes del sistema frente a la variabilidad natural y/o antrópica (Borja *et al.* 2005, 2009, 2016).

La determinación y monitoreo de indicadores ambientales y ecológicos de los compartimentos pelágicos y bentónicos en la ZCM que consideren como forzantes el ENOS y el proceso de eutrofización, teniendo en cuenta la variabilidad espacial y temporal (Figura 1.1), permitirá a las instituciones que gestionan los ecosistemas costeros, identificar el estado de salud del ecosistema y monitorear las tendencias a corto y largo plazo. Esta identificación podrá ser facilitada mediante la ordenación de los indicadores determinados bajo el marco conceptual DPSIR.



**Figura 1.1** Diagrama conceptual sobre la variabilidad en la zona costera de Montevideo durante el ENOS (2009-2010). Se identifican compartimentos (1-3; sistema, ambientes) e indicadores (ambientales y ecológicos) cuantificados; forzantes (A.-ENOS, B.- Eutrofización) y efectos (flechas) esperados sobre o entre los compartimentos. Se señala la variabilidad considerada a escala espacial (zonas) y temporal (fases ENOS, estacionalidad).

## 1.5 Hipótesis

**General:** En la zona costera de Montevideo (costa norte del RdIP) los indicadores ambientales y ecológicos de los ambientes acuáticos (pelágicos y bentónicos) presentan una heterogeneidad espacio-temporal reflejo de dos forzantes en el área de estudio: variabilidad climática (evento ENOS 2009-2010) y gradiente de impacto antrópico. Ambas forzantes actúan de forma diferencial en los compartimentos considerados (sistema climático-hidrológico, ambientes pelágicos y bentónicos).

**H1:** La variabilidad climática modifica los valores promedio mensuales de precipitación y caudales del RdIP, afectando los parámetros físico-químicos de la columna de agua, indicadores de estado trófico y composición de las comunidades biológicas (mesozooplankton, macrofauna bentónica). Los cambios se percibirán mayormente en el sistema climático-hidrológico y ambiente pelágico, siendo la escala temporal (fase “El Niño” y “La Niña-Neutral”, estacionalidad) la que mayormente refleje dicha variabilidad.

**Predicción:**

La variabilidad climática afectará principalmente a los sistemas “Climático-hidroológico” y “Ambiente pelágico” y menormente a los “Ambientes bentónicos”.

Durante la fase “El Niño” se observará un incremento en las precipitaciones y caudales, disminución de la salinidad y transparencia del agua, incremento en los indicadores de estado trófico y en la riqueza de especies de mesozooplacton de agua dulce.

La comunidad macrobentónica presentará una menor afectación relacionada con la disminución de la salinidad, reflejándose en cambios en la riqueza de especies.

**H2:** La eutrofización-enriquecimiento orgánico promoverá cambios en los indicadores de estado trófico del ambiente pelágico y en el índice biótico AMBI determinado para el ambiente bentónico. Los cambios se observarán mayormente a escala espacial en los ambientes pelágicos y bentónicos (BM, zona costera adyacente), donde la variabilidad temporal se reflejará principalmente entre las fases ENOS por efecto de los caudales.

**Predicción:**

Durante el período de estudio la eutrofización-enriquecimiento orgánico afectará principalmente a los “Ambientes pelágicos y bentónicos”.

Para el ambiente pelágico, durante la fase “El Niño” se encontrará mayor estado trófico que durante la fase “La Niña-Neutral”, asociado con el incremento en los caudales. La BM presentará un mayor estado trófico durante el período de estudio.

El índice biótico AMBI presentará variación a escala espacial, reflejando un gradiente de enriquecimiento orgánico para la ZCM, siendo mayor en la BM.

**1.6 Objetivo General**

Determinar la variación espacial (zonas de estudio) y temporal (fases ENOS, estaciones) de los indicadores ambientales y ecológicos en los ambientes acuáticos (pelágico y bentónico submareal) durante el evento ENOS (2009-2010), en la zona costera de Montevideo.

## **1.7 Estructura de la tesis y objetivos específicos**

La presente tesis comprende una introducción general (capítulo 1) y cuatro capítulos (2 al 5) conteniendo introducción, material y métodos, resultados y discusión, desarrollando los indicadores del sistema climático-hidrológico (cap. 2), ambiente pelágico (cap. 3 y 4) y bentónico (cap. 5). Se indican los títulos y objetivos específicos considerados en los capítulos 2 al 5. Se incluye una síntesis final (capítulo 6) considerando recomendaciones para el monitoreo y perspectivas. Finalmente se incorporan las referencias generales y un anexo.

*Capítulo 2: Forzantes climáticas e hidrológicas de las condiciones físico-químicas de la columna de agua en la zona costera de Montevideo*

Objetivos específicos

- 2.1 Determinar las variables meteorológicas (precipitación, velocidad y dirección del viento) e hidrológicas (caudales Río Uruguay, Paraná y RdIP) para identificar las forzantes que modulan la heterogeneidad espacio-temporal del ecosistema acuático en la zona costera de Montevideo, durante el ENOS (2009-2010).
- 2.2 Analizar las variaciones de las condiciones físico-químicas de la columna de agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto), para identificar las variables que reflejan el efecto de las variables ambientales determinadas (climatológicas, hidrológicas).

*Capítulo 3: Determinación del estado trófico mediante indicadores del ambiente pelágico de la zona costera de Montevideo, Río de la Plata*

Objetivos específicos

- 3.1 Cuantificar los indicadores uni y multimétricos de estado trófico del ambiente pelágico (IET, TRIX) durante evento ENOS (2009-2010) para determinar su variación espacio-temporal en la zona costera de Montevideo (Río de la Plata).

- 3.2 Evaluar las relaciones entre la heterogeneidad espacio-temporal de los indicadores de estado trófico con variables físico-químicas-biológicas (salinidad, temperatura, disco de Secchi, Clo *a*, nutrientes) e hidrológicas (caudales) determinadas, para identificar los indicadores más aptos para su uso en programas de monitoreo de futuros eventos ENOS.

*Capítulo 4: Mesozooplankton y variabilidad ambiental del evento ENOS 2009-2010 en la zona costera de Montevideo*

Objetivos específicos

- 4.1 Determinar indicadores ecológicos zooplanctónicos (abundancia, diversidad, riqueza, dominancia, “*InZoop*”) de la fracción mesozooplanctónica, durante el evento ENOS 2009-2010, para evaluar su heterogeneidad espacio-temporal.
- 4.2 Identificar los indicadores ecológicos del zooplankton que mejor reflejen la heterogeneidad espacio-temporal como respuesta a la variabilidad ambiental del sistema observada durante el evento ENOS 2009-2010 para su uso en futuros programas de monitoreo de eventos climáticos similares.

*Capítulo 5: Indicadores ecológicos y bióticos de la macrofauna bentónica submareal, ¿respuesta a la variabilidad natural o antrópica?*

Objetivos específicos

- 5.1 Determinar indicadores ecológicos (abundancia, diversidad, riqueza, dominancia) y bióticos (AMBI) de la macrofauna bentónica para identificar la presencia de heterogeneidades espacio-temporales durante el evento ENOS 2009-2010, en la zona costera de Montevideo.
- 5.2 Identificar entre los indicadores determinados, los que mejor reflejan la variabilidad ambiental y antrópica del sistema durante el evento ENOS 2009-2010, para su uso en futuros programas de monitoreo de eventos climáticos similares.

## **CAPÍTULO 2.- Forzantes climáticas e hidrológicas de las condiciones físico-químicas de la columna de agua de la zona costera de Montevideo**

---

### **2.1 INTRODUCCION**

En la cuenca del Plata, la estacionalidad de los elementos climáticos determinantes del ciclo hidrológico está pautada por el anticiclón del Atlántico Sur, con mayor intensidad durante invierno. La mayor parte de la lluvia anual en Sudamérica ocurre durante el verano austral (diciembre a febrero) y en los meses de otoño (marzo a mayo) (Ambrizzi 2006). La región está caracterizada por una estación cálida (octubre-abril) presentando precipitaciones con un promedio de  $5.5 \text{ mm d}^{-1}$ , y una estación fría (mayo-setiembre) con promedios menores a  $2 \text{ mm d}^{-1}$  (Caffera & Berbery 2006). Una alteración al mencionado régimen anual de precipitaciones para la región sur de América del Sur es una de las señales más robustas de las modificaciones identificadas en la región debido al evento ENOS (Barreiro 2009), siendo este último la principal fuente de variabilidad interanual en la región de la cuenca del Plata (Berbery *et al.* 2006). Durante un ENOS cálido se observa en primavera un incremento de las precipitaciones para la región, mientras que durante un evento frío una disminución (Grimm *et al.* 2000, Barreiro 2009), para la cuenca del Plata (Ambrizzi 2006), así como para Uruguay (Pisicotano *et al.* 1994).

Los caudales de los principales ríos de la cuenca del Plata (incluyendo el RdIP) presentan una variabilidad inter-anual e inter-decadal forzada por la variabilidad climática (Robertson & Mechoso 1998, Camilloni & Barros 2000). De acuerdo con los casos analizados por Berbery *et al.* (2006), durante períodos “El Niño”, “La Niña” y no ENOS, la variabilidad en la precipitación está amplificadas en los caudales del RdIP (como cuerpo receptor de los ríos de la cuenca del Plata), entre 17 y 44%. En la cuenca del Plata el balance entre la precipitación, el caudal, la evaporación y la infiltración se transfiere principalmente a la descarga en los ríos, mientras que solo una fracción menor es convertida en evaporación o infiltración (Berbery *et al.* 2006). Esto se refleja en que los sistemas hídricos representativos (ej. Río Tercero), así como los grandes ríos de la cuenca del Plata (Paraná, Paraguay y Uruguay) tributarios del estuario del RdIP, presentan una elevada sensibilidad a la variabilidad en la precipitación (Caviedes 1998,

Berbery *et al.* 2006), encontrándose afectados sus caudales durante eventos ENOS en su fase cálida (Caviedes 1998, Robertson & Mechoso 1998, Camilloni & Barros 2000, Chalar 2006). Para evaluar y predecir eventos ENOS, sus diferentes fases y la presencia de teleconexiones se recomienda el seguimiento de indicadores que utilizan las anomalías de la TSO de diferentes regiones del Pacífico Oriental (Niño 1+2, Niño 3, Niño 4, Niño 3.4) (Yeh *et al.* 2009, Lee & Mc Phaden 2010, NOAA, 2013).

Los impactos del ENOS en zonas costeras incluyen alteraciones hidrológicas en cuencas de captación, repercutiendo en cambios en los caudales (Robertson & Mechoso 1998, Camilloni & Barros 2000, Chalar 2006) generando variaciones interanuales en las descargas de agua dulce en sistemas estuarinos (Currie & Small 2005, Nagy *et al.* 2008, 2013). A escalas temporales amplias, el sistema estuarino del RdIP se encuentra bajo los efectos de las variaciones en las descargas de los ríos afluentes asociadas con el fenómeno “El Niño-La Niña”, aunque sus consecuencias ecológicas han sido poco estudiadas (Chalar 2006, Acha *et al.* 2009).

El análisis de las variables físico-químicas de la columna de agua del sistema estuarino del RdIP (zona costera de Montevideo) durante ambas fases del ENOS 2009-2010, permitirá realizar comparaciones con estudios previos en la zona bajo condiciones de caudales extremos (Nagy *et al.* 2002b, 2008, 2013, Severov *et al.* 2004). Estas comparaciones permitirán identificar los efectos generados sobre las condiciones de la columna de agua, identificando indicadores ambientales que aporten a la comprensión del comportamiento del sistema estuarino del RdIP frente a forzantes climatológicas-hidrológicas que actúan a diferentes escalas espacio-temporales.

En el presente capítulo se determinarán las variables meteorológicas (precipitación, velocidad, dirección y estrés del viento) e hidrológicas (caudales Río Uruguay, Paraná y RdIP) para identificar las forzantes que modulan las condiciones físico-químicas de la columna de agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto), en la zona costera de Montevideo, durante el ENOS 2009-2010.

## 2.2 MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.2.1 Condiciones meteorológicas

Se determinó la variabilidad y magnitud del ENOS durante 2009-2011 mediante el índice ONI (Ocean Niño Index) considerando las anomalías mensuales de la temperatura superficial del océano (TSO) determinadas para la zona Niño 3.4 [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml)

Las anomalías de la TSO en las diferentes regiones del Pacífico Oriental (índices Niño 1+2, Niño 3, Niño 4 y Niño 3.4), se obtuvieron de [http://ioc-goos-oopc.org/state\\_of\\_the\\_ocean/sur/pac/](http://ioc-goos-oopc.org/state_of_the_ocean/sur/pac/).

La precipitación total mensual ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) para la cuenca del Plata ( $22.00\text{-}40.00^{\circ}\text{S}$  y  $48.00\text{-}64.00^{\circ}\text{W}$ ) se obtuvo a partir de registros del Global Precipitation Climate Center (GPCC; <http://gpcc.dwd.de>). Se consideró el producto del monitoreo de precipitación de la superficie de la tierra y el re-análisis de los datos completos calibrado (Versión 6). En ambos productos se utilizó una resolución espacial de  $1.0^{\circ} \times 1.0^{\circ}$  y se expresaron como isoáreas de precipitación. Para el monitoreo de precipitación de la superficie de la tierra se consideraron valores mensuales entre marzo 2009 y agosto 2011, mientras que para el re-análisis se utilizaron las anomalías (desviación del promedio 1951/2000) de precipitación trimestral disponibles (2009 y 2010).

Para la velocidad y dirección del viento se utilizaron registros facilitados por el Servicio de Hidrografía y Meteorología de la Armada (SOHMA), colectados de forma horaria en la estación meteorológica de Punta Brava ( $34^{\circ}56'S$  y  $56^{\circ}09'W$ ) entre marzo 2009 y agosto 2011. Se consideró la velocidad promedio mensual ( $\pm\text{SD}$ ), mínimos y máximos, los valores se expresan en  $\text{m s}^{-1}$ ; no se consideraron para estos cálculos las velocidades máximas del viento (rachas de vientos). Para identificar la dirección de los vientos dominantes se consideraron 16 cuadrantes y se calculó el porcentaje de ocurrencia mensual (frecuencia relativa mensual). Complementariamente se calculó el estrés del viento (1), como fuerza superficial del viento sobre la columna de agua:

$$(1) \tau (\text{Pa}) = \beta_a * CD * (V_{\text{viento}})^2$$

donde: (Pa)= Pascal;  $\beta_a$ = densidad del aire,  $1.2 \text{ kg m}^{-3}$ ; CD: coeficiente de arrastre: 0.0013 y  $V_{\text{viento}}$ : velocidad del viento).

Los valores de estrés de viento positivo o negativo se determinaron según la dirección promedio mensual del viento.

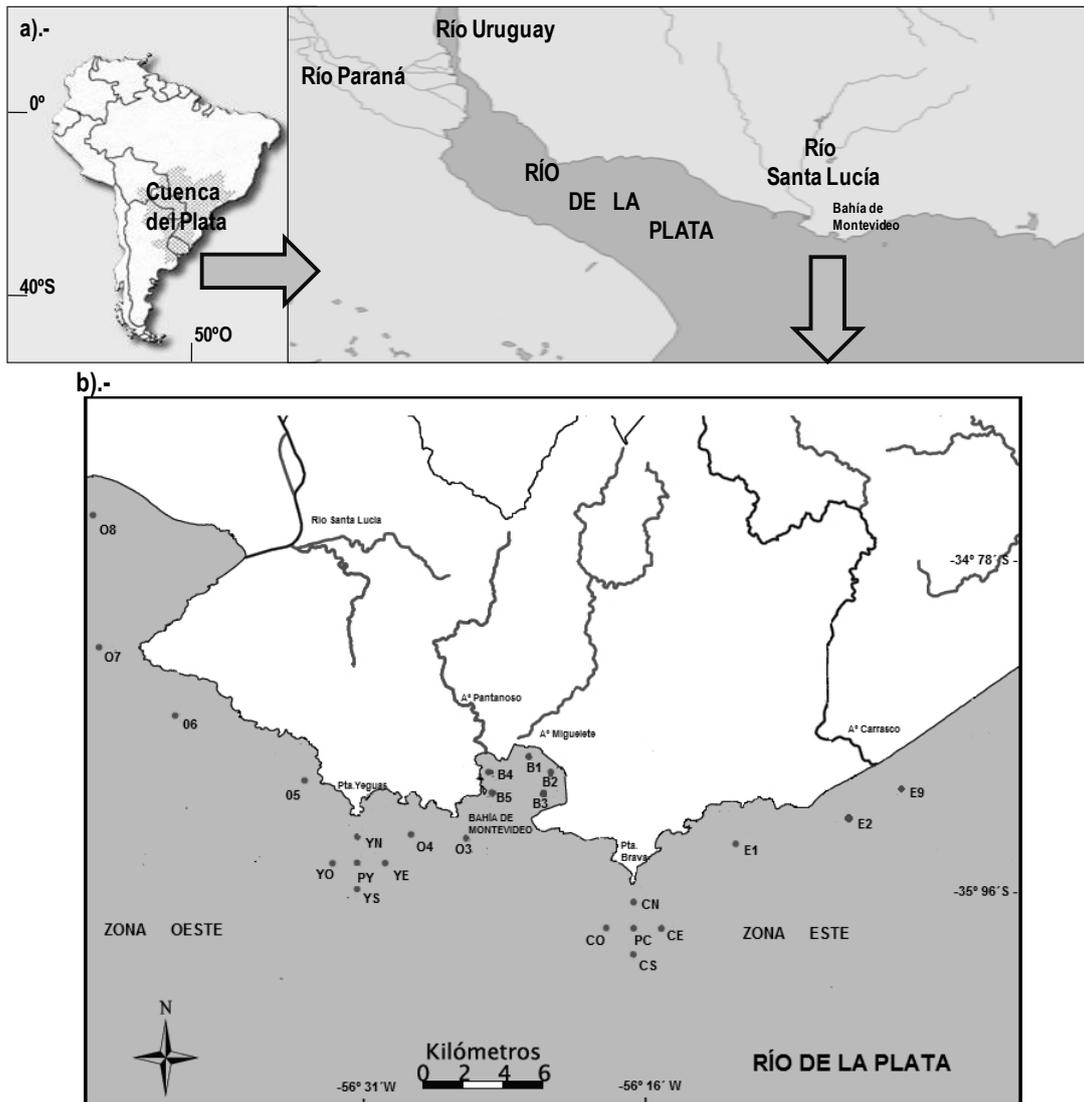
## **2.2.2 Condiciones hidrológicas**

Los caudales diarios del Río Uruguay y Río Paraná se obtuvieron de la página del Instituto Nacional del Agua ([www.ina.gov.ar](http://www.ina.gov.ar)) considerando el período 2009-2011. Los caudales del RdIP se obtuvieron mediante la adición de los caudales diarios del Río Uruguay y Río Paraná. Se determinaron los promedios mensuales ( $\pm$ SD) de los tres sistemas hídricos mencionados y los valores se expresan en  $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

## **2.2.3 Características físico-químicas de la columna de agua**

Para determinar las características físico-químicas de la columna de agua, se realizaron colectas en la zona costera de Montevideo, entre la desembocadura del Río Santa Lucía y Arroyo Carrasco, en un set de estaciones en aproximadamente 40 km de extensión, ubicadas a 2000 m de la línea de costa (Figura 1.1). El área de estudio se clasificó en zona Este, Bahía de Montevideo y zona Oeste; la zona Este (5-8 estaciones) presenta estaciones ubicadas entre la desembocadura del arroyo Carrasco y Punta Carretas; la Bahía de Montevideo considera estaciones en la zona interna (desembocaduras Arroyo Miguelete y Pantanoso) y externa de la bahía (2-5 estaciones). La zona Oeste presenta 5-11 estaciones ubicadas entre playa del Cerro y la desembocadura del Río Santa Lucía (Figura 2.1).

Las condiciones físico-químicas de la columna de agua (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto), se determinaron *in situ* en superficie y fondo mediante un multiparámetro YSI *pro plus*, entre marzo 2009 y julio 2011 (18 muestreos,  $n$  temperatura=595,  $n$  salinidad=614,  $n$  oxígeno disuelto=616). Durante los 18 muestreos realizados en el marco del Convenio Facultad de Ciencias-IMM para el monitoreo del PSU IV, las estaciones se visitaron durante el mismo día para minimizar la variabilidad temporal.



**Figura 2.1** Cuenca del Plata y Río de la Plata (a); zona costera de Montevideo con zonas y estaciones de muestreo (b).

## 2.2.4 Análisis de datos

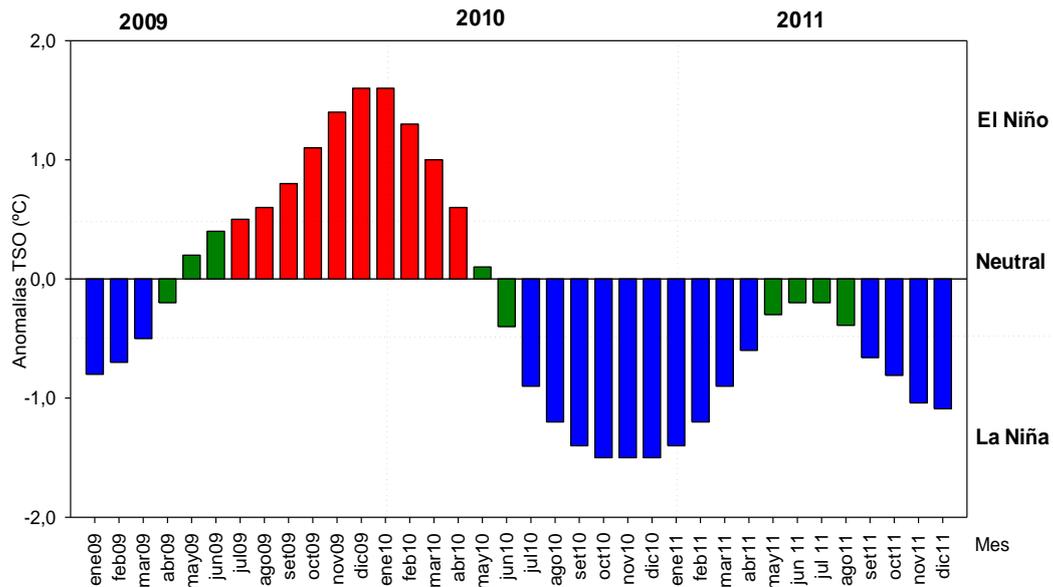
Se realizaron análisis estadísticos descriptivos (promedios, desvíos, coeficientes de variación) de las variables analizadas. Para evaluar diferencias entre variables hidrológicas (caudales), promedios de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto considerando escalas espaciales (profundidades y zonas del estudio) y temporales (meses y fases del ENOS) se utilizaron análisis no paramétricos (U Mann-Whitney) a un nivel de significancia del 99%. Se exploraron asociaciones no paramétricas (Coeficiente de correlación de Spearman:  $r_s$ ) a niveles de significancia del 95 y 99%, entre variables climatológicas e hidrológicas; las *meteorológicas* correspondieron a los

índices de eventos ENOS (Niño 1+2, Niño 3, Niño 4 y Niño 3.4) y estrés del viento, mientras que las *hidrológicas* correspondieron a los caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná. Se determinaron relaciones lineales entre los caudales del RdIP, Uruguay y Paraná (variable independiente) y la salinidad promedio de la zona de estudio (variable dependiente); las variables se transformaron mediante  $\log(x+1)$  para adecuarse al supuesto de normalidad, considerando niveles de significancia del 99 y 95%. Se realizaron diagramas biplots entre Temperatura y Salinidad (T-S) y oxígeno disuelto-Salinidad (Od-S) para identificar condiciones de la columna de agua durante el período de estudio. Para los análisis de la variación temporal asociada al ENOS, los meses de la fase “El Niño” se definieron de acuerdo con el ONI (julio 2009-abril 2010), mientras que meses “La Niña”-Neutral correspondieron a los restantes meses del período de estudio.

## **2.3 RESULTADOS**

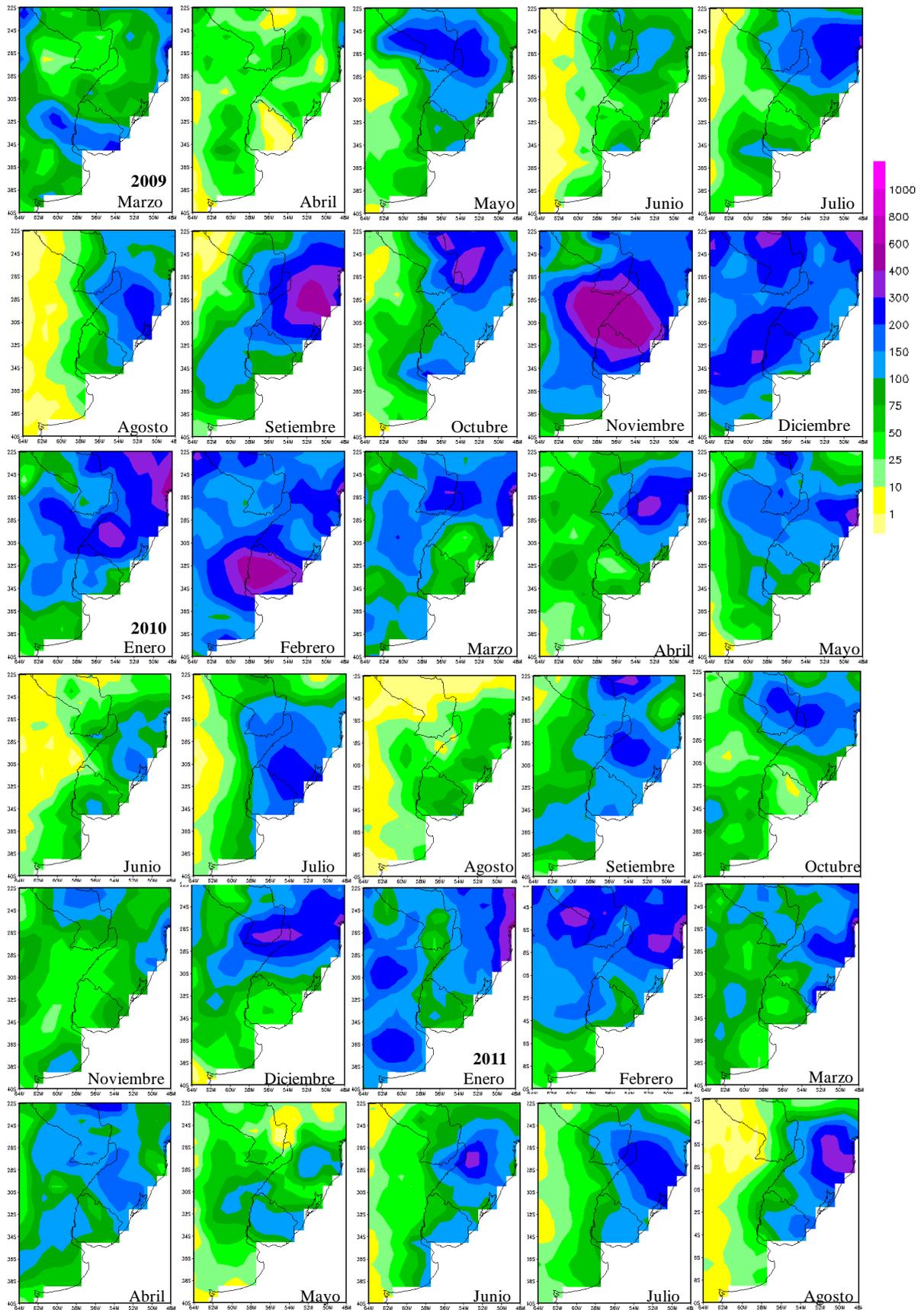
### **2.3.1 Condiciones meteorológicas**

Durante 2009-2011 el ONI, representado por las anomalías superficiales de temperatura del océano, presentó los valores mínimos durante octubre – diciembre 2010 ( $< -1.5$  °C) y máximos en diciembre 2009 y enero 2010 ( $> 1.5$  °C) (Figura 2.2). De acuerdo con el ONI (considerando la TSO en la zona del Niño 3.4), se identificó el desarrollo de un evento ENOS en el Pacífico tropical presentando una fase cálida (“El Niño”), durante julio 2009-abril 2010 y una fase fría (“La Niña”) entre junio 2010-abril 2011 y setiembre-diciembre 2011; en abril-junio 2009, abril-mayo 2010 y mayo-agosto 2011, se observaron condiciones neutrales (Figura 2.2).

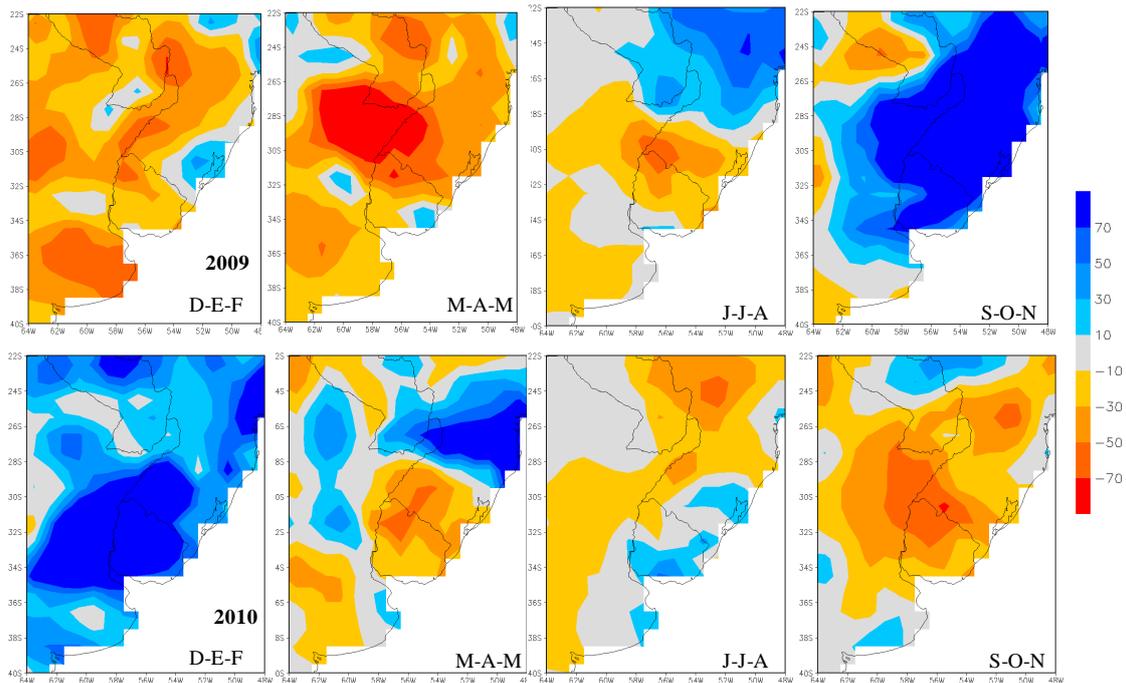


**Figura 2.2** ONI representado por las anomalías de TSO (zona Niño 3.4) y fases del evento ENOS 2009-2011. Líneas horizontales  $> 0.5^{\circ}\text{C}$  y  $< -0.5^{\circ}\text{C}$ . Azul: fase “La Niña”, rojo: fase “El Niño”, verde: fase neutral. Datos tomados de (visitada julio 2016): [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml)

En la figura 2.3 se presenta la precipitación total mensual para la región de la cuenca del Plata ( $22.00-40.00^{\circ}\text{S}$  y  $48.00-64.00^{\circ}\text{W}$ ) durante marzo 2009-agosto 2011. Los mínimos de precipitación se observaron durante abril 2009 ( $0-10 \text{ mm mes}^{-1}$ ) en el sureste, centro y noreste de Uruguay, mientras que las precipitaciones máximas se encontraron durante setiembre 2009 y febrero 2010 en la cuenca alta y media del Río Uruguay; las precipitaciones máximas se observaron en la cuenca alta durante noviembre 2009 ( $600 \text{ mm mes}^{-1}$ ), mientras que febrero 2010 presentó valores de precipitación superior a  $550 \text{ mm mes}^{-1}$  en la cuenca media. En la figura 2.4 se presentan las anomalías de precipitación trimestral (desviación del promedio 1951/2000) para la región de la cuenca del Plata; los anomalías negativas se observaron durante marzo y mayo 2009 ( $-97 \text{ mm mes}^{-1}$ ), mientras que las anomalías positivas máximas se observaron entre setiembre 2009 y febrero 2010 ( $169-189 \text{ mm mes}^{-1}$ ).

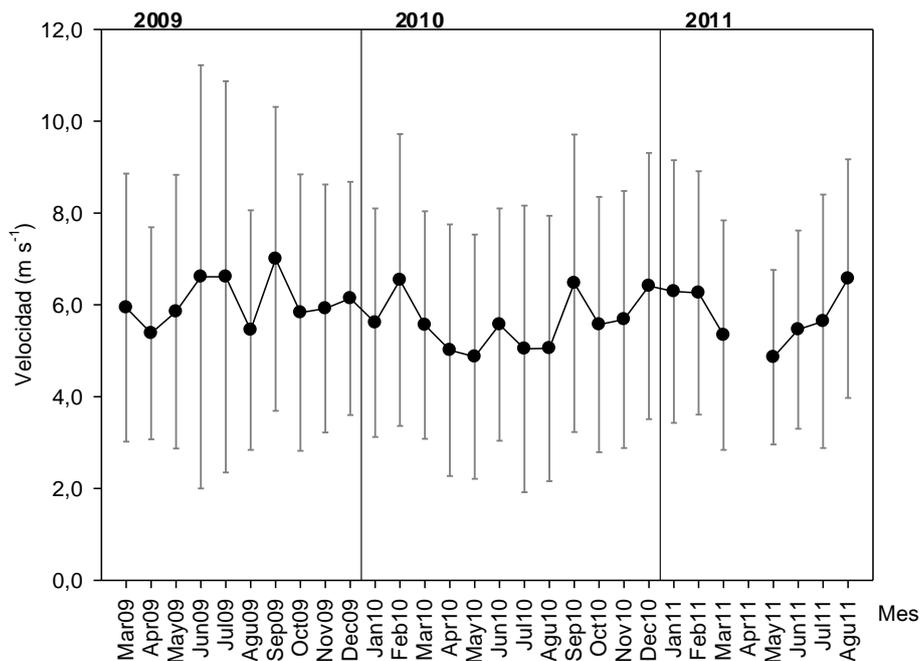


**Figura 2.3** Precipitación total mensual ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) en la superficie de la tierra para la región durante marzo 2009-agosto 2011 entre los 22.00-40.00°S y 48.00-64.00°W. Imágenes tomadas de <http://gpcc.dwd.de>.

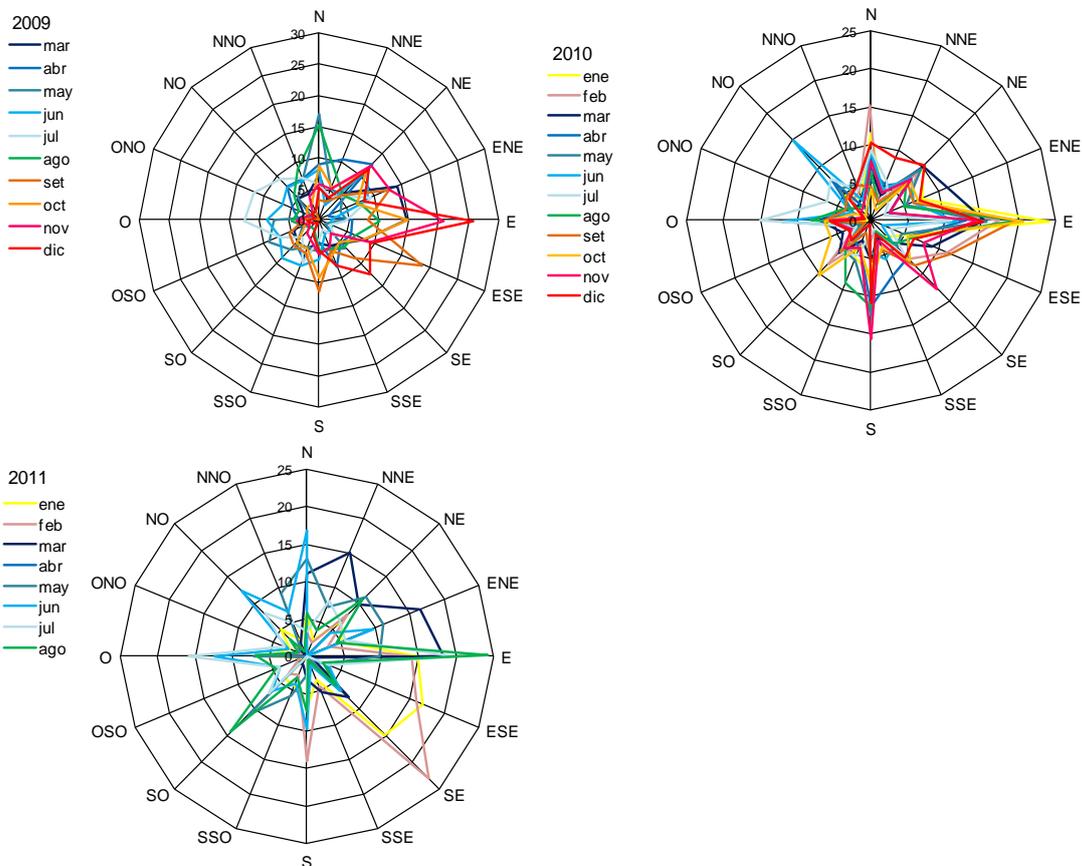


**Figura 2.4** Anomalías de precipitación trimestral ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) (desviación del promedio 1951/2000) en la superficie de la tierra durante 2009 y 2010 entre 22.00-40.00°S y 48.00-64.00°W. Imágenes tomadas de <http://gpcc.dwd.de>.

La velocidad promedio mensual del viento en la estación Punta Brava, entre marzo 2009 y agosto 2011, fue de  $5.8 \text{ m s}^{-1}$  ( $\pm 2.9$  n= 6722) (2009:  $6.1 \pm 3.3$ ; 2010:  $5.6 \pm 2.9$ ; 2011:  $5.9 \pm 2.7$ ), presentando una oscilación entre un mínimo de  $0 \text{ m s}^{-1}$  (calmas) durante diferentes meses del período y una velocidad máxima de  $23.66 \text{ m s}^{-1}$  en octubre 2009 (Figura 2.5). La dirección más frecuente del viento correspondió al primer cuadrante N-E (N, NNE, NE, ENE, E), con similares porcentajes anuales de ocurrencia (2009: 42%, 2010: 43% y 2011: 44%), siendo la dirección Este la que presentó los mayores porcentajes de ocurrencia (2009: 11%; 2010; 16%; 2011: 14%) (Figura 2.6). El estrés del viento mostró valores mínimos durante los meses correspondientes a la fase “El Niño” (mínimo, setiembre 2009:  $-0,076 \text{ Pa}$ , dirección ESE) y máximos durante junio-julio 2009:  $0,068 \text{ Pa}$ , dirección N y O)(Figura 2.11).



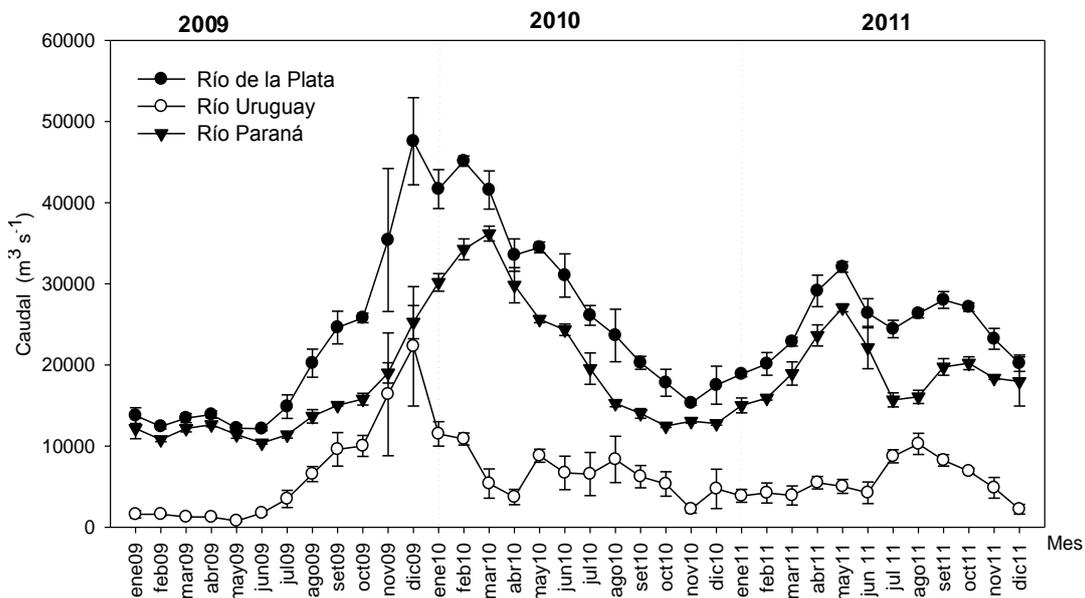
**Figura 2.5** Velocidad promedio mensual ( $\pm$ SD) del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ) en estación Punta Brava (Montevideo, RdIP) durante marzo 2009 y agosto 2011. SOHMA-Punta Brava.



**Figura 2.6** Frecuencias absolutas mensuales de la dirección de los vientos entre 2009-2011 (2009: marzo-diciembre; 2011: enero-agosto). Fuente: SOHMA-Punta Brava.

### 2.3.2 Condiciones hidrológicas

Los caudales promedio mensuales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná mostraron una oscilación entre valores mínimos durante enero y junio 2009 y máximos entre diciembre 2009 y marzo 2010 (Figura 2.7). Se observaron diferencias en los meses de máximas descargas de los ríos Uruguay y RdIP (diciembre 2009) con el Río Paraná (marzo 2010) (Figura 2.7). Los caudales promedio mensuales del RdIP, Uruguay y Paraná, considerando la fase cálida y la fría-neutral, presentaron diferencias significativas (U Mann-Whitney: RdIP:  $Z=-12.17$ ; Uruguay:  $Z=-11.09$ ; Paraná:  $Z=-8.15$  con  $p<0.01$ ). Adicionalmente, en ambas fases se encontraron asociaciones significativas entre los caudales de los diferentes sistemas hídricos; fase El Niño: RdIP-Río Uruguay ( $r_{s(0.025; 10)}= 0.697$ ) y RdIP-Río Paraná ( $r_{s(0.04; 10)}= 0.818$ )); durante la fase La Niña-Neutral, se encontraron asociaciones significativas mayores: RdIP-Río Uruguay ( $r_{s(0.00; 21)}= 0.823$ ) y RdIP-Río Paraná ( $r_{s(0.00; 21)}= 0.970$ ).



**Figura 2.7** Promedio mensual ( $\pm$ SD) ( $m^3 s^{-1}$ ) de caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná durante 2009-2011 (Fuente: Instituto Nacional del Agua-Argentina).

### 2.3.3 Interacciones meteo-hidrológicas

Durante el período “El Niño” identificado a partir del ONI (julio 2009-abril 2010,  $n=10$ ), se encontraron asociaciones significativas entre los índices de seguimiento del

evento en sus diferentes regiones (Niño 1+2, Niño 3, Niño 4 y Niño 3.4) con los caudales del RdIP, Río Uruguay y Paraná. La tabla 2.1 muestra los coeficientes y niveles de significancia encontrados entre ambas variables en el mencionado período. Durante las fases La Niña-Neutral no se encontraron asociaciones significativas entre los mencionados índices y caudales del RdIP, Uruguay y Paraná.

**Tabla 2.1** Correlaciones de Spearman ( $r_s$ ) entre los indicadores ENOS (anomalías de TSO en regiones del Pacífico Ecuatorial; ver Anexo 1) y caudales (Q) del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná. P= \*<0.05; \*\*<0.01; MS: marginalmente significativo; NS: no significativo, n=10.

	Q RdIP	Q Río Uruguay	Q Río Paraná
<b>Niño 1+2</b>	-0.685 (P=0.029*)	NS	-0.842 (P=0.002**)
<b>Niño 3</b>	NS	0.673 (P=0.033*)	NS
<b>Niño 3.4</b>	0.888 (P=0.001**)	0.912 (P=0.000**)	0.578 (P=0.080 MS)
<b>Niño 4</b>	0.806 (P=0.005**)	0.782 (P=0.008**)	0.648 (P=0.043*)

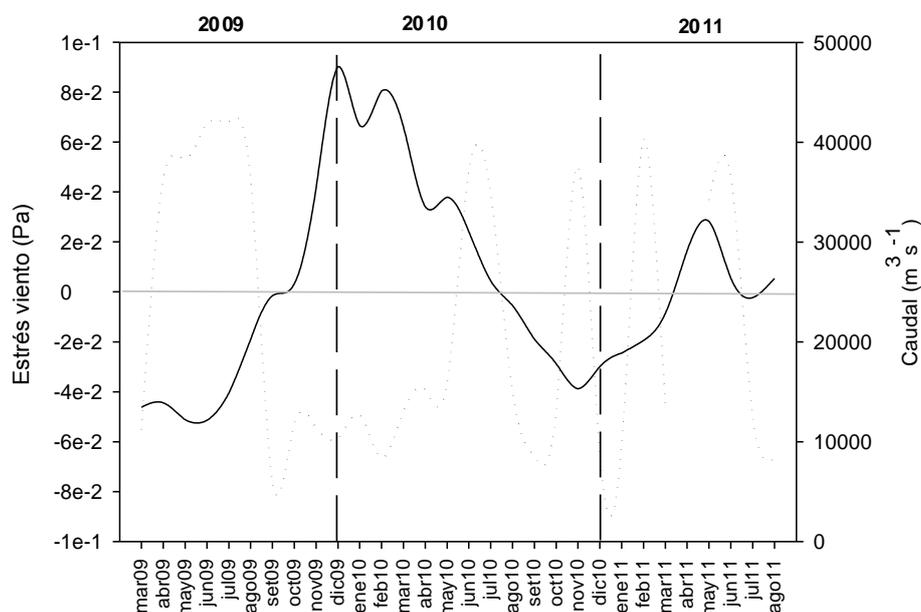
Se exploró la presencia de acoples entre los indicadores Niño 3.4 y Niño 4 (mayores ajustes) y los caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná; se encontró un ajuste entre los valores máximos de ambos índices con los caudales del RdIP y Río Uruguay, mientras que los caudales del Río Paraná presentaron un desfase de entre 3 y 4 meses (Tabla 2.2).

**Tabla 2.2** Valores máximos de indicadores ENSO (Niño 3.4 y Niño 4) y caudales del RdIP, Uruguay y Paraná.

	Niño 3.4	Niño 4	Q RdIP	Q Río Uruguay	Q Río Paraná
<b>Noviembre 2009</b>	1.53	1.25	35397.4	16378.4	19019.0
<b>Diciembre 2009</b>	1.78	1.18	47565.1	22292.9	25272.2
<b>Enero 2010</b>	1.57	1.21	41670.1	11498.9	30171.1
<b>Febrero 2010</b>	1.31	1.00	45119.7	10873.8	34245.9
<b>Marzo 2010</b>	0.99	1.02	41560.8	5376.8	36183.9

Durante el período de estudio, el estrés del viento y los caudales del RdIP presentaron fluctuaciones en fase y fuera de fase (*sensu* Piola *et al.* 2005) (Figura 2.8); los mínimos valores continuos de estrés (negativos) se encontraron entre setiembre 2009 y abril 2010, mientras que los valores máximos se observaron entre junio-agosto 2009. Se encontraron correlaciones significativas de Spearman inversas entre el estrés del viento

con el caudal del RdLP ( $r_s = -0.41$ ,  $p = 0.021$ ;  $n = 29$ ) y del Río Uruguay ( $r_s = -0.50$ ,  $p = 0.001$ ,  $n = 29$ ).



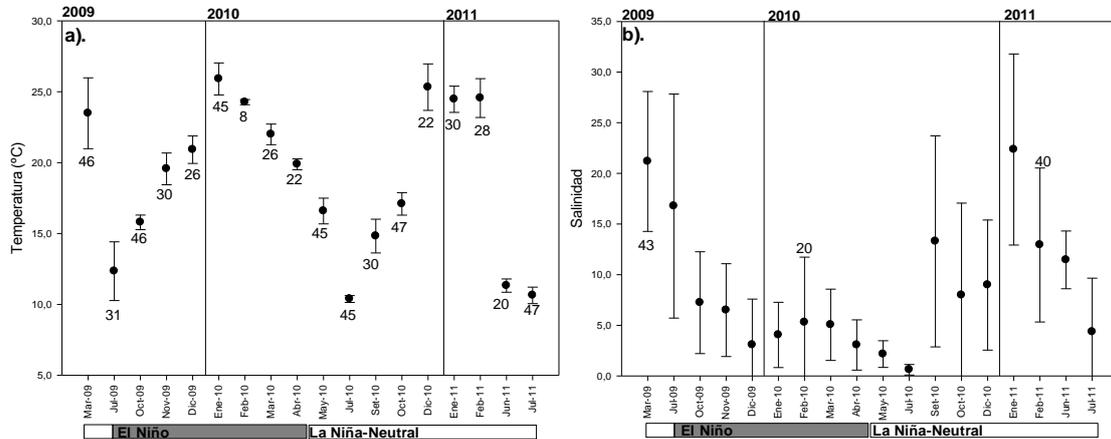
**Figura 2.8** Fluctuaciones del estrés del viento (Pa)(línea punteada) y caudales del RdLP ( $m^3s^{-1}$ ) (línea continua), durante marzo 2009 y agosto 2011.

### 2.3.4 Características físico-químicas de la columna de agua

La temperatura de la columna de agua presentó mayores variaciones a escala temporal que espacial. No presentó diferencias significativas entre superficie y fondo o entre zonas del área de estudio (zona Este, Bahía de Montevideo y Oeste). El promedio de temperatura (superficie-fondo) mostró un comportamiento estacional con valores mínimos en invierno (julio 2010:  $10.4 \pm 0.2$  °C y julio 2011:  $10.6 \pm 0.6$  °C), máximos en verano (enero 2010:  $25.9 \pm 1.1$  °C) y coeficientes de variación bajos, oscilando entre 1% (febrero 2010) y 16% (julio 2009) (Figura 2.9a). La temperatura promedio entre la fase cálida y la fase fría-neutra del ENOS durante meses de otoño-invierno presentaron diferencias significativas (U Mann-Whitney  $Z = -3.87$ ,  $p < 0.01$ ), mientras que los correspondientes a primavera-verano no mostraron diferencias significativas.

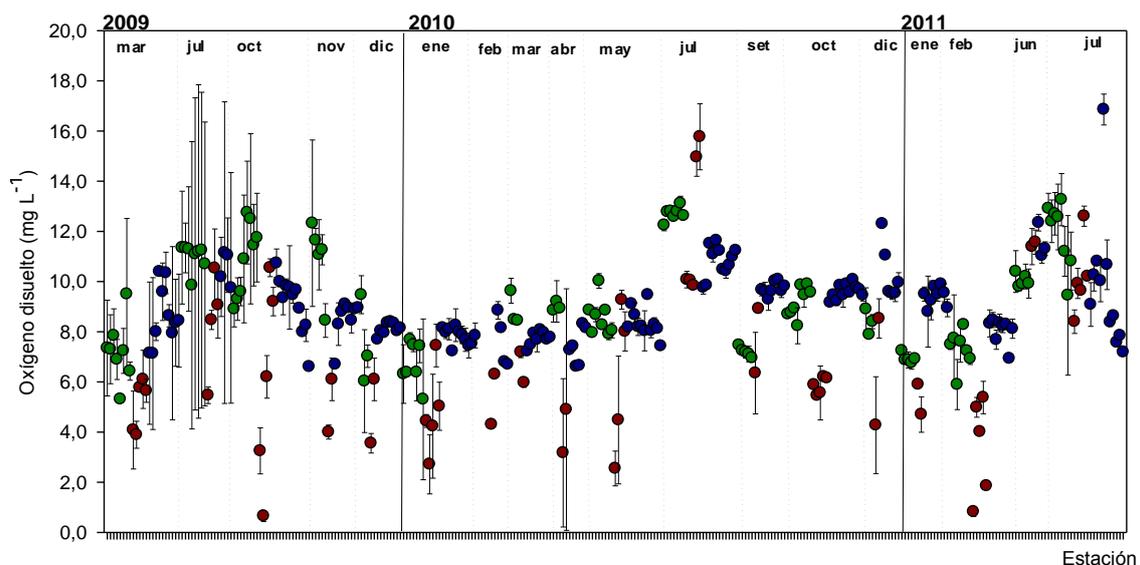
La salinidad promedio de la columna de agua osciló entre valores mínimos durante julio 2010 ( $0.6 \pm 0.5$ ) y máximos en marzo 2009 ( $21.2 \pm 6.1$ ) y enero 2011 ( $22.3 \pm 8.8$ ) (Figura 2.9b). Los valores de salinidad de superficie y fondo no presentaron diferencias significativas durante la mayoría del estudio, encontrándose diferencias únicamente al inicio (marzo y julio 2009. U Mann-Whitney:  $Z = -3.46$ ,  $Z = -2.57$ ,  $p < 0.01$ ) y final del

período (junio y julio 2011; U Mann-Whitney:  $Z=-2.95$ ,  $Z=-3.06$ ,  $p<0.01$ ). Durante primavera-verano (sin considerar marzo 2009), las salinidades de ambas profundidades presentaron diferencias significativas (U Mann-Whitney:  $Z=-7.87$ ,  $p<0.01$ ), entre la fase “El Niño” con las fases “La Niña-Neutral”.



**Figura 2.9** Promedios ( $\pm$  SD; n) de temperatura (a) y salinidad (b) (superficie-fondo). Marzo 2009- julio 2011, n: número de datos/muestreo (en ambos gráficos cuando difiere el n).

La concentración promedio del oxígeno disuelto durante el período de estudio mostró un valor de  $8.5 \pm 2.5 \text{ mg L}^{-1}$  con un coeficiente de variación del 28% donde destacan variaciones a escala espacial y temporal. Los mínimos se encontraron en la zona interna de la Bahía de Montevideo con valores cercanos a la anoxia en octubre 2009 (B2:  $0.6 \pm 0.2$ ) y febrero 2011 (B1:  $0.8 \pm 0.2$ ); los máximos igualmente se presentaron en la Bahía de Montevideo en julio 2010:  $14.9 \pm 0.7$  y  $15.7 \pm 1.3 \text{ mg L}^{-1}$  (estaciones B4 y B5 respectivamente) y en la zona Oeste durante julio 2011 ( $16.8 \pm 0.6 \text{ mg L}^{-1}$ ; estación Punta Yeguas) (Figura 2.10). Durante el período de estudio, las concentraciones de oxígeno disuelto de superficie y fondo de la columna de agua no presentaron diferencias significativas excepto en julio 2009 (U Mann-Whitney  $Z=-3.69$ ,  $p<0.01$ ).



**Figura 2.10** Valores promedio ( $\pm$  SD) de oxígeno disuelto (superficie-fondo) entre marzo 2009 y julio 2011 por estación de muestreo en las zonas de estudio (Verde: Este; Rojo: Bahía de Montevideo. Azul: Oeste).

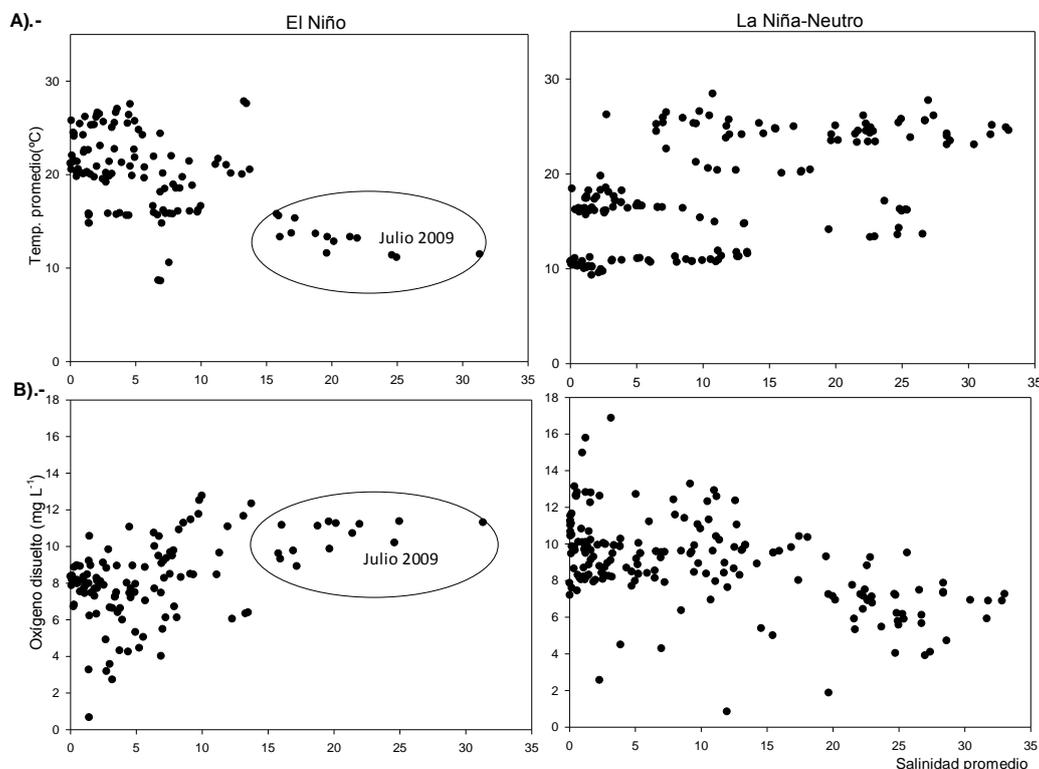
Durante la fase cálida (sin considerar julio 2009) y fría-neutral, los promedios de oxígeno disuelto presentaron diferencias significativas (U Mann-Whitney  $Z=-3.26$ ,  $p<0.01$ ), así como diferencias significativas entre las zonas de estudio; destacan las diferencias encontradas entre la Bahía de Montevideo con las zonas Este y Oeste, así como en los valores de oxígeno disuelto reportados para la zona Oeste durante ambas fases (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3** Diferencias entre las concentraciones promedio del oxígeno disuelto entre las zonas de muestreo durante “El Niño” y “La Niña-Neutral”.  $P=$  \*\* $<0.01$ ; \* $<0.05$ ; NS: no significativo.

La Niña-Neutral	El Niño		
	Zona Oeste	Bahía de Montevideo	Zona Este
Zona Oeste	$Z=-5.97^{**}$	$Z=-5.13^{**}$	NS
Bahía de Montevideo	$Z=-2.57^*$	NS	$Z=-3.19^{**}$
Zona Este	NS	$Z=-4.63^{**}$	NS

Según el diagramas T-S durante la fase cálida el sistema se comportó como un cuerpo de agua salobre con condiciones oligo a meso-halinas (máximo salinidad: 15) y temperaturas que oscilan entre 15 y 28 °C; durante la fase fría-neutral correspondió a un sistema de agua de mar mixohalino (rango salinidad: 0.1-33) con temperaturas entre 10 y 29°C. Durante julio 2009, se identificó una masa de agua con mayor salinidad (rango 15-30) y menor temperatura promedio que durante el evento cálido. De acuerdo con el diagrama de Od-S, durante “El Niño” predominaron aguas con tenores de

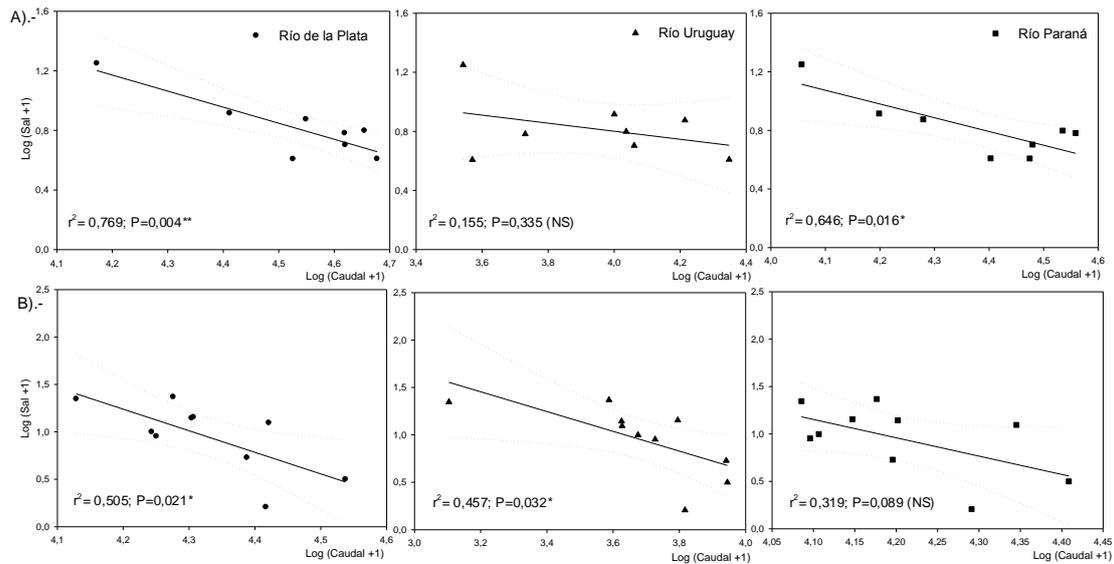
oxígeno disuelto no mayores a  $13.0 \text{ mg L}^{-1}$ , mientras que durante “La Niña”-Neutral se encontraron aguas con un rango de oxígeno disuelto amplio (máximo:  $16.7 \text{ mg L}^{-1}$  y mínimos  $4\text{-}8 \text{ mg L}^{-1}$ ) y salinidades máximas (máximo 33) (Figura 2.11).



**Figura 2.11** Diagramas de temperatura promedio-salinidad promedio (A) y oxígeno disuelto-salinidad promedio (B) de la zona de estudio durante períodos “El Niño” y “La Niña-Neutral”. Circulo: julio 2009.

### 2.3.5 Interacciones hidrológicas-condiciones de la columna de agua

Se encontraron relaciones lineales inversas entre caudales (RdIP, Río Uruguay y Río Paraná) y salinidad promedio mensual de la zona de estudio. Durante la fase cálida, los caudales del RdIP presentaron mayores coeficientes de ajuste ( $r^2 = 0.769$ ;  $p < 0.01$ ,  $n = 8$ ), seguidos por el Río Paraná ( $r^2 = 0.646$ ;  $p < 0.05$ ,  $n = 8$ ). En la fase fría-neutral, la salinidad promedio mostró relaciones lineales significativas similares con los caudales, con menores coeficientes de ajuste: RdIP:  $r^2 = 0.505$  ( $p < 0.05$ ,  $n = 10$ ), Río Uruguay:  $r^2 = 0.467$  ( $p < 0.05$ ,  $n = 10$ ) (Figura 2.12).



**Figura 2.12** Relación lineal inversa entre la salinidad promedio de la zona de estudio y caudales del RdIP, Río Uruguay y Río Paraná, durante A) meses “El Niño”, n=8 (B) y “La Niña-Neutral”, n=10.

## 2.4 DISCUSIÓN

### *Condiciones meteorológicas e hidrológicas*

EL ONI es el principal indicador utilizado para monitorear, evaluar y predecir eventos ENOS y su valor permite cuantificar la magnitud del mismo (NOAA, 2014). De acuerdo con los resultados del mencionado índice, durante 2009-2010 se identifica una fase cálida (“El Niño”;  $>0.5^{\circ}\text{C}$ ) entre julio 2009-abril 2010 y una posterior fase fría (“La Niña”;  $<-0.5^{\circ}\text{C}$ ) entre junio 2010-abril 2011 en la zona del Pacífico Oriental (Lee & Mc Phaden 2010, Kim *et al.* 2011). La magnitud del evento ENOS 2009-2010 se lo consideró como “moderado a fuerte” (NOAA 2013).

Al comparar el máximo valor de este indicador durante 2009-2010 (octubre 2009-enero 2010: 1.2) con valores de recientes eventos ENOS, se observan valores menores a los ocurridos durante eventos fuertes (octubre-enero: 1982-1983: 2.1; 1997-1998: 2.3; 2015-2016: 2.2), pero de similar magnitud a los moderados ocurridos durante 1986-1987 y 1991-1992 (NOAA 2013, 2016). A pesar de magnitudes similares con otros eventos, el ENOS 2009-2010 presentó características singulares como son el registro record de las mayores anomalías de TSO en el Pacífico central y la transición más rápida reportada hacia la fase “La Niña” (Lee & Mc Phaden 2010, Kim *et al.* 2011).

Específicamente, la fase cálida de “El Niño” 2009-2010 se clasificó como perteneciente al tipo “WP” (warm pool por sus siglas en inglés) y difiere del otro tipo EP (eastern-Pacific), debido a que la anomalía de la TSO ocurre en la zona central y no en la zona Este del Pacífico (Lee & Mc Phaden 2010). Este evento igualmente se lo conoce como CP o WP, dateline ENOS o “El Niño Modoki” (Mac Phaden *et al.* 2011, Lee & Mc Phaden 2010), y presenta diferentes teleconexiones e impactos climáticos diferenciales con respecto al EP (Ashok *et al.* 2007, Ashok & Yamagata 2009). Estudios recientes indican que eventos de esta clase (CP) pueden ocurrir más frecuentemente bajo escenarios proyectados de calentamiento global (Yeh *et al.* 2009). El análisis de los efectos ocasionados por el ENOS 2009-2010, de características CP (WP o “El Niño Modoki”) permitirá identificar variaciones en el comportamiento de las variables hidrológicas y físico-químicas de la columna de agua.

Las teleconexiones (relaciones existentes entre anomalías climáticas de dos zonas o localidades distantes) analizadas para el evento ENOS en América de Sur (costa Atlántica) y específicamente para la cuenca del Plata, están relacionadas principalmente con su efecto sobre la variabilidad en las precipitaciones (Aceituno 1988). Esta variabilidad ocasiona anomalías en la temperatura superficial del aire para Argentina y Sur de Brasil durante “El Niño Modoki” (junio-setiembre 1979-2004), así como precipitaciones mayores al promedio entre diciembre-febrero (período 1979-2004) (Ashok *et al.* 2007). Barreiro (2009) encontró durante la fase cálida “El Niño” un incremento en las precipitaciones durante los meses de primavera, como señal de su presencia en la zona Sur de América del Sur. En el presente trabajo se encontraron los valores máximos de precipitación durante noviembre 2009 y febrero 2010 en la cuenca media y alta del Río Uruguay, correspondiendo con la fase cálida del ENOS (“El Niño”: julio 2009-abril 2010) y meses de primavera (setiembre-diciembre); los mínimos de precipitación (abril 2009 y octubre 2010) se corresponden con meses de la fase Neutral y “La Niña” del ENOS 2009-2010.

Los grandes ríos de la cuenca del Plata y tributarios del RdIP presentan una elevada sensibilidad a la variabilidad de la precipitación siendo afectados en sus caudales durante “El Niño” (Mechoso & Iribarren 1992, Caviedes 1998, Robertson & Mechoso 1998, Camilloni & Barros 2000). La relación entre precipitación y caudales en los ríos de la cuenca del Plata no es simple; sin embargo, diversos autores encontraron la

presencia de bajos o altos caudales en años de bajas o elevadas precipitaciones en diferentes cuencas hidrográficas de esta región (Robertson & Mechoso 1998, Caviedades 1998). En el presente estudio se encontraron respuestas positivas en el comportamiento hidrológico de los ríos Uruguay y Paraná con respecto al incremento de las precipitaciones durante los meses de primavera 2009, coincidentes con la fase “El Niño” (ENOS 2009-2010). Los caudales máximos del Río Uruguay y Paraná se presentaron durante diciembre 2009-marzo 2010 y los menores caudales se observaron en meses previos al desarrollo de la fase cálida (enero y junio 2009). Por otro lado, los caudales del RdIP presentaron dos máximos: el primero correspondió a diciembre 2009, coincidente con el máximo caudal observado para el Río Uruguay; el segundo valor máximo se observó durante los meses de febrero-marzo 2010, coincidente con los máximos caudales del Río Paraná previamente referidos para este sistema por Camilloni & Barros (2000).

Los valores promedio del caudal del RdIP durante el presente estudio (promedio ENOS 2009-2011:  $24.806 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , “El Niño”:  $32.933 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ; “La Niña-Neutral”:  $22.039 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ), se encontraron dentro de los reportados durante eventos ENOS (Nagy *et al.* 2008, 2013); los caudales promedio fueron similares a los reportados durante 1961-2008 y 1998-2008 ( $24.700$  y  $24.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  respectivamente). Los caudales promedios del Río Uruguay durante períodos de baja ( $3.000\text{-}4.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) o alta ( $>7.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) descarga son inferiores a los encontrados durante este estudio para el período “La Niña”-Neutral ( $Q \text{ Río Uruguay} = 5.238 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) y “El Niño” ( $Q \text{ Río Uruguay} = 9.970 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ), aunque dentro del rango reportado durante eventos ENOS, caracterizados por una elevada variabilidad ( $1.000\text{-}20.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Nagy *et al.* 2008, 2013). La descarga promedio del Río Paraná para el período 1884-1975 fue  $17.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , con valores extremos entre  $22.000$  y  $8.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (CARP 1990) caudales de similar orden de magnitud a los encontrados durante este estudio.

El índice Niño 3.4 ha sido recomendado para identificar teleconexiones entre eventos ENSO con caudales del Río Uruguay, Paraná y RdIP, así como con variaciones en la salinidad en la costa Norte del RdIP (Nagy *et al.* 2008, 2013). Nagy *et al.* (2008) encontraron una correlación con un  $r=0.51$  entre el Niño 3.4 y los caudales del Río Uruguay, presentando mayores valores en condiciones superiores a  $\pm 0.5^\circ\text{C}$  ( $r=0.67$ ) y a  $\pm 0.75^\circ\text{C}$  ( $r=0.84$ ). Por otro lado, Nagy *et al.* (1997) encontraron relaciones entre

valores máximos de los índices Niño 3.4 y Niño 4 con caudales del Río Uruguay presentando un desfase que fluctuó entre 1 y 5 meses. Las asociaciones encontradas en el presente estudio entre el Niño 3.4 y los caudales del RdIP ( $r_{s(0.001; 10)} = 0.888$ ) y Río Uruguay ( $r_{s(0.00; 10)} = 0.912$ ) fueron mayores que las observadas por Nagy *et al.* (2008). Adicionalmente, no se encontraron desfases entre los valores máximos de los índices Niño 3.4 y Niño 4 con los caudales del Río Uruguay y RdIP, presentando coincidencia entre los mismos; sin embargo, el caudal máximo del Río Paraná presentó un desfase con los valores máximos de los índices entre 3 a 4 meses. El uso de los índices Niño 3.4 o Niño 4 asociados con los caudales del RdIP o Uruguay permitirán identificar las forzantes climáticas que afectan la hidrología del RdIP durante eventos ENOS.

Durante el período de estudio, la dirección predominante de los vientos correspondió al primer cuadrante, predominando la dirección Este con una variación estacional en las direcciones. Estos resultados son similares a los observados en estudios previos para el RdIP (Guerrero *et al.* 1997, Nagy *et al.* 1997). Igualmente los promedios anuales de velocidad del viento encontrados fueron similares a los reportados por Nagy *et al.* (1997 y 2002b). Durante eventos ENOS en el RdIP no se encontró una variación en la velocidad del viento y se reporta una dominancia de vientos del ESE y NE (Nagy *et al.* 2002b). Recientemente, Machado *et al.* (2013) señalan que durante “El Niño” en la zona subtropical del Océano Atlántico existe una anomalía de circulación de alta presión que induce anomalías de vientos hacia el SW; adicionalmente Nagy *et al.* (2013) indican que durante años “El Niño” existe un aumento en la frecuencia de los vientos del ESE al SE.

El estrés del viento y los niveles de descarga son las principales fuerzas para la extensión de la pluma de descarga del RdIP (Piola *et al.* 2005). En este sistema, la dirección de los vientos E-ESE-E favorece la entrada de agua oceánica, mientras que la dominancia de vientos con dirección W-WNW favorece la descarga de los ríos afluentes (Río Paraná, Río Uruguay), incrementando o reduciendo la salinidad media y el desplazamiento del frente salino aguas arriba o abajo (Nagy *et al.* 2002b, 2008). Durante períodos de elevadas descargas ( $Q_{RdIP} > 30.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), en su mayoría asociadas a eventos ENOS (5 de 7 entre 1959 y 1990), uno sólo de ellos (1992) presentó condiciones de estrés de viento favorables para la dispersión de la pluma del río hacia la zona interna del RdIP; durante los demás eventos, la fuerza del viento que

se opone a la penetración de la pluma fue despreciable (Piola *et al.* 2005). El presente estudio mostró que durante setiembre 2009-mayo 2010 (“El Niño”) el caudal y el estrés del viento presentaron fluctuaciones “fuera de fase”, al contrario que durante “La Niña-Neutral”, donde mayormente correspondieron a fluctuaciones en “fase” (*sensu latu* Piola *et al.* 2005). Según Piola *et al.* (2005), bajo elevados caudales del Río Uruguay y Paraná, y con valores mínimos de estrés, existirían condiciones favorables para despreciar la acción del estrés del viento como forzante negativa sobre la descarga del RdIP y su penetración sobre las costas de Argentina y Uruguay. En el presente estudio durante “El Niño” se encontró una predominancia del caudal sobre el estrés del viento como forzante, que permite explicar la extensión de la pluma de descarga del RdIP sobre la ZCM. Estos resultados coinciden con estudios previos, donde sugieren la presencia esta forzante para explicar la descarga del RdIP sobre la plataforma Atlántica (Piola *et al.* 2005, Machado *et al.* 2013).

#### *Características físico-químicas de la columna de agua*

La temperatura superficial del océano (TSO) corresponde a la variable oceanográfica mayormente citada en estudios relacionados con la fase cálida “El Niño” y sus modificaciones ocasionadas en ecosistemas marino-costeros y oceánicos (Wolff *et al.* 2012, Defeo *et al.* 2013, Ortega *et al.* 2013). En el presente estudio la variación de la temperatura es discutida someramente para explicar el comportamiento anómalo de esta variable durante un caso particular del estudio (julio 2009). El principal efecto identificado del evento ENOS sobre las condiciones físico-químicas de la columna de agua de la ZCM durante el presente estudio, correspondió a la variación de la salinidad. Sin embargo, para perfeccionar la comprensión de eventos ENOS y sus efectos en el RdIP, se recomienda en futuros estudios incorporar un mayor número de variables meteorológicas (ej.: indicadores de seguimiento global y regional de la presión atmosférica; anomalías de temperatura superficial del océano; eventos extremos), así como otras variables oceanográficas (ej.: marea y nivel del mar).

La temperatura de la columna de agua mostró mayor variación a escala temporal que espacial con ausencia de diferencias espaciales entre zonas de muestreo (Este, Oeste y Bahía de Montevideo). Resultados similares fueron encontrados por Texeira *et al.* (1994) en series de registros temporales amplios para la zona costera de Montevideo (Punta Brava 1971-1991:  $16.6 \pm 4.1^{\circ}\text{C}$  y Bahía de Montevideo 1935-1975:  $16.7 \pm 4.6$

°C). Adicionalmente, el comportamiento estacional de la temperatura del agua coincide con resultados reportados para el RdIP medio (CARP 1990, Framiñan & Brown 1996, Guerrero *et al.* 1997). Al igual que lo observado en el presente estudio, los referidos autores encontraron mínimos y máximos de temperatura durante invierno y verano respectivamente asociados a factores ambientales.

Nagy *et al.* (2002b), encontraron promedios globales anuales similares con baja variación inter-anual. En el presente estudio se reportan promedios anuales de temperatura con valores de  $18.5 \pm 4.3^{\circ}\text{C}$  (2009),  $18.6 \pm 5.3^{\circ}\text{C}$  (2010) y  $17.2 \pm 6.9^{\circ}\text{C}$  (2011); aunque se observa concordancia en la baja variabilidad inter-anual, los valores de temperatura reportados fueron superiores a los encontrados por Texeira *et al.* (1994) ( $16.0^{\circ}\text{C}$  en superficie) para la Bahía de Montevideo y Punta Brava así como para el RdIP medio durante el período 1981-1991 ( $17.2^{\circ}\text{C}$ ) (CARP 1990). Los valores de temperatura encontrados son superiores a los estudios previos y aunque podrían ser asignados al desarrollo del evento ENOS durante 2009-2010, se encuentran dentro del rango de variación de los estudios referidos.

No se encontraron gradientes verticales de temperatura, reflejando una columna de agua mezclada desde el punto de vista térmico. Esto podría explicarse por la escasa profundidad de la zona de estudio (Z max.: 8 m), así como por el efecto del viento ocasionando una mezcla vertical homogénea la columna de agua. Nagy *et al.* (1997) indican que las velocidades de los vientos (1977-1986, estación Punta Brava) presentaron una elevada ocurrencia capaz de mezclar una columna de agua costera; esta ocurrencia es mayor en primavera y verano, donde vientos con velocidades entre  $5.5$  y  $11\text{ m s}^{-1}$  son capaces de mezclar columnas de agua de poca profundidad.

Los mayores coeficientes de variación de la temperatura se encontraron durante julio 2009 (16%) y los menores durante fines de verano (febrero 2010: 1%). Estos resultados contrastan con lo encontrado por CARP (1990) que observaron un comportamiento inverso, señalando una menor variación espacial en la temperatura del agua en el RdIP medio durante invierno, con la mayor variación reportada a inicios de primavera y fines del verano. En julio 2009 la temperatura promedio fue  $12.4 \pm 2.1^{\circ}\text{C}$ , mientras que durante los restantes meses de invierno del presente estudio (julio 10, junio y julio 11) la temperatura observada fue menor ( $10.7 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ ). Estos resultados sugieren un

incremento de la temperatura del agua en meses previos al reflejo del evento “El Niño” en la zona costera del RdIP. En este sentido, Severov *et al.* (2004) encontraron una variabilidad en las anomalías de la TSO en ocho puntos en la región Sur-Oeste del Atlántico, relacionada con años pre-eventos ENOS durante períodos de invierno (abril a octubre). La fase “El Niño” se caracteriza por presentar anomalías negativas de la TSO en la corriente de Brasil; por el contrario durante “La Niña” se presentan anomalías frías en la corriente de Brasil y cálidas en la corriente de Malvinas. En el estuario del RdIP es posible encontrar la influencia de masas de agua oceánicas en las aguas costeras adyacentes: entre otoño y primavera tardía la presencia de aguas frías subantárticas y durante primavera tardía y otoño la presencia de aguas subtropicales (Nagy *et al.* 1997). Los registros anómalos durante julio 2009, así como las diferencias significativas encontradas en la temperatura entre la fase cálida y fría-neutral, durante meses invierno (“El Niño”: julio 09; “La Niña”-Neutral: julio 10. junio y julio 11) podrían estar asociados al evento “La Niña”, previo al reflejo del evento “El Niño” en la zona costera del RdIP. El comportamiento anómalo de la temperatura detectado en julio 2009 (valores promedio mayores y elevados coeficientes de variación), con respecto a años “no Niño”, podría considerarse como una alerta temprana del desarrollo de un evento “El Niño” en la zona del Pacífico Oriental y su posterior reflejo en la zona costera del RdIP.

La salinidad es considerada “variable maestra” de la columna de agua del RdIP ya que actúa como regulador de procesos biogeoquímicos, ecológicos y sedimentológicos (CARP 1990, Guerrero *et al.* 1997, Nagy *et al.* 2002b, 2013, Kruk *et al.* 2014). Este sistema presenta gradientes salinos a escalas espaciales (horizontal, vertical) y temporales (estacional e interanual), reflejo de la morfología del sistema, descargas de agua dulce (Río Uruguay y Paraná), intrusión de masas de agua oceánica, eventos meteorológicos (vientos, precipitaciones) y variabilidad climática (eventos ENOS) (Framiñan & Brown 1996, Guerrero *et al.* 1997, Nagy *et al.* 1997, 2002b, 2013). El estuario del RdIP se caracteriza por presentar gradientes verticales (estratificación salina) con aguas de elevadas salinidades (aguas marinas) penetrando por zonas profundas del estuario desde su zona externa hacia las zonas media e interna; en superficie se identifica la presencia de masas de agua con menor salinidad desplazándose hacia la zona externa del estuario (Guerrero *et al.* 1997, Nagy *et al.* 1997). La ZCM se encuentra en la región media del estuario o zona estuarina de

transición, situada entre el límite de la intrusión salina y la Barra del Indio. Su extensión es dependiente de los caudales, velocidad y dirección del viento, presentando un rango de salinidad amplio ( $<1-25$ ;  $x= 9.4$ ) (Nagy *et al.* 1997, 2002b). La variación encontrada de la salinidad a escala espacio-temporal en el presente estudio coincide con estudios previos para la ZCM (Nagy *et al.* 1997, 2002b) y costa Norte del RdIP (CARP 1990), identificando adicionalmente sobre esta heterogeneidad el incremento de los caudales del RdIP por efecto del ENOS (principalmente fase “El Niño”).

La salinidad en la ZCM muestra variaciones anuales con promedios mensuales mínimos durante otoño-invierno (mayo-junio y agosto) y máximos en verano (enero), de acuerdo con análisis de series temporales amplias (1935-1975 Bahía de Montevideo; 1971-1991 Punta Brava) (Nagy *et al.* 1997). A pesar de la existencia de este comportamiento estacional periódico, las salinidades mínimas pueden ocurrir durante todo el año, especialmente en febrero, mayo, junio, agosto, octubre y diciembre, aunque no se observan durante enero y raramente en julio (Nagy *et al.* 1997). En el presente estudio se observó un comportamiento estacional similar a los mencionados estudios, con valores mínimos de salinidad en meses de invierno y máximos durante meses de verano (marzo 2009 y enero 2011). Sin embargo, contrariamente a lo indicado por Nagy *et al.* (1997), el promedio mínimo se encontró en julio 2010; adicionalmente durante meses de primavera-verano (2009-2010- fase “El Niño”) la salinidad presentó un promedio de  $5.0 \pm 4.6$ , mientras que durante meses de fase “La Niña-Neutral”, el promedio fue mayor ( $12.7 \pm 9.8$ ), mostrando diferencias significativas entre ambas fases. Los valores anómalos encontrados están relacionados con el evento ENOS 2009-2010 que ocasionan valores mínimos de salinidad durante los meses de octubre 2009 a julio 2010 (fase “El Niño” inicio fase Neutral) con mayores salinidades durante “La Niña-Neutral”.

Adicionalmente, la ausencia de diferencias significativas de salinidad entre ambas profundidades refleja una columna de agua con ausencia de estratificación salina durante la totalidad de la fase “El Niño” (octubre 2009-julio 2010) y durante períodos de “La Niña-Neutral” (setiembre 2010-2011). Sin embargo, durante marzo y julio 2009, junio y julio 2011, las diferencias significativas encontradas entre las profundidades se interpreta como la presencia de una estratificación salina en la zona de estudio. La mezcla vertical de la columna de agua en la zona a estudio puede estar generada por el efecto de los vientos predominantes (velocidad y dirección), así como por el aporte de

agua dulce proveniente de los ríos Uruguay y Paraná; estas variables son las que mayormente explican la variación de la salinidad en la zona costera de Uruguay (Nagy *et al.* 1997, 2002b).

Algunos autores (CARP 1990, Nagy *et al.* 2002b) identificaron una relación inversa entre el caudal del RdIP y la salinidad, existiendo un retardo que varía en función de la corriente fluvial a cada punto analizado, siendo una relación típica de sistemas costeros manifestada a diferentes meso-macro escalas temporales (CARP 1990). Los mencionados desfases entre caudales y salinidad en la zona costera de Montevideo, son de 2 a 4 días y 2 meses para el Río Uruguay (Nagy *et al.* 2002b, Poplawsky 1983). Las relaciones encontradas en el presente estudio corresponden a promedios mensuales del caudal y salinidades promedio, determinados con valores colectados durante un día de muestreo. Estas diferencias en términos de escalas temporales impiden establecer, para el presente estudio, la presencia de retrasos o desfases entre los valores de caudales y las salinidades en la ZCM.

El oxígeno disuelto es una variable esencial para la vida acuática y es regulada por parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad) y procesos biológicos (fotosíntesis, respiración) que transcurren en la columna de agua (Marchovecchio & Freije 2013). Las variaciones en la concentración de oxígeno disuelto en el RdIP aunque no presentan un comportamiento temporal claro, se asocian con la temperatura por efecto de solubilidad y procesos biológicos. Los máximos se presentan en invierno por procesos de solubilidad del elemento y los mínimos durante primavera y verano probablemente por procesos de degradación de materia orgánica en la columna de agua. Adicionalmente, los mínimos se observan en las zonas cercanas a los puntos de descarga de efluentes humanos (CARP 1990). La concentración promedio del oxígeno disuelto encontrada mostró comportamientos similares a los indicados en estudios previos con la presencia de una variación espacio-temporal. Los valores máximos se encontraron durante invierno y los mínimos se encontraron en la Bahía de Montevideo, área del estudio con impactos antrópicos reconocidos en estudios previos, principalmente en la zona interna de este sistema (Danulat *et al.* 2002, Muniz *et al.* 2004, 2006, 2011). Adicionalmente, las diferencias espaciales encontradas durante ambas fases del evento ENOS entre las zonas de estudio (Bahía de Montevideo, zonas Oeste y Este) sugieren la presencia de un proceso de degradación ambiental en la Bahía de Montevideo, con bajas

concentraciones de oxígeno, hecho acentuado durante verano (mayor temperatura del agua). En la Bahía de Montevideo se reportan eventos de hipoxia en estaciones de la zona interna de este sistema principalmente durante verano (Muniz *et al.* 2004, 2011, Brugnoli *et al.* 2007) coincidente con los valores encontrados en el presente estudio (estaciones B1 y B2, febrero 2011).

## **CAPÍTULO 3.- Determinación del estado trófico mediante indicadores del ambiente pelágico de la zona costera de Montevideo, Río de la Plata**

---

### **3.1 INTRODUCCIÓN**

Uno de los principales efectos antrópicos en los ecosistemas acuáticos es la alteración de los ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo; estos elementos son utilizados como promotores de fertilizantes para la agricultura y son aportados a los ambientes acuáticos por procesos de escorrentía (aportes difusos), descargas de aguas servidas modificando así sus concentraciones (Bricker *et al.* 2003, Rockström *et al.* 2009, Tyrrel 2011). La eutrofización se define como el proceso de enriquecimiento de nutrientes y su efecto en el ambiente, presentando un origen principalmente antrópico (Nixon 1995, Andersen & Conley 2009, Duarte 2009).

Tradicionalmente este proceso ha sido analizado en ecosistemas acuáticos continentales; sin embargo, actualmente es una de las principales problemáticas ambientales en sistemas transicionales y marino-costeros (Nixon 1995, Cloern 2001, Bricker *et al.* 2003). En las últimas décadas es considerado como la mayor amenaza a la integridad ecosistémica de zonas costeras (Zillén *et al.* 2008, Karydis 2009). En ecosistemas costeros ocasiona alteraciones en la comunidad fitoplanctónica, incremento de la biomasa algal, floraciones de algas tóxicas, eventos de hipoxia o anoxia, mortandad masiva de peces o disminución en las pesquerías (Zillén *et al.* 2008, Rabalais *et al.* 2007, Karydis 2009).

La eutrofización en sistemas estuarinos ha sido tradicionalmente cuantificada de acuerdo con la aproximación clásica de sistemas continentales, mediante la determinación de parámetros de calidad de agua y su clasificación en sistemas oligotróficos, meso y eutróficos (Carlson 1977, Nixon 1995, Cloern 2001). Debido a la dinámica específica de las zonas estuarinas (efectos de mareas, descargas de agua dulce, heterogeneidad espacio-temporal), en las últimas décadas diversos estudios analizan la variabilidad espacio-temporal de los parámetros ambientales relacionando la calidad de agua con la condición trófica del sistema (Cloern 2001 y citas). Las variables ambientales mayormente consideradas para describir el proceso de eutrofización en los

ecosistemas costeros son los nutrientes inorgánicos disueltos (nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos), biomasa fitoplanctónica ( $Clo\ a$ ) y transparencia del agua (ej. disco de Secchi) (Karydis 2009). Complementariamente, diversos criterios de clasificación se han desarrollado para evaluar la condición trófica de ecosistemas costeros mediante índices basados en combinaciones aritméticas de los mencionados factores ambientales (índices multimétricos) (Vollenweider *et al.* 1998, Gikas *et al.* 2006, Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2009, Karydis 2009, Borja *et al.* 2016).

El índice estado trófico (IET) de Carlson (1977) fue originalmente propuesto para determinar el estado trófico en sistemas lóticos (lagos), de acuerdo a los valores de profundidad del disco de Secchi, contenido de  $Clo\ a$  y concentración de fósforo. Los valores se incluyen en ecuaciones y se obtienen condiciones con bajos u elevados rangos (0-100) que se corresponden con diferentes estados tróficos del sistema (oligo, meso, eutrófico e hipertrófico). A pesar de sus limitaciones, estos índices tróficos son utilizados para cuantificar el estado trófico en sistemas de transición (ej.: lagunas costeras) (Contreras *et al.* 1994, Coelho *et al.* 2007, Specchiulli *et al.* 2008), así como en zonas marino-costeras (Giovanardi & Tromellini 1992, 2004).

Por otro lado, en zonas marino-costeras se destaca la utilización del índice “TRIX”, desarrollado originalmente para el mar Adriático y Tirreno (Oeste de Europa) (Vollenweider *et al.* 1998). Igualmente se ha utilizado en zonas costeras y sistemas estuarinos de Europa (Cohelo *et al.* 2007, Mangialajo *et al.* 2007, Salas *et al.* 2008), América del Norte (Herrera-Silveira *et al.* 2004, Anguiano-Cuevas *et al.* 2015), zona insular del Caribe (Seisedo *et al.* 2014) y América del Sur (Alves *et al.* 2013). Corresponde a una combinación lineal del logaritmo de cuatro variables de estado trófico, considerando causas (nutrientes), efectos ( $Clo\ a$ ) y condiciones ambientales (saturación de oxígeno) del sistema en estudio. Las respuestas de estas variables a aportes externos al sistema de origen antrópico o variabilidad natural pueden ser detectadas en escalas espacio-temporales reducidas (1-100 km; días a semanas) y pueden traducirse en clasificaciones tradicionales del estado trófico de los ambientes acuáticos (oligo, meso y eutrófico) (Vollenweider *et al.* 1998).

El estuario del RdIP es uno de los ecosistemas costeros más importantes de América del Sur; es un área muy productiva, sustenta importantes pesquerías artesanales y es utilizado como vía de navegación para ingreso-salida a la región de la cuenca del Plata (FREPLATA 2004). Se encuentra sujeto a impactos antrópicos provenientes de las escorrentías de la cuenca del Plata (erosión suelo y aportes de fertilizantes), aportes puntuales (descargas industriales o urbanas), así como por las descargas y desarrollo urbano e industrial principalmente de las ciudades capitales (Montevideo y Buenos Aires) (Vizziano *et al.* 2002, Nagy *et al.* 2002a, FREPLATA 2004, Acha *et al.* 2009). El enriquecimiento y eutrofización, en combinación con la destrucción del hábitat son identificados como las principales impactos antrópicos que afectan la zona costera del estuario del RdIP (Mianzán *et al.* 2001, Nagy *et al.* 2002a, FREPLATA 2004).

Estudios en este sistema sugieren un incremento en las concentraciones de variables ambientales (nutrientes y Clo *a*) o ecológicas (eventos de hipoxia, floraciones de cianobacterias tóxicas, mortandad de peces) que reflejan un aumento en el estado trófico del sistema (De León-Yunes 2001, Gómez-Erache *et al.* 2001a, Nagy *et al.* 2002a, 2013). Complementariamente, se identifica como forzante ambiental natural en el RdIP el incremento de la periodicidad de los eventos ENOS que aumentaría la vulnerabilidad de los suelos a la erosión y el proceso de escorrentía, generando cambios en el estado trófico del sistema. Durante el evento “El Niño” 1983 se encontró un incremento en la concentración de nitratos y un aumento en la proporción N:P, mientras que en períodos de bajas descargas del río Uruguay se reportan valores eutróficos de acuerdo con la biomasa algal (Nagy *et al.* 2002a).

En la zona costera Argentina del RdIP, mediante indicadores múltimétricos de la columna de agua y el ambiente bentónico, se determinó un índice de integridad biótica que refleja el proceso de eutrofización y la presencia de contaminación orgánica (Gómez *et al.* 2012). Por otro lado, en la costa uruguaya del RdIP para la macrofauna bentónica se determinó el índice biótico AMBI, que refleja un enriquecimiento orgánico en la zona costera de Montevideo (Muniz *et al.* 2004, Hutton *et al.* 2015). Estos indicadores no consideran el efecto del evento ENOS sobre el sistema (Nagy *et al.* 1997, 2002b). A pesar de la importancia socio-económica y deterioro de la salud ecosistémica del RdIP, no se han determinado índices tróficos en el ambiente pelágico

que permitan evaluar y monitorear la evolución del estado trófico del sistema y su relación con eventos ENOS.

En el presente capítulo se cuantificarán indicadores uni y multimétricos de estado trófico y se analizarán sus relaciones con variables físico-químicas e hidrológica en la costa Norte del RdIP para determinar la variabilidad espacio-temporal, durante el evento ENOS 2009-2010.

## **3.2 MATERIAL Y MÉTODOS**

### **3.2.1 Colecta de muestras de agua**

En la ZCM se realizaron 11 colectas de muestras de agua entre noviembre 2009 y junio 2011 (noviembre y diciembre 2009, enero, febrero, marzo, setiembre, noviembre y diciembre 2010, enero, febrero y junio 2011). Se consideraron un máximo de 24 estaciones por muestreo, discriminadas en tres zonas de estudio: zona Este: 8, Bahía de Montevideo: 5 y Oeste: 11 (Figura 2.1, cap. 2); las estaciones se visitaron el mismo día para minimizar la variabilidad temporal. En superficie se determinaron *in situ* parámetros físico-químicos de la columna de agua (temperatura, salinidad y porcentaje de saturación del oxígeno) mediante un multiparámetro YSI *pro plus* y la transparencia con disco de Secchi (30 cm de diámetro). Complementariamente se colectaron muestras de agua en superficie con una botella tipo *Kemmerer* (2L), para determinar el contenido de Clo *a* y las concentraciones de nutrientes totales (nitrógeno y fósforo total). Las muestras se colocaron en frascos plásticos oscuros y se refrigeraron para su posterior análisis en laboratorio. Se consideraron los caudales promedio mensuales del RdIP (Río Uruguay + Río Paraná) descritos en el capítulo 2.

### **3.2.2 Análisis de laboratorio**

Las determinaciones de Clo *a* y nutrientes (NT y PT) se realizaron en los laboratorios del Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (Intendencia de Montevideo). Las muestras para cuantificar el contenido Clo *a* se filtraron utilizando filtros GF/C, se realizó la extracción de pigmentes con acetona 90% y la biomasa se cuantificó mediante análisis espectrofotométricos (APHA 2005); los resultados se

expresan en  $\mu\text{g L}^{-1}$ . La determinación de nitrógeno y fósforo total se realizó de acuerdo con Monteiro *et al.* (2003) y APHA (2005), con digestión previa según Valderrama (1981). Las fracciones de N y P se oxidaron conjuntamente en medio ácido y alcalino respectivamente, donde las formas nitrogenadas y fosforadas se hidrolizan a nitratos y fosfatos respectivamente; se realizaron métodos colorimétricos y se cuantificaron mediante un espectrofotómetro. Los resultados de nitrógeno y fósforo total se expresan en  $\text{mg L}^{-1}$  y se transformaron a  $\text{mg m}^{-3}$  para su uso en índices de estado trófico.

### 3.2.3 Determinación de indicadores de estado trófico

La determinación del estado trófico de la costa norte del RdIP se realizó considerando indicadores uni (**a y b**) y multimétricos (**c**).

**a)** El indicador de estado trófico unimétrico determinado corresponde al índice de estado trófico (IET) sugerido por Carlson (1977) considerando el contenido de Clo *a* (IET Clo *a*) y PT (IET PT). Para su determinación se utilizaron las ecuaciones **1** y **2** recomendadas por Carlson & Simpson (1996). Se determinaron los valores de ambos índices y se clasificaron según el estado trófico según lo sugerido por Carlson (1977) (Tabla 3.1).

- 1)  $\text{IET Clo } a = 9.81 * \ln(\text{Clo } a) + 30.6$  (rango Clo *a* = 0.04-1180  $\text{mg m}^{-3}$ ; Clo *a*:  $\mu\text{g L}^{-1}$ )
- 2)  $\text{IET-PT} = 14.42 * \ln(\text{Pt}) + 4.15$  (rangos Pt = 0.75-768.00  $\text{mg P m}^{-3}$ ; Pt:  $\mu\text{g L}^{-1}$ )

**Tabla 3.1** Escala de índice de estado trófico (IET) según Carlson (1977).

Clo <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	Fósforo Total ( $\text{mg m}^{-3}$ )	IET	Estado trófico
0.04-0.94	0.75-6.00	$\text{IET} \leq 30$	Oligotrófico
2.6-20.0	12.00-48.00	$30 < \text{IET} \leq 60$	Mesotrófico
56.0-427.0	96.00-38.00	$60 < \text{IET} \leq 90$	Eutrófico
1180.0	768.00	$\text{IET} > 100$	Hipertrófico

**b)** Se determinó el índice de turbidez “TRBIX” de acuerdo con Vollenweider *et al.* (1998); se consideró una relación de saturación óptica entre transparencia y clorofila:  $\text{TRSP (p)}: 30/1 + \text{Clo } a^{0.7}$  con un rango de Clo *a* 0.2-300  $\text{mg m}^{-3}$  y TRSP 48-0.3 m. De esta relación, el cociente Turbidez / Clo *a*, se define como la relación entre la

transparencia (determinada por disco de Secchi) potencial y actual:  $TRBR = TRSP(p) / TRSP(a)$ , donde el índice de turbidez se calcula según:  $TRBIX = \log_2(TRBR)$ .

Si  $TRBIX=0$ , se considera que las aguas están ópticamente “biomasa saturadas” con respecto a la clorofila; si  $TRBIX=1$ , la clorofila y otras turbideces son iguales y si  $TRBIX=2$ , la clorofila será aproximadamente 1/4.

c) Como indicador multimétrico se determinó el índice trófico “TRIX (NP)”, según Vollenweider *et al.* (1998); adicionalmente se realizó una adaptación para las condiciones ambientales de la zona costera de Montevideo determinándose el “TRIX (NP)-Mvdeo.”. Para determinar el índice trófico “TRIX (NP)” (TRIX (NP)-Voll. en presente estudio) se realiza una combinación lineal de logaritmos de cuatro variables de estado según lo expresado en la ecuación 3:

$$3) \text{TRIX (NP)} = [\log_{10}((\text{Clo } a) \times (\text{aD\%O}) \times (\text{NT}) \times (\text{PT})) + k] / m$$

Las cuatro variables de estado se clasifican en:

1).- *Factores directos que expresan la productividad del sistema:*

Clo a: Concentración de clorofila a (expresada en  $\text{mg m}^{-3}$ )

aD%O: Valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación del oxígeno disuelto ( $|\text{abs}|100-\%O_2|$ ).

2).- *Factores nutricionales*

N Total: Concentración de nitrógeno total (expresada en  $\text{mg m}^{-3}$ )

P Total: Concentración de fósforo total (expresada en  $\text{mg m}^{-3}$ )

Adicionalmente consideran factores de corrección:

$k$  y  $m$ : factores de escala o constantes; se corresponden con valores de escala introducidos para ajustar el valor límite más bajo del índice ( $k = -1.5$ ) y la extensión de la escala trófica relacionada ( $m = 1.2$ ), cuantificada originalmente por Vollenweider *et al.* (1998).

c1) Mediante una adaptación del “TRIX (NP)-Voll”, se determinó el índice “TRIX (NP)-Mvdeo.”, considerando las condiciones ambientales de la zona costera de Montevideo durante el período de estudio. Para su cálculo, se consideró la ecuación 3, modificándose el factor de corrección  $k$ . Este se determinó como  $\Sigma \log_{10}$  del mínimo

valor de Clo *a*, aD%O, NT y PT, cuantificados durante el período de estudio (Vollenweider *et al.* 1998). Para la determinación del estado trófico se utilizó  $m= 1.2$ , considerando las categorías de estado trófico indicadas en la tabla 3.2.

Los índices TRIX (NP)-Voll y TRIX (NP)-Mvdeo, varían entre 0 y 10, asignando valores  $> 6$  a sistemas altamente productivos y valores  $< 4$  a sistemas poco productivos (Tabla 3.2) (Giovanardi & Vollenweider 2004, Penna *et al.* 2004).

**Tabla 3.2** Escala de TRIX, condición del sistema, estado trófico (Giovanardi & Vollenweider 2004) y correspondencia con calidad del agua realizada por Penna *et al.* (2004).

Valor del TRIX	Condición y Estado trófico	Calidad del agua
2 – 4	Poco productivo Estado trófico bajo (Oligotrófico)	Alta
4 – 5	Moderadamente productivo. Estado trófico medio (Mesotrófico)	Buena
5 – 6	Moderado a altamente productivo. Estado trófico alto (Mesotrófico a Eutrófico)	Moderada
6 – 10	Altamente productivo. Estado trófico muy alto (Eutrófico)	Pobre

### 3.2.4 Análisis de datos

Para los parámetros físico-químicos de la columna de agua e índices tróficos se eliminaron los valores extremos (promedio  $\pm 2.5$  SD) y se realizaron gráficos de caja (box plot: mediana, percentiles 10, 25, 75 y 90), considerando la variabilidad espacial (Oeste, Bahía de Montevideo, Este) y temporal (meses y fases “El Niño”, “La Niña-Neutral”).

#### 3.2.4.1 Parámetros físico-químicos

Se realizaron correlaciones de Rho de Spearman y Pearson entre los diferentes parámetros físico-químicos de la columna de agua y promedios mensuales de los caudales (RdIP, Uruguay y Paraná). Para resumir las estaciones de muestreo/mes con características ambientales similares se realizó un análisis multivariado, considerando un análisis de componentes principales (ACP). Se utilizaron como variables los diferentes parámetros físico-químicos de la columna de agua (temperatura, salinidad, % saturación oxígeno, disco de Secchi, Clo *a*, NT y PT). Las variables se transformaron

mediante  $\log(x+1)$ , se estandarizaron y se consideró la rotación tipo Varimax. Los análisis se realizaron con los programas SPSS y CANOCO (ter Braak & Smilauer 2002).

#### 3.2.4.2 Índices de estado trófico

Se ajustaron los índices de estado trófico con una distribución normal mediante la prueba de Shapiro-Wilk; el IET PT y el TRBIX no presentaron distribución normal e IET Clo *a*, TRIX (NP)-Voll. y TRIX (NP)-Mvdeo., presentaron distribución normal. Se realizaron correlaciones de Spearman o Pearson para explorar asociaciones entre la variabilidad ambiental (parámetros físico-químicos y caudales mensuales) e índices de estado trófico. Para identificar en los diferentes índices las heterogeneidades temporales por efectos hidrológicos (fases “El Niño”, “La Niña-Neutral”), estaciones del año (*Primavera*: nov 09, set 10, *Verano*: dic 09, ene, feb 10, dic 10, ene, feb 11; *Otoño*: mar, abr 10, *Invierno*: jun 11) o espaciales (Este, Bahía Montevideo, Oeste), se realizaron pruebas no paramétricas (U de Mann Whitney y Kruskal-Wallis: IET PT) o paramétricas (MANOVA).

El Análisis multivariado de la varianza (MANOVA) se realizó considerando como variables dependientes a los índices estado trófico (IET Clo *a* y TRIX (NP). Mvdeo.) y como factores fijos (independientes) las zonas de estudio (Este, Bahía Montevideo y Oeste) y fases del ENOS (“El Niño”, “La Niña-Neutral”); se consideró la interacción zona\*fase para evaluar el efecto generado en la heterogeneidad espacial de las variables dependientes, debido a una variabilidad por las fases ENOS. Se determinó la homogeneidad de covarianzas (Test de Box) y varianzas (Test de Levene), no encontrándose homogeneidad para ambos casos. Para darle mayor robustez al análisis se realizó una reducción al azar del *n* para igualar los diferentes grupos (fase, zona), mientras que las estaciones del año (primavera, verano, invierno y verano) no se consideraron por presentar un *n* diferente para los dos índices tróficos considerados. Para el cálculo del estadístico F se consideró la Traza de Pilli y Traza de Hotelling; los análisis post-hoc se realizaron utilizando el T2 de Tamhane debido a las varianzas no homogéneas de ambas variables. Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa SPSS, considerando niveles de confianza del 99 y 95%.

Se realizaron correlaciones de Pearson para explorar los factores responsables en la variación del índice TRIX, con el factor asociados a la productividad ( $\text{Log}_{10} \text{Clo } a \cdot a\text{DO}$ ) y con el factor nutricional ( $\text{Log}_{10} \text{NT} \cdot \text{PT}$ ); se exploró la asociación de dichos factores con las variables ambientales (temperatura, salinidad y disco de Secchi).

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Parámetros físico-químicos de la columna de agua

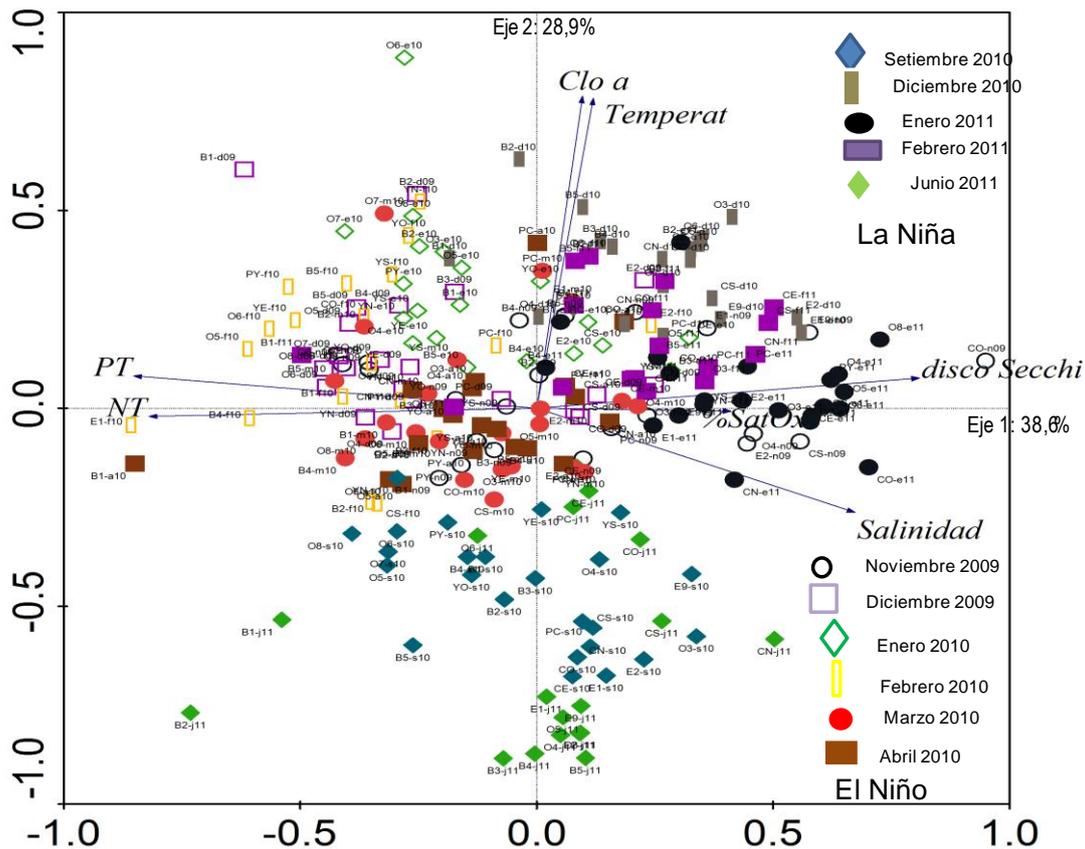
El porcentaje de saturación de oxígeno (%) en superficie, mostró el promedio mensual mínimo durante febrero 2010 ( $72.0 \pm 6.3\%$ ) y máximo en diciembre 2010 ( $109.8 \pm 26.4\%$ ); el valor mínimo reportado correspondió a 12% (abril 2010 Bahía de Montevideo, zona interna) y el máximo fue 180.7% (noviembre 2009, Este). La profundidad del disco de Secchi mostró el valor promedio mínimo mensual en febrero 2010 ( $19 \pm 17$  cm), un promedio máximo ( $127 \pm 59$  cm) durante enero 2011 y durante febrero 2010 presentó valores mínimos de 10 cm en diferentes estaciones, donde el valor máximo correspondió a 250 cm (Oeste) en enero 2011 (Anexo, Tabla 3.1). Las concentraciones de Clo *a* presentaron un promedio mensual mínimo en junio 2011 ( $1.2 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y máximo en diciembre 2010 ( $15.9 \pm 9.6 \mu\text{g L}^{-1}$ ); mostraron un valor mínimo en la Bahía de Montevideo ( $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ ), en setiembre 2010 y junio 2011; el máximo ( $69.40 \mu\text{g L}^{-1}$ ), se encontró en la zona Oeste durante enero 2010 (Anexo, Tabla 3.1). Las concentraciones de nitrógeno total presentaron una oscilación entre un promedio mensual mínimo durante enero 2011 ( $0.17 \pm 0.12 \text{mg L}^{-1}$ ) y un máximo de  $1.1 \pm 0.82 \text{mg L}^{-1}$  en enero 2010; las concentraciones oscilaron entre un valor mínimos de  $0.12 \text{mg L}^{-1}$ , reportado durante febrero 2011 y un máximo de  $4.90 \text{mg L}^{-1}$  en la Bahía de Montevideo durante febrero 2010. El fósforo total presentó una oscilación entre un promedio mensual mínimo durante febrero 2011 ( $0.06 \pm 0.06 \text{mg L}^{-1}$ ) y máximo en ( $0.19 \pm 0.09 \text{mg L}^{-1}$ ) en febrero 2010; el valor mínimo de concentración de fósforo total ( $0.02 \text{mg L}^{-1}$ ) se encontró durante noviembre 2009, enero 2010, enero y junio 2011 en la zona este, mientras que los valores máximos de  $0.64$  y  $0.65 \text{mg L}^{-1}$  se reportan en la zona interna de la Bahía de Montevideo durante diciembre 2009 y junio 2011 respectivamente (Anexo, Tabla 3.1).

La tabla 3.3 muestra las correlaciones significativas encontradas durante el período de estudio entre los parámetros físico-químicos de la columna de agua; adicionalmente, el promedio mensual del disco de Secchi presentó una correlación inversa con el caudal del RdIP (-0.774;  $p < 0.01$ ,  $n=11$ ) y del Río Paraná (-0.647;  $p < 0.01$ ,  $n=11$ ). El promedio mensual del nitrógeno total presentó una correlación positiva con el caudal del RdIP (0.736;  $p < 0.05$ ,  $n=11$ ) y Río Paraná (0.818;  $p < 0.01$ ,  $n=11$ ), el promedio mensual del fósforo total presentó una correlación con el caudal del RdIP (0.845;  $p < 0.01$ ,  $n=11$ ) y Río Paraná (0.773;  $p < 0.01$ ,  $n=11$ ).

**Tabla 3.3** Coeficientes de Pearson (P) o Rho Spermán (S) entre variables físico-químicas. \*95% y \*\*99% de significancia, datos (n). Clo *a*: Clorofila *a*, Sat. Oxig: % saturación oxígeno; NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total; d. Secchi: profundidad disco de Secchi; Temp: Temperatura y Sal: Salinidad.

	NT	PT	d. Secchi	Temp.	Sal.
Clo <i>a</i> (P)	--	0.145* (196)	--	0.250** (173)	--
d. Secchi (S)	-0.555**(190)	-0.674**(193)	1	0.157* (174)	0.681**(190)
Sat. Oxig. (S)	-0.391** (201)	-0.327** (204)	0.278** (185)	0.261** (198)	0.162* (209)
NT (S)	1	0.674** (215)	-0.555** (190)	--	-0.449** (204)
PT (S)	0.674** (215)	1	-0.674**(193)	--	-0.482** (208)

El análisis de componentes principales (ACP) se presenta en la figura 3.1; el eje 1 (CP1, eje horizontal), presentó un 38.6% de explicación de la varianza total y mostró una correlación positiva con la salinidad (0.736), disco de Secchi (0.798) y % de saturación del oxígeno (0.589). El eje 2 (CP2, vertical), mostró una correlación positiva con la temperatura (0.882) y Clo *a* (0.826) con un porcentaje de explicación del 28.9%. En conjunto, el CP1+CP2 presentaron una explicación del 67.5% de la varianza total, donde las estaciones de muestreo mostraron una ordenación según los mencionados ejes. Asociadas al eje 1 y sobre su izquierda se encuentran estaciones correspondientes a la fase “El Niño” (menor salinidad, menor disco de Secchi, mayor contenido de nutrientes); a la derecha de este eje se ubican estaciones correspondientes a la fase “La Niña-Neutral” (mayor porcentaje de saturación de oxígeno, profundidad del disco de Secchi y salinidad). El eje 2 (vertical) presenta asociadas estaciones con mayores valores de temperatura y Clo *a* en la parte superior del diagrama, mientras que en la parte inferior se encuentran estaciones con menores valores de temperatura y Clo *a* (setiembre 2010 y junio 2011).



**Figura 3.1** Análisis de componentes principales con los parámetros físico-químicos de la columna de agua durante el período de estudio. Códigos estaciones (ejE1-j11): E: Este, O: Oeste, B: Bahía Montevideo, número estación (ej.E1), mes (inicial mes en minúscula, ej: junio) y año (09, 10 y 11).

### 3.3.2 Índices de estado trófico

El Índice de Estado Trófico (Carlson 1977) según la *Clo a* (IET *Clo a*) presentó valores menores que el IET PT, reflejándose en una clasificación del sistema en categorías de menor estado trófico (Figura 3.2).

Para el IET *Clo a*, el 100% de los valores de la mediana para las estaciones y meses de muestreo presentaron condiciones mesotróficas (Figura 3.2a y b). Las estaciones de la zona este (E2, PC, CE y CO), Bahía de Montevideo (B1-B5) y zona oeste (O6), presentaron amplios rangos de variación con valores mínimos y máximos, clasificándose desde oligotróficas a eutróficas (Figura 3.2a). En la zona oeste (estación O6) se encontraron valores mínimos en junio 2011 (23.8) y máximos (72.9) en enero 2010, correspondiendo a condiciones oligotróficas (0-30) y eutróficas (60-90) respectivamente (Figura 3.2b). Presentó una correlación de Pearson positiva con *Clo a*,

profundidad del disco de Secchi (0.155;  $p < 0.05$ ,  $n = 173$ ) y temperatura (0.482;  $p < 0.01$ ,  $n = 173$ ). Los análisis de MANOVA para el IET Clo *a*, se presentan con el TRIX (NP)-Mvdeo.

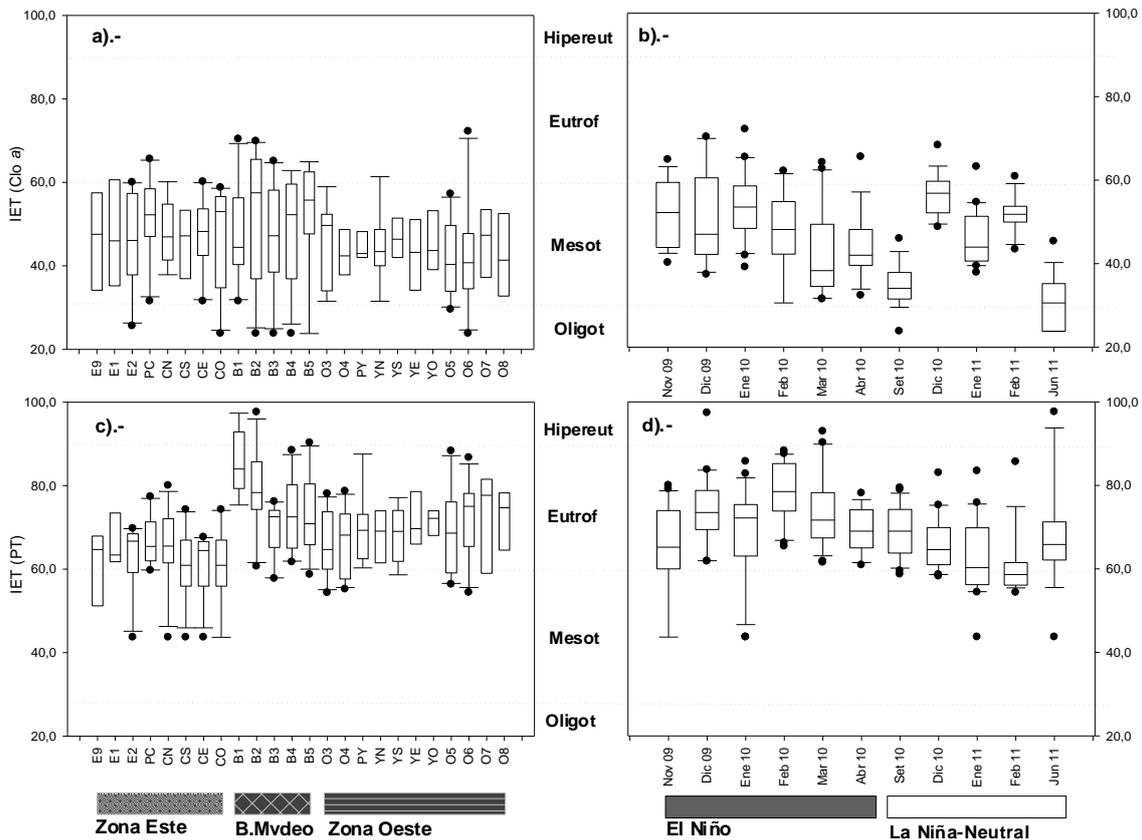
El IET PT, según los valores de la mediana presentó caracterizó al sistema como eutrófico para la totalidad de las estaciones y meses de muestreo a excepción de febrero 2011 (mesotrófica) (Figura 3.2c y d). Espacialmente, los mínimos se encontraron en la zona Este (estaciones E2, CN, CS, CE y CO: 43.7) correspondientes a sistemas mesotróficos, mientras que la Bahía de Montevideo presentó valores máximos (B1: 97.3 diciembre 2009; B2: 97.6 junio 2011) correspondientes a sistemas hipereutróficos, ( $> 90$ ) (Figura 3.2c). Temporalmente se observaron valores mínimos (mesotróficos) durante enero 2010, enero y junio 2011, mientras que los máximos (hipertróficos), se observaron durante diciembre 2009, marzo, abril 2010 y junio 2011. Destaca la elevada variabilidad intra-mensual observadas durante enero 2010 y junio 2011 (Figura 3.2d).

El IET PT, mostró una correlación positiva con el caudal promedio del RdIP (0.736;  $p < 0.01$ ,  $n = 11$ ) y del Río Paraná (0.618;  $p < 0.01$ ,  $n = 11$ ), así como asociaciones positivas con el NT (0.669;  $p < 0.01$ ,  $n = 214$ ) e inversas con el disco de Secchi (-0.675;  $p < 0.01$ ,  $n = 192$ ), % de saturación de oxígeno (-0.317;  $p < 0.01$ ,  $n = 203$ ) y salinidad (-0.480;  $p < 0.01$ ,  $n = 207$ ).

El IET PT presentó diferencias espacio-temporales durante el período de estudio. Se encontraron diferencias significativas entre la zonas de estudio (Chi cuadrado, IE PT: 48.83,  $p < 0.01$ ); estas diferencias se presentaron durante ambas fases del ENOS, con mayores valores en Bahía de Montevideo, zona Oeste y Este (Tabla 3.3). Temporalmente se observaron diferencias significativas (U de Mann-Whitney) entre ambas fases del ENOS (Z: -5.46,  $p < 0.01$ ), siendo mayores los valores encontrados durante “El Niño”. Entre las estaciones, el IET PT mostró diferencias significativas, aunque con probabilidades marginales ( $p = 0.06$ ). Se exploraron las diferencias (U de Mann-Whitney) entre las estaciones, encontrándose diferencias significativas entre el otoño con el resto de las estaciones (Prim-Otoño, Z: -2.3,  $p < 0.01$ ; Ver-Otoño: Z: -2.1,  $p < 0.01$ ; Invi-Otoño: Z: -2.13,  $p < 0.01$ ).

**Tabla 3.4** Prueba de U de Mann-Whitney entre zonas de estudio para IET PT (BM: Bahía Montevideo).

Zonas	IET PT
Oeste-BM	Z= -3.60; p<0.01
Oeste-Este	Z= -4.42; p<0.01
BM-Este	Z= -6.46; p<0.01



**Figura 3.2** Variación espacial y temporal de los IET (IET Clo *a*, IET PT), durante 2009-2011. Estaciones de muestreo en la zona costera de Montevideo (a y c) y meses de muestreo (b y d); a y b) IET Clo *a*; c y d) IET (PT). Se presenta la mediana, percentiles 10, 25, 75, 90 y valores extremos (●). Clasificación trófica según Carlson (1977).

El índice TRBIX osciló entre un mínimo de 1.32 (O6, enero 2010) y un máximo de 4.99 (B3, junio 2011). La estación con menor variación correspondió a la zona oeste (YS:  $3.3 \pm 0.3$ ), mientras la mayor variación se observó en la estación B2 ( $2.3 \pm 1.3$ ). Los promedios mínimos se encontraron en diciembre 2010 ( $2.3 \pm 0.3$ ) y los máximos durante junio 2011 ( $4.3 \pm 0.4$ ) (Figura 3.3a y b). Presentó correlaciones negativas con la Clo *a*, disco de Secchi e IET-Clo *a*, temperatura ( $-0.483$ ;  $p < 0.01$ ,  $n = 176$ ) y con ambos índices TRIX ( $-0.388$ ;  $p < 0.01$ ,  $n = 183$ ).

Este índice mostró diferencias espaciales y temporales durante el período de estudio; la prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre las zonas de estudio (Chi cuadrado: 9.54;  $p < 0,01$ ), correspondiendo a las zonas Oeste y Este ( $Z = -3,13$ ,  $p < 0,01$ ). Entre ambas fases del ENOS no presentó diferencias significativas, sin embargo entre las estaciones se encontraron diferencias significativas (Chi cuadrado, 63.38,  $p < 0,01$ ; Kruskal-Wallis) presentando diferencias entre todas las estaciones excepto entre primavera y otoño (Tabla 3.4).

**Tabla 3.5** Prueba U de Mann-Whitney entre estaciones para el índice TRBIX.

Estaciones	Diferencias
Primavera-Verano	$Z = -4.93$ , $p < 0,01$
Primavera-Otoño	NS
Primavera-Invierno	$Z = -3.45$ , $p < 0,01$
Verano-Otoño	$Z = -4.61$ , $p < 0,01$
Verano-Invierno	$Z = -6.08$ , $p < 0,01$

Para la determinación del TRIX (NP)-Mvdeo., el cálculo del parámetro  $k$  correspondió a 0.986 y se utilizó en la determinación del mencionado índice. El índice TRIX (NP)-Voll. y TRIX (NP)-Mvdeo., presentaron un comportamiento similar, con una correlación de 1 ( $p < 0.001$ ,  $n = 203$ ) y una diferencia de 0.43. Los mayores valores correspondieron al TRIX (NP)-Voll., asociándose con mayores estados tróficos en comparación con TRIX (NP)-Mvdeo. (Figura 3.3c-f).

Espacialmente, ambos índices oscilaron entre un mínimo en la zona este (estaciones CS-CN: 3.5 TRIX (NP)-Mvdeo. y 3.9 TRIX (NP)-Voll., junio 2011) y máximo en Bahía de Montevideo (B1: 8.9 TRIX (NP)-Mvdeo. y 9.3 TRIX (NP)-Voll.; dic. 2009). Para el índice TRIX (NP)-Voll., la mayoría de los valores de la zona Este se corresponden con sistemas meso-eutrófico y para la zona Oeste con sistemas de calidad de agua pobre (eutróficos  $> 6$ ); el TRIX (NP)-Mvdeo. en la mayoría de las estaciones de la zona Este y Oeste, corresponde a calidad de agua moderada o meso-eutrófica (5-6), aunque en la zona Este, se encuentran valores de sistemas oligotróficos o de alta calidad ( $< 4$ ) (Figura 3.3c y e). Para ambos índices, los valores de la mediana para la Bahía de Montevideo se corresponden con sistemas de calidad de agua pobre (eutróficos) (Figura 3.3c y e).

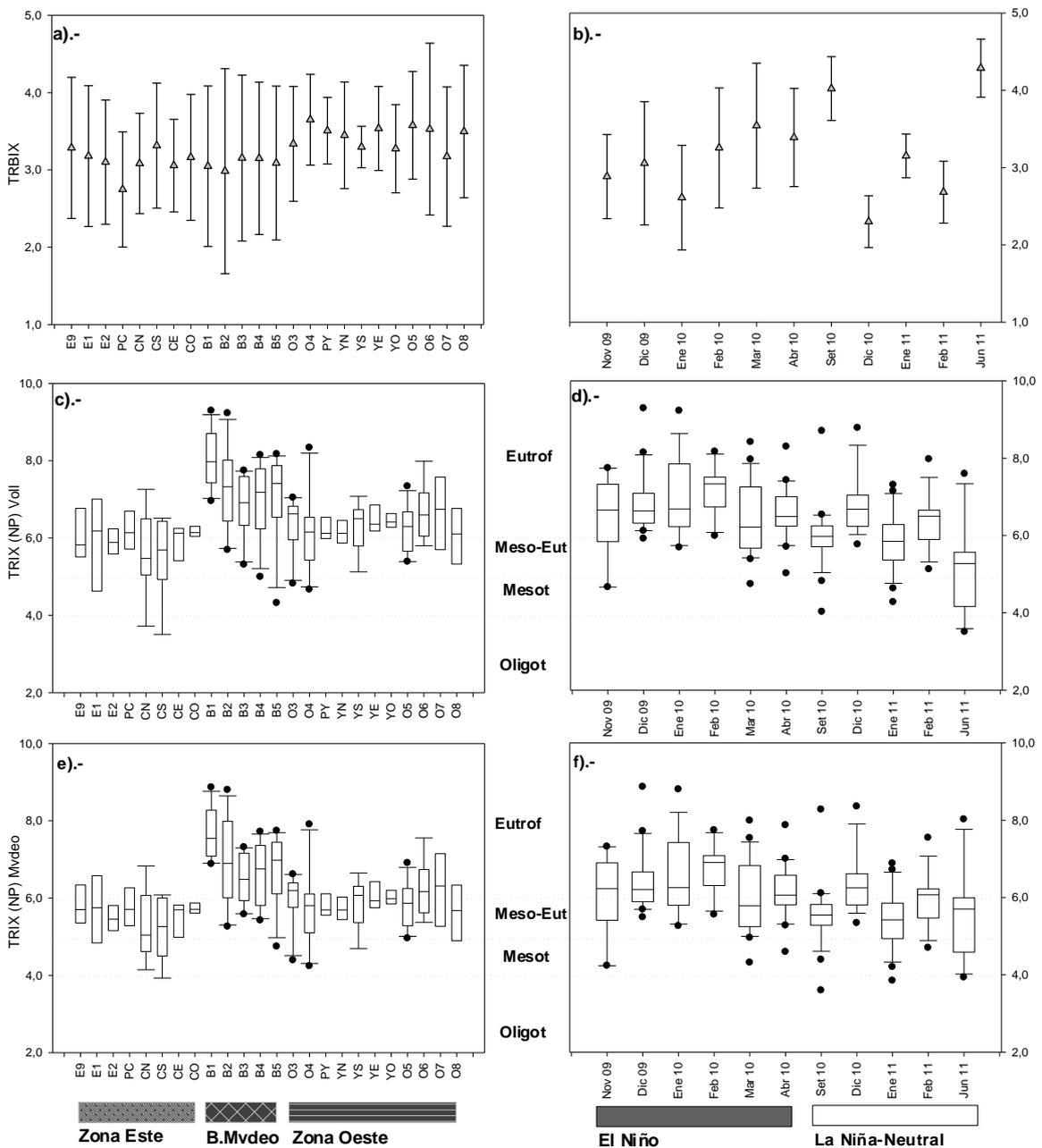
El índice TRIX (NP)-Voll. temporalmente presentó valores de sistemas eutróficos, excepto enero 2011 y junio 2011 con valores de sistemas meso-eutróficos; el índice TRIX (NP)-Mvdeo. mostró variación temporal, correspondiendo a sistemas eutróficos (6 meses) o meso-eutróficos (5 meses). Adicionalmente ambos índices presentaron variabilidad intra-mensual en diferentes meses del estudio, con oscilaciones entre sistemas oligotróficos, mesotróficos, meso-eutróficos a eutróficos (setiembre 2010, enero y junio 2011) (Figura 3.3d y f).

Ambos índices mostraron una asociación positiva con temperatura (0.210,  $p < 0,01$ ,  $n=189$ ) e inversa con el disco de Secchi (-0.217;  $p < 0,01$ ,  $n=177$ ) y salinidad (-0.244,  $p < 0,01$ ,  $n=201$ ). Presentaron correlaciones positivas con el IET-Clo *a* (0.497;  $p < 0,01$ ,  $n=183$ ) y con IET-PT (0.582;  $p < 0,01$ ,  $n=198$ ). El caudal del RdIP mostró una correlación positiva con ambos índices: TRIX (NP)-Mvdeo.: 0.655;  $p < 0,05$ ,  $n=11$ ) y TRIX (NP)-Voll. (0.618;  $p < 0,05$ ,  $n=11$ ).

El IET Clo *a*, TRIX (NP)-Mvdeo. y TRIX (NP)-Voll., presentaron diferencias espacio-temporales de acuerdo con el Análisis multivariado de Varianza; debido a la elevada correlación encontrada entre ambos TRIX (1), se presentan únicamente los resultados del TRIX (NP)-Mvdeo. y IET Clo *a*. El índice IET Clo *a* y TRIX (NP)-Mvdeo. mostraron diferencias significativas entre zonas (Traza de Pillai=0.451,  $F(4,310)=22.573$ ,  $\text{Eta}^2=0.226$ ,  $p < 0,01$ ; Traza de Hotelling= 0.709,  $F(4,306)=27.134$ ,  $\text{Eta}^2=0.262$ ,  $p < 0,01$ ) y fases del ENOS (Traza de Pillai=0.134,  $F(2,154)=11.894$ ,  $\text{Eta}^2=0.134$ ,  $p < 0,01$ ; Traza de Hotelling=0.154,  $F(2,154)=11.894$ ,  $\text{Eta}^2=0.134$ ,  $p < 0,01$ ). Los análisis univariados para ambas variables fueron igualmente significativos (99 y 95%); sin embargo la interacción zona\*fase, no presentó diferencias significativas (Anexo, Tabla 3.2b). Para el IET Clo *a* las pruebas post hoc (T2 Tamhane) mostraron que la zona Oeste presentó diferencias con la Bahía de Montevideo y zona Este, mientras que el TRIX (NP)-Mvdeo., presentó diferencias significativas entre las tres zonas (Anexo, Tabla 3.2d). Los resultados de la prueba de Box, Anova univariados, Levene y post hoc se presentan en el Anexo (Tabla 3.2 a-d).

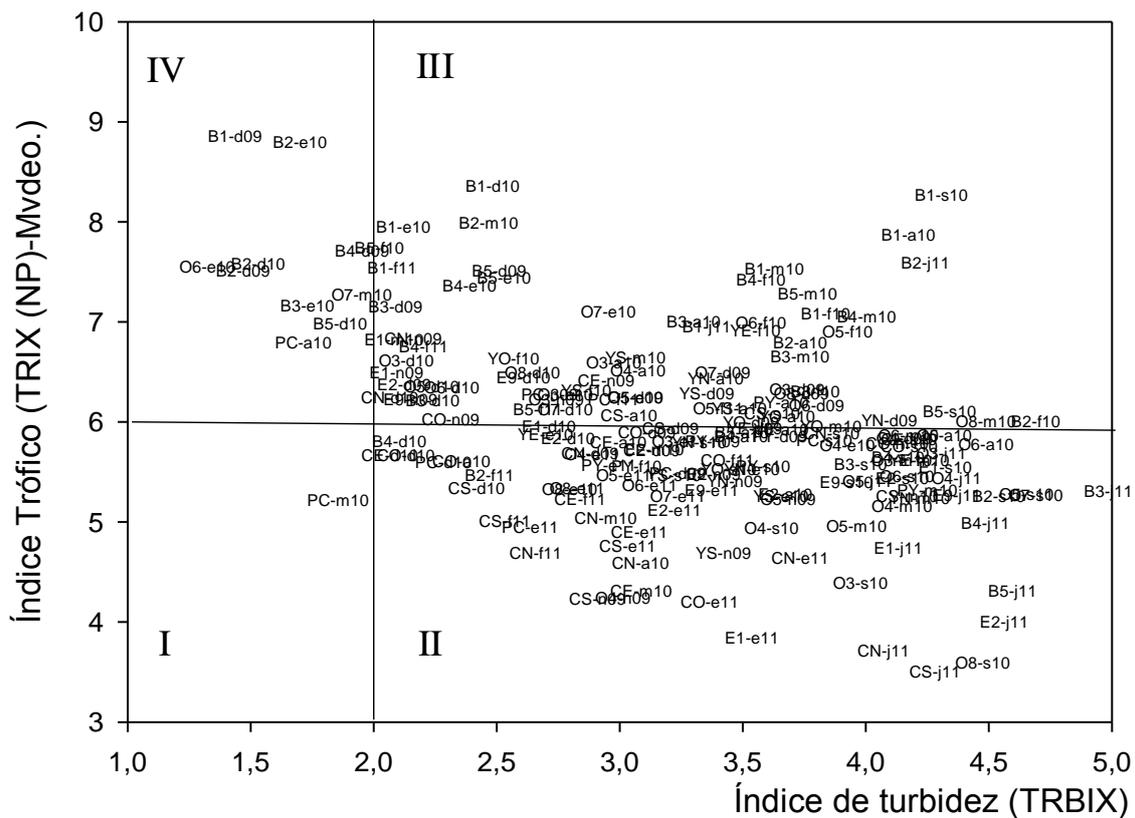
Ambos índices presentaron correlaciones significativas con el factor asociado a la productividad del sistema (C1:  $\text{Log}_{10}$  Clo *a*\*aDO: 0.815;  $p < 0,01$ ,  $n=164$ ), así como con el factor nutricional (C2:  $\text{Log}_{10}$  NT\*PT: 0.573;  $p < 0,01$ ,  $n=168$ ). El factor C1 mostró

asociación con el aDO (0.707;  $p < 0.01$ ,  $n = 164$ ), Clo *a* (0.595;  $p < 0.01$ ,  $n = 164$ ), temperatura (0.377;  $p < 0.01$ ,  $n = 156$ ) y con el disco de Secchi (0.191;  $p < 0.05$ ,  $n = 143$ ); el factor C2 presentó asociación positiva con PT (0.796;  $p < 0.01$ ,  $n = 184$ ), NT (0.776;  $p < 0.01$ ,  $n = 184$ ) y negativa con el disco de Secchi (-0.630;  $p < 0.01$ ,  $n = 157$ ), salinidad (-0.403;  $p < 0.01$ ,  $n = 171$ ) y temperatura (-0.195;  $p < 0.05$ ,  $n = 157$ ).



**Figura 3.3** Variación espacial y temporal de los índices TRBIX y TRIX (NP) (Mvdeo y Voll), durante 2009-2011. a y b) TRBIX; c y d) TRIX (NP)-Voll; e y f) TRIX (NP)-Mvdeo. Se presenta la mediana, percentiles 10, 25, 75, 90 y valores extremos (●). Clasificación trófica según Giovanardi & Vollenweider (2004).

El diagrama biplot de la figura 3.4 ubica en cuatro cuadrantes las diferentes estaciones durante el período de estudio de acuerdo con valores de estado trófico ( $6 < \text{TRIX} > 6$ ) y turbidez ( $2 < \text{TRBIX} > 2$ ), según clasificación de Vollenweider *et al.* (1998). En el cuadrante I se ubican estaciones con baja turbidez y bajo índice trófico, el II incluye estaciones con alta turbidez y bajo de estado trófico, en el cuadrante III se observan estaciones con alta turbidez y alto estado trófico, mientras que en el IV se observan estaciones con alto estado trófico y baja turbidez.



**Figura 3.4** Biplot entre TRIX (NP)-Mvdeo. y TRBIX de los valores/estación de muestreo durante período de estudio. Estaciones: Zona Este: E(1, 2, 9), PC y C (E, O, N, S); Bahía de Montevideo: B (1-5); Zona Oeste: O (3-8), PY, Y (E, O, N, S). Letra minúscula: meses (enero-diciembre) y año (09, 10 y 11) de muestreo.

La tabla 3.6 sintetiza las diferentes clasificaciones de estado trófico considerando la variabilidad espacio-temporal, presentando la tabla 3.10a la clasificación del estado trófico (oligo a eutrófico) según los criterios utilizados. Se observan variaciones según el indicador utilizado (ej. IET o TRIX), así como las diferencias espacio-temporales antes determinadas.

**Tabla 3.6** Estado trófico durante el período de estudio considerando promedios por zonas y fase de estudio (espacio- temporal). 1: Carlson (1977), 2: Vollenweider *et al.* (1998). O: Oligotrófico; M: Mesotrófico; E: Eutrófico; M-E Meso-Eutrófico; E-M: Eutrófico-Meso trófico.

Ecosistema <sup>(Referencia)</sup>	Indicador/ Índice	Espacial			Temporal	
		Zona Este	Bahía Mvdeo	Zona Oeste	Fase El Niño	Fase La Niña
Lagos y embalses <sup>(1)</sup>	IET PT IET Clo <i>a</i>	E M	E M	E M	E-M M	M-E M
Zonas costeras <sup>(2)</sup>	TRIX (NP) Voll. TRIX (NP) Mvdeo.	M-M- E ME	E E	E-M-E M-E	E-M E	E-M ME

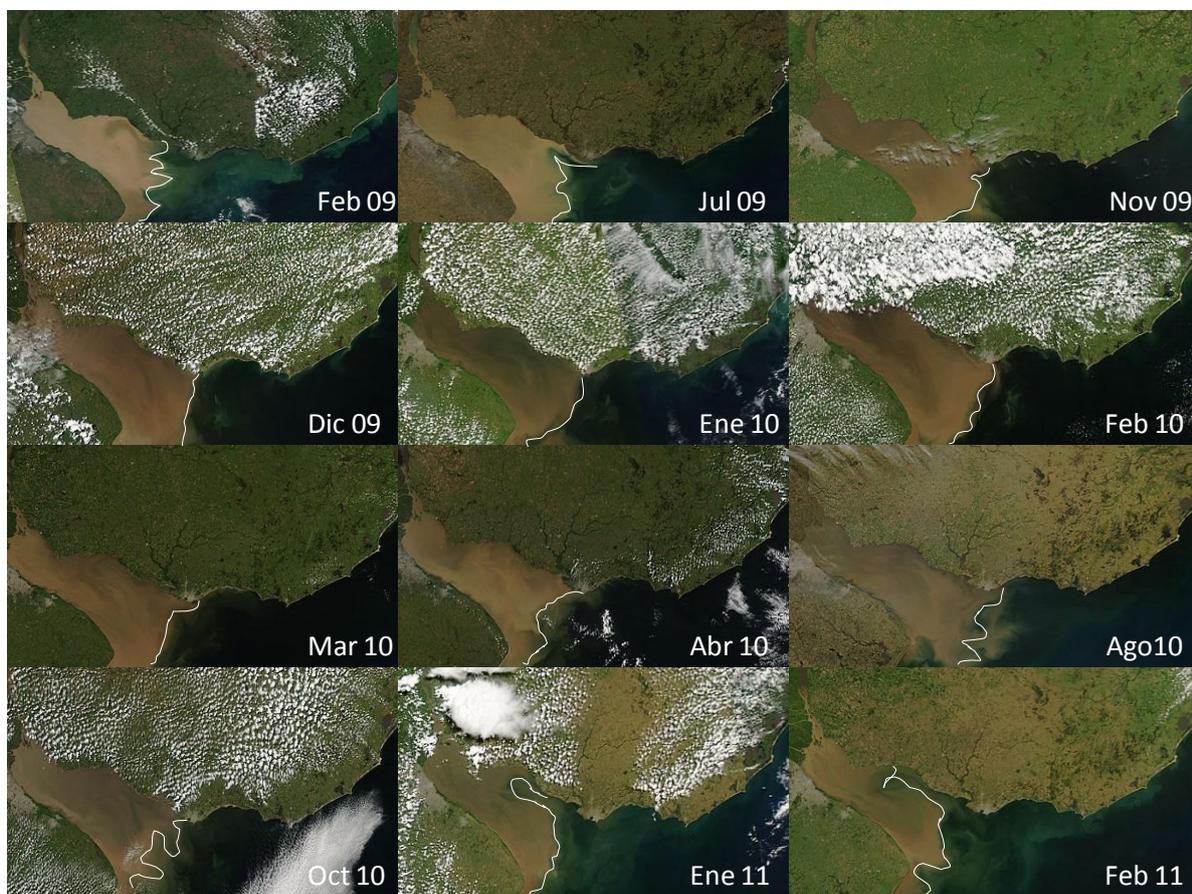
### 3.4 DISCUSIÓN

#### *Parámetros físico-químicos de la columna de agua*

Los parámetros físico-químicos determinados mostraron una heterogeneidad espacio-temporal reflejo de las condiciones hidrológicas, meteorológicas y antrópicas presentes durante el período de estudio en la ZCM. La variabilidad temporal estuvo generada por las condiciones hidrológicas del RdIP debido a un evento ENOS, que ocasionó características atípicas en la zona de estudio (altos aportes de nutrientes, elevadas concentraciones de clorofila y baja transparencia del agua). Acoplado a esta heterogeneidad se observó una variabilidad temporal a macro-escala, correspondiente a las estaciones del año, que condicionan las características físicas y biológicas del agua (temperatura del agua, clorofila *a*).

La figura 3.5 muestra imágenes satelitales (MODIS-Aqua) de la zona costera Uruguaya, indicando la posición del frente de turbidez durante el período de estudio. Pevio al desarrollo de la fase “El Niño” (febrero 2009), el frente de turbidez en la costa norte del RdIP se ubicó al Oeste de la ZCM; durante la fase “El Niño” (julio 2009-abril 2010) se observó frente a la ZCM y durante la “La Niña-Neutral” (octubre 2010-enero 2011), se identificó un desplazamiento hacia el Oeste de la ZCM, con presencia de aguas con menor turbidez y mayor profundidad del DS en la ZCM. El promedio mensual del disco de Secchi y % de saturación de oxígeno mostraron una relación directa con la salinidad (inversas con los caudales del RdIP). Estos resultados sugieren que el incremento de la profundidad del disco de Secchi y % de saturación de oxígeno refleja condiciones de ingreso de agua con mayor salinidad a la zona costera de Montevideo, con la presencia de bajos caudales de descarga del RdIP. Durante los

meses con menores caudales (mayor salinidad) se observaron mayores valores de disco de Secchi y porcentajes de saturación de oxígeno (diciembre 2010, enero 2011). En el ACP, las estaciones de muestreo con mayores valores de salinidad y profundidad del disco de Secchi se encuentran correlacionadas positivamente con el eje 1. Estos resultados, coinciden con los sugeridos por Nagy *et al.* (1997), quienes indican que el frente de turbidez se encuentra relacionado con la salinidad y las descargas del RdIP, mostrando una variación temporal. Este frente presenta su ubicación mayormente hacia el oeste de la costa de Montevideo, durante verano con descargas mínimas y predominancia de los vientos NE-E.



**Figura 3.5** Posición del frente de turbidez (en línea blanca) durante el período de estudio. Imágenes MODIS (AERONET\_CEILAP-BA-Subset-Aqua-1km-True-Color). Tomadas de (visitada en julio 2016):

[http://lance.modaps.eosdis.nasa.gov/imagery/subsets/?subset=AERONET\\_CEILAP-BA.terra.1km](http://lance.modaps.eosdis.nasa.gov/imagery/subsets/?subset=AERONET_CEILAP-BA.terra.1km)

Los rangos de  $Clo_a$  encontrados coinciden con los reportados para la zona media y costa norte del RdIP por Nagy *et al.* (2002a), Gómez-Erache *et al.* (2002), Calliari *et al.* (2005, 2009) y Martínez & Ortega (2015). Sin embargo, los valores máximos encontrados durante la fase “El Niño” (Zona Oeste, enero 2010 son mayores a los

reportados previamente para la zona. Según Gómez-Erache *et al.* (2002), los mayores valores de *Clo a* ocurren en áreas con menor salinidad, en la zona Oeste de la costa de Montevideo. Adicionalmente, Calliari *et al.* (2005) encontraron un incremento de la biomasa fitoplanctónica a lo largo de un gradiente salino, presentando los máximos sobre la costa Uruguaya. En el RdIP, la variabilidad espacial de la *Clo a* está mayormente asociada con la descarga de agua dulce, disponibilidad de luz y nutrientes (especialmente nitrógeno) (Nagy *et al.* 2002a, Calliari *et al.* 2005, 2009, Machado *et al.* 2013, Kruk *et al.* 2014). Estudios previos durante otros eventos ENOS (magnitudes moderadas, 1987 y durante fases “El Niño”, 1997 y 2002), encontraron que elevados flujos del RdIP generan un ingreso de nutrientes al sistema quedando disponible para las comunidades fitoplanctónicas en la plataforma continental (García & García 2008, Machado *et al.* 2013). Por otro lado, Vögler *et al.* (2015), sugieren un efecto de la descarga del RdIP sobre la biomasa fitoplanctónica, donde las descargas máximas de caudales (ej: durante fases “El Niño”) coinciden con valores máximos de biomasa. Sin embargo, Sathicq *et al.* (2015) durante eventos ENOS en estudios realizados en la costa Argentina del RdIP, encontraron mayor contenido de clorofila *a* durante la fase “La Niña”, diferencias en los estados tróficos durante ambas fases, siendo mayor durante “La Niña” y menor diversidad fitoplanctónica durante “El Niño”.

La *Clo a* y temperatura presentaron una correlación positiva y en el ACP ambas variables presentaron las mayores correlaciones con el eje 2. Este comportamiento está asociado con la temperatura del agua y se interpreta como una variabilidad estacional. Gómez-Erache *et al.* (2001b), indican que la biomasa, generalmente presenta un máximo de concentración a fin de verano e inicios de otoño, reflejando la tendencia unimodal del patrón estacional en el desarrollo de la biomasa fitoplanctónica. Para el RdIP no se identifican estudios que analicen el comportamiento estacional de la clorofila (variabilidad intra-anual considerando las cuatro estaciones del año). Esta ausencia de estudios es destacada por Calliari *et al.* (2005), como un aspecto clave a analizar para comprender el comportamiento anual de la producción primaria en el RdIP.

Las zonas costeras con influencia de descargas de ríos muestran gradientes en la concentración de nutrientes apareados con cambios en su salinidad (Marchovecchio & Freije 2013). En el presente estudio, ambos nutrientes (NT y PT), mostraron asociaciones positivas con el caudal del RdIP y Paraná, inversas con la salinidad, porcentaje de saturación de oxígeno y disco de Secchi. Estos resultados, aunados a los presentados en el capítulo 1, sugieren que el incremento de los caudales del RdIP en la zona costera de Montevideo genera un incremento de los nutrientes, principalmente durante la fase cálida “El Niño”. Doering & Chamberlain (1999) encontraron que la magnitud de la descarga de agua dulce influye en la concentración de los parámetros de calidad de agua, con un incremento de los nutrientes (nitrógeno y fósforo, especialmente en la zona interna del estuario). Para el RdIP durante “El Niño 1983” (caudal:  $40.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ), Nagy *et al.* (2002a) encontraron modificaciones en las concentraciones de nitrato y en el coeficiente N: P. Otros estudios sugieren que elevados caudales del RdIP (ej.: “El Niño 1987”, magnitud moderada) generan un elevado flujo de nutrientes de la cuenca del Plata, que posteriormente estarán disponibles para la comunidad fitoplanctónica de la plataforma continental (Ciotti *et al.* 1995, Machado *et al.* 2013).

La Clo *a* presentó una baja correlación con el PT, a pesar de la elevada disponibilidad de este elemento en la columna de agua; estos resultados sugieren una baja capacidad de asimilación por parte del fitoplancton posiblemente debido a una limitación por turbidez en el sistema. En estuarios turbios, con excesos de nutrientes y donde el fitoplancton es limitado por la luz, un incremento de nutrientes no conlleva necesariamente a un incremento en la biomasa fitoplanctónica (Cloern 1999). En el frente de turbidez del RdIP, Calliari *et al.* (2005) sugieren que la Clo *a* presenta como variables forzantes al gradiente salinidad-luz, donde la biomasa incrementa hacia el estuario externo, debido a la disponibilidad de luz y disminución de la turbidez. Kruk *et al.* (2014), encontraron que la limitación por la luz es el mecanismo central que controla la producción del fitoplancton en este sistema. Durante el período de estudio, la zona costera de Montevideo habría presentado limitación por luz y elevadas concentraciones de nutrientes durante los meses correspondientes a “El Niño”; durante las fases “La Niña-Neutral”, el sistema mostró niveles intermedios de nutrientes y mayor disponibilidad de luz.

### *Indicadores de estado trófico*

Los indicadores uni y multi-métricos de estado trófico, presentaron heterogeneidad espacio-temporal, debido a cambios en las condiciones naturales (comportamiento hidrológico), así como diferencias en efectos antrópicos existentes entre las zonas de estudio (Bahía de Montevideo, Zonas Este y Oeste). Los resultados sugieren su aptitud y utilidad para la zona de estudio, aunque con determinadas restricciones, reparos y necesidades de ajustes para utilizarlos en programas de monitoreo.

Las ecuaciones utilizadas en ambos índices de Carlson (1977) corresponden a regresiones lineares que se ajustan a observaciones para sistemas lacustres; igualmente, fueron utilizados en otros estudios para la determinación del estado trófico en lagunas costeras, sistemas estuarinos con variaciones en la salinidad (Coelho *et al.* 2007). El uso de los indicadores de estado trófico IET (IET Clo *a*, IET PT) en la zona costera de Montevideo se fundamenta en los bajos valores de salinidad que presentó el sistema durante gran parte del período de estudio (noviembre 2009-setiembre 2010). De acuerdo con las variaciones de la salinidad presentadas en el capítulo 2, el sistema se clasificó como oligo a meso-halino durante “El Niño” y mixo-halino durante “La Niña-Neutral”.

El IET Clo *a* clasifica al sistema en un 100% de los casos como mesotrófico, mientras que el IET PT lo identifica como eutrófico en un 99% y mesotrófico (1%). Se destaca la clasificación con mayores estados tróficos determinados con el IET PT que con el IET Clo *a*. Estudios previos reportan diferencias en el IET, cuando el mismo se calcula con dos o más variables (Coelho *et al.* 2007). Según Carlson & Simpson (1996) es posible interpretar las magnitudes de los IET determinadas con dos o más variables, cuando existen discrepancias en la determinación del estado trófico de un sistema. Si el IET PT es mayor que el IET Clo *a*, correspondería a un sistema donde existe un factor limitante para la Clo *a* (turbidez inorgánica o herbivoría). El IET Clo *a* presentó correlaciones positivas con la temperatura y disco de Secchi; por otro lado, la Clo *a* mostró una baja asociación con el PT, sugiriendo la presencia de factores limitantes de la clorofila para el desarrollo de nueva biomas. Adicionalmente, Calliari *et al.* (2005) y Kruk *et al.* (2014) encontraron que la turbidez inorgánica es una de las variables que modulan la Clo *a* y controlan la producción del fitoplancton en la zona del frente de turbidez del RdIP.

De acuerdo con Carlson & Simpson (1996), de los parámetros considerados para la determinación del estado trófico, la Clo *a* corresponde al mejor predictor debido a que su presencia es una respuesta casi inmediata a la variabilidad de los nutrientes. Esto propicia que su cuantificación y seguimiento sean indicadores confiables de las variaciones de la biomasa fitoplanctónica, responsable directa de la salud del ecosistema. Sin embargo, según Kiddon *et al.* (2003), los niveles de Clo *a* no reflejan necesariamente eutrofización. Por ello, indicadores complementarios deben ser considerados como la estructura de la comunidad y los niveles de oxígeno disuelto. A pesar de las concentraciones medias y altas de nutrientes encontradas en el sistema, las características ambientales predominantes (turbidez, temperatura, salinidad), condicionarían la asimilación de estos elementos por parte de la Clo *a* y el posterior incremento en la biomasa. Estos resultados sugieren que el uso de la Clo *a* como indicador uni-métrico del estado trófico para la ZCM sub-estimaría la condición trófica del sistema debido a la presencia de factores limitantes (ej.: turbidez). Así, el uso de este parámetro para la determinación del indicador IET Clo *a* no sería recomendable para el monitoreo del estado trófico en la zona de estudio.

Según Nagy *et al.* (2002a), el fósforo en el RdIP presenta un comportamiento no conservativo-conservativo con una variación estacional. En el presente estudio, el IET PT mostró correlaciones positivas con los caudales, NT e inversas con saturación del oxígeno, profundidad del disco de Secchi y salinidad. Las mencionadas correlaciones, así como el comportamiento indicado para el fósforo en el sistema, sugieren el efecto de otras variables ambientales sobre la bio-disponibilidad de fósforo en el sistema. Para utilizar el IET PT como indicador del estado trófico, se recomienda previamente determinar los procesos que ocurren en la zona estuarina norte del RdIP con este elemento (ej.: asimilación, biodisponibilidad) (Cloern 2001). Estas determinaciones permitirán estimar las diferentes fracciones del PT presentes en el sistema, cuantificando la bio-disponibilidad para la comunidad fitoplanctónica. Por otro lado, para su uso se recomienda realizar adecuaciones a las ecuaciones propuestas por Carlson (1977), adecuándolas a un sistema estuarino.

El índice TRIX presenta la ventaja de combinar variables ambientales determinadas durante monitoreos regulares de calidad de agua, generando información de fácil acceso y comprensible para gestores ambientales (Giovanardi & Vollenweider 2004). Este índice es utilizado por la Agencia Europea Ambiental, para el monitoreo de la calidad de agua de los sistemas costeros (EEA 2001); complementariamente fue utilizado en ecosistemas costeros de Europa, encontrando ajustes con otros índices de estado trófico (ej. IET Clo *a*-TRIX: Coelho *et al.* 2007; EI-TRIX: Seisedo *et al.* 2014; AZTI-TRIX: Vargas-González *et al.* 2014) y con índices comunitarios fitoplanctónicos (Coelho *et al.* 2007). En el presente estudio se determinaron los valores del TRIX-(NP)-Voll., incorporando una modificación con la determinación del TRIX-(NP)-Mvdeo. Ambos índices mostraron una correlación significativa y variación en el estado trófico del sistema, correspondiendo a una calidad de agua catalogada mayormente como pobre (eutrófica), con variaciones espaciales (Este: calidad de agua moderada, mesotrófico a eutrófico; Oeste y Bahía de Montevideo: calidad de agua pobre: eutrófico) y temporales (fases “El Niño”, “La Niña-Neutral”) (Tabla 3.10a y b).

Las variaciones temporales del TRIX, están de acuerdo con diversos estudios que encontraron diferencias estacionales en sistemas costeros y estuarinos (Penna *et al.* 2004, Giovanardi & Vollenweider 2004, Alves *et al.* 2013). Por otro lado, Salas *et al.* (2008) identifica diferentes zonas, donde una de ellas se encuentra bajo estrés por el proceso de eutrofización. La Bahía de Montevideo presentó durante el período de estudio los mayores valores de TRIX y se identifica como zona de estrés y con mayor eutrofización de la ZCM. Estudios previos identifican a la BM como sistema hipertrófico (Gómez-Erache *et al.* 2001a), especialmente la zona interna (Muniz *et al.* 2011), al igual que el Puerto de Montevideo, con la presencia de elevadas cargas orgánicas, nutrientes y metales (Danulat *et al.* 2002, Muniz *et al.* 2004, 2006). Recientes estudios sugieren un incremento del deterioro ambiental de la Bahía de Montevideo, comparada con investigaciones realizadas diez años atrás (Muniz *et al.* 2011, 2015).

Ambos índices TRIX presentaron una correlación significativa con el caudal mensual del RdIP, variables ambientales (disco de Secchi, salinidad y temperatura) y con los otros índices de estado trófico determinados (IET Clo *a* e IET PT); presentaron correlación positiva con los factores utilizados para su cuantificación, siendo mayor con el factor relacionado a la productividad del sistema (Clo *a*\*aD%O) que con los factores

nutricionales (NT\*PT). Adicionalmente, el factor relacionado con la productividad presentó asociaciones con variables vinculadas con la estacionalidad (temperatura) y transparencia del agua (disco de Secchi), mientras que el factor nutricional se asoció con variables relacionadas al comportamiento hidrológico (salinidad) y turbidez (disco de Secchi) del sistema. Estos resultados sugieren que los índices TRIX-(NP) (Voll. y Mvdeo.) responden a variaciones en las condiciones ambientales presentes en la zona costera de Montevideo durante el período de estudio, reflejado en cambios en los estados tróficos del sistema. El uso del índice multimétrico TRIX que considera los diferentes factores que intervienen en el proceso de eutrofización, permiten una mejor aproximación a la dinámica del mismo y es recomendable para su uso en monitoreos de eutrofización de la ZCM.

El TRIX-(NP)-Voll. presentó mayores valores de estado trófico que el TRIX-(NP)-Mvdeo. lo que sugiere un efecto de los parámetros utilizados para la determinación del factor  $k$ . Para la determinación de este factor, se utilizó los valores mínimos de los diferentes componentes ( $aD\%O$ , Clo  $a$ , NT, PT) reportados durante el presente estudio. La re-adequación del índice TRIX (NP)-Voll. al correspondientes con el TRIX (NP)-Mvdeo., permitiría una mejor aproximación al estado trófico a la ZCM.

Complementariamente a la determinación del TRIX, se determinó el índice de turbidez (TRBIX), considerando la relación empíricas turbidez/Clo  $a$ . Ambos índices presentaron una correlación inversa, al igual que lo encontrado por Vollenweider *et al.* (1998). Según el biplot realizado entre ambos índices es posible clasificar a las estaciones de la ZCM de acuerdo con las condiciones tróficas y de turbidez que presentaron durante el período de estudio. La mayoría de las estaciones presentaron alto estado trófico y alta turbidez (cuadrante III); en el cuadrante II (bajo estado trófico-alta turbidez) se ubican mayormente las estaciones de la zona este y oeste, mientras que en los cuadrantes I y IV se encuentran estaciones con alto estado trófico y baja turbidez. Estas estaciones se corresponden con los mayores valores de Clo  $a$  para el período de estudio (zona Oeste, O6; zona Este, PC y Bahía de Montevideo durante “El Niño” y diciembre 2010). Estos resultados coinciden con lo sugerido por los restantes índices de estado trófico, donde se identifica una limitación de la clorofila por turbidez en la ZCM. De acuerdo con los valores encontrados para los IET (Clo  $a$  y PT), TRIX (NP) (Voll. y Mvdeo.) y su relación con los diferentes componentes, así como con el índice

TRBIX, la  $Cl_2$  debería ser complementada con otras variables indicadoras de eutrofización (ej.: oxígeno, nutrientes, transparencia) para lograr una mejor aproximación de este proceso, en la ZCM.

En este sentido durante eventos ENOS, el indicador TRIX (NP)-Mvdeo. y su complementación con indicadores de turbidez (ej. TRBIX) resultaron apropiados para determinar el estado trófico de la ZCM y su variación espacio-temporal. La determinación del estado trófico mediante una aproximación multiparamétrica en el ambiente pelágico de la ZCM, considerando la producción de biomasa, el contenido de oxígeno y nutrientes, permitió una mejor aproximación a la evolución del proceso de eutrofización en la ZCM. Se recomienda el uso de estos indicadores en monitoreos de eutrofización para la ZCM.

## CAPÍTULO 4.- Mesozooplankton y variabilidad ambiental durante el evento ENOS 2009-2010 en la zona costera de Montevideo

---

### 4.1 INTRODUCCIÓN

La distribución, abundancia y diversidad de la comunidad zooplanctónica está regulada por procesos climáticos (Mc Gowan *et al.* 1998, Stenseth *et al.* 2002), procesos físicos a gran escala (Longhurst 2010), características ambientales dominantes de las masas de agua, corrientes y frentes salinos (Boltovskoy *et al.* 1999, Berasategui *et al.* 2006). En estuarios templados, la dinámica zooplanctónica está regulada por la precipitación (caudales) y condiciones de la columna de agua, como temperatura, salinidad y turbidez del agua (Marrani *et al.* 2004, David *et al.* 2005, Primo *et al.* 2009, Bollens *et al.* 2011). En sistemas estuarinos, las especies de copépodos dominantes son omnívoras, alimentándose de protistas heterotróficos, células del fitoplancton o detritus (White & Roman 1992, Kleppel 1993).

Las características poblacionales de los organismos zooplanctónicos (ej: ciclos cortos de vida, habitantes pasivos, tolerancias ambientales a la temperatura y salinidad, posición central en las tramas tróficas marinas), permite utilizar estas comunidades en la generación de alertas temprana frente a la variabilidad climática (Mackas *et al.* 2001, Hays *et al.* 2005). Estudios sobre variabilidad climática a gran escala con fluctuaciones interanuales (ej: ENOS, NAO), o sub-decadales (ej. PDO), encontraron modificaciones en los descriptores (abundancia, diversidad), interrelaciones comunitarias (ej.: presión de herbivoría) o en la distribución zooplanctónica (en profundidad o latitudinal) (Mc Gowan *et al.* 1998, Stenseth *et al.* 2002, Costello *et al.* 2006, King *et al.* 2011, Murphy *et al.* 2014). Igualmente se observaron modificaciones en los patrones poblacionales (clases de tamaño), comportamentales (migración vertical, traslación comportamiento reproductivo) de especies zooplanctónicas en diferentes latitudes como efecto de la variabilidad climática a gran escala (ej. *Calanus marshallae*, Pacífico Norte, Baier & Napp 2003; *Calanus finmarchicus*, Atlántico Norte, Pershing *et al.* 2004; *Euphausia superba*, Atlántico Sur, Murphy *et al.* 2014). Específicamente, durante “El Niño” 1983 y 1997-1998, Hooff & Petterson (2006) encontraron mayor diversidad y menor biomasa de copépodos en el Norte de la corriente de California (Océano Pacífico). Durante “El

Niño” y “La Niña” 1997-1998 en la región de Baja California, Lavaniegos *et al.* (2002) encontraron cambios en la estructura de la comunidad y mayores biomásas zooplanctónicas. En el mismo período pero en el Golfo de Nicoya (Océano Pacífico), se encontraron cambios en las condiciones ambientales (temperatura) y biológicas (biomasa fitoplanctónica por clase de tamaño) reflejadas en máximos zooplanctónicos de biomasa y modificaciones en la dinámica de acople planctónico (fito-zooplanton) (Brugnoli & Morales 2001, 2008). En el Golfo de California (Bahía de Baco-chibampo, México) durante eventos “El Niño”, se observaron variaciones interanuales de la diversidad con pulsos que fluctúan entre cuatro y cinco años, así como una disminución en las abundancias de cladóceros (agua salada) que potencialmente se reflejan en una disminución en la producción secundaria del sistema (Manrique & Molina 2003). Recientemente y durante el evento “El Niño” (2009-2010), se identificó la presencia de especies zooplanctónicas (Chaetognatos, Pterópodos y Heterópodos) típicas de aguas cálidas y/o de mezcla, en la costa pacífica de Ecuador, aunque no reflejando claramente la presencia del evento en esta zona (Cruz *et al.* 2011).

Los mencionados estudios están mayormente relacionados con la fase cálida “El Niño”, identificando efectos sobre las comunidades zooplanctónicas debidos principalmente al incremento de la temperatura superficial del océano. Sin embargo, en zonas costero-estuarinas, se espera un mayor efecto de los factores hidrológicos (ingreso agua dulce), que las modificaciones generadas por el incremento de la temperatura superficial del océano (Bollens *et al.* 2011). En zonas estuarinas de diferentes latitudes se encontró que el predominio de las condiciones climáticas irregulares durante fases “El Niño” o “La Niña”, generan variaciones interanuales en los patrones comunitarios (diversidad, riqueza, abundancia) zooplanctónicos debidos a modificaciones en las descargas de agua dulce o ingresos de masas oceánicas (Kimmel & Roman 2004, Kimmel *et al.* 2009, Andrade *et al.* 2016). Igualmente se encontraron cambios en las comunidades zooplanctónicas del estuario de San Francisco (Océano Atlántico) relacionados con modificaciones en las condiciones hidrológicas del sistema por efectos del evento ENOS (Bollens *et al.* 2011).

En el estuario del RdIP, los estudios zooplanctónicos son escasos, especialmente para la costa norte del sistema (Wells & Daborn 1998 y citas). Los estudios están principalmente desarrollados en la fracción meso-zooplanctónica y focalizados en

análisis taxonómicos (Boltovskoy 1999) y ecológicos sobre patrones de abundancia y distribución, en respuesta a la variabilidad ambiental del sistema (Fernández *et al.* 1994, Berasategui *et al.* 2006, Cervetto *et al.* 2006). Recientes estudios presentan un enfoque funcional sobre *Acartia tonsa* como especie zooplanctónica dominante en el sistema (Calliari *et al.* 2004, Derisio *et al.* 2014). Entre los mencionados trabajos se destaca el realizado por Berasategui *et al.* (2006) quienes encuentran asociaciones de copépodos con una fauna típica de agua dulce, estuarina y de plataforma continental, asociados a rangos de salinidad y temperatura correspondientes con ambientes típicos del RdIP. Adicionalmente, Cervetto *et al.* (2006) encuentran que la salinidad es un factor ambiental determinante para la estructura de las comunidades zooplanctónicas en la zona costera Uruguaya. Recientemente, Derisio *et al.* (2014) destacan al copépodo calanoide *Acartia tonsa*, como organismo dominante en las comunidades mesozooplanctónicas del RdIP en términos de abundancia, con máximas densidades en la zona interna del estuario, coincidiendo con el frente de turbidez (gradientes máximos de salinidad, máximos de turbidez y baja calidad del alimento). Sin embargo, en este sistema estuarino no se identifican estudios que analicen efectos de las forzantes climáticas (eventos hidrológicos extremos, eventos ENOS) sobre la distribución espacio-temporal de las comunidades zooplanctónicas, o su repercusión a nivel ecosistémico (Acha *et al.* 2009).

En el presente capítulo se determinaron indicadores del mesozooplancton (abundancia, riqueza y diversidad especies) y se evaluó la heterogeneidad espacio-temporal durante el evento ENOS 2009-2010.

## **4.2 MATERIAL Y MÉTODOS**

### **4.2.1 Colecta de muestras de agua**

En la ZCM se realizaron 11 colectas de muestras entre noviembre 2009 y julio 2011 (ver periodicidad mensual en capítulo 3) en 15 estaciones de muestreo (zona Oeste: 8 estaciones, Bahía de Montevideo: 2 y zona Este: 5) (Figura 2.1, capítulo 2). Correspondieron 6 muestreos a la fase “El Niño” (noviembre 2009 a abril 2010) y 5 a “La Niña-Neutral” (setiembre 2010 a junio 2011), según caracterización del capítulo 2.

Las estaciones se visitaron durante el mismo día para minimizar la variabilidad temporal de las condiciones ambientales.

Las muestras del componente mesozooplancónico se colectaron mediante arrastres oblicuos durante 2-4 minutos a una velocidad constante mediante utilizando una red cilindro-cónica de tamaño de poro de 180  $\mu\text{m}$  y un flujómetro (*General Oceanics*) inserto en su boca para determinar el volumen de agua filtrada (rango volumen filtrado: 2-7  $\text{m}^3$ ). Se fijaron a bordo con formaldehído al 4% de concentración final y se transportaron al laboratorio para su identificación y cuantificación.

Se determinaron *in situ* parámetros físico-químicos de la columna de agua en superficie y fondo (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) mediante un multiparámetro YSI *pro plus*; adicionalmente se colectaron muestras de agua en superficie con una botella *Kemmerer* (2L) para determinar la turbidez del agua y el contenido de Clo *a* (únicamente en superficie). Las muestras se colocaron en frascos plásticos oscuros y se refrigeraron para su posterior análisis en el laboratorio. Se consideran los caudales del RdIP, descritos en el capítulo 2.

#### **4.2.2 Análisis de laboratorio**

De acuerdo con la concentración de zooplankton observada, las muestras se diluyeron hasta 300 mL con agua destilada en un balón aforado. Se tomó una sub-muestra (10 mL) y se colocó en cámaras tipo Bogorov para su identificación y conteo. Para la identificación taxonómica y cuantificación, se utilizó un microscopio invertido (Olympus modelo IM) y claves de la región. Se cuantificó la totalidad de organismos presentes en cada sub-muestra, identificando hasta el mayor grado taxonómico posible (género y especie en casos holoplancónicos; clase para merozooplankton). Las abundancias se expresan como  $n^\circ$  individuos  $\text{m}^{-3}$ .

La turbidez y Clo *a* se determinaron en los laboratorios del Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (Intendencia de Montevideo). La turbidez se cuantificó según el método nefelométrico 2130B (APHA 2005) mediante un turbidímetro y los resultados se expresan en NTU. Las muestras para cuantificar el contenido Clo *a* se procesaron según lo descrito en el capítulo 3.

### 4.2.3 Determinación de índices ecológicos

Se determinaron 6 índices ecológicos que consideran diferentes atributos de la comunidad zooplanctónica (número y dominancia de especies). Se cuantificó la riqueza de especie (S), 3 índices que consideran abundancias de especies (Margaleff, Shannon-Weaver y Brillouin) y 2 índices de dominancia de especies (Simpson y Pielou) (Tabla 4.1). Para la cuantificación de los diferentes índices se consideró la Clase Branchiopoda (Cladocera y Copépoda), excluyendo los estadios larvales de copépodos (nauplius y copepoditos) y cirripedios (nauplius). La determinación se realizó mediante el PRIMER 6.0.

**Tabla 4.1** Índices ecológicos determinados para evaluar la diversidad de la comunidad mesozooplanctónica.

Índice	Atributo	Símbolo	Ecuación utilizada
Riqueza especies	Nº total de especies (taxa) presentes en la muestra	S	
Índice de Margaleff (Margaleff, 1958)	Transforma nº de especies en proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone función exponencial entre nº especies y N total ( $S=kN$ ; k cte.)	D	$S-1/\ln N$  $S = \text{nº especies}$ $N = \text{nº total individuos}$
Índice Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1949)	Riqueza de especies y como se distribuyen los individuos entre las especies presentes en la muestra	$H'$	$-\sum_{i=1} p_i (\ln p_i)$ $p_i$ : proporción del total de individuos que pertenecen a la especie $i$ ( $n_i/n$ )
Índice de Brillouin (Brillouin, 1959)	Define el contenido de información en una muestra grande. Es afectado por el valor de N, S y abundancias relativas de especies. Depende del tamaño de la muestra.	H	$1/N \ln N! / \prod N_i!$  $\Pi = \text{Producto}$ $N = \text{nº total individuos}$
Equitatividad de Pielou (Pielou, 1966)	Compara la diversidad observada en la muestra ( $H'$ ) con la diversidad máxima ( $H'$ ), posible de ser alcanzada si todas las especies fueran igualmente abundantes en la muestra	$J'$	$H'(\text{observada}) / H' \text{ max}$
Índice de Simpson (Simpson, 1949)	Es la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie	$\lambda$	$-\sum_{i=1} n_i (n_i - 1) / n(n-1)$ $n_i = \text{nº individuos especie } i$ $n = \text{nº individuos en muestra}$

#### 4.2.3.1 “Índice Zooplancton”

Se construyó y determinó el “Índice Zooplancton” (*InZoop*) (1), para reflejar la respuesta de la comunidad zooplanctónica a la variabilidad ambiental observada durante el evento ENOS 2009-2010. El indicador corresponde a un cociente simple:  $(k + (\sum \log(x+1)))/(k + (\sum \log(x+1)))$ , de las abundancias (x) no duplicadas de las especies y grupos zooplanctónicos (copéodos, cladóceros, meroplancton) con asociaciones significativas (positivas o negativas) con las variables ambientales (salinidad, caudal del RdIP y Clo *a*) que presentaron asociaciones significativas en el Análisis de Correspondencia Canónico.

(1) *InZoop* :=

$$\frac{\{k + [\sum ((\log(\text{Clad}, \text{Cop}, \text{Mero}(\text{Sal}^-, \text{QRdIP}^+, \text{Clo } a^-)) + 1))]\}}{\{k + [\sum ((\log(\text{Cop}, \text{Mero}(\text{Sal}^+, \text{QRdIP}^-, \text{Clo } a^+)) + 1))]\}}$$

donde:

*Divisor*: Clad, Cope, Mero (Sal<sup>-</sup>, QRP<sup>+</sup>, Clo *a*<sup>-</sup>, Od<sup>-</sup>) = Abundancia de especies de Cladóceros, Copéodos y grupos de Meroplancton con asociaciones con salinidad (-), caudal RdIP (+) y Clo *a* (-).

*Dividendo*: Cope, Mero (Sal<sup>+</sup>, QRP<sup>-</sup>, Clo *a*<sup>+</sup>) = Abundancia de especies de Copéodos y grupos del Meroplancton con asociaciones con la salinidad (+), caudal RdIP (-) y Clo *a* (+).

$$k = 0,0001$$

Restricciones: abundancias totales de Cladóceros y Copéodos > 1 ind. m<sup>-3</sup>

#### 4.2.4 Análisis de datos

Las variables ambientales y abundancias (especies, grupos y total), se transformaron mediante  $\log(x+1)$  y se determinó su ajuste a la distribución normal utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, no observando ajustes a dicha distribución. Para establecer las asociaciones entre variables ambientales, abundancias zooplanctónicas e índices ecológicos se realizaron correlaciones (Rho de Spearman); adicionalmente con el “*InZoop*”, se exploraron correlaciones con el índice Niño 3.4. Se realizaron análisis no paramétricos (Z de Kolmogorov-Smirnov) para identificar heterogeneidad espacio-

temporal de índices comunitarios, ecológicos e “*InZoop*” por efectos hidrológicos o meteorológicos (fases ENOS: “El Niño”, “La Niña-Neutral”; estaciones del año: Primavera: nov 09, set 10; Verano: dic 09, ene, feb 10, dic 10, ene, feb 11; Otoño: mar, abr 10 e Invierno: jun 11) y efectos relacionados con las zonas de estudio (Este, Bahía de Montevideo, Oeste).

Se realizaron análisis multivariados entre variables bióticas (abundancias relativas de las especies y grupos zooplanctónicos) y abióticas (salinidad, turbidez, oxígeno disuelto, Clo *a* y caudal RdIP) utilizando la técnica de ordenación restringida (gradiente de análisis directo) o Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (ter Braak & Prentice 1998). Se consideraron las abundancias relativas de las especies o grupos zooplanctónicos excluyendo los taxa con presencia  $\leq 1\%$  durante la totalidad del período de estudio (*Metacyclops* sp., *Oithona* sp., Apendicularia, Decapoda y Chaetognata), así como estadios juveniles (nauplius y copeopoditos). Las variables ambientales se transformaron mediante  $\log(x+1)$ . Se evaluó la significancia de ambos ejes canónicos y Test de permutaciones de Montecarlo (n=999), realizando una selección manual hacia adelante con las variables ambientales (salinidad, caudal Río de la Plata, turbidez, oxígeno disuelto, Clorofila *a*), considerando las que explicaron la varianza en las especies zooplanctónicas con  $p < 0.01$ . Para visualizar los gradientes de las variables ambientales (caudal del RdIP, salinidad y Clo *a*) con las especies zooplanctónicas se realizó un análisis de gradientes considerando Modelos Lineales Generales, distribución gaussiana, grado linear y máximo valor. Se utilizó el programa CANOCO para Windows ver. 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002, 2012).

## **4.3 RESULTADOS**

### **4.3.1 Condiciones físico-químicas**

En los capítulos 2 y 3 se describió el comportamiento de los caudales, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y Clo *a* en la columna de agua durante noviembre 2009-junio 2011. Se presentan aquí los resultados correspondientes a la turbidez del agua. La turbidez presentó una oscilación entre un promedio mensual mínimo en enero 2011 ( $5.6 \pm 3.3$  NTU) y máximo en febrero 2010 ( $61.9 \pm 38.4$  NTU). Mostró un promedio  $33.5 \pm 26.9$  NTU durante meses “El Niño” y  $20.0 \pm 19.1$  NTU durante “La Niña-Neutral”.

Durante el período de estudio, la turbidez de superficie y fondo no presentaron diferencias significativas, mientras que la turbidez promedio de la columna de agua presentó diferencias significativas entre las fases “El Niño” (n=72) y “La Niña-Neutral” (n=45) (Z= 1.78, p<0.01).

### 4.3.2 Comunidad mesozooplanctónica

En la fracción mesozooplanctónica se identificaron un total de 28 taxa, correspondiendo a 22 taxa holoplanctónicos y 6 meroplanctónicos (Tabla 4.2). En el holoplancton destacan los crustáceos (10 especies de Cladóceros y 9 de Copépodos) y la presencia de estadios juveniles (copepoditos, nauplius); adicionalmente se identificaron 3 grupos (Rotifera, Chaetognata y Apendicularia). Los Cladóceros presentaron mayor riqueza de taxa (10) que los Copépodos (9). En el meroplancton se identificaron 6 taxa pertenecientes a estadios larvales (Cirripedia, Decápoda, Bivalvia, Polichaeta y Piscies) y la familia Mysida (alternan hábitats bentónicos y planctónicos).

**Tabla 4.2** Clasificación taxonómica de los taxa mesozooplanctónicos encontrados en la zona costera de Montevideo durante 2009-2011. Clasificación propuesta por Boxshall (2014), Myers *et al.* (2014). Se indican taxa característicos de aguas continentales Neotropicales (\*) (Paggi 2004), taxa marinos (\*\*) y estadios larvales (\*\*\*)

#### HOLOPLANCTON

##### Phyllum Artropoda

Sub Phyllum Crustacea Brunnich, 1772

Clase Branchiopoda Latreille, 1817

Sub Clase Phyllopora Preuss, 1951

Orden Diplostraca Gerstecker, 1866

Sub Orden Onychocaudata Olsen & Richter, 2013

Infra Orden Cladocera (“Cladocera” Latreille, 1829) Ax, 1999

(\*) ParvOrden Anomopoda Stebbine, 1902

Familia Bosminidae Sars, 1845 *Bosmina hagmani* Stingelin, 1903  
*Bosmina longirostris* (Müller, 1785)  
*Bosminopsis* sp. Müller, 1785

Familia Daphniidae Straus, 1820 *Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1885  
*Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894  
*Daphnia* sp. Müller, 1785

Familia Moinidae, Goulden, 1968 *Moina* sp. Bird, 1850

(\*) ParvOrden Ctenopoda Sars, 1865

Familia Sididae Baird, 1850 *Diaphanosoma* sp. Fischer, 1854

ParvOrden Gymnometra Sars, 1865

(\*\*) Familia Podonidae Mordukhay-Boltovskoy, 1968 *Evadne* sp. Lovén, 1836  
*Pleopis polyphaemoides* (Leuckart, 1859)

Clase Maxillopoda  
 Sub Clase Copepoda  
 Infra Clase Neocopepoda Huys & Boxshall 1991  
 Super Orden Gymnoplea Giesbrecht, 1882  
 Orden Calanoida Sars, 1903  
     Familia Acartidae Sars, 1903      *Acartia tonsa* Dana, 1849  
     Familia Diaptomidae Baird, 1850      *Argyrodiaptomus granulatus* Brehm, 1933  
   *Notodiptomus incompositus* (Brian, 1925)  
     Familia Paracalanidae Giesbrecht, 1893      *Parvacalanus parvus* (Claus, 1863)

Super Orden Podoplea Giesbrecht, 1882  
 Orden Cyclopoida Burmeister, 1835  
     Familia Cylopidae Rafinesque, 1815      *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863)  
   *Metacyclops mendocinus* (Wierzejski, 1892)  
     Familia Oithonidae Dana, 1853      *Oithona sp.* Baird, 1843

Orden Poecilostomatoida Burmeister, 1835  
     Familia Corycaeidae Dana, 1852      *Corycaeus sp.* Dana, 1845

Orden Harpacticoida Sars, 1903  
     Familia Euterpinae Brian, 1921      *Euterpina acutifrons* (Dana, 1847)

**Phyllum Rotifera**

**Phyllum Chaetognatha**

**Phyllum Chordata**

Sub Phyllum Tunicata  
 Clase Apendicularia

**MEROPLANCTON**

**Phyllum Artropoda**

Sub Phyllum Crustacea Brunnich, 1772  
 Clase Maxilopoda Dall, 1956  
     Sub Clase Thecostraca Gruvel 1905  
     (\*\*\*) Infra Clase Cirripedia Burmeister, 1834  
 Clase Malacostraca Latreille, 1802  
     Sub Clase Eumalacostraca  
         Super Orden Peracarida Calman 1904  
         Orden Mysida (Mysidacea) Hawort, 1825  
             Familia Mysidae Hawort, 1825  
         Super Orden Eucarida Calman, 1904  
         Orden Decapoda Latreille, 1803  
             (\*\*\*) Larva Zoea

**Phyllum Mollusca**

(\*\*\*) Clase Bivalvia Linnaeus, 1758

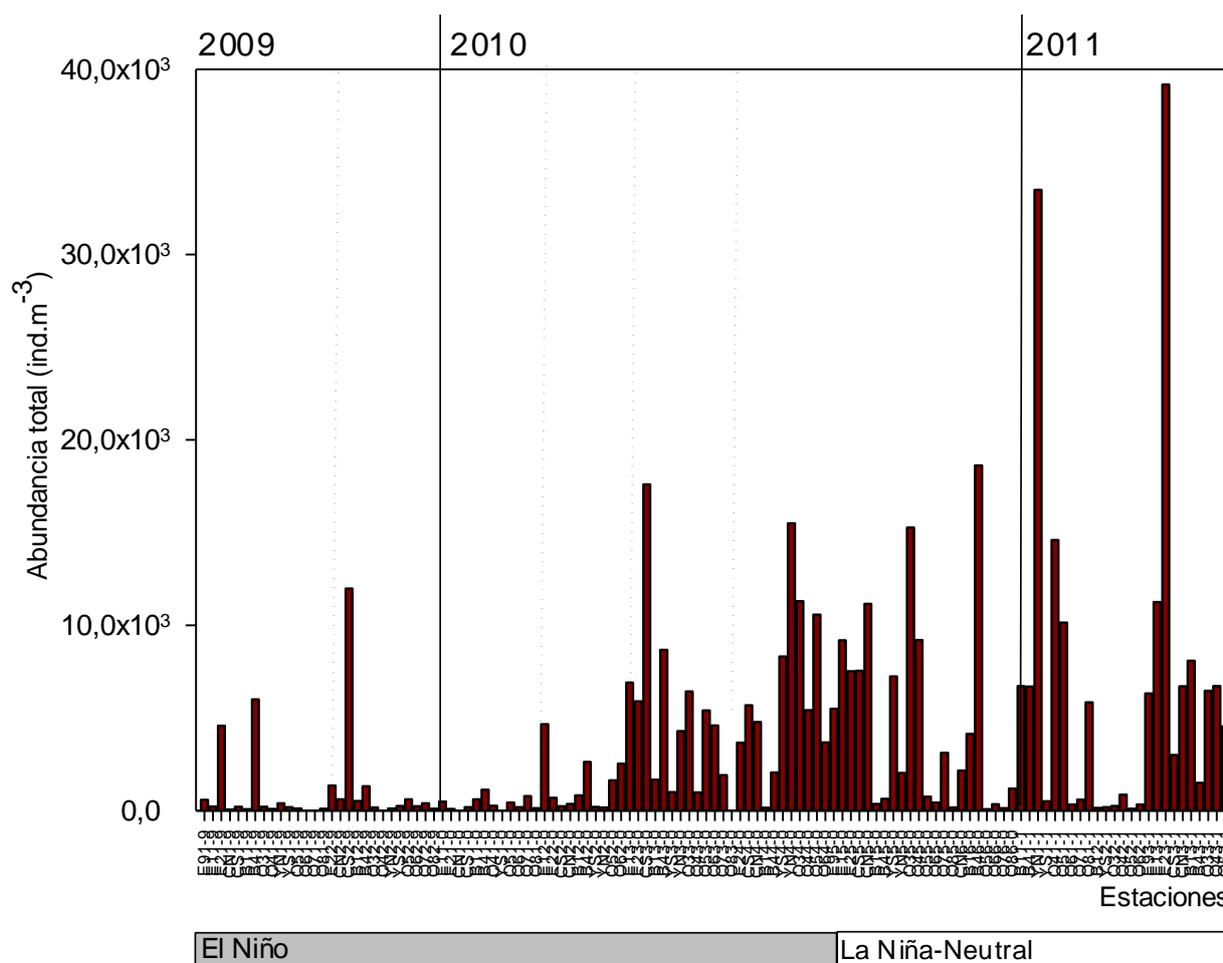
**Phyllum Annelida**

(\*\*\*) Clase Polychaeta Gurbe 1850

**Phyllum Chordata**

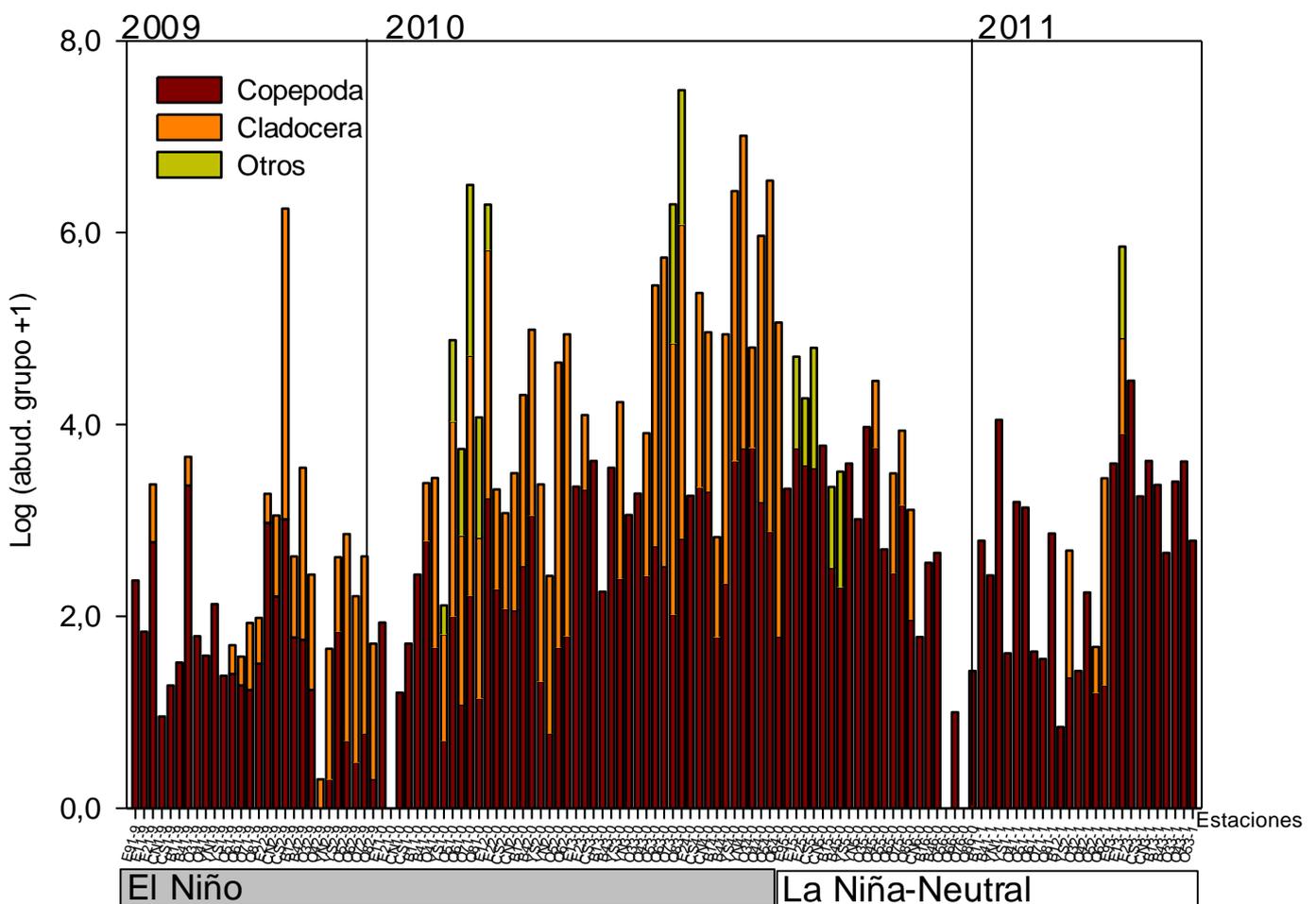
Sub Phyllum Vertebrata  
 Super Clase Gnathostomata  
 (\*\*\*) Super Clase Piscies

Las abundancias totales presentaron valores extremos en la zona oeste, con un mínimo de  $3.0 \text{ ind.m}^{-3}$  en diciembre 2009 (zona oeste, O4) (Figura 4.1) y un máximo ( $60.325 \text{ ind.m}^{-3}$ ) durante marzo 2010 en O8 (no incluido en Figura 4.1). No se encontraron diferencias significativas en las abundancias (totales, holoplancton y meroplancton) entre ambas fases del evento ENOS 2009-2010, sin embargo presentaron diferencias entre las estaciones del año (Anexo, Tabla 4.1a). Adicionalmente, durante la fase “La Niña-Neutral” se encontraron diferencias espaciales entre zonas (Este con Oeste y Bahía de Montevideo) (Anexo, Tabla 4.1.1b). Durante la fase “El Niño” las variables ambientales que presentaron correlaciones significativas con las abundancias fueron el caudal del RdIP, salinidad y turbidez, mientras que durante la fase “La Niña-Neutral”, las abundancias estuvieron asociadas a una mayor número de variables ambientales (hidrológica, físico-química y biológica) (Anexo, Tabla 4.1.2).



**Figura 4.1** Abundancias mesozooplancónicas totales/estación durante el período de estudio, se excluye el valor máximo (zona oeste, marzo 2010). Se indican fases ENOS 2009-2010.

Las abundancias relativas del holoplancton presentaron un promedio de  $78.4 \pm 15.0\%$ , mientras que el meroplancton mostró abundancias menores ( $21.6 \pm 15.5\%$ ). Los principales grupos del holoplancton (copépodos y cladóceros), mostraron una variación temporal en las abundancias relativas (Figura 4.2), con diferencias significativas para ambos grupos entre las fases del ENOS, así como entre las estaciones del año (Anexo, Tabla 4.1.1a). Adicionalmente, durante las fases ENOS, se encontraron diferencias espaciales; durante “El Niño” se encontraron diferencias significativas en las abundancias de los cladóceros entre la zona Oeste y Este. En la fase “La Niña-Neutral”, las abundancias de copépodos presentaron diferencias significativas entre la zona este con las restantes zonas de estudio (Anexo, Tabla 4.1.1b).



**Figura 4.2** Abundancias (Log (abud. grupo+1)) del holoplancton durante el período de estudio; se indican las fases del ENOS 2009-2010.

Los taxa mesozooplancónicos más representativos (por sus abundancias, dominancias y/o como especies características de condiciones ambientales específicas), correspondieron a los copépodos calanoides *A. tonsa*, *N. incompositus*, *A. granulatus* y *P. parvus*, así como especies y géneros de cladóceros (*B. hagmanii*, *B. longirostris*, *C. dubia*, *C. cornuta*, *Bosminopsis* sp., *Moina* sp., *Diaphanosoma* sp., *P. polyphaemoides*, *Evadne* sp.). *Acartia tonsa* mostró una amplia distribución espacio-temporal (presencia en 96% de las muestras) con una abundancia promedio de  $16393.5 \pm 3213.5$  ind.m<sup>-3</sup>, mínimos de 0 y máximos de 28710 ind.m<sup>-3</sup> durante junio 2011. *Notodiaptomus incompositus* mostró una abundancia promedio de  $7.2 \pm 29.8$  ind.m<sup>-3</sup>, mínimos de 0 y máximos de 250 ind.m<sup>-3</sup> no presentó diferencias significativas entre ambas fases; *A. granulatus* y *P. parvus* presentaron abundancias promedio bajas ( $1.4 \pm 13.2$  ind.m<sup>-3</sup> y  $0.4 \pm 2.2$  ind.m<sup>-3</sup> respectivamente). En los cladóceros las mayores abundancias promedio correspondieron al género *Diaphanosoma* sp. ( $93.4 \pm 396$  ind.m<sup>-3</sup>), seguido de *B. hagmanii* ( $40.6 \pm 167$  ind.m<sup>-3</sup>). Determinadas especies de copépodos y cladóceros presentaron diferencias o asociaciones con variables ambientales entre ambas fases del ENOS 2009-2010, estaciones del año y zonas de estudio (Anexo, Tablas 4.1.1a, 4.1.1b y 4.1.2).

En el merozooplancton destaca la presencia de larvas de Cirripedios (20%, abundancia relativa promedio, presencia en el 75% de las muestras) y larvas de Mollusca, que presentaron diferencias significativas a nivel temporal (fases ENOS y estaciones) y espacial durante la fase “El Niño” y asociaciones con variables ambientales (Anexo, Tablas 4.1.1a, 4.1.1b y 4.1.2).

### **4.3.3 Mesozooplancton y variabilidad ambiental**

El Análisis de Correspondencia Canónica presentó los dos primeros ejes canónicos significativos, donde el primero presentó un autovalor del 0.414 (F=12.071, p<0.01) y ambos ejes un autovalor del 0.575 (F=5.820, p<0.01), explicando el 88.4% de la varianza total de la relación especies-ambiente (Tabla 4.3). Las variables ambientales que presentaron asociaciones significativas (p<0.01) con las especies y grupos zooplancónicos, correspondieron a la salinidad, caudal del Río de la Plata y clorofila *a* (Tabla 4.4), no siendo significativa para la turbidez y oxígeno disuelto.

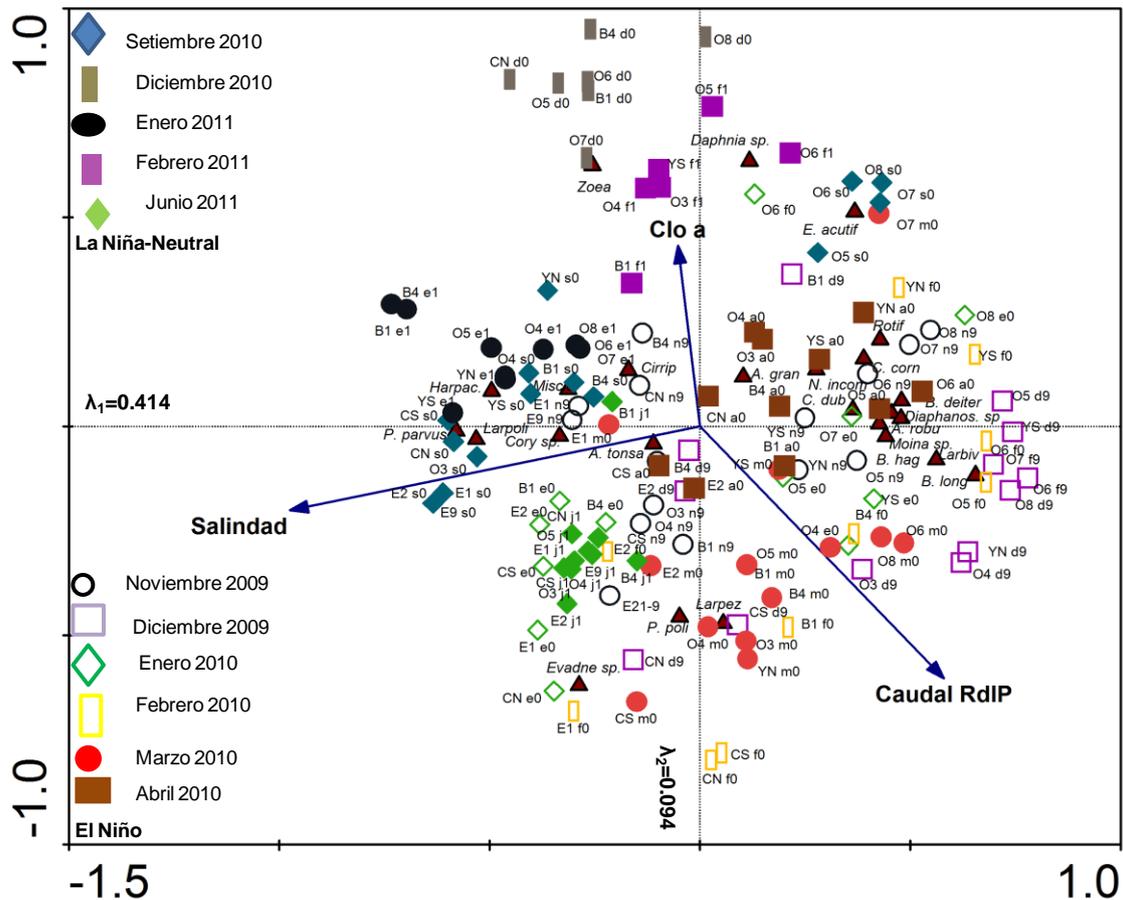
**Tabla 4.3** Análisis de Correspondencia Canónica de las especies mesozooplancónicas con las variables ambientales seleccionadas utilizando selección automática.

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
<b>Autovalores</b> :	0.414	0.094	0.067	0.618	4.430
<b>Correlaciones ambiente-especies:</b>	0.755	0.497	0.398	0.000	
<b>% acumulativo de la varianza de especies</b> :	9.4	11.5	13.0	26.9	
<b>relación especies-ambiente:</b>	72.0	88.4	100.0	0.0	
<b>Suma de todos los autovalores:</b>					4.430
<b>Suma de todos los autovalores canónicos (P=0.0001)</b>					0.575

**Tabla 4.4** Contribuciones al % de variación de las variables ambientales (\*p<0.01) y correlaciones de las variables con los ejes canónicos.

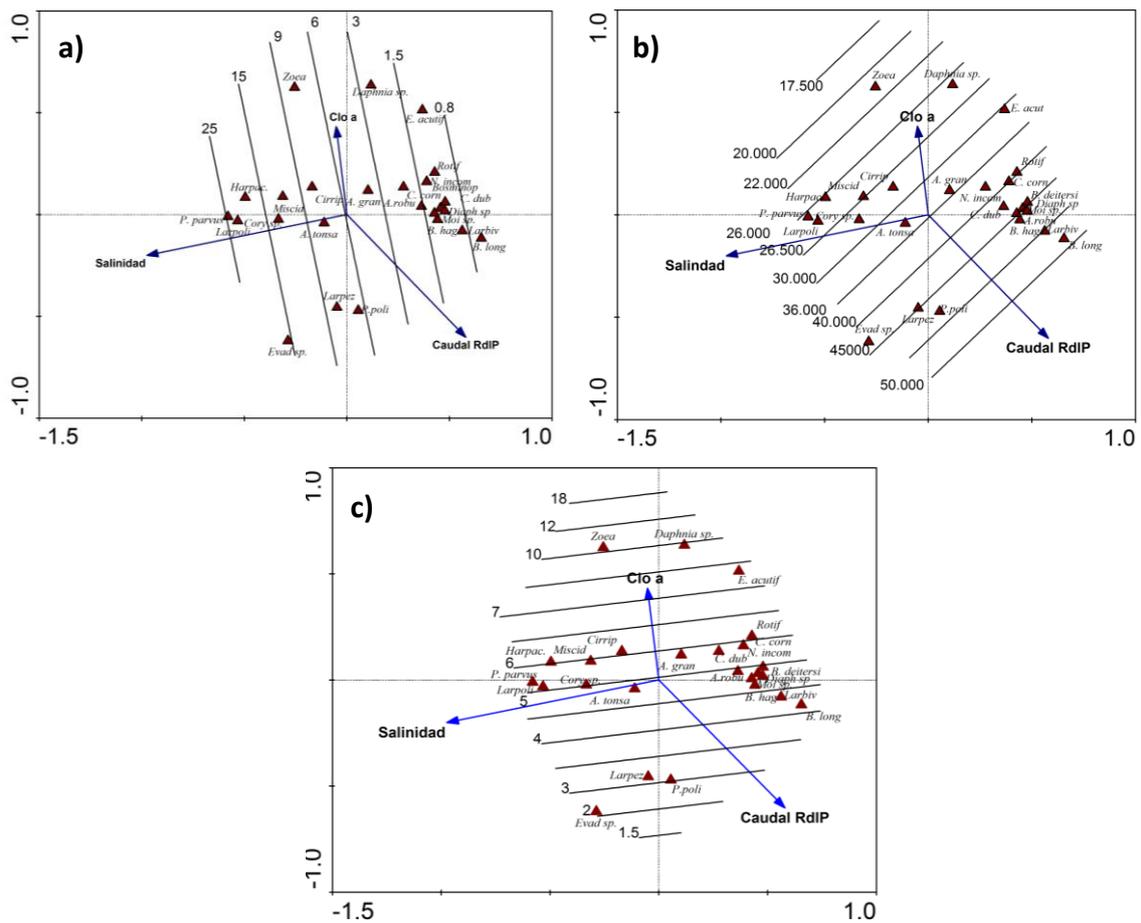
Variables	% explicado	F	Correlación y eje canónico
Salinidad	0.40	11.75*	-0,74 (eje 1)
Caudal Río de la Plata	0.10	2.94*	0,44 (eje 1)
Clorofila <i>a</i>	0.075	2.4*	0,21 (eje 2)

En la figura 4.3 se presenta el diagrama de ordenación de las estaciones de muestreo y especies/grupos zooplanctónicos de acuerdo con su correlación con las variables ambientales significativas. El eje 1 se corresponde con la variabilidad hidrológica (salinidad y caudal del RdIP), mientras que el eje 2 se interpreta como la productividad del sistema (Clo *a*). En el eje 1 se identifica una heterogeneidad espacio-temporal, con presencia de estaciones de la zona oeste y Bahía de Montevideo durante la fase “El Niño” (noviembre y diciembre 2009, enero, febrero, marzo y abril 2010). Estas estaciones se ubican en los cuadrantes de la derecha (superior e inferior) en un gradiente creciente de caudal del RdIP. En estos cuadrantes se ubican especies de cladóceros típicas de sistemas fluviales del Río Uruguay y Río Paraná. En sentido inverso y hacia la izquierda del diagrama asociados al eje 1, se ubican estaciones en un gradiente de incremento salino (mayormente meses “La Niña-Neutral”). Igualmente asociadas al eje 2, se identifican estaciones con mayores valores de Clo *a* y menores valores de caudal del RdIP; las estaciones ubicadas en los cuadrantes de la izquierda se corresponden con meses de la fase “La Niña-Neutral” (setiembre y diciembre 2010, enero, febrero y junio 2011). En estos cuadrantes se encuentran especies zooplanctónicas típicas de la zona media del RdIP (*A. tonsa*, *P. parvus*, *Coycaeus* sp.) y cladóceros de aguas salobre-marina (*Evadne* sp.), así como grupos del merozooplankton (Larvas poliqueto, Larva de pez, Zoea).



**Figura 4.3** Análisis de correspondencia canónica entre las abundancias específicas/grupos mesozooplanktónicos y variables ambientales durante ambas fases del ENOS 2009-2010. Referencias: B, E, O: zonas muestreo Bahía de Montevideo, Zona Este y Oeste; e-d: mes muestreo (ver referencias figura); 9, 0, 1: año muestreo (2009, 2010, 2011); especies y grupos zooplanktónicos: triángulos marrones.

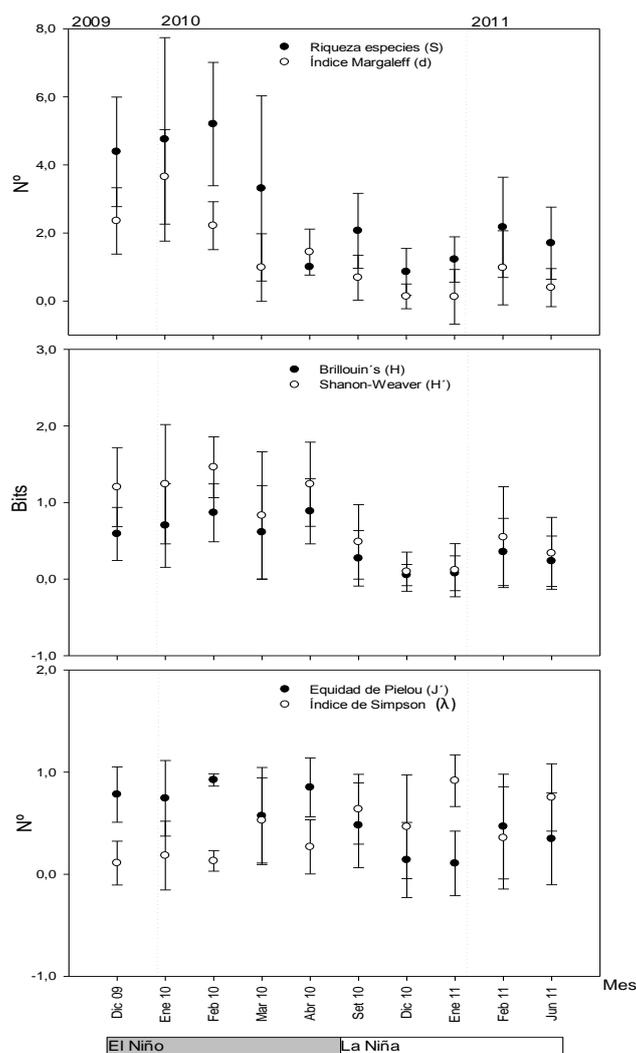
Durante meses correspondientes a “El Niño”, el sistema presentó bajas salinidades ( $0.8-3$ ) y elevados caudales del RdIP ( $30.000-50.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ). La comunidad zooplanktónica estuvo caracterizada por especies de cladóceros (*B. hagmanii*, *B. longirrostris*, *C. dubia*, *C. cornuta*, *Bosminopsis* sp., *Moina* sp., *Diaphanosoma* sp., *Daphnia* sp.), copépodos de agua dulce (principalmente *N. incompositus* y *A. robustus*), larvas de bivalvos y rotíferos, (Fig. 4.4 a-b). Durante meses “La Niña-Neutral”, el sistema presentó mayores salinidades ( $6-25$ ), caudales del RdIP  $< 26.500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  y valores mayores de clorofila ( $7-18 \mu\text{g L}^{-1}$ ). El zooplankton estuvo dominado por *A. tonsa*, presencia de *P. parvus* y *Corycaeus* sp., así como un mayor número de grupos merozooplanktónicos (Miscidacea, Harpacticoida, Cirripedia, larvas de crustáceos y poliquetos) y cladóceros de agua salobre-marina (*Evadne* sp.) (Fig. 4.4 a-c).



**Figura 4.4** Análisis de gradientes con las variables ambientales, a).- Salinidad, b).- Caudal RdIP c).- Clo a y especies de la comunidad mesozooplancónica durante evento ENOS 2009-2010.

#### 4.3.4 Índices ecológicos

La mayor aproximación taxonómica se logró en la Clase Branchiopoda (Cladocera y Copépoda) (Tabla 4.2); esta clase se consideró como la más representativa de la comunidad zooplanctónica y se utilizó para determinar los índices ecológicos. En la figura 4.5 se presentan los valores y variación temporal de los diferentes índices. Se encontraron diferencias significativas a escala temporal entre ambas fases del ENOS y entre estaciones; a escala espacial, durante “El Niño” se encontraron diferencias significativas entre la zona este y oeste (Anexo, Tablas 4.1.3a y 4.1.3b).



**Figura 4.5** Variación mensual de los índices ecológicos de la Clase Branchiopoda (Cladocera y Copépoda) durante el período de estudio; se indican fases del ENOS 2009-2010.

Durante “El Niño”, los índices ecológicos estuvieron correlacionados significativamente con un mayor número de variables ambientales, mientras que durante “La Niña-Neutral”, presentaron asociaciones significativas únicamente con la turbidez (Anexo, Tabla 4.1.4).

#### 4.3.4.1 “Índice Zooplancton”

La tabla 4.4 presenta las correlaciones significativas, entre las abundancias de los taxa mesozooplancónicos y variables ambientales. La salinidad presentó asociación positiva con las especies *A. tonsa*, *P. parvus*, larvas de cirripedios y poliquetos, así como con Miscidaceos; la asociación con la salinidad fue negativa con especies de cladóceros *B. hagmanii*, *B. longirrostris*, *C. dubia*, *C. cornuta*, *Bosminopsis* sp., *Moina* sp.,

*Diaphanosoma* sp., *Daphnia* sp., así como para *N. incompositus* y *A. robustus* y larvas de bivalvos. El caudal del RdIP mostró una relación positiva con las especies de cladóceros y los copepodos antes indicadas, excepto *C. cornuta*, *Bosminopsis* sp., *Daphnia* sp. y *N. incompositus*; fue negativa para *A. tonsa*, *A. granulatus* y larvas de cirripedios. La *Clo a* presentó asociaciones negativas con copepodos *A. tonsa*, zoea y miscidaceo, mientras que fue positiva con *P. parvus* (Tabla 4.5).

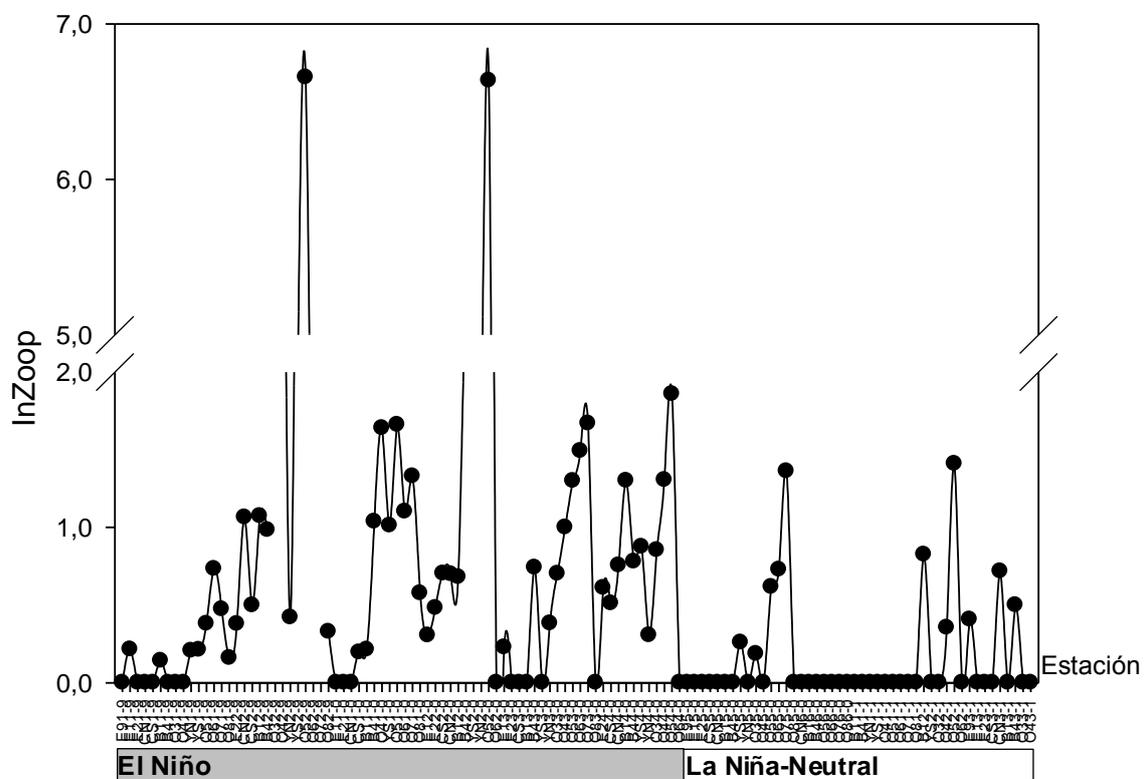
**Tabla 4.5** Asociaciones significativas (+ ó -) o no significativas (NS), entre abundancias de especies mesozooplancónicas y variables ambientales durante ENOS 2009-2010. Se indican las especies y grupos consideradas para la determinación del “InZoop” en el divisor (\*), dividendo (\*\*) o excluidas (\*\*\*).

	Salinidad	Caudal RdIP	Clo a
<i>A. tonsa</i> **	+	-	-
<i>P. parvus</i> **	+	NS	+
<i>A. granulatus</i> **	NS	-	NS
<i>N. incompositus</i> *	-	NS	NS
<i>A. robustus</i> *	-	+	NS
<i>Corycaeus</i> sp.**	NS	NS	NS
<i>E. acutifrons</i> ***	NS	NS	NS
<i>Harpacticoide</i> ***	NS	NS	NS
<i>B. hagmani</i> *	-	+	NS
<i>B. longirostris</i> *	-	+	NS
<i>Diaphanosoma</i> sp.*	-	+	NS
<i>Moina</i> sp.*	-	+	NS
<i>C. dubia</i> *	-	+	NS
<i>C. cornuta</i> *	-	NS	NS
<i>Bosminopsis</i> sp.*	-	NS	NS
<i>Evadne</i> sp.**	NS	+	NS
<i>Daphnia</i> sp.***	NS	NS	NS
<i>P. polyphemoides</i> *	NS	+	NS
Larva Cirripedio**	+	-	NS
Zoea**	NS	NS	-
Miscidaceo**	+	+	-
Larva Pez*	NS	+	NS
Larva Bivalvo*	-	+	NS
Larva Poliqueto**	+	NS	NS

Las especies y grupos zooplancónicos utilizados en la determinación del “InZoop” se indican en la tabla 4.5. Este índice presentó valores  $> 0$ , máximos durante la fase “El Niño”, valores intermedios y mínimos durante fase “La Niña-Neutral”. En esta fase se encontró una co-dominancia (Cladóceros-Copépodos) o dominancia de especies de

Copéodos. El “*InZoop*” mostró un promedio de  $0.65 \pm 1.20$ , mínimo de  $2 \cdot 10^{-5}$  en la zona Este durante junio 2011 y máximos de 6.66 en diciembre 2009 y febrero 2010, en la zona Oeste (Figura 4.6). Presentó variaciones espacio-temporales, los máximos se observaron durante “El Niño” ( $0.99 \pm 1.41$ ;  $n=74$ ) y mínimos en “La Niña-Neutral” ( $0.16 \pm 0.34$ ;  $n=47$ ) con diferencias significativas entre ambas fases ( $Z=2.72$ ;  $p<0,01$ ). Adicionalmente, presentó diferencias significativas entre estaciones (primav.-verano:  $Z: 1.52$ ;  $p<0.05$ , primav.-otoño:  $1.88$ ;  $p<0.05$ ; inv.-otoño:  $1.40$   $p<0.05$ ). Durante “El Niño” mostró diferencias significativas entre las zonas Este y Oeste ( $Z=1.891$ ;  $p<0,01$ ) y Bahía de Montevideo con zona Este ( $Z=1.372$ ;  $p<0.05$ ). En meses de la fase “La Niña-Neutral”, no mostró diferencias entre zonas.

Durante el período de estudio mostró una asociación significativa con la riqueza de especies ( $0.802$ ;  $p<0.01$ ;  $n=11$ ), índice de Margaleff ( $0.868$ ;  $p<0.01$ ;  $n=11$ ),  $H'$  ( $0.689$ ;  $p<0.05$ ;  $n=11$ ), caudal promedio mensual del RdIP ( $0.843$ ;  $p<0.01$ ;  $n=11$ ) y con el índice Niño 3.4 ( $0.651$ ;  $p<0.05$ ;  $n=11$ ). Durante ambas fases presentó asociaciones significativas con variables ambientales (Anexo, Tabla 4.1.4).



**Figura 4.6** Variación del “*InZoop*” durante período de estudio. Se indican fases “El Niño” y “La Niña-Neutral”.

#### 4.4 DISCUSIÓN

Los indicadores comunitarios (abundancia) e índices ecológicos (riqueza, diversidad, dominancia e “*InZoop*”), reflejan la composición del meso-zooplankton frente a las condiciones ambientales (hidrológicas, salinidad, turbidez, clorofila *a*) observadas en la costa norte del RdIP durante el evento ENOS 2009-2010. Durante la fase “El Niño” se observó una comunidad con mayor riqueza por cladóceros típicos de sistemas fluviales de la cuenca del Plata debido al incremento en los caudales del RdIP. Esto ocasionó una variabilidad espacial reflejada en diferencias (riqueza, diversidad e “*InZoop*”) entre las zonas Oeste y Este. La variabilidad temporal se evidenció por diferencias en las abundancias e índices ecológicos entre ambas fases del ENOS y estaciones. Durante “La Niña-Neutral” se encontró una comunidad mesozooplanctónica con menor riqueza de especies y dominada por copépodos.

##### *Comunidad mesozooplanctónica*

La composición del mesozooplankton encontrada, es típica de ambientes estuarinos, presentando un número bajo de taxa y altas densidades. La especie dominante fue *A. tonsa*, mientras que en el meroplankton predominaron las larvas de cirripedios. Para diferentes ambientes costeros de Uruguay, Cerveto *et al.* (2006), reportan un total de 38 taxa zooplanctónicos, siendo 25 holoplanctónicos y 13 meroplanctónicos. Un mayor número de taxa encontrado por estos autores se explica por los mayores valores de salinidad encontrados en ecosistemas acuáticos de la costa Uruguay (ej. Bahía de Maldonado, Lagunas José Ignacio, Garzón, Rocha). A pesar de estas diferencias, el número de taxa mesozooplanctónicos encontrados por Cerveto *et al.* (2006) en sistemas acuáticos de la costa norte del RdIP (ej: Punta Brava, Playa Buceo, A° Solís Grande), es similar a lo reportado para el presente estudio. Complementariamente, las especies reportadas en el presente estudio, coinciden con otros estudios previos para el estuario del RdIP (Fernández *et al.* 1994, Marrani *et al.* 2004, Berasategui *et al.* 2006, Derisio *et al.* 2014).

Para el RdIP, Berasategui *et al.* (2006) identifican un grupo de especies zooplanctónicas típicas de asociaciones estuarinas (*A. tonsa*, *P. parvus*, *P. crassirostris*) y de agua dulce (*A. robustus*, *N. incompositus*, *N. spiniger* y *P. richardi*). Estas especies presentan un rango de distribución con salinidades entre 0-30.8 (promedio 14.88) y temperaturas

entre 7.2-24.0 °C (promedio 15.7 °C). La mayoría de las especies de copépodos identificadas en el presente estudio (4 especies), coinciden con las reportadas por Berasategui *et al.* (2006). *Acartia tonsa* es un calanoide que mostró una distribución en el rango de salinidades 0.02-33 (promedio  $8.5 \pm 7.7$ ) y temperaturas 10.2-28.2 °C (promedio  $20.7 \pm 4.6$  °C), valores similares a los reportados por Cerveto *et al.* (2006). *Paracalanus parvus* se encontró en salinidades de  $22.1 \pm 6.2$  y temperaturas  $26.5 \pm 1.6$  °C. Los copépodos mostraron asociaciones negativas con el caudal del RdIP durante “El Niño” y positivas durante “La Niña-Neutral”. El rango de distribución encontrado para ambas especies con respecto a la salinidad y temperatura se encuentra dentro de los límites reportados por Berasategui *et al.* (2006), aunque con diferencias en los valores promedios de estas variables. Estas diferencias en las condiciones ambientales promedio, estarían asociadas al comportamiento hidrológico (elevados caudales, bajas salinidades), ocasionado por el evento ENOS 2009-2010 que refleja las características de las especies encontradas cuya condición es eurihalina para *A. tonsa* (Cervetto *et al.* 2006), mientras que *P. parvus* es principalmente marina (Berasategui *et al.* 2006).

*Acartia tonsa*, es una típica de ambientes costeros y condiciones estuarinas (Ambler 1986, Derisio *et al.* 2014). Según Ambler (1986), presenta elevadas tasas reproductivas, dependientes de la temperatura y elevadas tolerancias a los cambios de salinidad; Derisio *et al.* (2014), sugiere que presenta preferencia por la zona interna estuarina y con el máximo de turbidez del RdIP. Durante el presente estudio, esta especie presentó el mayor porcentaje de ocurrencia de las especies zooplanctónicas reportadas (96% de las muestras analizadas) y diferencias en las abundancias durante ambas fases del ENOS 2009-2010. La presencia de *A. tonsa* en la zona costera de Montevideo durante ambas fases (cálida y fría) del ENOS 2009-2010, se explica por las tolerancias ambientales (salinidad, temperatura y turbidez), facilidades omnívoras de colonización que presenta la especie en ambientes estuarinos y su condición de especie eurihalina.

Otras especies de copépodos encontradas corresponden a *Corycaeus sp.* y *E. acutifrons*. Según Cepeda (2006), *E. acutifrons* caracteriza a la asociación estuarino-costera de copépodos reportadas para primavera en el RdIP; Marrani *et al.* (2004), encuentra en la costa norte del RdIP un grupo compuesto por los copépodos *A. tonsa* y *Corycaeus sp.*, correspondiendo a especies costeras estuarinas. Berasategui *et al.* (2006) encontraron una asociación de copépodos de agua dulce con un número mayor de especies que la

reportada en el presente estudio. *Acanthocyclops robustus* y *N. incompositus* presentaron mayores abundancias en estaciones de la zona Oeste, durante meses “El Niño”, mostraron una asociación negativa con la salinidad y positiva con la turbidez, mientras que *A. robustus*, mostró una asociación positiva con el caudal del RdIP. En los principales ríos de América del Sur y en la región Neotropical existen diversos géneros endémicos de Diaptomidae, especialmente *Notodiaptomus* y *Argyrodiaptomus*; *Notodiaptomus* está representado por diversas especies en los principales ríos de la región mientras que *Argyrodiaptomus* se distribuye particularmente en la cuenca del RdIP (José de Paggi & Paggi 2014). Las bajas abundancias de ambas especies durante el ENOS 2009-2010, estaría explicado por los óptimos ambientales de ambas especies con respecto a la salinidad, caudal del RdIP y turbidez. La disminución de la salinidad y aumento del caudal principalmente durante la fase “El Niño”, promoverían condiciones favorables para el desarrollo de ambas especies de copépodos.

La presencia de especies de copépodos típicamente estuarinas (*A. tonsa* y *Corycaeus* sp.), estuarina-costera (*E. acutifrons*), marina (*P. parvus*) y dulceacuícolas (*A. robustus* y *N. incompositus*), reflejan las condiciones estuarinas de la costa norte del RdIP. Destaca la variabilidad en las condiciones salinas de la costa norte del RdIP durante el período de estudio, incluyendo las fases del ENOS 2009-2010.

Se identificaron un total de 8 géneros y 10 especies de cladóceros (Branchiopoda según Paggi 2004) presentando cuatro de las siete familias que conforman la totalidad de la diversidad de la fauna de cladóceros del litoral fluvial Argentino (total 49 géneros y 160 especies), siendo que las familias encontradas están integradas como máximo por 4 géneros (Paggi 2004). Estudios zooplanctónicos realizados en el RdIP describen a los cladóceros como grupo bien representado en la comunidad zooplanctónica (Marrari *et al.* 2004, Cepeda 2006), principalmente durante épocas de primavera-verano, aunque con un número menor de especies (4-5), que las reportadas en el presente estudio (10 especies).

La mayoría de las especies de cladóceros encontradas (excepto *P. polyphemoides* y *Evadne* sp.), han sido previamente reportadas para sistemas fluviales de Uruguay como el Río Negro o Río Uruguay (Conde *et al.* 2002, Chalar *et al.* 2002, Brugnoli *et al.* 2011). *Pleopys polyphemoides* es referida en diversos estudios del RdIP (Marrani *et al.*

2004, Cepeda *et al.* 2006) y se la considera como especie típica de zonas costeras-estuarinas; *Evadne sp.* se reportó durante febrero 2010 en la zona este y está asociada a salinidad y temperaturas medias (9-15; 21-25°C, respectivamente). La mencionada especie es citada por Cervetto *et al.* (2006), a partir de la zona costera de Maldonado siendo un género de cladóceros correspondiente a aguas salobres-marinas. Ambas especies de cladóceros están poco representadas durante el período de estudio.

Las abundancias de los cladóceros presentaron diferencias significativas entre ambas fases del ENOS y determinadas especies mostraron asociaciones inversas con la salinidad y positivas con el caudal, turbidez y temperatura. Estas especies son *B. hagmanii*, *B. longirostris*, *C. dubia*, *C. cornuta*, *Moina sp.* y *Diaphanosoma sp.*, que corresponden a géneros y especies típicos de la fauna del litoral Argentino (Río Paraná medio) (Paggi 2004). Según de José de Paggi & Paggi (2014) los cladóceros de los grandes ríos de Sudamérica (ej: Paraná), presentan como especies comunes de cladóceros a Bosminidos (ej: *B. hagmanii*, *B. longirostris*, *Bosminopsis sp.*) que por su forma (globosa), se benefician para mantenerse en los ríos. El género *Diaphanosoma sp.* estaría presente en los humedales de llanuras y no sería una especie común en el canal principal de los ríos (José de Paggi & Paggi 2014). Dentro de los cladóceros de los grandes ríos de la cuenca del Plata, en abundancia y frecuencia de aparición, resultan dominantes las especies de *Bosmina* y *Bosminopsis sp.*, mientras que en menor grado *Diaphanosoma*, *Ceriodaphnia* y con menores abundancias *Daphnia sp.* (José de Paggi & Paggi 2014).

Dentro del meroplancton se identificó una importante variedad de organismos (6 taxa), pertenecientes a larvas de moluscos, poliquetos, crustáceos (decápodos), cirripedios y peces. Estos organismos presentan un desarrollo larval planctónico y en su fase juvenil, se reclutan en comunidades bentónicas de sustratos consolidados (cirripedios, bivalvos), inconsolidados (crustáceos) o en comunidades nectónicas (peces) en la costa del RdIP (Giménez 2006, Brazeiro & Borthagaray 2006, Vizziano *et al.* 2001). En el meroplancton resaltan las larvas de cirripedios por la periodicidad de aparición (75% de las muestras), mientras que por las abundancias extremas, destacan las larvas de bivalvos. Ambos grupos presentan diferencias en sus óptimos ambientales y una amplia distribución en sustratos consolidados de la zona a estudio (Giménez 2006, Brazeiro & Borthagaray 2006, Machado 2016). Las larvas de cirripedios presentaron una

asociación positiva con la salinidad y negativa con el caudal del RdIP, mientras que los bivalvos mostraron asociaciones inversas (negativa con salinidad y positiva con caudal). Los bivalvos presentaron mayores abundancias con valores de baja salinidad; adicionalmente el máximo larval reportado para este grupo de organismos se encontró en la zona Oeste (O8), durante marzo 2010. Estos resultados sugieren que el máximo larval podría corresponder a la especie de molusco exótico invasor, *Limnoperna fortunei*. Esta especie es un bivalvo de agua dulce, con tolerancias salinas de 3, presencia de estadios larvales y máximos reproductivos durante fines de verano e inicios de otoño (Darrigran 2002), coincidente con las épocas de altos caudales y bajas salinidades del presente estudio. Esta especie presenta el límite de distribución oeste para el RdIP en la zona de Punta Espinillo (Brugnoli *et al.* 2005), coincidiendo con el sitio de reporte del máximo larval del estudio. Por otro lado, las larvas de cirripedios no se identificaron a nivel de especie, aunque pertenecerían a la especie exótica *Amphibalanus improvisus*. Recientes estudios, la señalan como la especie exótica incrustante más frecuente en sustratos consolidados (natural y artificial) de la Bahía de Montevideo (Machado 2016). Es un balano bentónico habitante de la zona intermareal y submareal rocosa, ampliamente distribuido en la zona media y externa del RdIP (Cervetto *et al.* 2006, Giménez 2006, Brazeiro & Borthagaray 2006). Durante el presente estudio las larvas de *A. improvisus* fueron los organismos más representativos del meroplancton, resultados que coinciden con los sugerido por Cervetto *et al.* (2006). Sin embargo, contrario a lo sugerido por los mencionados autores, se encontró un comportamiento mayormente asociado con la salinidad (asociación positiva) y no con la temperatura. Según Giménez (2006), esta especie presenta un rango muy amplio de tolerancia salina. La ZCM se encuentra en las cercanías del frente de turbidez, citada como área de alimentación y/o desove de especies de peces de importancia comercial (ej. *Micropogonias furnieri* entre otros) con presencia de larvas con estadios de vida planctónico (Vizziano *et al.* 2001), que explican la presencia de larvas de peces durante el período del presente estudio. La variedad de organismos meroplanctónicos encontrada es característica de sistemas estuarinos y refleja la diversidad de ecosistemas acuáticos presentes en la zona costera de Montevideo (fondos blandos, puntas rocosas, sustratos consolidados artificiales, humedales costeros).

### *Índices ecológicos y variabilidad ambiental*

Los valores de abundancias totales se encuentran en el rango de otros estudios realizados en la costa Norte del RdIP (Calliari *et al.* 2004, Cervetto *et al.* 2006). Los mayores valores de la desviación estándar con respecto al promedio, son comunes de encontrarlos en estudios zooplanctónicos (Cervetto *et al.* 2006). Los valores mínimos y las diferencias temporales reportadas durante el período de estudio (ej: holoplancton), estarían relacionados con la temperatura (estacionalidad de zonas templadas), así como con las condiciones hidrológicas que presentó la zona a estudio. Según de José de Paggi & Paggi (2014), las condiciones hidrológicas extremas (sequías o inundaciones) en los principales ríos de la cuenca del Plata, tienen efecto en la densidad y riqueza del zooplancton; adicionalmente, José de Paggi *et al.* (2014) encontraron una asociación negativa entre la velocidad del agua y la densidad de organismos.

La salinidad, caudal y Clo *a* explicaron un importante porcentaje de la relación especie-ambiente en el ACC; adicionalmente durante la fase “El Niño” se encontraron correlaciones entre índices ecológicos (riqueza, diversidad) y variables hidrológicas (caudal) o ambientales (turbidez, salinidad, temperatura). Estos resultados sugieren que durante la fase “El Niño” los factores hidrológicos promovieron una modificación en la riqueza y diversidad zooplanctónica. Estos cambios ocasionaron una heterogeneidad espacial en la composición del mesozooplancton entre las zonas Oeste, Este y Bahía de Montevideo. Durante las elevadas descargas (meses “El Niño”) del Río Uruguay y Río Paraná existió un importante aporte de especies de cladóceros típicos de estos sistemas de agua dulce, ocasionando un incremento en las abundancias de este grupo, principalmente en la zona Oeste, promoviendo la presencia de parches con diferentes proporciones de especies, reflejado en la heterogeneidad encontrada entre las zonas de estudio. Este comportamiento representa una importante contribución a la riqueza y diversidad de la comunidad zooplanctónica para la costa norte del RdIP. Según Paggi (1993), los grandes cursos de agua de la cuenca del Plata, constituyen corredores de dispersión de especies de abolengo tropical hacia áreas climáticas subtropicales y templadas. En este sentido, el Río Paraná constituye una vía de poblamiento hacia el sur de fauna acuática tropical o sub-tropical (José de Paggi & Paggi 2014).

Durante épocas de aguas bajas (sequías) y altas (inundaciones), en el Río Paraná medio se ha observado un comportamiento diferencial de los indicadores ecológicos de la

comunidad zooplanctónica, siendo estas diferencias hidrológicas consideradas como “ventanas de oportunidad ecológica para el zooplancton” (*sensu lato* José de Paggi *et al.* 2014). Condiciones extremas de inundaciones, pueden ocasionar estrés a los organismos zooplanctónicos, reduciendo la densidad de las poblaciones, alterando las interacciones inter-específicas (predación y competencia); mientras que en épocas de aguas bajas pueden existir cambios en las condiciones de calidad de agua (Lake 2003). Las condiciones de estrés para la zona de estudio correspondieron a los elevados caudales ocasionando valores de elevada turbidez y baja salinidad, mientras que durante bajos caudales, existiría menores valores de turbidez, con valores intermedios y altos de Clo *a.* Durante meses “El Niño” se identifica una comunidad mesozooplanctónica con mayor riqueza de especies en la zona Oeste, debido a la presencia de especies de cladóceros. Por otro lado, durante épocas de aguas bajas (fase “La Niña-Neutral”), no se encuentran diferencias en los indicadores comunitarios y ecológicos entre las zonas de estudio, reflejando una menor diversidad y mayor equidad; corresponde a una comunidad dominada espacialmente y temporalmente por *A. tonsa*, con la presencia de valores intermedios de Clo *a.* Esta especie se encuentra adaptada a las condiciones variables (salinidad, turbidez, temperatura) del área de estudio correspondientes a la zona del frente de turbidez (Derisio *et al.* 2014).

Estos planteamientos están de acuerdo con lo sugerido por Remane (1934) quien indica que los máximos de diversidad de invertebrados en una zona estuarina se encuentran en los extremos dulceacuícola y marino, siendo la zona estuarina la más pobre en especies. Para la zona costera de Montevideo los meses de la fase “El Niño” se corresponderían con el extremo dulceacuícola con máximos de diversidad (mayormente representados por cladóceros de agua dulce), mientras durante meses “La Niña-Neutral” correspondería a una zona típicamente estuarina con mínimos de diversidad, dominado principalmente por el copépodo *A. tonsa*.

Adicionalmente, los cambios observados en los descriptores de diversidad de la comunidad zooplanctónica están de acuerdo con la teoría del disturbio intermedio propuesta por Connell (1979). Según Connell (1979), las situaciones de alta diversidad representan un estado intermedio de equilibrio en la sucesión de especies de un sistema, posterior a un disturbio en el cual, algunas poblaciones de especies decrecen y otras incrementan sus abundancias. En el presente estudio, la forzante ambiental corresponde

a los caudales del RdIP durante la fase “El Niño”, generando un disturbio intermedio en el sistema. Esto incrementa las poblaciones de especies zooplanctónicas adaptadas a altos caudales y bajas salinidades (cladóceros Bosminidae, *Ceriodaphnia* y copépodos calanoides de agua dulce, ej: *Notodiaptomus*, *Argyrodiaptomus*), frente a las poblaciones dominantes de copépodos estuarinos típicos de la zona costera norte del RdIP (*A. tonsa*). Esta teoría permitiría explicar los patrones de diversidad observados en el mesozooplankton durante el período de estudio con mayor diversidad y riqueza de especies durante la fase “El Niño” y menor durante “La Niña-Neutral”.

## **CAPÍTULO 5.- Indicadores ecológicos y bióticos de la macrofauna bentónica submareal, ¿respuesta a la variabilidad natural o antrópica?**

---

### **5.1 INTRODUCCIÓN**

Los macro-invertebrados bentónicos en su mayoría son organismos no móviles (sedentarios) abundantes y ampliamente distribuidos en ecosistemas acuáticos continentales, costeros u oceánicos. Las comunidades de la macrofauna bentónica están conformadas por un conjunto de especies con variada sensibilidad al estrés, ciclos de vida largo y tiempos de reacción rápidos, resultando en un espectro de respuestas reconocibles frente a perturbaciones naturales o antrópicas (Pearson & Rosenberg, 1978, Salas *et al.* 2006, Dean 2008). Adicionalmente se encuentran ampliamente documentadas las respuestas de especies de macro-invertebrados frente a determinados contaminantes, ocasionando cambios en la diversidad, riqueza de especies o composición de los grupos tróficos (Dauer 1993, Brown *et al.* 2000, Salas *et al.* 2006).

De esta manera, las características de los macroinvertebrados bentónicos los ubica como el grupo de organismos mayormente utilizados para la determinación de índices bióticos y frecuentemente utilizados como bio-indicadores en monitoreos marinos (Borja *et al.* 2000, Chessman *et al.*, 2007, Dean 2008). Diversos estudios permitieron el desarrollo de un importante número de índices bióticos para evaluar el estado ecológico de sistemas estuarinos a nivel global (Borja *et al.*, 2004, 2009, 2016). Sin embargo, la aproximación mediante índices bióticos presenta dificultades para establecer condiciones de líneas de base y discriminar entre respuestas de los indicadores a condiciones estresantes naturales o antrópicas (Hutton *et al.*, 2015, Borja & Tunberg 2011).

Durante “El Niño” diversos estudios identifican cambios en las condiciones ambientales de la zona Pacífica, reflejados en variaciones en las comunidades bentónicas (Arntz *et al.* 1991, Tarazona *et al.* 1996, Caoyla 1999, Gutierrez *et al.* 2000, Sellanes *et al.* 2007). En la costa del Pacífico las principales alteraciones ambientales asociadas a esta fase del evento ENOS se relacionan con la profundización del límite superior de la zona mínima de oxígeno que oxigena la zona costera, la intrusión de

aguas cálidas y bajas concentraciones de nutrientes, generando bajas tasas de producción pelágica y reducción de los flujos verticales hacia ambientes bentónicos (Arntz *et al.* 1991, Gutierrez *et al.* 2000). En esta zona, los estudios realizados en la macrofauna de fondos blandos encontraron fluctuaciones a escala espacio-temporal, siendo más pronunciados durante y posterior a un evento “El Niño” fuerte. Los cambios reflejaron modificaciones en las abundancias y biomasa de poliquetos depositívoros de sub- superficie durante “El Niño” y un comportamiento opuesto de los depositívoros de superficie e interface, existiendo un cambio en el tamaño de las asociaciones, con una reducción del tamaño de los organismos (Sellanes *et al.* 2007). En otros estudios durante “El Niño” 97-98, se encontró que la concentración de oxígeno disuelto y el contenido de materia orgánica y la calidad del sedimento controla la distribución vertical de la macrofauna en el sedimento y el potencial de bioturbación (Gutierrez *et al.* 2000). Estos efectos están principalmente asociados con el incremento de temperatura, modificación del contenido de oxígeno disuelto o el flujo de materia orgánica hacia los ambientes bentónicos en sistema marino-costeros. Durante el evento ENOS 2009-2010 en la zona costera de Montevideo se identificó un incremento de los caudales del RdIP con una disminución de la salinidad y modificación del estado trófico del ambiente bentónico en la zona costera de Montevideo reflejado en variables de calidad del sedimento (Clo *a*, MOT, Carbohidratos, Proteínas) (García-Rodríguez *et al.* 2014). Adicionalmente, según Whitfield *et al.* (2012) en sistemas estuarinos la distribución de especies bentónicas y su dinámica a lo largo del gradiente salino puede cambiar significativamente.

Un índice biótico originalmente desarrollado para zonas costeras y estuarinas de Europa corresponde al AZTI Marine Biotic Index (“AMBI”) (Borja *et al.* 2000). El mismo está basado en el modelo de enriquecimiento orgánico de Pearson & Rosenberg (1978); considera la distribución de cinco grupos ecológicos de la macrofauna de fondos blandos (Grall & Glemarec 1997). Persigue como objetivo el monitoreo ambiental de macrofauna de sustratos inconsolidados asociados a perturbaciones de enriquecimiento orgánico (Borja *et al.* 2009). El índice AMBI mostró buen desempeño en zonas costeras de Sudamérica (Muniz *et al.* 2005), ambientes estuarinos de Uruguay (Muniz *et al.* 2005, 2012) y en la zona costera de Montevideo, RdIP (Muniz *et al.* 2005, 2011, Hutton *et al.* 2015). En esta zona dicho índice biótico clasifica el área interna de la Bahía de Montevideo como moderadamente perturbada (comunidad bentónica de

ambientes contaminados) y la zona costera adyacente (Punta Carretas y Punta Yeguas) se identifica como moderadamente contaminada o en transición presentando comunidades en transición a contaminadas y des-balanceadas (Muniz *et al.* 2005). Adicionalmente, en estudios recientes con un enfoque comparativo (período 10 años) el AMBI identifica un deterioro en la calidad ambiental bentónica en la zona costera adyacente a la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.* 2011). Sin embargo, en los estuarios en general, existen pocos estudios que analicen el efecto de la variabilidad natural ambiental y la variabilidad temporal del AMBI (Hutton *et al.* 2015, Muniz *et al.* 2012), siendo prácticamente nulos los que consideran como variabilidad ambiental las diferentes fases de eventos ENOS

En el presente capítulo se determinaron indicadores ecológicos (abundancia, diversidad, riqueza, dominancia) y bióticos (AMBI) de la macrofauna bentónica para identificar la presencia de heterogeneidades espacio-temporales por el evento ENOS 2009-2010 o por efectos antrópicos (enriquecimiento orgánico).

## **5.2 MATERIAL Y MÉTODOS**

### **5.2.1 Colecta de muestras**

En 24 estaciones de muestreo de la ZCM (Oeste: 11 estaciones, Bahía de Montevideo: 5 y Este: 8) (Figura 2.1, Capítulo 2), se realizaron 9 colectas de sedimento entre marzo 2009 y julio 2011 (2009: marzo, julio, octubre; 2010: enero, mayo, julio, octubre; 2011: febrero y julio). Se determinaron *in situ* parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) del fondo de la columna de agua, mediante un multiparámetro YSI *pro plus*. Se consideran como variable hidrológica los caudales del RdIP (capítulo 2).

Las muestras para el análisis de la macrofauna se colectaron mediante una draga van Veen (0,052 m<sup>2</sup>) considerando tres réplicas por estación. Adicionalmente se colectaron muestras de sedimento para el análisis de variables ambientales: granulometría, materia orgánica total, contenido de pigmentos (clorofila y feopigmentos) y contenido de proteínas.

### 5.2.2 Análisis de laboratorio

Las muestras para el análisis de la macrofauna se tamizaron en un tamiz con una malla de 500  $\mu\text{m}$  de abertura y la fracción de organismos retenidas se preservó en alcohol 70%. Para la identificación taxonómica y cuantificación, se utilizó una lupa binocular (Olympus modelo ZM 61) y claves de la región. Se cuantificaron la totalidad de organismos presentes en cada réplica, identificando hasta el mayor grado taxonómico posible. Las metodologías utilizadas para la determinación de las variables ambientales del sedimento se describen en García-Rodríguez *et al.* (2014)

### 5.2.3 Índices ecológicos

Para evaluar la diversidad de la comunidad macrobentónica se determinaron diferentes índices considerando el promedio de tres réplicas/estación. Se consideró la riqueza de especies (S), índice de Margalef (d) (Margalef, 1958), índice de diversidad de Shannon-Weaver ( $H'$ ;  $\text{Log}_2$ ) (Shannon & Weaver 1949) y Equitatividad de Pielou ( $J'$ ) (Pielou 1966). La determinación se realizó utilizando el programa PRIMER 6.0 (Versión 6.1.6, de PRIMER-E Ltd.).

### 5.2.4 Índice Biótico-Marino (AMBI)

El índice biótico AMBI, está basado en la distribución de las abundancias individuales en cinco grupos ecológicos (1) en las comunidades de fondos blandos, de acuerdo con su sensibilidad al incremento del gradiente de estrés ambiental (incremento del enriquecimiento de la materia orgánica).

*Grupos ecológicos:*

*Grupo I:* especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y presentes bajo condiciones no contaminadas; incluyen a carnívoros especialistas y algunos poliquetos tubícolas depositívoros

*Grupo II:* especies indiferentes al enriquecimiento, presentes siempre en bajas densidades con variaciones no significativas en el tiempo. Incluye suspensívoros, carnívoros menos selectivos y carroñeros

*Grupo III:* especies tolerantes al exceso del enriquecimiento de materia orgánica. Estas especies pueden ocurrir bajo condiciones normales; sin embargo, sus poblaciones son estimuladas por el enriquecimiento orgánico. Incluyen especies depositóvoros de superficie como espónidos tubícolas.

*Grupo IV:* especies oportunistas de segundo orden, adaptados a condiciones de ligero y pronunciado desequilibrio. Principalmente poliquetos de tamaño pequeño: depositóvoros de sub-superficie como cerratúlidos.

*Grupo V:* especies oportunistas de primer orden, adaptadas a situaciones de pronunciados desequilibrios. Depósitovoros que proliferan en sedimentos reducidos.

Las especies se distribuyen en los mencionados grupos de acuerdo con su sensibilidad al enriquecimiento de materia orgánica. El índice está basado en el porcentaje de abundancia de cada grupo ecológico en un sitio, según el coeficiente biótico (CB):

$$CB: \frac{(0x\%GI) + (1.5x\%GII) + (3x\%GIII) + (4.5x\%GIV) + (6x\%GV)}{100}$$

100

Este coeficiente biótico presenta valores continuos entre 0-7, correspondiendo 0 no contaminado y 7 extremadamente contaminado o azoico. Representa la respuesta de las comunidades de fondos blandos a cambios naturales y antrópicos en la calidad de agua, integrando condiciones ambientales de largo plazo.

De acuerdo con el modelo teórico de Grall & Glemarec (1997) modificado por Borja *et al.* (2000), cada estación se clasificó en 8 categorías correspondientes al Índice Biótico (IB) (Tabla 5.1). De acuerdo con estos valores se le asignaron clasificación del sitio, el cual se corresponde con una determinada salud de la comunidad bentónica (Tabla 5.1).

Los valores del AMBI fueron calculados para cada réplica utilizando el software AMBI versión 5.0 (<http://www.azti.es/ingles/AMBI.htm>) de acuerdo con guías de Borja *et al.* (2012). Únicamente se consideraron taxas de invertebrados macrobentónicos de fondos blandos, considerando los taxas presentes en la clasificación de la lista de especies presente en [www.azti.ez](http://www.azti.ez) (Versión 2014). La asignación de las especies/grupo, así como las especies no asignadas/grupo para el presente trabajo se presenta en el Anexo (Tabla 5.1).

**Tabla 5.1** Resumen de los valores del Coeficiente e Índice Biótico, los grupos ecológicos dominantes y la salud de la comunidad bentónica (Borja *et al.* 2000).

Clasificación del nivel de contaminación del sitio	Coeficiente biótico	Índice Biótico	Grupo ecológico dominante	Salud de la comunidad bentónica
No contaminado	$0.0 < CB \leq 0.2$	0	I	Normal
No contaminado	$0.2 < CB \leq 1.2$	1		Empobrecida
Ligeramente contaminado	$1.2 < CB \leq 3.3$	2	III	Desbalanceada
Moderadamente contaminado	$3.3 < CB \leq 4.3$	3		Transición a contaminado <sup>a</sup>
Moderadamente contaminado	$4.5 < CB \leq 5.0$	4	I-V	Contaminado
Altamente contaminado	$5.0 < CB \leq 5.5$	5		Transición a altamente contaminado
Altamente contaminado	$5.5 < CB \leq 6.0$	6	V	Altamente contaminado
Extremadamente contaminado	Azoico	7	Azoico	Azoico

#### 5.2.4 Análisis de datos

Las abundancias totales y por grupos se transformaron mediante  $\log(x+1)$  y se determinó su ajuste con una distribución normal utilizando la prueba de Shapiro-Wilk; la abundancia total y de moluscos presentó distribución normal, mientras que las abundancias de los restantes grupos no presentaron distribución normal. Para identificar la heterogeneidad espacio-temporal de los índices comunitarios, ecológicos e índice biótico por efectos hidrológicos, variación estacional (fases “El Niño”, “La Niña-Neutral”; estaciones del año) o variación espacial (zonas de estudio), se realizaron análisis no paramétricos (Z de Kolmogorov-Smirnov) o paramétricos (ANOVA con test post-hoc de Tukey). Se consideraron zonas de estudio (Este, Bahía Montevideo, Oeste), fases (ENOS “El Niño”, “La Niña-Neutral”) y estaciones del año (Primavera: nov 09, set 10; Verano: dic 09, ene, feb 10, dic 10, ene, feb 11; Otoño: mar, abr 10 e Invierno: jul 11). Se realizaron correlaciones no paramétricas (Rho de Spearman) para establecer asociaciones entre variables ambientales, abundancias del macrobentos e índices ecológicos o bióticos (riqueza, diversidad, AMBI).

Se realizaron análisis multivariados considerando la técnica de ordenación restringida (gradiente de análisis directo) o Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (ter Braak & Prentice 1998). Se contrastaron las abundancias relativas de las especies de la macrofauna de sedimentos blandos con las variables abióticas de la columna de agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, caudal RdIP) y del sedimento (fangos, arena,

grava, contenidos de materia orgánica total, clorofila, feopigmentos y proteínas). Se excluyeron organismos no habitantes de la infanua o de sustratos blandos (Amphipodo, Tanaidaceo, *Cyrtograpsus angulatus*, *C. affinis*, Olivancillaria, Balanos, *Parandalia* sp., *Tectomatice pussila*, Bivalvos, Parvanachis, Cerratulidae, Glyceridae y Bocarddiela), así como taxa de la infauna con presencia  $\leq 1\%$  durante el período de estudio; las variables ambientales se transformaron mediante  $\log(x+1)$ . Se evaluó la significancia de ambos ejes canónicos y mediante Test de permutaciones de Montecarlo (n=999), se realizó una selección manual hacia adelante con variables ambientales que explicaron la varianza en las especies con significancias mayores al 99%. Se utilizó el programa CANOCO para Windows ver. 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002, 2012).

### 5.3 RESULTADOS

#### 5.3.1 Macrofauna (composición y abundancia)

Se encontraron un total de 41 taxa de invertebrados macrobentónicos (Tabla 5.2). El grupo taxonómico mayormente representado correspondió a Poliquetos con 18 taxa, seguido de Crustáceos (11) y Moluscos con 9 taxa; igualmente se reportaron grupos menores correspondiendo a Oligoquetos (1) y Nemertinos (1).

Las abundancias totales macrobentónicas oscilaron entre mínimos en la zona interna de la Bahía de Montevideo (B3, enero 2010 y B2, enero 2010), con ausencia de organismos (azoico) y máximos de 2698 ind.  $0.052 \text{ m}^{-2}$  en la zona oeste (Punta Yeguas Este, marzo 2009).

Las abundancias totales presentaron correlaciones significativas con la abundancia de moluscos (0.958  $p < 0.01$ ,  $n=190$ ) y poliquetos (0.519  $p < 0.01$ ,  $n=190$ ). El gasterópodo *Heleobia* cf. *australis* fue la especie con mayor abundancia (3638 ind.  $0.052 \text{ m}^{-2}$ ; Punta Yeguas Este), registrándose en el 98.5% de las muestras (ausente en Bahía de Montevideo B3 marzo 2009, B2 enero 2010 y B1 enero 2011) con porcentajes promedio de aportes a la abundancia total del 71% (máximos 100%).

**Tabla 5.2** Taxa de macroinvertebrados encontrados durante marzo 2009-julio 2011 en la zona costera de Montevideo.

Phyllum	Clase	Taxa			
Artropoda	Crustacea	<i>Balanus sp.</i>	Da Costa 1778		
		<i>Cyrtograpsus affinis</i>	Dana 1851		
		<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	Dana 1851		
		Cumacea ind.	Kroyer 1846		
		Decápoda ind.	Latreille 1802		
		<i>Idotea sp.</i>	Pallas 1772		
		<i>Macrochiridotea sp.</i>	Ohlin 1901		
		<i>Pagurus sp.</i>	Fabricius 1775		
		<i>Pinnixia sp.</i>	White 1846		
		Tanaidacea ind.	Dana 1849		
		Ostracodo	Latreille 1802		
		Mollusca	Bivalvia	<i>Erodona mactroides</i>	Bosc 1802
				<i>Macra isabelleana</i>	d'Orbigny 1846
<i>Tagelus sp.</i>	Lightfoot 1786				
Gastropoda	<i>Heleobia cf. australis</i>		d'Orbigny 1846		
	<i>Acteocina sp.</i>		Gray 1847		
	<i>Anachis sp.</i>		Say 1822		
	<i>Parvanachis sp.</i>		Radwing 1968		
	<i>Olivancillaria sp.</i>		d'Orbigny 1840		
	<i>Tectomatica pusilla</i>		Say		
Nemertina		Nemertina NI	Schultze 1851		
Annelida	Oligochaeta Polychaeta	<i>Bothrioneurum sp.</i>	Stoic 1886		
		<i>Alitta succinea</i>	Frey & Leuckart 1847		
		<i>Boccardia sp.</i>	Hartman 1948		
		<i>Capitella sp.</i>	Grube 1862		
		<i>Glycinde multidentis</i>	Grube 1858		
		<i>Heteromastus filiformis</i>	Claparède, 1864		
		<i>Kinbergonuphis sp.</i>	Fauchald 1982		
		<i>Laeonereis sp.</i>	Webster 1879		
		<i>Malacoceros sp.</i>	Quatrefagues 1843		
		<i>Nephtys fluviatilis</i>	Monro 1937		
		<i>Notomastus sp.</i>			
		<i>Parandalia sp.</i>	Emerson & Fauchald 1971		
		Paraonidae ind.	Cerruti 1909		
		<i>Polydora sp.</i>			
		<i>Sigambra grubei</i>	Grube 1858		
		Spio (Spionidae)	Grube 1850		
		Glyceridae (Hemipodus)	Quatrefagues 1865		
		Scoloplos			
		Owenidae			
		Polynoidae			

En la tabla 5.3 se presentan las diferencias significativas a nivel espacial (Bahía de Montevideo, Este y Oeste) y temporal (“El Niño” vs. “La Niña-Neutral”, estaciones del año) de las abundancias totales y principales grupos de la macrofauna bentónica.

**Tabla 5.3** Diferencias significativas espacio-temporales en las abundancias totales y por grupo macrobentónico durante el período de estudio. Ab: Abundancia, ns= no significativo, “EN”: El Niño; “LN-N”: La Niña-Neutral; P: Primavera, V: Verano, O: Otoño, I: Invierno; BM: Bahía Montevideo, ZE: Zona Este; ZO: Zona Oeste.

	Temporal		Espacial	
	“El Niño-“La Niña-Neutral”	Estaciones	“El Niño”	“La Niña-Neutral”
<b>Ab. Total</b>	ns	“LN-N”: F= 11.65; p<0.01 P-V; P-I; V-I, Tukey p=0.01; 0.043; 0.043	ns	ns
<b>Ab. Mol.</b>	ns	“LN-N”: F=6.513; p<0.01; P-V; P-I; V-I; Tukey p=0.01; 0.043; 0.043	BM-ZE: F=4.109 ; p<0.01 Tukey p=0.020;	ns
<b>Ab. Poliq.</b>	Z=-3.07; p<0.01	“EN”: P-V: Z=2.07; p<0.01 P-O: Z=1.94; p<0.01 I-V: Z=1.67; p<0.01 I-O: Z=1.71; p<0.01 “LN-N”: P-V: Z=1.54; p<0.01	BM-ZO: Z=1.576, p<0.05	BM-ZE: Z=1.48, p<0.05 BM-ZO: Z=1.52, p<0.05
<b>Ab. Crus.</b>	Z=-4.07; p<0.01	“LN-N”: V-I: Z=2.26; p<0.01	ns	ns

### 5.3.2 Macrofauna: variabilidad natural y antrópica

En la tabla 5.4 se presentan las correlaciones significativas entre las abundancias de los principales grupos de la macrofauna, con variables ambientales de la columna de agua y sedimento. El grupo que mayormente presentó asociaciones correspondió a los poliquetos, seguido de crustáceos; las variables que mayormente presentaron correlaciones significativas corresponden a la temperatura, salinidad y caudal del RdIP (columna de agua) y contenido de proteínas (sedimento).

**Tabla 5.4** Correlaciones significativas (Rho Spearman) entre abundancias de los principales grupos macrobentónicas y variables ambientales durante ambas fases del ENOS 2009-2010. \* 99%, \*\* 95%, ns= no significativo, \*\*\*: Nota al pie de tabla.

El Niño n=74-78	Temp.	Sali.	Oxíg dis.	Caudal RdIP	Grava	Arena	Fango	MOT	Prot.
<b>Poliquetos</b>	-0.432*	-0.297*	ns	-0.442*	ns	ns	ns	ns	ns
<b>Crustáceos</b>	ns	ns	0.246**	-0.224*	ns	ns	ns	ns	ns
<b>Otros</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
“LaNiña- Neutral” n=112	Temp.	Sali.	Oxíg dis.	Caudal RdIP	Grava	Arena	Fango	MOT	Prot.
<b>Poliquetos</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.231*	-0.322*
<b>Crustáceos</b>	0.309*	ns	ns	-0.393*	ns	ns	ns	ns	-0.470*
<b>Otros</b>	0.299*	0.349*	-0.399*	-0.344*	0.252*	0.296*	-0.306*	ns	ns

\*\*\* La concentración de proteínas presentó asociaciones significativas durante “La Niña-Neutral” con abundancia total (-0.288\*), moluscos (-0.278\*) y *Heleobia australis* (-0.246\*). La clorofila presentó asociaciones significativas con la abundancia de poliquetos durante “El Niño” (0.270\*\*).

El ACC mostró los dos primeros ejes canónicos significativos, donde el primero presentó un autovalor del 0.110 (F=6.14, p<0.01) y ambos ejes un autovalor del 0.215 (F=4.15, p<0.01), explicando el 88.5% de la varianza total en la relación especies-ambiente (Tabla 5.5). Las variables ambientales que presentaron correlaciones significativas (p<0.01) con los taxa macrobentónicos, correspondieron a salinidad, caudal RdIP y contenido de proteínas (Tabla 5.6). Para el análisis no se consideraron oxígeno disuelto, materia orgánica total, clorofila y feopigmentos del sedimento y tamaño de grano del sedimento por no presentar correlaciones significativas.

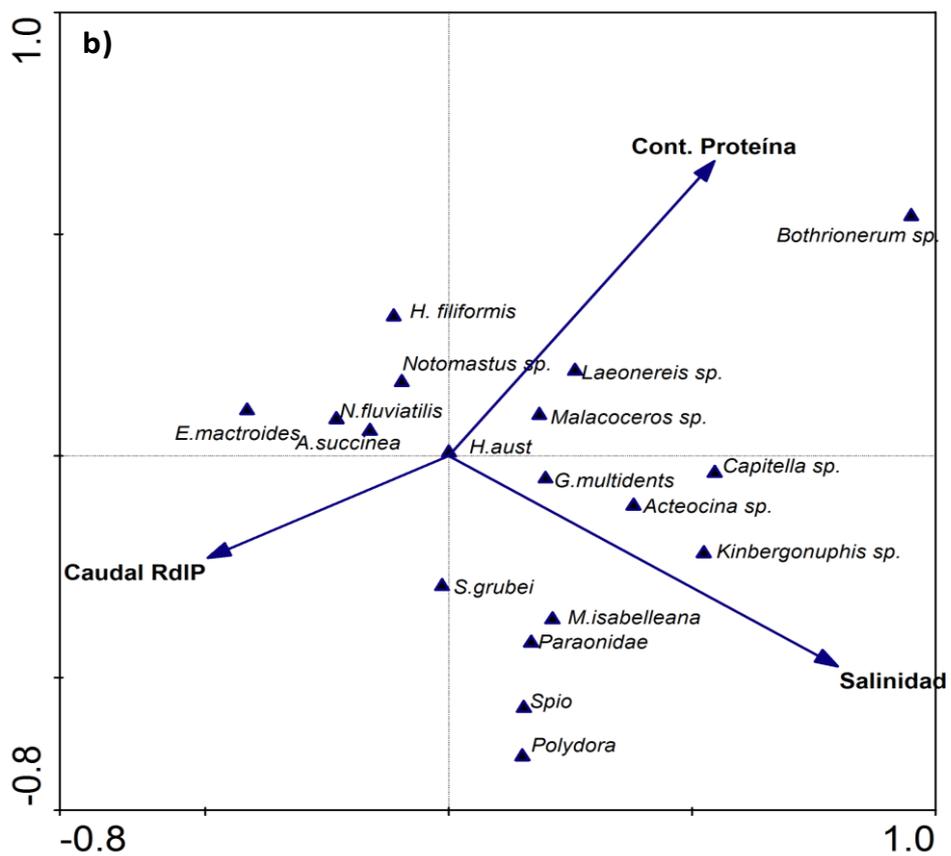
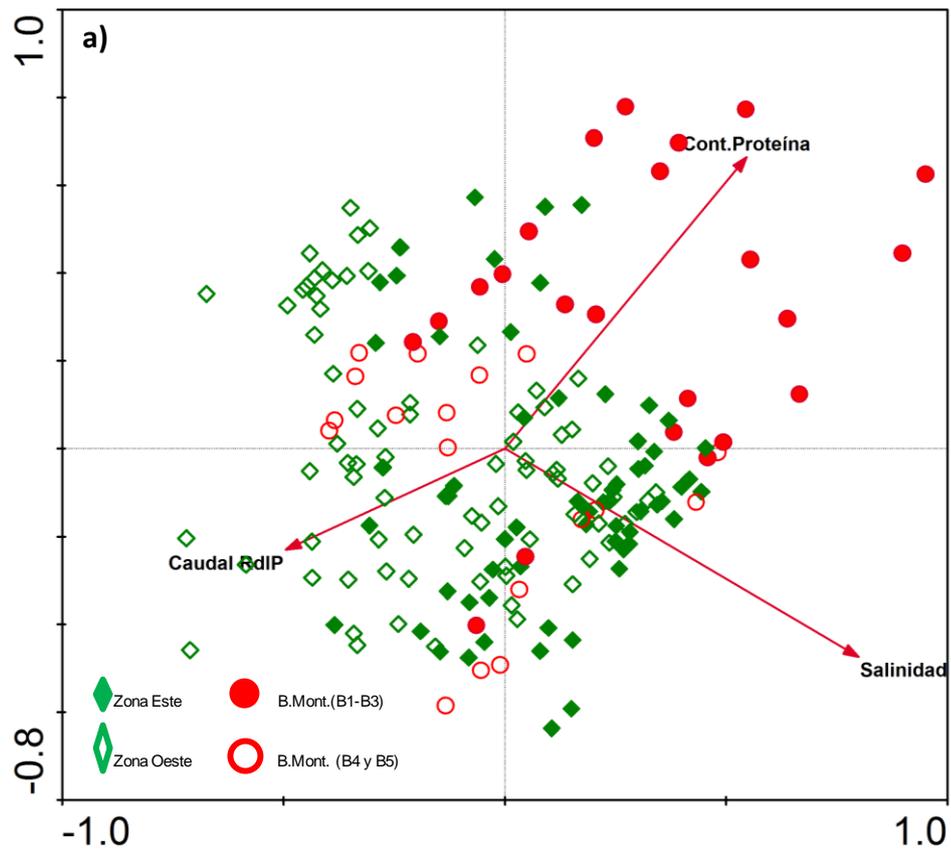
**Tabla 5.5** Análisis de Correspondencia Canónica de los taxa macrobentónicos con las variables ambientales seleccionadas utilizando selección hacia adelante manual (forward selection).

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
<b>Autovalores</b> :	0.110	0.081	0.025	0.606	3.425
<b>Correlaciones ambiente-especies:</b>	0.471	0.439	0.250	0.000	
<b>% acumulativo de la varianza de especies :</b>	3.2	5.6	6.3	24.0	
<b>relación especies-ambiente:</b>	50.9	88.5	100	0	
<b>Suma de todos los autovalores:</b>					3.425
<b>Suma de todos los autovalores canónicos (P=0.002)</b>					0.215

**Tabla 5.6** Contribuciones al % de variación de las variables ambientales (\*\*p<0.01) y correlaciones de las variables con los ejes canónicos.

Variables	% explicado	F	Correlación y eje canónico
Salinidad	0.0915	5.16**	0.3798(eje 1)
Proteína	0.0779	4.48**	0.2916 (eje 2)
Caudal RdIP	0.0457	2.51**	-0.2354 (eje 1)

En la figura 5.1 (a y b) se presenta el ACC entre los sitios de muestreo según las abundancias/taxa de la macrofauna bentónica y las variables ambientales. Se identifica asociado con el eje 1 un grupo de variables relacionadas con la variabilidad hidrológica (salinidad y caudal del RdIP); por otro lado, asociado al eje 2 se observa el contenido de proteínas, variable relacionada con el enriquecimiento orgánico de los sedimentos. Ambos grupos de variables refleja las condiciones ambientales a las cuales estuvo expuesta la comunidad macrobentónica durante el período de estudio. En la figura 5.1 a) donde se consideran las estaciones de muestreo se observa una ordenación en cuatro grupos de zonas del estudio; en el cuadrante superior derecho se ubican estaciones distribuidas en un gradiente de incremento del enriquecimiento orgánico (incremento en el contenido de proteínas) correspondientes a la zona interna de la Bahía de Montevideo (B1-B3). En estas estaciones la comunidad macrobentónica presenta una estructura simple, con la dominancia o co-dominancia de *H. australis* y especies de anélidos (poliquetos: *Malacoceros* sp. *Laeonereis* sp., *Capitella* sp., y oligoqueto: *Bothrioneurum* sp.). Las estaciones B4 y B5 (Bahía de Montevideo, externa e interna de la zona oeste), se encuentran distribuidas principalmente en el cuadrante superior derecho y asociadas a el contenido de proteínas y variabilidad hidrológica; estas estaciones presentan la dominancia de *H. australis*, importantes abundancias de *E. mactroides* y presencia de especies de poliquetos (*Heteromastus filiformes*, *Kinbergonuphis* sp., *N. fluviatilis*, *A. succinea* y *Notomastus* sp.). Los sitios correspondientes a la zona costera adyacente (zonas Este y Oeste), están asociados principalmente a variaciones en la salinidad y caudal del RdIP. En el cuadrante superior izquierdo, se sitúan estaciones asociadas a menores valores de salinidad (zona Oeste) y en el inferior izquierdo, estaciones con mayor caudal, principalmente sitios de la zona Oeste y Este durante “El Niño”. En el cuadrante inferior derecho se ubican sitios con mayor salinidad, correspondientes principalmente a la zona Este, durante la fase “La Niña-Neutral”. En el mismo se observa una comunidad macrobentónica dominada por *H. australis*, y la presencia de un número mayor de especies de los diferentes grupos, (poliquetos: *G. multidentis*, *Kinbergonuphis* sp., *Spio*, *S. grubei*, *Polydora* sp., moluscos *M. isabelleana* y *Acteocina* sp. y crustáceos: Cumáceo *Pinnixia* sp.).



**Figura 5.1** ACC con abundancias especies /sitio y variables ambientales (agua y sedimento) significativas; a) estaciones de muestreo, b) especies.

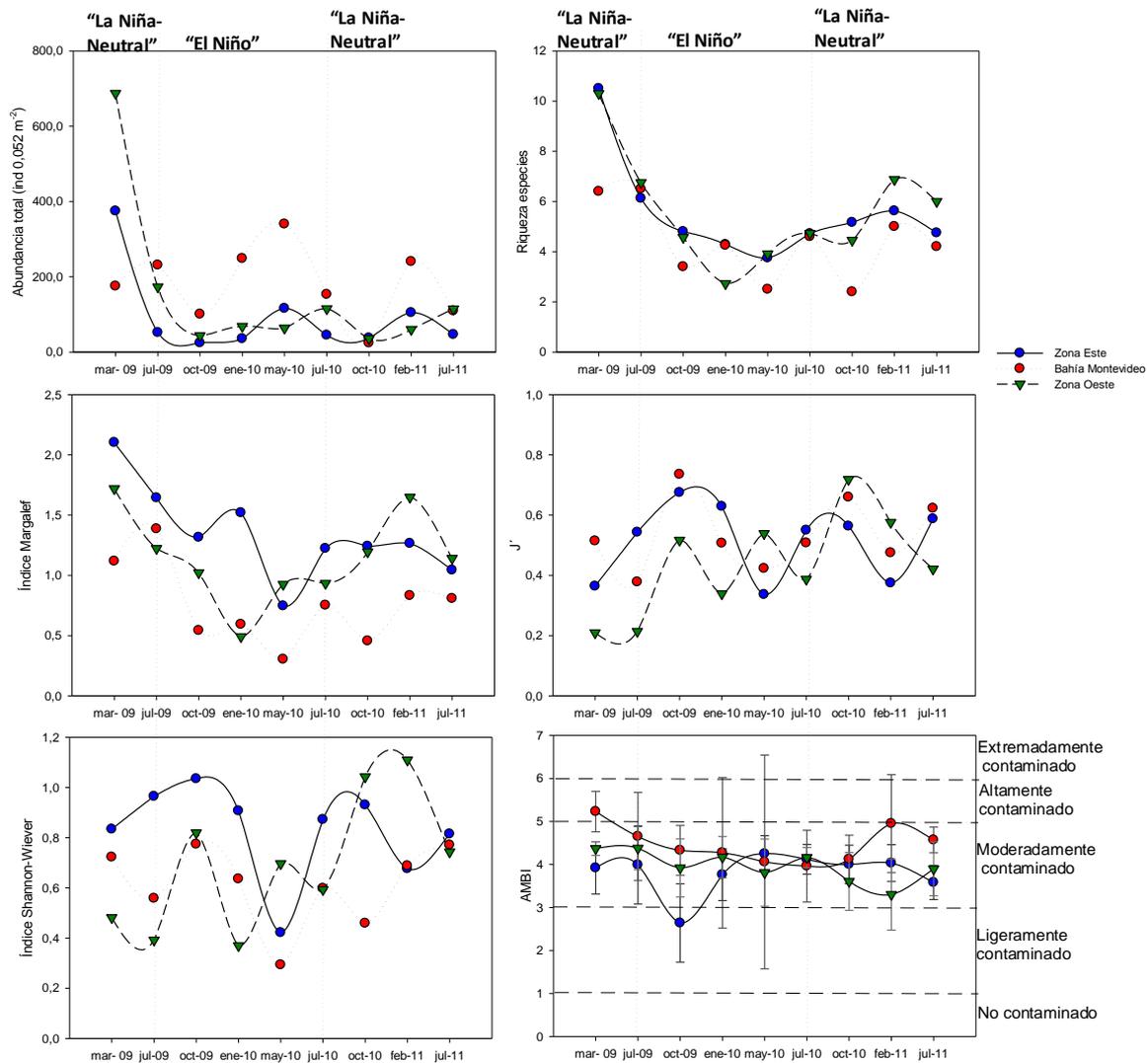
### 5.3.3 Índices ecológicos

En la tabla 5.7 se presentan las diferencias espacio-temporales encontradas durante el período de estudio para los índices ecológicos determinados (excepto para  $H'$  ya que no presentó diferencias espacio-temporales significativas).

**Tabla 5.7** Diferencias significativas a escala espacial y temporal en los indicadores ecológicos durante el período de estudio. ns= no significativo, “EN”: El Niño; “LN-N”: La Niña-Neutral; P: Primavera, V: Verano, O: Otoño, I: Invierno; BM: Bahía Montevideo, ZE: Zona Este; ZO: Zona Oeste.

	Temporal		Espacial	
	“El Niño-“La Niña-Neutral”	Estaciones	“El Niño”	“La Niña-Neutral”
<b>S</b>	Z=-4.34; p<0.01	“EN”: I-V: Z=1.97; p<0.01 I-O: Z=2.28; p<0.01 “LN-N”: P-V: Z=2.48; p<0.01 V-I: Z=2.30; p<0.01	ns	BM-ZO: Z=1.57, p<0.05 BM-ZE: Z=1.35, p<0.05
<b>d</b>	Z=-4.02; p<0.01	“EN”: I-V: Z=2.22; p<0.01 I-O: Z=2.15; p<0.01 “LN-N”: P-V: Z=1.52; p<0.01 V-I: Z=2.23; p<0.01	BM-ZO: Z=1.51, p<0.05 BM-ZE: Z=1.51, p<0.05	BM-ZO: Z=1.80, p<0.01 BM-ZE: Z=1.82, p<0.01
<b>J'</b>	ns	“LN-N”: P-V: Z=1.62; p<0.05 P-I: Z=1.38; p<0.05	ns	ns

El mínimo de riqueza específica (S) fue 1 taxa (diversidad d=0,  $H'$ =0) en las estaciones de la zona interna de la Bahía de Montevideo (B1 y B2) durante julio 2009, enero, mayo, julio y octubre 2010. El máximo correspondió a 16 taxa en Punta Yeguas Este, durante marzo 2009; la máxima diversidad se observó en el mencionado mes en Punta Carretas Este (d=4.0 y  $H'$ =3.0). La equidad presentó valores mínimos en meses y estaciones con máximas riquezas y diversidades (marzo 2009: 0.02: zona Oeste, Punta Yeguas; 0.06: zona Este, Punta Carretas) y los máximos (1), en zonas con mínimos de riqueza y diversidad (Bahía de Montevideo) (Figura 5.2).



**Figura 5.2** Promedios mensuales por zona del estudio de los indicadores comunitarios, ecológicos e índice biótico durante el período de estudio indicando fases ENOS. AMBI: promedio ( $\pm$ SD) indicando clasificación del nivel de contaminación del sitio.

La riqueza específica, presentó correlaciones significativas con las abundancias de los grupos, presentando el orden decreciente poliquetos > crustáceos > moluscos > otros. Las correlaciones entre la riqueza de especies y abundancia de poliquetos fue mayor durante "El Niño", mientras que en "La Niña-Neutral", los tres grupos (poliquetos, moluscos y crustáceos), presentaron asociaciones similares. El índice de Margalef mostró correlaciones similares con poliquetos en ambas fases, mientras que para moluscos se encontraron asociaciones inversas. La equidad e índice de Shannon, estuvieron asociados con abundancias de moluscos ( $J'$ ) o moluscos y poliquetos ( $H'$ ) (Tabla 5.8). La riqueza específica e índice de Margalef mostraron asociaciones con parámetros ambientales de columna de agua y sedimentos, mientras que la equidad e

índice de Shannon estuvieron mayormente asociados con el contenido de materia orgánica y en menor grado con el contenido de proteínas en el sedimento (Tabla 5.8).

**Tabla 5.8** Asociaciones significativas (Rho Spearman) entre los índices ecológicos, abundancias de los principales grupos y variables ambientales (columna de agua y sedimentos). Significancia: 99%, ns= No significativo, \*\* nota al pie.

	“El Niño” (n=74-78)				“La Niña-Neutral” (n=112)			
	S	d	J'	H'	S	d	J'	H'
<b>Total</b>	0.317	-0.347	-0.666	-0.366	0.480	ns	-0.770	-0.428
<b>Poliquetos</b>	0.696	0.380	ns	0.516	0.586	0.300	ns	0.236
<b>Moluscos</b>	ns	-0.420	-0.732	-0.466	0.476	ns	-0.794	-0.477
<b>Crustáceos</b>	0.338	ns	ns	ns	0.475	0.416	ns	ns
<b>Otros</b>	0.362	ns	ns	ns	0.195	0.171	ns	ns
<b>Temperatura</b>	-0.468	-0.404	ns	ns	0.389	0.321	ns	ns
<b>Salinidad</b>	-0.461	-0.470	ns	ns	0.338	0.250	ns	ns
<b>Caudal RdIP</b>	-0.481	-0.454	ns	ns	-0.333	-0.300	ns	ns
<b>MOT</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.315	ns
<b>Proteína</b>	ns	ns	ns	ns	-0.522	-0.451	ns	-0.200

\*\*Durante “El Niño” la riqueza de especies presentó asociaciones con el oxígeno disuelto (0.257) y con %fango (0.315). El índice de Margalef durante “La Niña-Neutral” presentó asociación con la clorofila (-0.241)(p<0.01).

### 5.3.4 Índice biótico AMBI

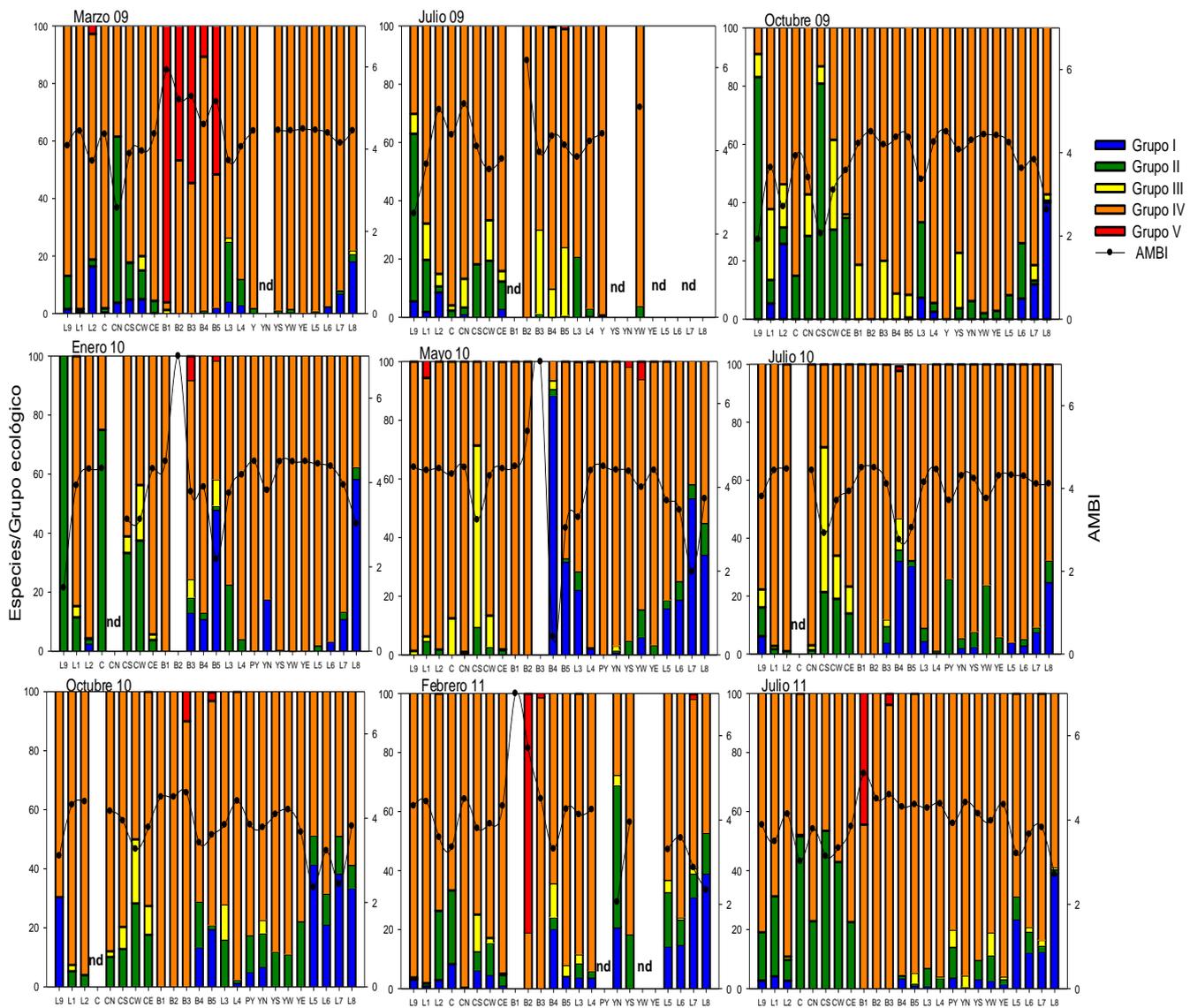
Las estaciones con porcentajes mayores al 20% de las especies no asignadas a los grupos ecológicos se indican en el Anexo (Tabla 5.1); durante los diferentes meses de estudio, el porcentaje promedio de las especies no asignados/estación a los grupos ecológicos, fue menor al 4% (Anexo, Tabla 5.1).

Los valores promedio del AMBI oscilaron entre un mínimo de  $3.8 \pm 0,6$  (octubre 2009 y 2010) y un máximo de  $4.3 \pm 0.8$  (julio 2009); la Bahía de Montevideo mostró los promedios máximos durante los diferentes meses (rango: 4,0-5,2), la zona Oeste presentó promedios que oscilaron entre 3.3 y 4.4, mientras que la zona Este valores promedio menores (2,6-4.1). El menor valor encontrado del AMBI correspondió a 0.43 (B4, mayo 2010) y el máximo fue 7 (azoico) (B2 enero 2010, B3: mayo 2010, B1 febrero 2011) (Figura 5.2).

Los valores promedio del AMBI para la zona de estudio, corresponden a una salud de la comunidad macrobentónica de “transición a contaminados” y ambientes “moderadamente contaminados”; los valores mínimos a “comunidades desbalanceadas” y ambientes “ligeramente contaminados”, mientras que los máximos a ambientes y salud de la comunidad macrobentónica “altamente contaminados”, con casos de comunidades “azoicas” y ambientes “extremadamente contaminados” (Tabla 5.1, Figura 5.2).

El AMBI reflejó heterogeneidades del sistema a nivel espacial, presentando únicamente diferencias significativas entre zonas (Bahía de Montevideo, Este y Oeste) durante “La Niña-Neutral” (BM-ZE:  $Z=2.29$ ,  $p<0.01$ ; BM-ZO:  $Z=2.54$   $p<0.01$ ), no presentando diferencias temporales (fases o estaciones).

En los diferentes meses del estudio, el grupo ecológico que presentó el mayor porcentaje correspondió al IV (especies oportunistas de segundo orden, adaptados a condiciones de ligero y pronunciado desequilibrio), seguidos de grupo II, III (especies indiferentes y tolerantes al enriquecimiento, respectivamente) y grupo I (especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y presentes bajo condiciones no contaminadas). Se observó la presencia esporádica de organismos del grupo V (especies oportunistas de primer orden). El grupo IV estuvo mayormente representado por la especie *H. cf. australis* en la totalidad de la zona de estudio y en menor proporción por especies de poliquetos (*Polydora* sp., *Laeonereis* sp.). Los grupos II y III principalmente presentaron especies de poliquetos; integrando el Grupo II se encontró a Paraonidae, *Kinbergonuphis* sp., *Nephtys fluviatilis* y *Glycinde multidentis*. En el grupo III destacan *Notomastus* sp., *Malacoceros* sp., *Spio* sp. y *Alita succinea* (presentes en la Bahía de Montevideo y zona Este). El grupo I estuvo representado por *Erodona mactroides* y *Mactra* sp., mientras que el grupo V, por *Capitella* sp. y *Bothrioneurum* sp. en la Bahía de Montevideo durante marzo 2009, mientras que en los restantes meses únicamente por *Bothrioneurum* sp. en Bahía de Montevideo y con menor presencia en zona oeste y este (Figura 5.3).



**Figura 5.3** Variación espacio-temporal de los porcentajes/grupo ecológico y valores del AMBI. Se indican estaciones sin datos (nd) y sitios azoicos (blancos).

El índice AMBI presentó correlaciones significativas con las abundancias de moluscos y poliquetos y con el porcentaje de *H. australis*. Presentó asociaciones inversas con la diversidad de Shannon y riqueza de especies, mientras que los parámetros ambientales que mayormente presentaron asociaciones correspondieron a variables relacionadas con el contenido orgánico del sedimento (Tabla 5.9).

**Tabla 5.9** Correlaciones (Rho Spearman) del AMBI con abundancias totales y grupos, índices ecológicos y parámetros ambientales (sedimentos). \*99%, \*\*95%.

	“El Niño” (n=71)	“La Niña-Neutral” (n=109)
<b>Total</b>	ns	0.253*
<b>Poliquetos</b>	-0.413*	ns
<b>Moluscos</b>	0.244*	0.226*
<b>%Heleobia</b>	0.751*	0.550*
<b>Otros</b>	ns	0.218**
<b>S</b>	-0.413*	-0,230*
<b>H´</b>	-0.790*	-0.772*
<b>MOT</b>	0.233*	0.325*
<b>Clorofila</b>	ns	0.352
<b>Proteína</b>	ns	0.419

#### 5.4 DISCUSION

La composición, riqueza y diversidad de la comunidad macrobentónica de fondos blandos fue similar a la observada en estudios previos en sistemas estuarinos de la costa uruguaya del RdIP u Océano Atlántico (sub-estuarios o lagunas costeras) (Giménez 2006, Giménez *et al.* 2014), así como para la zona costera de Montevideo (Venturini *et al.* 2004, Muniz *et al.* 2006, Hutton *et al.* 2015). Corresponde a una comunidad con diversidad y riqueza baja, dominada por una especie (*Heleobia cf. australis*)(Venturini *et al.* 2004, Giménez 2006).

Se observó un comportamiento espacio-temporal de las abundancias macrobentónicas determinado por las abundancias de *Heleobia cf. australis*, con aportes que oscilaron entre el 71-100% de la abundancia total. El género *Heleobia* presenta una amplia distribución en el sur de América del Sur, siendo numéricamente dominante en comunidades de la macrofauna de fondos blandos (Cazzaniga 2011). Para Uruguay se conocen once especies de este género, catalogadas por Scarabino (2004a y b) y Clavijo *et al.* (2011). *Heleobia cf. australis* (d’Orbigny, 1835) es un gasterópodo intermareal infaunal, detritívoro, de hábitos oportunistas, con reclutamiento anual (primavera-verano) y característico de ambientes protegidos de la acción directa del mar (estuarios y lagunas costeras) (Carcedo & Fiori 2011). Presenta una amplia distribución geográfica en la zona, reportándose desde Río de Janeiro hasta el noreste de la Patagonia (Gaillard & Castellanos 1976). Se lo encuentra asociado a condiciones hiperhalinas y mixohalinas, dominando en términos de abundancia y biomasa de

comunidades macrobentónicas de estuarios y lagunas costeras de la región (Canepuccia *et al.* 2007, Carcedo & Fiori 2011) y de la zona costera uruguaya (Giménez 2006, Muniz *et al.* 2012, Giménez *et al.* 2014). Para la zona costera de Montevideo, estudios previos encontraron comportamientos similares, siendo *H. australis* la especie dominante en la macrofauna de fondos blandos (Venturini *et al.* 2004, Muniz *et al.* 2006, Marrero *et al.* 2013, Hutton *et al.* 2015).

Los poliquetos correspondieron al segundo grupo en importancia en términos de aporte a las abundancias totales. Presentaron diferencias significativas entre las fases del ENSO, asociaciones con parámetros ambientales (caudal, salinidad) y variables del sedimento relacionadas con el enriquecimiento orgánico del área (MOT, proteínas). Mostraron las mayores asociaciones con la riqueza de especies, índice de Shannon y Margalef y diferencias en las mismas durante ambas fases del ENOS. Para la zona costera de Montevideo corresponde al grupo con mayor riqueza (Muniz *et al.* 2005, 2006, 2011). Es un grupo que puede ser utilizado como indicador de la diversidad de la comunidad, así como la calidad del ambiente; cada región es habitada por diversas especies de poliquetos que presentan rápidas respuestas a cambios en las condiciones ambientales (Dean 2008). Para futuros estudios, se sugiere considerar en monitoreos de calidad ambiental para la zona costera de Montevideo, el uso de la diversidad de este grupo, así como la identificación de especies indicadoras de los efectos de la contaminación sobre la macrofauna bentónica.

Las abundancias de los taxos macrobentónicos/sitio mostraron una ordenación espacial, asociada al gradiente orgánico de los sedimentos y la variabilidad hidrológica observada durante el período de estudio. Se identifica la Bahía de Montevideo como zona con enriquecimiento orgánico (zona interna: B1-B3) y un área afectada por enriquecimiento orgánico y condiciones hidrológicas predominantes (zona externa y oeste: B4 y B5); Complementariamente se identifica la zona costera adyacente (zona Este y Oeste), afectada por las condiciones hidrológicas dominantes durante el período de estudio (caudales RdIP y salinidad). En la zona interna de la Bahía de Montevideo, se encontró una comunidad dominada por *H. australis* y presencia de especies de anélidos (poliquetos: *Laeonereis* sp., *Capitella* sp., *Notomastus* sp., y oligoqueto: *Bothrioneurum* sp.). En la zona externa (B4 y B5), se encontró la presencia de moluscos de la especie *E. mactroides* y especies de poliquetos (*Polydora* sp.,

*Kinbergonuphis* sp., *N. fluviatilis*, *Notomastus* sp., *N. succinea*). En la zona costera adyacente la comunidad macrobentónica se encuentra dominada por *H. australis*, aunque una mayor riqueza de taxas, presencia de especies de moluscos, poliquetos y crustáceos. La dominancia de *H. australis* en toda la comunidad macrobentónica, estaría relacionada con sus tolerancias ecológicas (tolerancia salina, detritivos y con hábitos oportunistas) (Canepuccia *et al.* 2007, Carcedo & Fiori 2011). Alguna de las especies de poliquetos reportadas en la Bahía de Montevideo (ej.: *Capitella* sp., *Notomastus* sp.), corresponden a organismos oportunistas, asociadas con el enriquecimiento orgánico en los sedimentos y hábitats alterados (Pearson & Rosenberg 1978, Ching-Yi & Taghon 1999, Dean 2008 y citas). *Erodona mactroides* es un molusco habitante del submareal en sistemas estuarinos y costeros del RdIP, con hábitos alimenticios suspensívoros y capacidad de desarrollar comportamiento detritívoro (Giménez 2006). Los resultados coinciden con los encontrados por otros autores en estudios previos, donde mencionan el enriquecimiento orgánico de la Bahía de Montevideo y una diferenciación en términos de composición de la comunidad con la zona costera adyacente (Venturini *et al.* 2004, Muniz *et al.* 2006, 2011). Adicionalmente, se observó una elevada abundancia y riqueza de poliquetos en las estaciones externas a la Bahía de Montevideo, similar a lo encontrado por Muniz *et al.* (2011). Dichos autores sugieren que este comportamiento se encuentra asociado a posibles modificaciones en las condiciones del ambiente bentónico.

Zettler *et al.* (2007) encontraron una relación entre la composición de la comunidad macrobentónica y el régimen salino con un incremento en la riqueza de especies con mayores valores de salinidad. En el presente estudio se identificó a la salinidad como una de las variables que explican la ordenación espacial de la comunidad macrobentónica; esta variable estuvo asociada con estaciones ubicadas en la zona externa de la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente dicha zona presentó una mayor riqueza de especies.

Por otro lado, la heterogeneidad temporal estuvo reflejada en variaciones en los índices ecológicos (diferencias significativas en riqueza específica, índice de Margalef, índice de Shannon y equidad entre estaciones y/o fases ENOS). Los índices utilizados capturaron de manera diferencial las variaciones de los componentes considerados para su determinación, frente a la variabilidad en las condiciones ambientales. El índice de

Shanon y equidad capturaron las variaciones temporales y espaciales asociadas al grupo dominante (*H. cf. australis*), mientras que la riqueza e índice de Margalef la correspondiente a los aportes de la totalidad de las especies presentes de la comunidad macrobentónica. Estos resultados coinciden con otros estudios donde encontraron que los índices univariados reflejan la estructura de la comunidad macrobentónica, siendo mayormente dependientes de factores naturales (variabilidad estacional, tipo de hábitat, eventos de reclutamiento masivo de las especies o distribución en parches) (Reiss & Kroncke 2005, Martínez-Crego *et al.* 2010).

Los valores promedio del AMBI reflejaron ambientes moderadamente contaminados con presencia de ambientes ligeramente contaminados (mínimos), altamente o extremadamente contaminados (máximos). Mostró diferencias significativas entre las zonas de estudio y asociaciones significativas con el contenido de MOT, Clo *a* y proteínas. Estos resultados reflejan la heterogeneidad espacial existente en la ZCM entre las zonas de estudio (Bahía de Montevideo, Este y Oeste), relacionada principalmente con el enriquecimiento orgánico. El contenido de proteínas corresponde a la variable asociada al enriquecimiento orgánico y que explica la heterogeneidad espacial de las estaciones de muestreo, discriminando en zona interna (B1-B3) y externas (B4-B5) de la Bahía de Montevideo. Estas estaciones muestran respectivamente valores mayores y menores del AMBI, reflejando una peor y mejor calidad del ambiente bentónico, coincidente con lo encontrado por Muniz *et al.* (2011).

Durante el período de estudio y en la mayoría de las estaciones se observó la dominancia del grupo ecológico IV correspondiente a especies oportunistas de segundo orden, adaptados a condiciones de ligero y pronunciado desequilibrio; en este grupo dominó *H.cf australis* y en menor proporción especies de poliquetos (*Polydora* sp., *Laeonereis* sp.). Adicionalmente en la Bahía de Montevideo se encontraron valores máximos para el AMBI, correspondiente a una salud de la comunidad macrobentónica de ambientes moderadamente, altamente a extremadamente contaminados con presencia de estaciones azoicas durante determinados meses. En esta zona dominó *H. australis* durante la totalidad del período de estudio y se reportaron organismos pertenecientes al grupo V (*Capitella* sp. y *Bothrioneurum* sp.) (especies oportunistas de primer orden). Los valores del AMBI mostraron correlaciones directas con el porcentaje de *H. australis*, inversas con la riqueza y diversidad de especies. La

dominancia de *H. australis* explican mayormente los altos valores del AMBI en toda la zona costera de Montevideo; adicionalmente la presencia de los organismos oportunistas y *H. cf. australis*, explican los valores extremos del AMBI para la Bahía de Montevideo. Por otro lado, los menores valores del AMBI se corresponden con macrofauna de ambientes ligeramente contaminados, asociados a la presencia de especies del grupo I (moluscos *Erodona mactroides* y *Mactra* sp.) y poliquetos del grupo II y III (II: Paraonidae ind., *Kinbergonuphis* sp., *Nephtys fluviatilis* y *Glycinde multidentis*; III: *Notomastus* sp., *Malacoceros* sp., *Spio* sp. y *Alita succinea*). Los resultados encontrados coinciden con estudios previos para la zona que reflejan una heterogeneidad espacial en los valores del AMBI, asociados con el enriquecimiento orgánico; dichos estudios identifican una menor calidad ambiental de la Bahía de Montevideo con diferencias entre zonas de este sistema y mejor calidad ambiental en la zona costera adyacente (Muniz *et al.*, 2005, 2011, Hutton *et al.* 2015).

Estudios recientes en la ZCM encontraron heterogeneidades espaciales en los ambientes bentónicos considerando variables químicas del sedimento. Venturini *et al.* (2012), considerando concentraciones de pigmentos fitoplanctónicos, carbohidratos, lípidos y proteínas totales, determinaron un estado eutrófico a hipertrófico para la zona costera de Montevideo. Presentaron mayores concentraciones en la Bahía de Montevideo, discriminando en zona interna (mayor) y externa (menor) con una disminución hacia la zona costera adyacente. Venturini *et al.* (2015) considerando los contaminantes orgánicos, hidrocarburos alifáticos totales, hidrocarburos aromáticos totales, alquibencenos lineares y esteroides, encontraron mayores concentraciones en la Bahía de Montevideo (principalmente en zona interna), que en la zona costera adyacente. Bueno (2016), analizando isótopos estables ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) y relación Corg/Norg encontró una heterogeneidad espacial, considerando la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente, mientras que no encontró variabilidad temporal al considerar condiciones hidrológicas contrastantes durante el evento ENOS 2009-2011. Sin embargo, estos estudios no coinciden con García-Rodríguez *et al.* (2014) quienes mediante el uso de Clo *a*, MOT, carbohidratos y proteínas encontraron una variación temporal reflejada en una modificación del estado trófico del ambiente bentónico por efecto del evento ENOS en la zona costera de Montevideo.

A pesar de la heterogeneidad temporal observada en el sistema (salinidad, caudal), así como en las variables relacionadas con calidad de sedimento durante el período de estudio (García-Rodríguez *et al.* 2014), el AMBI no mostró una heterogeneidad temporal (fases del ENOS, o estaciones del año). Existen pocos estudios que consideren el efecto de la variabilidad temporal sobre los valores AMBI (Salas *et al.* 2006, Reiss & Kröncke, 2005, Muniz *et al.* 2012, Hutton *et al.* 2015). La variabilidad temporal (estacional) de índices univariados (ej. diversidad de Shannon), es mayor que la observada en indicadores bióticos (ej.: AMBI), que son menormente afectados por la variabilidad estacional de la macrofauna (Reiss & Kröncke, 2005). El AMBI no presenta grandes variaciones en sus valores a nivel temporal, debido a que está basado en grupos ecológicos y no es mayormente influenciado por las abundancias de las especies o por la variabilidad estacional de las comunidades bentónicas (Salas *et al.* 2006, Reiss & Kröncke, 2005). Los índices bióticos (ej. AMBI), están basados en la asignación de pesos a grupos ecológicos de especies tolerantes o sensibles al enriquecimiento orgánico y corresponden a una aproximación que aportan soluciones al problema de la variación estacional natural de las comunidades bentónicas frente a cambios en las comunidades por efectos antrópicos (enriquecimiento orgánico) (Reiss & Kronche 2005). Para la zona costera de Montevideo, Hutton *et al.* (2015), no encontró variación temporal en los valores del AMBI. Este índice presentaría un comportamiento independiente de las variaciones naturales que sufren los sistemas marino-costeros, detectando principalmente variaciones espaciales asociadas al enriquecimiento orgánico. Las características mencionadas del AMBI permiten recomendarlo para su uso en programas de monitoreo relacionados con el enriquecimiento orgánico y heterogeneidad espacial, situación que ocurre en la ZCM. Sin embargo, no es recomendable su uso para evaluar cambios en la comunidad de la macrofauna bentónica frente a la variabilidad natural, donde es más apto el uso de indicadores ecológicos (riqueza, diversidad).

## CAPÍTULO 6.- Síntesis Final

---

### 6.1 Consideraciones finales de los indicadores ambientales y ecológicos en la ZCM

En las zonas costeras se encuentra la mayor concentración poblacional humana y sus actividades ocasionan una intensa presión sobre los recursos naturales y usos del espacio costero, generando efectos antrópicos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Dentro de estos efectos destacan la eutrofización, descarga de efluentes, sobrepesca y urbanización con un incremento de biomasa algal, eventos de hipoxia-anoxia, disminución de poblaciones de peces y pérdida de biodiversidad (Rockstrom *et al.* 2009, Hoegh-Guldberg & Bruno 2010, Tyrrell 2011, Halpern *et al.* 2012, Cloern *et al.* 2015, Mc Cauley *et al.* 2015). Adicionalmente, estas zonas se encuentran sujetas a una variabilidad climática natural que opera a diferentes escalas temporales (estaciones, años, décadas) debido a fenómenos oceánico-atmosféricos como el evento ENOS. En particular este evento ocurre en la zona pacífica ecuatorial y ocasiona modificaciones climáticas e hidrológicas en áreas continentales, costeras y oceánicas a nivel global, así como en la región de la Cuenca del Plata y RdIP (Cane 2004, Mac Phaden 1999, Barros *et al.* 2002, Nagy *et al.* 2008, García-Rodríguez *et al.* 2014).

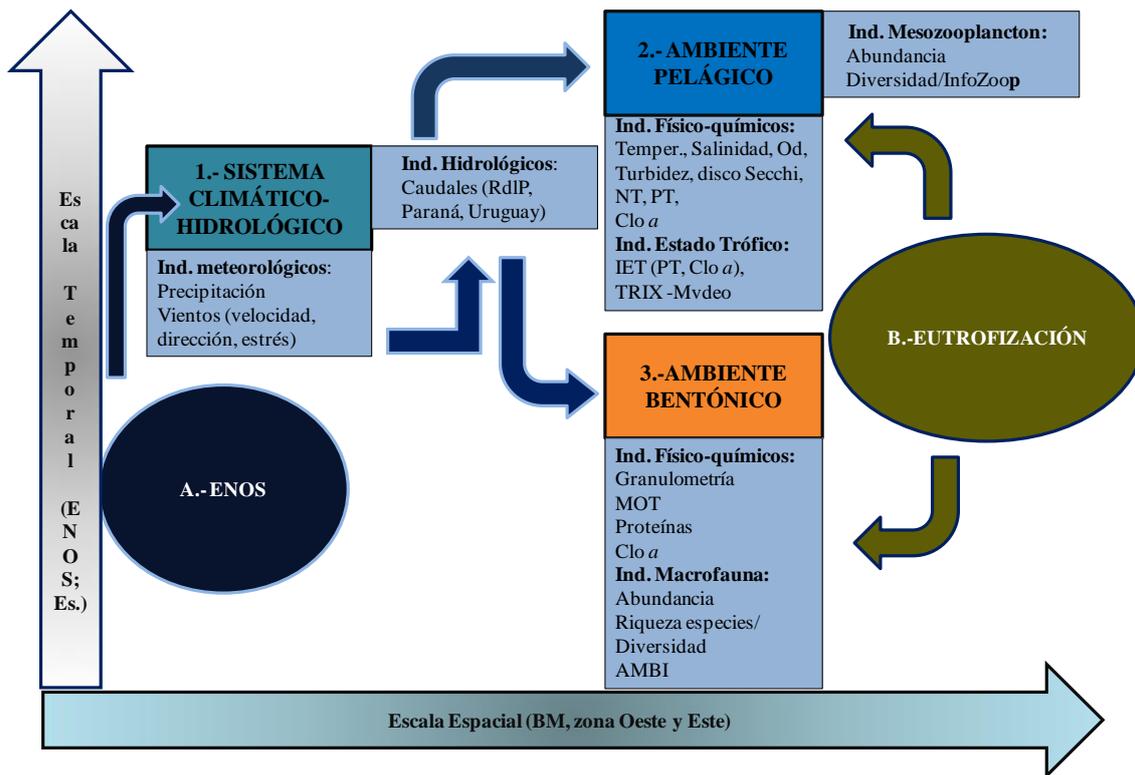
El RdIP es un sistema estuarino con régimen de cuña salina, baja amplitud mareal, conexión permanente al mar y alta susceptibilidad a forzantes atmosféricas (Piola *et al.* 2005, Acha *et al.* 2009). En este sistema, el evento ENOS es considerado como forzante atmosférica de gran escala, generado efecto en las descargas de los ríos afluentes, modificaciones en la dinámica físico-química, en la ubicación de los frentes de turbidez o salinidad, en la dinámica de los nutrientes o en el estado trófico (Camilloni & Barros 2000, Nagy *et al.* 2002a, 2008, 2013, Pérez *et al.* 2016). La ZCM se encuentra en la costa norte y zona media del RdIP, incluye el mayor centro urbano del país y donde se destaca la zona de la Bahía de Montevideo con un importante ingreso de contaminantes (nutrientes, metales pesados e hidrocarburos) y una degradación en su calidad ambiental. En la zona Este de la ZCM se ubica la descarga de un emisario submarino (Punta Brava), mientras que en la zona Oeste, resalta la actual (2016) construcción de otro emisario (Punta Yeguas) y una planta Regasificadora (Puntas de Sayago).

Para lograr un uso sostenible de los ecosistemas costeros es necesario evaluar el estado del sistema, donde la identificación y selección de parámetros, métricas e índices adecuados para definir el estado o salud ecológica de los sistemas costeros, son necesarios para identificar respuestas de los componentes del sistema frente a la variabilidad natural y/o antrópica (Borja *et al.* 2005, 2009, 2016).

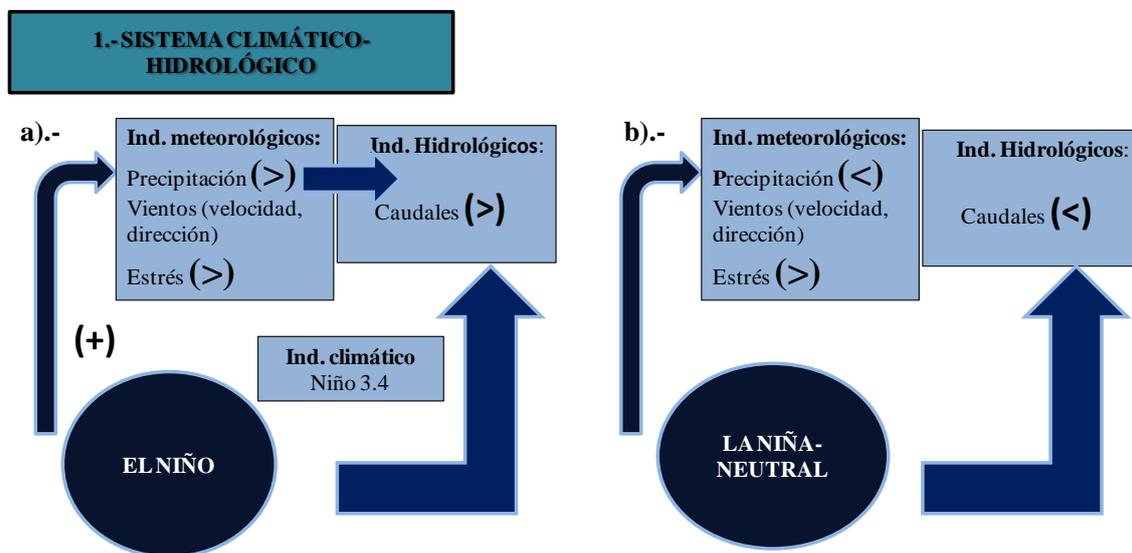
Durante el período de estudio la ZCM se encontró afectada por una variabilidad natural climática asociada al evento del ENOS ocasionando cambios en los caudales promedio del RdIP y se identificó un gradiente de enriquecimiento orgánico de origen antrópico (ej. Bahía de Montevideo-zona costera adyacente). Considerando el diagrama conceptual propuesto (Figura 6.1) se identificaron indicadores ambientales y ecológicos del sistema climático-hidrológico y de los compartimentos pelágicos y bentónicos de la ZCM, considerando como forzantes el ENOS y el proceso de eutrofización, analizando su variabilidad a escala espacial y temporal. En la presente síntesis se desarrollan los principales resultados obtenidos, las tendencias en los indicadores determinados y los efectos identificados; adicionalmente se sugieren indicadores para el monitoreo del sistema climático-hidrológico y los ambientes pelágicos y bentónicos de la ZCM. Dicha sugerencia se presentan bajo el marco conceptual DPSIR, como recomendaciones del presente capítulo. Esta lista de indicadores propone herramientas para determinar el estado de salud ecosistémico y monitoreo de las tendencias espaciales y temporales de la ZCM por parte de instituciones que gestionan los ecosistemas costeros.

#### *Sistema climático-hidrológico (Capítulo 2)*

Durante la fase cálida “El Niño” del ENOS 2009-2010 (primavera 2009) se observó un incremento en las precipitaciones en la región media-alta de la cuenca del Plata, ocasionando un aumento en los caudales de RdIP. Estos altos caudales aunados a menores valores del estrés del viento promovieron el desplazamiento de la pluma de descarga del RdIP sobre la ZCM. Los caudales del RdIP mostraron asociaciones significativas con el índice Niño 3.4, siendo un indicador recomendado para el monitoreo de las condiciones hidrológicas durante eventos ENOS (Figura 6.2a). Durante la fase “La Niña-Neutral”, se encontraron menores precipitaciones y caudales y mayor estrés del viento (Figura 6.2b).



**Figura 6.1** Diagrama conceptual sobre la variabilidad en la zona costera de Montevideo durante el ENOS (2009-2010) y los indicadores determinados.



**Figura 6.2** Indicadores considerados y efectos identificados para la ZCM durante la fase “El Niño”(a) y “La Niña-Neutral” (b), en el sistema climático-hidrológico.

#### *Ambiente pelágico* (Capítulos 2, 3 y 4)

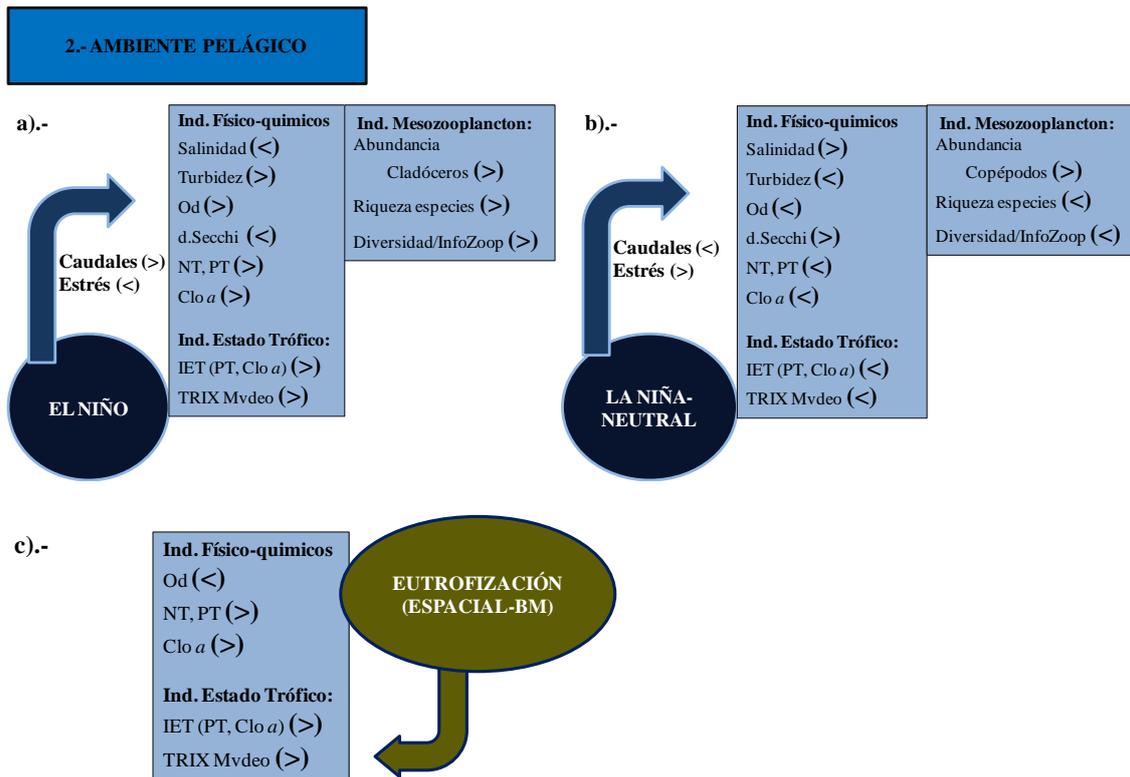
Las características físico-químicas de la columna de agua no mostraron gradientes verticales, aunque se identificaron variaciones temporales (estacionales) y espaciales (zonas de estudio) asociadas a las forzantes climáticas (caudales) y efectos antrópicos. Dentro de las condiciones salinas destacan las diferencias encontradas entre ambas

fases presentando durante “El Niño” menores salinidades y un ambiente oligo-meso halino (Figura 6.3 a) y condiciones marinas a mixo-halinas en la fase “La Niña-Neutral” (Figura 6.3 b). Desde el punto de vista térmico, se destaca la presencia en la ZCM de una masa de agua con características atípicas de temperatura, previo al desarrollo de “El Niño (julio 2009).

Adicionalmente, durante el evento ENOS las condiciones hidrológicas del RdIP generaron modificaciones en los indicadores del ambiente pelágico de la ZCM. Durante la fase “El Niño” se observó un incremento en el aporte de nutrientes, máximas concentraciones de clorofila *a* y porcentajes de saturación de oxígeno, así como menor transparencia del agua (Figura 6.3 a). Las condiciones de oxigenación de la columna de agua estuvieron afectadas por efectos antrópicos (diferencias entre zonas del estudio), así como por condiciones hidrológicas durante caudales altos (Figura 6.2 a-c). Conjuntamente se observó una variabilidad temporal a macro-escala correspondiente a las estaciones del año, condicionando la temperatura del agua y el contenido de clorofila *a*. La Clo *a* y el PT no presentaron asociaciones significativas debido a limitación por turbidez inorgánica del sistema.

Para los indicadores de estado trófico uni y multimétricos determinados (IET Clo *a* y PT; TRIX (NP)-Mvdeo) se observaron diferencias espaciales y temporales, reflejando diferentes estados tróficos en la ZCM. El comportamiento hidrológico (caudal) y los efectos antrópicos presentes en la zona a estudio (eutrofización) (Figura 6.3 a y c) ocasionarían el comportamiento observado. Se recomienda el uso de indicadores multimétricos de estado trófico (TRIX (NP)-Mvdeo) que consideren el conjunto de parámetros que intervienen en el proceso de eutrofización, complementando con otros parámetros de calidad de agua (ej. transparencia o turbidez).

Los indicadores comunitarios zooplanctónicos (abundancia) e índices ecológicos (riqueza, diversidad, dominancia e “*InZoop*”), reflejaron la respuesta del zooplancton a las condiciones hidrológicas y salinidad observada durante el ENOS 2009-2010. Durante “El Niño” la composición zooplanctónica (dominada por cladóceros de agua dulce) reflejó la respuesta a las condiciones hidrológicas y baja salinidad; durante “La Niña-Neutral”, la comunidad estuvo dominada por *Acartia tonsa*, especie típica del frente de turbidez del RdIP con un comportamiento eurihalino (Figura 6.3 a y b).



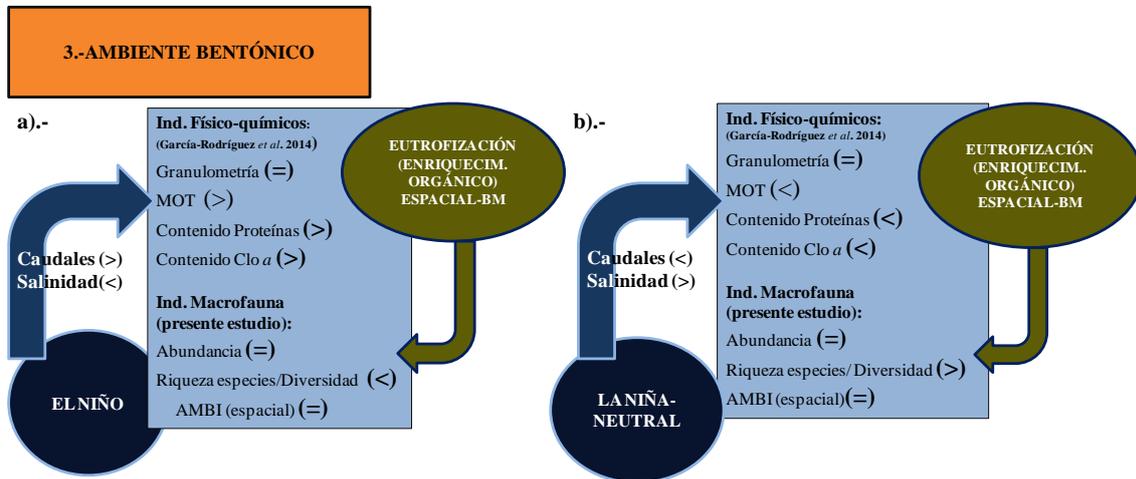
**Figura 6.3** Indicadores considerados y efectos detectados por las forzantes ENOS y eutrofización para la ZCM en el ambiente pelágico. Variabilidad temporal: a).- “El Niño”, b).- “La Niña-Neutral”. Variabilidad espacial: c).- Proceso de eutrofización

### *Ambiente bentónico* (Capítulo 5)

Los indicadores ecológicos (riqueza específica e índice Margalef) y comunitarios (abundancia) de la macrofauna de fondos blandos presentaron diferencias temporales (fases ENSO, estaciones) y espaciales (Bahía de Montevideo, Este y Oeste), reflejando la estructura de la comunidad macrobentónica en respuesta a la variabilidad natural (ENSO 2009-2011) y antrópica. Dentro de la variabilidad natural, las condiciones salinas e hidrológicas del sistema destacan como variables que explican la estructura de la comunidad macrobentónica. Como efecto antrópico resalta el enriquecimiento orgánico (contenido de proteínas), con diferencias entre la Bahía de Montevideo y zonas Este-Oeste (Figura 6.4).

El índice biótico AMBI presentó variación espacial, con una salud macrobentónica correspondiente a ambientes de transición a contaminados (zonas Este y Oeste, Bahía de Montevideo externa) y altamente contaminados (Bahía de Montevideo interna) asociada al enriquecimiento orgánico de origen antrópico; este índice no mostró variabilidad temporal (Figura 6.4).

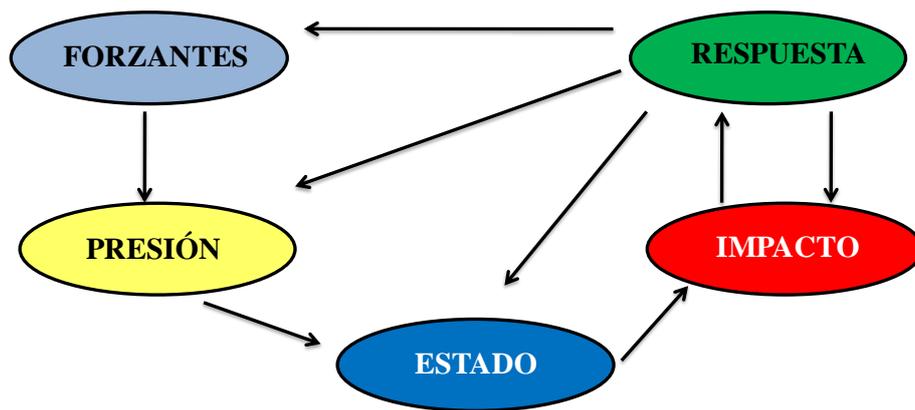
Para el monitoreo de la macrofauna bentónica se recomienda el uso simultáneo de índices ecológicos y bióticos que reflejen la variabilidad ambiental natural y los efectos antrópicos (enriquecimiento orgánico) a la cual se encuentra sometido el ambiente bentónico de la ZCM.



**Figura 6.4** Indicadores considerados y efectos detectados por las forzantes ENOS y eutrofización para la ZCM en el ambiente bentónico.

## 6.2 Recomendaciones para el monitoreo de los ambientes acuáticos y pelágicos de la ZCM utilizando el marco conceptual DPSIR

Los indicadores ambientales y ecológicos determinados en los capítulos 2-5 se ordenaron considerando el marco conceptual *DPSIR* (OECD 1999) (Figura 6.5). Este marco conceptual ha sido desarrollado en las últimas décadas y es utilizado en diversas aproximaciones dirigidas a identificar cambios en las relaciones *Presión-Estado* (P-E); permite estructurar y estandarizar temas complejos y mediante dichas relaciones P-E identificar las *Presiones* ocasionan cambios en un determinado *Estado* del ambiente a estudio (Elliot *et al.* 2014, Smith *et al.* 2016).



**Figura 6.5** Marco conceptual DPSIR (con cinco dimensiones: Forzantes-Presión-Estado-Impacto-Respuesta) utilizado para el desarrollo y organización de los indicadores ambientales y ecológicos de la ZCM.

En el presente trabajo se consideraron como compartimientos o sistemas ambientales el sistema climático-hidrológico (Capítulo 2), los ambientes pelágicos y bentónicos (Capítulos 3-5). Como *Forzantes (Driver o Fuerza motriz)*, se consideró a la Variabilidad Climática (evento ENOS) y el proceso de Eutrofización - Enriquecimiento orgánico (Forzante de origen antrópico); ambas forzantes se identificaron como los principales precursores que promueven cambios en los compartimientos analizados de la ZCM. Se consideran indicadores de *Presión* a los mecanismos que promueven cambios en el “estado natural” de los ecosistemas (compartimientos o sistemas) analizados. Los indicadores de *Estado* identifican y determinan las características ecológicas de un compartimiento o ambiente. Los indicadores de *Impacto* corresponden a los cambios de estado o de bienestar del ambiente o compartimiento a estudio (Smith *et al.* 2016). Para los diferentes sistemas considerados no se incluyen indicadores sociales y de gestión (*Respuesta*) ya que exceden el alcance del presente estudio; estos indicadores corresponden a respuestas de grupos sociales (instituciones gubernamentales, organizaciones sociales) para prevenir, compensar, mitigar o adaptar los cambios en el estado del ambiente (Smeets & Weterins 1999, Smith *et al.* 2016). La generación a futuro de indicadores en esta dimensión permitirá una mejoría en la gestión de los efectos identificados en los ecosistemas costeros de la ZCM.

#### *Sistema climático-hidrológico*

Se identifica al evento ENOS (fase “El Niño”) como *Driver (Forzante)* ocasionando un incremento en las precipitaciones sobre la cuenca media y alta del Plata (Río Uruguay y Paraná) durante primavera 2009 (setiembre-diciembre). Como indicador de esta

teleconexión climática, se recomienda el seguimiento de las precipitaciones mensuales (trimestrales) en las regiones de la cuenca media y alta del Plata, características del viento en la ZCM (velocidad, dirección) y determinación del estrés del viento; se identifica la precipitación total y estrés del viento como indicadores de *Presión* sobre el componente hidrológico de la ZCM. Complementariamente, se recomienda el uso del indicador Niño 3.4, para el seguimiento de la evolución de eventos ENOS en el RdIP en esta dimensión. El incremento en las precipitaciones, ocasionó un aumento en los caudales de los sistemas hídricos de la cuenca del Plata (dimensión *Estado*). El incremento de los caudales en la ZCM ocasionó cambios en la salinidad, identificándose este indicador en la dimensión *Impacto* (Figura 6.6).

#### *Ambiente pelágico*

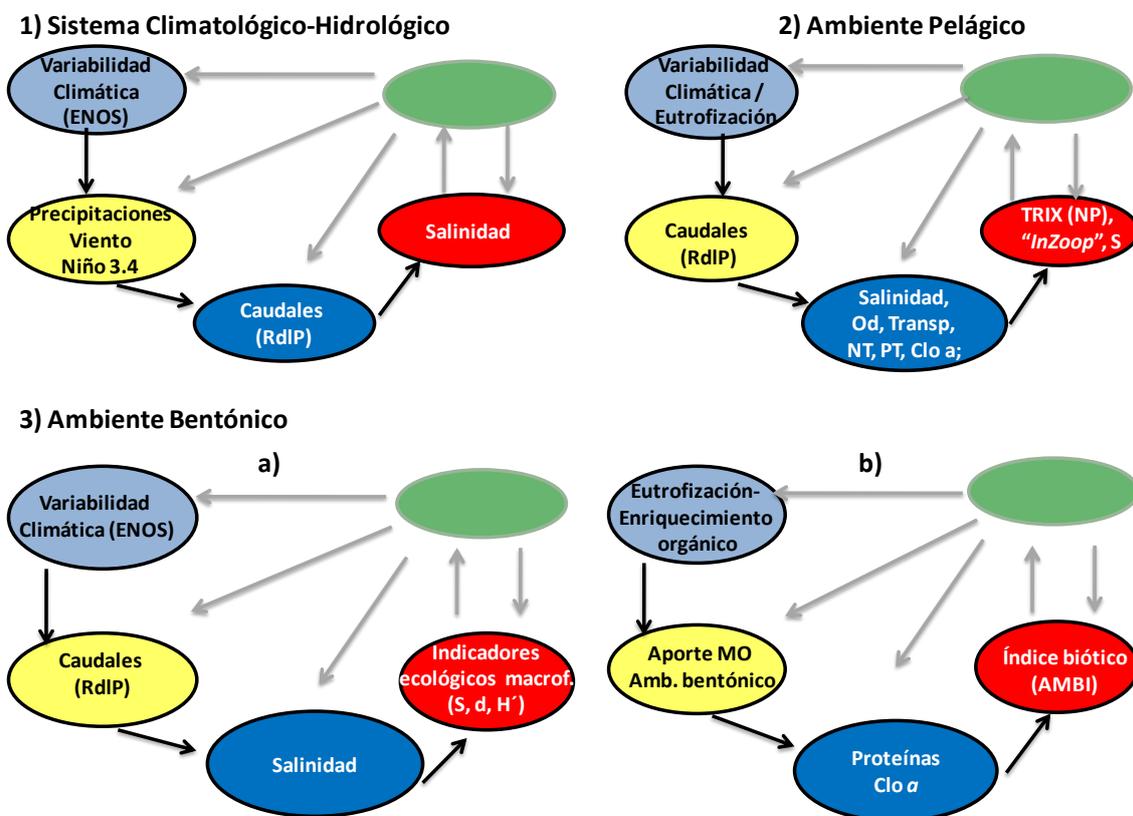
Se identifican dos forzantes que afectan la dinámica de los ambientes pelágicos, correspondiendo una natural y otra antrópica. En la temática “natural” (Variabilidad Climática), se identifica el evento ENOS durante ambas fases como *Forzante*, mientras que en la temática antrópica, se identifica el proceso de Eutrofización. Durante ambas fases del ENOS 2009-2010, se presentaron diferentes caudales del RdIP (*Presión*). Estos cambios originaron modificaciones en la salinidad, transparencia de la columna de agua (disco de Secchi, turbidez), concentraciones de Nutrientes (NT, PT) y Clo *a*, identificándose dichas variables como indicadores de la dimensión *Estado*. Los indicadores de estado trófico determinados (TRIX NP-Voll y TRIX NP-Mvdeo) y la composición de mesozooplancónica (“*InZoop*”, S) presentaron alteraciones durante la fase “El Niño”, sugiriendo los mismos como indicadores en la dimensión *Impacto* (Figura 6.6). Conjuntamente se identifica el proceso de Eutrofización como forzante de origen antrópico ocasionando alteraciones en el ambiente pelágico; para este ambiente se recomienda el uso de un sistema de indicadores similar para ambas forzantes, excepto en el uso de la composición del meso zooplancton como indicador de la dimensión *Impacto* para la forzante Eutrofización.

#### *Ambiente bentónico*

Se identifican dos forzantes que afectan la dinámica de la macrofauna bentónica, correspondiendo una natural y otra antrópica. En la temática natural (Variabilidad Climática), se identifica el evento climático ENOS como *Forzante*, mientras que en la antrópica, se identifica al proceso de Eutrofización-Enriquecimiento orgánico del

sistema bentónico. Durante ambas fases del ENOS 2009-2010, se presentaron diferentes caudales del RdIP (*Presión*), originando modificaciones en la salinidad, considerándose esta variable como indicador de la dimensión *Estado*. Se encontraron diferencias temporales entre los indicadores ecológicos (riqueza y diversidad) de la comunidad macrobentónica con modificaciones entre fases del ENOS que sugieren su ubicación como indicadores en la dimensión *Impacto* (Figura 6.6).

El proceso de Eutrofización-Enriquecimiento orgánico del ambiente bentónico, se identifica como forzante de la composición de la comunidad macrobentónica. En la zona costera de Montevideo existen aportes diferenciales de materia orgánica hacia los ambientes bentónicos (*Presión*) que en el presente estudio se identifican por concentraciones de Proteínas y Clo *a* (*Estado*). Durante el período de estudio el indicador biótico AMBI identificó una heterogeneidad espacial de la macrofauna bentónica debido al enriquecimiento orgánico, considerándose su ubicación como indicador en la dimensión *Impacto* (Figura 6.5).



**Figura 6.6** Sistema de indicadores para el seguimiento de los sistemas hidrológico-climático (1), ambiente pelágico (2) y ambiente bentónico (3 a y b) en la ZCM..

### 6.3 Perspectivas

#### *Técnicas*

- Considerar una lista con un mayor número y periodicidad de colecta incluyendo indicadores climáticos–oceanográficos (temperatura y salinidad del agua, vientos velocidad y dirección, nivel del mar, eventos extremos) en el monitoreo de la ZCM que permita profundizar el conocimiento sobre variabilidad climática y sus efectos en los ecosistemas costeros.

- Incorporar a la lista de indicadores monitoreados por la Intendencia de Montevideo el índice de estado trófico (TRIX (NP)-Voll y TRIX (NP)-Mvdeo.) para evaluar su variación espacio-temporal del ambiente pelágico de la ZCM bajo condiciones normales del RdIP (no afectadas por eventos ENOS).

- Incorporar en los monitoreos de la ZCM otros indicadores ecológicos que consideren las comunidades de peces (bioacumulación metales), comunidades planctónicas (floraciones cianobacterias) y ambientes bentónicos (indicadores químicos de sedimentos, ej. isótopos estables de C y N) para evaluar el riesgo en la salud humana e ingreso de contaminantes y enriquecimiento orgánico de origen antrópico.

- Incrementar la periodicidad del monitoreo de la ZCM, considerando colectas mensuales (óptimo) o bimensuales.

- Ampliar el área de muestreo de la ZCM desde la desembocadura del Río Santa Lucía hasta Arroyo Pando, considerando el área metropolitana (San José, Montevideo, Canelones), incorporando estaciones a una distancia mayor a los 2000 m línea de costa.

- Proponer a la Intendencia de Montevideo y DINAMA la incorporación del marco conceptual DPSIR para su uso en un sistema de monitoreo de la ZCM.

#### *Técnicas-Gestión*

- Promover la continuidad del monitoreo de ambientes acuáticos (pelágicos y bentónicos) de la ZCM incorporando la coordinación con otras instituciones de gestión de ambientes costeros de Montevideo (ej. ANP, DINAMA, PNN-SOHMA).

- Acceder a los caudales diarios del Río Paraná considerando los brazos Paraná las Palmas y Paraná Guazú realizando gestiones frente al Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata (CIC-Plata).

- Gestionar el acceso a la Base de Datos Oceanográficos (temperatura, conductividad, altura de ola, corrientes) generada por la boya oceanográfica fondeada en la zona costera oeste de Montevideo.

## REFERENCIAS GENERALES

---

- Aceituno, P. 1988. On the functioning of the Southern Oscillation in the South American sector. Part I: Surface climate. *Monthly Weather Review*, 116, 505–525.
- Acha, E.M., H. Mianzán, R. Guerrero, J. Carreto, D. Giberto, N. Montoya & M. Carignan. 2009. An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research*, 28: 1579-1588.
- Acha, E.M., Simionato, C.G., Carozza, C., & H. Mianzán. 2012. Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Scianidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *Fisheries Oceanography*, 21: 58-77
- Acuña-Plavan, A., Passadore, C. & L. Giménez. 2010. Fish assemblage in a temperate estuary on the uruguayan coast: seasonal variation and environmental influence. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58 (4): 299-314.
- Alves, G., M. Flores-Montes, F. Gaspar, J. Gomes & F. Feitosa. 2013. Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary. *Journal of Coastal Research, Special Issue*, 65 (1): 7-12. DOI: 10.2112/SI65-002.1
- Ambler, J.W. 1986. Effect of food quantity and quality on egg production of *Acartia tonsa* Dana from East Lagoon, Galveston, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 23: 183-196.
- Ambrizzi, T. 2006. Variabilidad interaunual: Background. En “El Cambio climático en la Cuenca del Plata”. Eds.: Barros, V., Clarke, R. & Silva Dias, P. CONICET, Buenos Aires. pp. 39-47.
- Anguiano-Cuevas, J.R., Olivos-Ortiz, A., Cervantes, O. Saac Azuz-Adethc, N. Ramírez-Álvarez & M. C. Rivera-Rodríguez. 2015. Evaluation of trophic state in the Palo Verde estuary (Colima, México), action to regulating agricultural activities. *Revista de Gestão Costeira Integrada /Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15(4): 507-522.
- Andersen, J. H. & D. J. Conley. 2009. Eutrophication in coastal marine ecosystems: Towards better understanding and management strategies. *Hydrobiologia* 629, doi:10.1007/s10750-009-9758-0.
- Andrade, M.P., Magalhães, A. Pereira, L.C.C., Flores-Montes, M.J., Pardal, E.C. Andrade, T.P. & R.M. Costa. 2016. Effects of a La Niña event on hydrological patterns and copepod community structure in a shallow tropical estuary (Taperaçu, Northern Brazil) *Journal of Marine Systems*, 164: 128–143.
- APHA 2005. American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water* 21st. Ed.
- Arntz W., Tarazona J., Gallardo V.A., Flores L.A. & H. Salzwedel. 1991. Benthos communities in oxygen deficient shelf and upper slope areas of the Peruvian and Chilean Pacific coast, and changes caused by El Niño. In: Tyson R.V., Pearson T.H. (Eds), *Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia*, Vol. 58. Geological Society Special Publications, London: 131–154.
- Ashok, H., S.K., Behera, S.A. Rao, H. Weng & T. Yamagata. 2007. El Niño Modoki and its possible teleconnection. *Journal Geophysical Research* 112, C11007, doi: 10.1029/2006JC003798.
- Ashok, H. & T. Yamagata. 2009. Climate change: The El Niño with a difference. *Nature*, 461: 481-484. doi:10.1038/461481a.
- Baier, Ch. & J.M. Napp. 2003. Climate-induced variability in *Calanus marshallii* populations. *Journal of Plankton Research*, 25(7): 771-782.
- Barreiro, M. 2009. Influence of ENSO and the South Atlantic Ocean on climate predictability over Southeastern South America. *Climate Dynamics*, 35, 1493–1508. DOI 10.1007/s00382-009-0666-9.
- Barros V.R, Grimm A.M. & M.E. Doyle. 2002. Relationship between temperature and circulation in southeastern South America and its influence from El Niño and La Niña events. *Journal of Meteorological Society of Japan*, 80:21–32.

- Berasategui, A.D., Menu-Marque, S., Gómez-Erache, M., Ramírez, F.C., Mianzan, H.W. & E. Acha. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic región. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 483-492.
- Berbery, E.H., Doyle, M. & V. Barros. 2006. Tendencias regionales en la precipitación. En "El Cambio climático en la Cuenca del Plata". Eds.: Barros, V., Clarke, R. & Silva Dias, P. CONICET, Buenos Aires. pp 67-78.
- Bollens, S.M., Breckenridge, J.K. Vandenhooff, R.C. & J.R. Cordell. 2011. Mesozooplankton of the lower San Francisco Estuary: spatio-temporal patterns, ENSO effects and the prevalence of non-indigenous species. *Journal of Plankton Research*, 33(9): 1358-1377.
- Boltovskoy, D. 1999. South Atlantic Zooplankton. En: General biological features of South Atlantic. Boltovskoy D (Ed). Backyus Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 1-42.
- Borja, Á., Franco, J. & V. Pérez. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12): 1100-1114
- Borja, A., Franco, J. & I. Muxika. 2004. The Biotic Indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 405-408.
- Borja, Á. & I. Muxika. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 787-789.
- Borja, A., Ransinghe, A. & S.B. Weisberg. 2009. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 59: 1-4.
- Borja, A. & B.G. Tunberg. 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators*, 11 (29): 295-303.
- Borja, A., Mader, J., & I. Muxika. 2012. Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0). *Revista de Investigación Marina. AZTI- Tecnalia*, 93:71-82.
- Borja, A. Elliot, M., Andersen, J.H. Berg, T., Carstensen, J., Halpern, B.S., Heiskanen, A.S., Korpinen, S., Stewart Lowndes, J.S., Martin, G. & N. Rodríguez-Ezpeleta. 2016. Overview of Integrative Assessment of Marine Systems: The Ecosystem Approach in Practice. *Frontiers in Marine Science*, doi: 10.3389/fmars.2016.00020. Vol. (3): 20: 1-20.
- Boxshall, G. 2014. Calanoida. In: Walter, T.C. & Boxshall, G. (2014). *World of Copepods database*. Accessed through: *World Register of Marine Species* at <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1100>. Consulta abril 2014.
- Brazeiro, A. & A.I. Borthagaray 2006. Patrones geográficos de diversidad bentónica en el litoral rocoso de Uruguay. En Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., F. Scarabino & D. Conde (eds). *Bases para la Conservación y el manejo de la costa uruguaya*. pp: 171-178. Vida Silvestre, Montevideo.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G. & T., Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169: 39-60.
- Brillouin, L. 1951. Maxwells demon cannot operate: Information and entropy. I and II. *Journal Applied Physic*, 22: 334-343.
- Brown, S.S., Gaston, G.R., Rakocinski, C.F. & R.W. Heard. 2000. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, 23(3): 411-424.
- Brugnoli, E. & A. Morales. 2001. La comunidad fitopláctica de Punta Morales, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49: 11-17.
- Brugnoli, E., Clemente, J., Boccardi, L., Borthagaray, A. & F. Scarabino. 2005. Update and prediction of golden mussel (*Limnoperna fortunei*): distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 77 (2): 235-244.
- Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N. & L. Burone. 2007. Environmental Perturbation and Coastal Benthic Biodiversity in Uruguay. In I. C. Willis. Ed. *Progress in Environmental Research*. Nova Publishers. pp. 75-126.

- Brugnoli, E. & A. Morales. 2008. Trophic planktonic dynamics in a tropical estuary, Gulf of Nicoya, Pacific coast of Costa Rica during El Niño 1997 event. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(1): 75-89.
- Brugnoli, E., Dabiezies, M.J., Clemente, J.M. & P. Muniz. 2011. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el sistema de embalses del Río Negro, Uruguay. *Oecologia Australis*, 15(3): 576-592.
- Bueno, C. 2016. Isótopos estables de C y N, y la relación Corg/Norg como indicadores del origen de la materia orgánica en los sedimentos de la zona costera de Montevideo: un análisis histórico y actual. Tesis Maestría en Ciencias Ambientales, UdelaR. 61p.
- Caffera, M. & E.H. Berbery. Climatología de la Cuenca del Plata. En “El Cambio climático en la Cuenca del Plata”. Eds.: Barros, V., Clarke, R. & Silva Dias, P. CONICET, Buenos Aires. pp. 19-47.
- Calliari, D., Cervetto, G. & R. Castiglioni. 2004. Summertime herbivory and egg production by *Acartia tonsa* at the Montevideo coast-Río de la Plata. *Ophelia*, 58 (2): 115-128.
- Calliari, D., Gómez, M. & N. Gómez. 2005. Biomass and composition of the phytoplankton in the Río de la Plata: large-scale distribution and relationship with environmental variables during a spring cruise. *Continental Shelf Research*, 25: 197-210.
- Calliari, D. Brugnoli, E., Ferrari, G. & D. Vizziano. 2009. Phytoplankton distribution and production along a wide environmental gradient in the South West Atlantic off Uruguay. *Hydrobiologia*, 620: 47-61.
- Camillioni, I. & V. Barros. 2000. The Paraná river response to El Niño 1982-83 and 1997-98 events. *Journal of Hydrometeorology*, 1: 412-430.
- Cane, M.A. 1992. Tropical Pacific ENSO models: ENSO as a mode of the coupled system. In *Climate System Modeling*. K.E. Trenberth (eds). Cambridge University Press pp. 583-616.
- Cane, M.A. 2004. The evolution of El Niño, past and future. *Earth and Planetary Science Letters*, 164: 1-10.
- Canepuccia A.D., Escapa M., Daleo P., Alberti J., Botto F., & O.O. Iribarne. 2007. Positive interactions of the smooth cordgrass *Spartina alterniflora* on the mud snail *Heleobia australis*, in southwestern Atlantic salt marshes. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 353: 180–190.
- Caoyla, P. 1999. El macrozoobentos de fondo blando frente a la Bahía de Catarindo durante el Fenómeno “El Niño 1997-98”. En “El Niño 1997-98 su impacto sobre los Ecosistemas Marino y Terrestre. Tarazona J. & Castillo, E. (Eds.). *Rev. Peruana Biología*. Vol extraord. 39-46.
- CARP (Comisión Administradora del Río de la Plata). 1990. Estudio para la Evaluación de la Contaminación del Río de la Plata. Informe de avance. 1989. 422p.
- Carcedo M.C. & S.M. Fiori. 2011. Patrones de distribución y abundancia de *Heleobia australis* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. En: Cazzaniga NJ (ed.), *El Género Heleobia (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. Amici Molluscarum (Núm. Esp.)*, pp. 33–35.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Carlson, R.E. & J. Simpson. 1996. A Coordinator guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society, Madison 96 p.
- Castilla, J. C., M. Uribe, N. Bahamonde, M. Clarke, R. Desqueyroux-Faúndez, I. Kong, H. Moyano, N. Rozbaczylo, B. Santelices, C. Valdovinos & P. Zavala. 2005. Down under the southeastern Pacific: marine non-indigenous species in Chile. *Biological Invasions*, 7: 213-232
- Caviedes, C. 1998. Influencia de ENOS sobre las variaciones interanuales de ciertos ríos en América del Sur. *Bull. Inst. fr. études andines*, 27(3): 627-641.
- Cazzaniga, N.J. 2011. *Heleobia* Stimpson, 1865: Taxonomía. En: Cazzaniga, N.J. (Ed.). *El género Heleobia (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. Amici Molluscarum, (Núm. esp.)*, pp. 12-17.

- Cepeda, G. 2006. Variación espacial de la biodiversidad mesozooplanctónica en un sector de la plataforma de la costa bonaerense (34°-41°S). Tesis de Grado. Universidad Nacional de Mar del Plata. 44p.
- Cervetto, G., Calliari, D., Rodríguez-Graña, L., Lacerot, G. & R. Castiglioni. 2006. Zooplankton de ambientes costeros de Uruguay: añadiendo piezas al rompecabezas. En Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., F. Scarabino & D. Conde (eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Uruguay. pp.105-112.
- Ciotti, A.M., Odebrecht, C., Fillmann, G. & O.O. J. Möller, O.O.J. 1995. Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Continental Shelf Research*, 15 1737–1756.
- Clavijo, C., F. Scarabino & M.C. Pons da Silva. 2011. Primer registro de *Heleobia robusta* (Caenogastropoda: Cochliopidae) para Uruguay. *Amici Molluscarum*, Número especial: 77–79.
- Cloern, J.E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem. *Aquatic Ecology*, 33: 3-16.
- Cloern, J.E., Abreu, P.C., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., Greening, H., Olov, J., Johansson, R., Kahru, M. Sherwood, E.T., E XU Ji & K. Yin. 2015. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/gcb.13059 1-16.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marines Ecological Progress Series*, 210: 223–253.
- Clark, J. 1995. Coastal zone management handbook. Lewis Pub. 694 p.
- Coelho S, Gamito S & A. Perez-Ruzafa. 2007. Trophic state of Foz de Almarem coastal lagoon (Alarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine Coasts Shelf Science*, 71:218–31.
- Conde, D., Paradiso, M., Gorga, J., Brugnoli, E., De León, L. & M. Mandiá. 2002. Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro (Uruguay). *Revista CIER*, 39: 51-68.
- Conell, J. 1979. Diversity in tropical rain forest and coral reef. *Science*, 199(4335): 1302-1310.
- Contreras, F., Castañeda, O. & A. García. 1994. La clorofila *a* como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Annales Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Autónoma de México*, 21(1-2):55-66.
- Costello, J.H., Sullivan, B.K. & D.J. Gifford. 2006. A physical-biological interaction underlying variable phenological responses to climate change by coastal zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 28(11): 1099–1105.
- Cruz, M., Tapia, M.E. & C. Naranjo. 2011. Especies planctónicas marinas como bioindicadores de masas de agua frente a la costa ecuatoriana durante el evento El Niño 2009-2010. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 16 (1): 11-23.
- Currie, D.R. & K.J. Small. 2005. Macrobenthic community responses to long-term environmental change in an east Australian sub-tropical estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 63: 315-351.
- Chalar, G., De León, L., Brugnoli, E., Clemente, J. & M. Paradiso. 2002. Nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande: futuras perspectivas de investigación. p. 123-142 En “*El agua en Iberoamérica de la Limnología a la Gestión en Sudamérica*”. Publicación CYTED XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos. Chalar & Fernández Eds. Buenos Aires.
- Chalar, G. 2006. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, 87-101. Tundisi, et al. (eds.), IIE, Academia Brasileir de Ciencias, CNPQ.
- Ching-Yi, H. & G. L. Taghon. 1999. Effects of contaminated sediments on particle size selection by the polychaete *Capitella* sp. I. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 41–57.
- Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J. & B. Yannicelli. 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 551-576.

- Darrigran G. 2002. Potential impact of filterfeeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biol. Inv.* 4: 145–156.
- Dauer, D.M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 249–257.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P. & M. Leconte. 2005. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64:171-184.
- Dean, K. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology)*, 56 (4): 11-38.
- Defeo, O., Castrejón, M., Ortega, L., Kuhn, A.M., Gutiérrez, N.L. & J.C Castilla. 2013. Impacts of climate variability on Latin American small-scale fisheries. *Ecology and society*, 18(4): 30. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05971-180430>.
- Derisio, C., Braverman, M., Gaitán, E., Hozbor, C., Ramírez, F., Carreto, J., Botto, F., Gagliardini, D.A., Acha, M. & H. Mianzan. 2014. The turbidity front as habitat for *Acartia tonsa* (Copepoda) in the Río de la Plata, Argentina-Uruguay. *Journal of Sea Research*, 85: 197-204.
- Doering, P. H. & R.H. Chamberlain. 1999. Water quality and source freshwater discharge to the Caloosahatchee estuary, Florida. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(4): 793-806.
- De León, L. & J.S. Yunes. 2001. First report of a microcystin containing bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. *Environmental Toxicology*, 16: 110–112.
- Dore, J. E., Lukas, R., Sadler, D. W., & D.M. Karl. 2003 Climate driven changes to the atmospheric CO<sub>2</sub> sink in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature*, 424: 754–757.
- Dore, J.E., Lukas, R., Sadler, D.W., Church, M.J. & D.M. Karl 2009. Physical and biogeochemical modulation of ocean acidification in the central North Pacific. *PNAS*, 106: 12235-12240.
- Duarte, C.D. 2009. Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia*, 629: 263-269.
- EEA (Environmental European Agency). 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic Report No 7, Copenhagen, 86 p.
- Elliot, M. & A.K. Whitfield. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 94 (4): 306-314
- Elliot, M. 2014. Integrated marine science and management: wading through the maroass. *Mar. Poll. Bull* 86: 1-4.
- Fernández, N.C., Santos, B.A. & F.C. Ramírez. 1994. Análisis ecológico de la distribución de los copépodos planctónicos, de una campaña de primavera, en la zona común de pesca. *Frente Marítimo*, 15: 133-140.
- Ficke, A.D., Myrick, C.A. & L.J. Hansen. 2007. Potential impacts of global climate change of freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17: 581-613.
- Fiedler, P. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 265-283.
- Framiñan, M. & O.B. Brown. 1996. Study of the Río de la Plata turbidity front, Part I: spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research*, 16 (10): 1259-1282.
- FREPLATA. 2005. Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Proyecto "Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats. Documento Técnico. Proyecto PNUD/GEF RLA/99/G31. Montevideo, Uruguay.
- Gaillard, M.C. & Z.A. de Castellanos. 1976. Mollusca, Gasteropoda, Hydrobiidae. En: Ringuelet, R.A. (Dir), *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, 15(2): 1–39. Buenos Aires: Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC).
- García, C. & V.T.M. García. 2008. Variability of chlorophyll-a from ocean color images in the La Plata continental shelf region. *Continental Shelf Research*, 28:1568-1578.

- García-Rodríguez F., Hutton M., Brugnoli E., Venturini N., del Puerto L., Inda H., Bracco R., Burone L. & P. Muniz. 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(1): 91-100.
- García-Rodríguez, F., E. Brugnoli, P. Muniz, N. Venturini, L. Burone, M. Hutton, M. Rodríguez, A. Pita, N. Kandratavicius, L. Pérez & J. Verocai. 2014. Warm phase ENSO events modulate the continental freshwater input and the trophic state of estuarine sediments: an example from a large South American estuary. *Marine and Freshwater Research* 65, (1): 1-11.
- Gikas GD, Trisevgeni Y. & A. Tsihrintzis. 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563:385–406.
- Gimenez, L. 2006. Comunidades bentónicas estuarinas de la costa uruguaya. En Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., F. Scarabino & D. Conde (eds). *Bases para la Conservación y el manejo de la costa uruguaya*. pp: 179-188. Vida Silvestre, Montevideo.
- Giménez, L., Venturini, N., Kandratavicius, N., Hutton, M., Lanfranconi, A., Rodríguez, M., Brugnoli, E. & P. Muniz. 2014. Macrofaunal patterns and animal–sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *Journal of Sea Research*, 87: 46-55
- Giovanardi, F. & E. Tromellini. 1992. Statistical Assessment of Trophic Conditions. Application of the OECD Methodology to the Marine Environment. *Proc. Int. Conf. Marine Coastal Eutrophication. Science Total Environmental Suppl.*, 1992: 211-233.
- Giovardini, F. & R. Vollenweider. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas *Journal of Limnology*, 63(2): 199-218.
- Gómez-Erache, M., D. Vizziano, P. Muniz & G. Nagy. 2001a. The health of the Río de la Plata system: Northern coast Uruguay. In: Chopin, T. & P.G. Wells Eds., *Opportunity and challenges for protecting, restoring and enhancing coastal habitats in the Bay of Fundy*. *Proceed. of the Bay of Fundy Science Workshop*, Saint John, New Brunswick. pp. 17-35.
- Gómez-Erache, M., Lagomarsino, J.J., Núñez, K., Vizziano, D. & G. Naggy. 2001b. Producción fitoplanctónica en la región frontal del Río de la Plata. In: Vizziano, D., Puig, P., Mesones, C. & G. Nagy (Eds.), *El Río de la Plata. Investigación para la gestión del ambiente, los recursos pesqueros y la pesquería en el frente salino*, pp. 33-45.
- Gómez-Erache, M., Lagomarsino, J.J., Núñez, K., Vizziano, D. & G. Nagy. 2002. Phytoplankton production in the frontal zone of the Río de la Plata. Pp. 31-43. En Vizziano, D., Puig, P., Mesones, C., & G. Nagy (Eds.). *The Río de la Plata. Research to Manage the Environment, Fish Resource and the Fishery in the Saline Front*. *Ecoplata Program*, Montevideo, Uruguay.
- Gómez, N., M. Licursi, D.E. Bauer, E.S. Amborio & A. Rodríguez-Capítulo. 2012. Assessment of biotic integrity of the coastal freshwater tidal zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*, 35 (5): 1328-1339.
- Grimm, A., Barros, V.R. & M.E. Doyle. 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña Events. *Journal of Climate*, 13: 35-58.
- Grall, J. & M. Glémarec. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 43–53.
- Gutiérrez, D., Gallardo, V.A, Mayor, S., Neira, C., Vásquez, C., Sellanes, J., Rivas, M., Soto, A., Carrasco, F. & M. Baltazar. 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on the bioturbation potential of macrofauna in sublittoral sediments off Central Chile during the 1997/1998 El Niño. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 81–99.
- Guerrero, R.A., Acha, E., Framiñan, M.B. & C.A. Lasta. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17 (7): 727-742.

- Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhouri, J.F., Katona, S.K., Kleisner, K., Lester, S.E., O'Leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A.A., Scarborough, C., Selig, E.R., Best, B.D., Brumbaugh, D.R., Stuart Chapin, F., Crowder, L.B., Daly, K.L., Doney, S.C., Elfes, C., Fogarty, M.J., Gaines, S.D., Jacobsen, K. *et al.* (10 autores). 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature*, 488: 615-620.
- Hays, G.C., Richardson, A.J. & C. Robinson. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 337-344.
- Heip, C.H.R., Goosen, K.N., Herman, P.M.J., Kromkamp, J.C., Middelburg, J.J. & K. Soetaert, K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr. Marine Biology Annual Review*, 33: 1-149.
- Herrera-Silvera, J. A., Comin, F.A., Randa-Cirerol, N., Troccoli, L. & L. Capurro. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management*, 47:625-639.
- Herrera-Silvera, J.A. & S.M. Morales-Ojeda. 2009. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1): 72-86.
- Hoegh-Guldberg, O. & J. Bruno. 2010. The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science*, 238: 1523-1528.
- Hoff, R. & W. Peterson. 2006. Copepod biodiversity as an indicator of changes in ocean and climate conditions of the northern California current ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 51(6): 2607-2620.
- Hutton, M., Venturini N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E. & P. Muniz. 2015. Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 91: 441-453.
- IMM (Intendencia Municipal de Montevideo). 2007. Programa de Monitoreo de Agua de Playas y Costa de Montevideo. Informe Temporada Estival 2006-2007. IMM, Departamento de Desarrollo Ambiental, Laboratorio de Calidad Ambiental. 84 p.
- José de Paggi, S. B. & Paggi, J. C. 2014. El zooplancton de los grandes ríos sudamericanos con planicie de inundación. Trabajo de Revisión. *Revista FACIB*, 18: 166-194.
- José de Paggi, S.B., Devercelli, M. & F.R. Molina. 2014. Zooplankton and their driving factors in a large subtropical river during low water periods. *Fundamentals Applied Limnology*, 184/2: 125-139.
- Karydis, M. 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, 11(4): 373-390.
- Kiddon, J.A. Paul, J.F., Buffum, H.W., Strobel, C.S., Hale, S.S., Cobb, D. & B.S. Brown. 2003. Ecological condition of US Mid-Atlantic estuaries, 1997-1998. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1224-1244.
- Kim, W.M. Yeh, S.-W, J.H. Kim, J.-H., Kug J.-S. & M.H. Kwon. 2011. The unique 2009-2010 El Niño event: A fast phase transition of warm pool El Niño to La Niña. *Geophysical Research Letters*, Vol 38: L15809, doi:10.1029/2011GL048521.
- Kimmel, D.G. & M.R. Roman. 2004. Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay, USA: influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series*, 267: 71-83.
- Kimmel, D.G., Miller W.D., Harding, L.W.Jr *et al.* 2009. Estuarine ecosystem response captured using a synoptic climatology. *Estuaries Coast*, 32: 403-409.
- King, J.R., Agostini, V.N., Harvey, C.J., McFarlane, G.A. Foreman, M.G. Overland, J.E., Di Lorenzo, E. Bond, N.A. & K.Y. Aydin. 2011. Climate forcing and the California Current ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6): 1199-1216.
- Kleppel, G.S. 1993. On the diets of calanoid copepods. *Marine Ecology Progress Series*, 99: 183-195.
- Kruk, C., Martínez, A., Nogueira, L., Alonso, C. & D. Calliari. 2014. Morphological traits variability reflects light limitation of phytoplankton production in a highly productive subtropical estuary (Río de la Plata, South America). *Marine Biology*, 162 (2): 331 - 341.
- Lake, P.S. 2003. Ecological effects on perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48: 1161-1172.

- Lavaniegos, B.E., Jiménez-Pérez, L.C. & G. Gaxiola-Castro. 2002. Plankton response to El Niño 1997–1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Progress in Oceanography*, 54: 33-58.
- Lee, T., & M. J. Mc Phaden. 2010. Increasing intensity of El Niño in the central equatorial Pacific, *Geophys. Res. Lett.*, 37, L14603, doi:10.1029/2010GL044007.
- Longhurst A.R. 2010. *Ecological geography of the sea*. Academic Press.
- Machado, A.L. 2016. Relevamiento de especies acuáticas incrustantes en la Bahía de Montevideo. Tesis Licenciatura Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, 60p.
- Machado, I., Barreiro, M. & D. Calliari. 2013. Variability of chlorophyll-a in the Southwestern Atlantic from satellite images: Seasonal cycle and ENSO influences. *Continental Shelf Research*, 53: 102-109.
- Mc Phaden, M.J. 1999. Genesis and evolution of the 1997-1998 El Niño. *Science*, 283: 950-954.
- Mc Phaden, M.J., T. Lee & D. Mc Clurg. 2011. El Niño and its relationship to changing background conditions in the tropical Pacific Ocean. *Geophysical Research Letters*, 38: L15709, doi: 10.1029/2011GL048275.
- Mackas, D.L., Thomson, R.R. & M. Galbraith. 2001. Changes in the zooplankton community of the British Columbia continental margin, 1985–1999, and their covariation with oceanographic conditions. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 58: 685–702.
- Manrique, F. & R. Molina. 2003. Serie de tiempo planctónica en la bahía de Bacochibampo: Los cladóceros. *Biología Marina*, 62 (16).
- Mangialajo, L., N. Ruggieri, V. Asnaghi, M. Chiantore, P. Povero & R. Cattaneo-Vietti. 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*, 55:30–41.
- Marchovecchio, J. & H.R. Freije (comp). 2013. *Procesos químicos en estuarios*. Ed. Universidad Tecnológica Nacional. Bahía Blanca, 394 pp.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Genetic Systematic*, 3: 36–71.
- Marques, J.C., Pardal, M.A. Nielsen, S.N. & S. E. Jorgensen. 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradients of eutrophication. *Ecological Modelling*, 102: 155-167.
- Martínez, A. & L. Ortega. 2015. Delimitation of domains in the external Río de la Plata estuary, involving phytoplanktonic and hydrographic variables. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(3): 217-228.
- Marrani, M., Viñas, M.D., Martos, P. & D. Hernández. 2004. Spatial patterns of mesozooplankton distribution in the Southwestern Atlantic Ocean during austral spring: relationship with the hydrographic conditions. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 667-679.
- Marrero, A., Venturini, N., Burone, L., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Rodríguez, M. & P. Muniz. 2013. Testing taxonomic sufficiency in subtidal benthic communities of an anthropized coastal zone: Río de la Plata (Uruguay). *IJESER*, 4 (3): 29-45.
- Martínez-Crego B., Alcoverro T. & J. Romero. 2010. Biotic indices for assessing the status of coastal waters: a review of strengths and weaknesses. *Journal of Environmental Monitoring*, 12: 1013–1028
- Mc Cauley, D.J., Pinsky, L.M., Palumbi, S.R., Estes, J. A., Joyce, F. H. & R. R. Warner. 2015. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347 (6219): 1255641-1-1255641-7.
- Mc Gowan, J., Cayan, D.R. & L.M. Dorman. 1998. Climate-ocean variability and ecosystem response in the northeast Pacific. *Science*, 281: 210-217.
- Mechoso, C.R. & G. Pérez Iribarren. 1992. Streamflow in Southeastern South America and Southern Oscillation. *American Meteorological Society, Dic*: 1535-1539.
- Mianzan, H.W., Lasta, C., Acha, E.M., Guerrero, R., Machi, G. & C. Bremec. 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina, Uruguay. In: Seeliger, U., de Lacerda, LD., Kjerfve, B. (Eds.), *Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer, Berlin, pp. 185–204.

- Monteiro, M.I. C., F.N. Ferreira, N.M.M., de Oliveira & A.K. Ávila. 2003. Simplified version of the sodium salicylate method for analysis of nitrate in drinking waters. *Analytica Chimica Acta*, 477: 125–129.
- Muniz, P.; Danulat, E; Yannicelli, B; Garcia-Alonso, J; Medina, G. & M.C. Bicego. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29: 1019-1028.
- Muniz, P. Venturini, N. Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R. & A. Borja. 2005. 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. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 624–637.
- Muniz, P., Venturini, N. & L. Burone. 2006. Contaminación de la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. En Menafra, R., L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino & D. Conde Eds. *Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya*. pp. 467-477. Vida Silvestre.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L. & F. García-Rodríguez. 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.
- Muniz, P., Hutton, M., Kandratavicius, N., Lanfranconi, A., Brugnoli, E., Venturini, N. & L. Giménez. 2012. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): A multiple scale approach. *Ecological Indicators*, 19:89-97.
- Muniz, P., N. Venturini, C. Martins, A Bano- Munsh, F. García-Rodríguez, E. Brugnoli, A. L. Lindroth- Dauner, M. Caruso-Bicego & J. García-Alonso. 2015. Integrated assessment of contaminants and monitoring of an urbanized temperate harbor (Montevideo, Uruguay): a 12-year comparison. *Brazilian journal of Oceanography*, 63(3): 311-330.
- Murphy, E.J., Trathan, P.N., Watkins, J.L., Reid, K., Meredith, M.P., Forcada, J. Thorpe, S.E., Johnston, N.M. & P. Rothery. 2014. Climatically driven fluctuations in Southern Ocean ecosystems. *Proceedings Real Society B*, 274, doi: 10.1098/rspb.2007.1180.
- Myers, P., Espinosa, R., Parr, C.S., Jones, T., Hammond, G. S. & T. A. Dewey. 2014. The Animal Diversity Web (online). <http://animaldiversity.org>. Consultada en mayo 2014.
- Nagy, G.J., Martínez, C., Caffera, C.M., Pedrosa, G., Forbes, E.A., Perdomo, A.C. & J. López Laborde. 1997. The hydrological and climatic setting of the Río de la Plata. pp. 17-68. In: “The Río de la Plata. An environmental overview. An EcoPlata Project Background report”. Eds. Wells, P.G. & Daborn, G.R. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canadá. 248 p.
- Nagy, G., Gómez-Erache, M., López, C. & A. Perdomo. 2002a. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata river estuary system. *Hydrobiología*, 475/476, 125-139.
- Nagy, G., Pshennikov-Severova, V. & P. Robatto. 2002b. Monthly variation of salinity in the frontal zone of the Río de la Plata off Montevideo, in response to consecutive ENSO fluctuations and the flow of the Uruguay river (1998-2000). In: “The Río de la Plata Research to manage the environment, fish resources and the fishery in the saline front. Eds. Vizziano, D., P. Puig, C. Mesones & G. Nagy. EcoPlata Program, Montevideo, Uruguay.
- Nagy, G.J., Severov, D.N., Pshennikov, V.A., De los Santos, M., Lagomarsino, J.J., Sans, K. & E.G. Morozov. 2008. Rio de la Plata estuarine system: relationship between river flow and frontal variability. *Advances in Space Research*, 41: 1876-1881.
- Nagy, G.J., Seijo, L, Verocai, J.E., Brugnoli, E. & M. Bidegain. 2013. Enfoque, conocimiento y medidas para enfrentar las amenazas del clima presente en la zona frontal del Río de la Plata, Uruguay. *Costas, Revista Iberoamericana de Manejo Costero Integrado*, 1:2: 69-87.
- Niemeijer, D. & R.S. de Groot. 2008a. Framing environmental indicators: moving from causal chains to causal networks. *Environmental Development Sustainability*, 10: 89-106.
- Niemeijer, D. & R.S. de Groot. 2008b. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8:14-25.

- Niemi, G.J. & M. E. Mc Donald. 2004. Application of Ecological Indicators. *Annual Review Ecology Evolution Systems*, 35:89–111. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). 2013. ENSO Cycle: Recent Evolution, Current Status and Predictions. Update prepared by Climate Prediction Center / NCEP. Consultada en setiembre 2015.  
[http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/enso\\_advisory](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory)
- NOAA(National Oceanographic and Atmospheric Administration). 2014. ENSO Cycle: Recent Evolution, Current Status and Predictions. Update prepared by Climate Prediction Center / NCEP. Consultada en setiembre 2015.  
[http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/lanina/enso\\_evolution-status-fcsts-web.pdf](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/lanina/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf)
- NOAA(National Oceanographic and Atmospheric Administration). 2016. ENSO: Recent Evolution, Current Status and Predictions. Update prepared by Climate Prediction Center / NCEP. Consultada en marzo 2016.  
[http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/lanina/enso\\_evolution-status-fcsts-web.pdf](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/lanina/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf)
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1999. *Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Frameworks*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, 45 pp.
- Ortega, L., Celentano, E., Finkl, C. & O. Defeo. 2013. Effects of climate variability on the morfodinamics of Uruguayan sandy beaches. *Journal of Coastal Research*, 29: 747-755.
- Paggi, J.C. 1993. Análisis preliminar de la distribución geográfica de los cladóceros suramericanos. En: A. Boltovskoy y H. L. Lopez (eds) *Conferencias de Limnología*. pp. 105-113. Instituto de Limnología Dr. Raul A. Ringuelet, La Plata.
- Paggi, J.C. 2004. Importancia de la fauna de “Cladóceros” (Crustácea, Branchiopoda) del Litoral Fluvial Argentino. *INSUGEO, Miscelánea*, 12: 239 – 246
- Pearson, T. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16: 229-311.
- Penna, N., Capallacci, S. & F. Ricci. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4): 321-326.
- Pérez, L., García-Rodríguez, F. & T.J.J. Hanebuth. 2016. Variability in terrigenous sediment supply offshore of the Río de la Plata (Uruguay) recording the continental climatic history over the past 1200 years. *Climate Past*, 12: 623–634. [www.clim-past.net/12/623/2016/](http://www.clim-past.net/12/623/2016/) doi:10.5194/cp-12-623-2016.
- Pershing, A.J., Greene, C.H., Planque, B. & J.M. Fromentin. 2004. The influences of climate variability on North Atlantic zooplankton populations. In: *Marine Ecosystems and climate variation. The North Atlantic A Comparative Perspective*. Stenseth et al. Eds. Oxford University press. 59-71 p.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Piola, A., Matano, R.P., Palma, E. D., Möller, O.O. & E.J.D. Campos. 2005. The influence of the Plata River discharge on the South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters* 32, L01603, doi: 10.1029/2004GL021638.
- Pisciottano, G.A., Díaz, A., Cazes, G. & R. Mechoso. 1994. El Niño-Southern Oscillation impacto on rainfall in Uruguay. *Journal Climate*, 7: 1286-1302.
- Primo, A.L., Azeiteiro, U.M., Marques, S.C., Martinho, F. & M.A. Pardal. 2009. Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation regimes in a southern temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 341–347
- Poplawsky, R. 1983. Introducción al estudio de la variabilidad temporal de la salinidad en la costa uruguaya. Tesis Lic. Oceanografía Biológica, UdelaR, FHC, 147pp.

- Rabalais, N.N., Turner, E., Sen Gupta, B.K., Platon, E. & M.L. Parsons. 2007. Sediments tell the history of eutrophication and hypoxia in the northern Gulf of Mexico. *Ecological Applications*, 17(5) S129–S143.
- Reiss, H. & I. Kröncke, 2005. Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (12): 1490–1499.
- Remane, A. 1934. Die Brackwasserfauna. *Zool Anz* 7: 34–74.
- Rees, H.L., Boyd, S.E., Schratzberger, M. & A. Murray. 2006. Role of benthic indicators in regulating human activities at sea. *Review. Environmental Science & Policy*, 9(49): 6- 5.
- Robertson, A.W. & C.R. Mechoso. 1998. Interannual and decadal cycles in river flows of Southeastern South America. *Journal of Climate*, 11: 2570-2581.
- Robertson, D.P., & R.B. Hull. 2001. Beyond biology, toward a more public ecology for conservation. *Conservation Biology*, 15(4): 970–979.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M. *et al.* .2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461 (7263): 472–475.
- Salas, F., Marcos, C. Neto, J.M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A. & J.C. Marques. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management*, 49: 308-331.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J.C. & A. Pérez Ruzafa. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*, 1-7.
- Sathicq, M.B., Bauer, D.E. & N. Gómez. 2015. Influence of El Niño Southern Oscillation phenomenon on coastal phytoplankton in a mixohaline ecosystem on the southeastern of South America: Rio de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 98: 26-33.
- Santoro, P., Fossati, M. & I. Piedra-Cueva. 2013. Characterization of Circulation Patterns in Montevideo Bay (Uruguay). *Journal of Coastal Research*, 29: 819 – 835.
- Scarabino, F. 2004a. Lista sistemática de los Gastropoda marinos y estuarinos vivientes de Uruguay. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 8: 305–346.
- Scarabino, F. 2004b. Lista sistemática de los Gastropoda dulciacuícolas vivientes de Uruguay. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 8: 347–356.
- Seisedo, M. Moreira, A., Comas, A.A. & G. Arencibia. 2014. Analysis of tools for trophic status assessment of water in Cienfuegos bay, Cuba. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 9(2): 103-111.
- Sellanes, J., Quiroga, E., Neira & C. D. Gutiérrez. 2007. Changes of macrobenthos composition under different ENSO cycle conditions on the continental shelf off central Chile. *Continental Shelf Research*, 27:1002–1016.
- Severov, D.N., Mordecki, E. & V.A. Pshennikov. 2004. SST anomaly variability in Southwestern Atlantic and El Niño/Southern oscillation. *Advances In Space Research*, 33: 343-347.
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*, pp. 19-27, 82-83, 104-107. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163:4148, 688.
- Smeets, E., & R. Weterings. 1999. *Environmental Indicators: Typology and Overview*. European Environment Agency, Copenhagen. Report No. 25, 19 pp.
- Smith, Ch.J., Papadopoulou, K.,N., Barnard, S., Mazik, K., Elliot, M., Patrício, J., Solaun, O., Little, S., Bhatia, N. & A. Borja. 2016. Managing the marine environment, conceptual models and assessment considerations for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*, 3:144 (1-19).
- Specchiulli, A., Focardi S., Renzi M., Scirocco T., Cilenti L. Breber P. & S. Bastianoni. 2008. Environmental heterogeneity patterns and assessment of trophic levels in two Mediterranean lagoons: Orbetello and Varano, Italy. *Science of the Total Environment*, 402: 285–298.
- Stevens, J.A., Summers, J.K. & W. Benson. 2001. Assessing Stressors in Coastal Ecosystems: An Approach to the Patient. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7 (5): 1447-1455.

- Stenseth, N.C., Myrseth, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K.S. & M. Lima. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, 297: 1292–1296.
- Tarazona, J., Arntz, W.E. & E. Canahuire. 1996. Impact of two “El Niño” events of different intensity on the hypoxic softbottom macrobenthos off the central Peruvian coast. *Marine Ecology*, 17: 425–446.
- ter Braak, C.J.F. & I.C. Prentice. 1998. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18: 271-317.
- ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer. 2002. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user’s guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer. 2012. Canoco reference manual and user’s guide: software for ordination, version 5.0. Ithaca USA : Microcomputer Power, 496p.
- Teixeira, J., P. Robatto, & M. Falcón. 1994. Salinidad y temperatura costera en las proximidades de Montevideo (1935-1991). Informe Técnico SOHMA.
- Thompson, B. & S. Lowe. 2004. Assessment of macrobenthos response to sediment contamination in the San Francisco estuary, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 2178–2187.
- Trenberth, K.E. & T.H. Hoar. 1997. El Niño and climate change. *Geophysical Research Letters*, 24: 3057-3060.
- Turnhout, E., Hisschemöller, M. & H. Eijssackers. 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7: 215–228.
- Tyrrell, T. 2011. Anthropogenic modification of the oceans. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 369: 887-908.
- Valderrama J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Van Dolah, R.F., Hyland, J.L., Holland, A.F., Rosen, J.S. & T.R. Snoots. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research*, 48:269–83.
- Vargas-González, H., J. A. Arreola-Lizárraga, R.A. Mendoza-Salgado, L. C. Méndez-Rodríguez, C. H. Lechuga-Deveze, G. Padilla-Arredondo & M. Córdoba-Matson. 2014. Effects of Sewage Discharge on Trophic State and Water Quality in a Coastal Ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal* 2014, ID 618054, 7 p., <http://dx.doi.org/10.1155/2014/618054>.
- Varghese, K., Ganesh, L.S., Monto Mani, P., Anilkumar, P. Ramana Murthy & B.R. Subramaniam. 2008. Identifying critical variables for coastal profiling in ICZM planning—A systems approach. *Ocean & Coastal Management*, 51: 73–94.
- 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., Bicego, M.C., Taniguchi, S. Sasaki, S.T., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E. & P. Muniz. 2015. A multi-molecular marker assessment of organic pollution in shore sediments from the Río de la Plata Estuary, SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 91: 461-475.
- Venturini, N., Pita, A.L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M. & P. Muniz. 2012. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Río de la Plata estuary): linkages with natural and human pressures. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 111:139-152.
- Vizziano, D., Saona, G., Franco, J. & G.J. Nagy. 2001. Caracterización ambiental del área de desove de la corvina blanca *Micropogonias furnieri* en la zona frontal del Río de la Plata. pp. 115-128. En Vizziano *et al.* (Eds). *El Río de la Plata. Investigación para la gestión del ambiente, los recursos pesqueros y la pesquería en el frente salino*. EcoPlata, Montevideo.
- Vizziano, D., Puig, P. C. Mesones, C. & G. Nagy. Eds. 2002. *El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino*. Vizziano, D., Puig, P. C. Mesones, C. & G. Nagy (Eds). Programa EcoPlata, Montevideo, Uruguay. 297p.

- Vögler, R., Arreguín-Sánchez F., Lercari D., del Monte-Luna P. & D. Calliari. 2015. The effects of long-term climate variability on the trophodynamics of an estuarine ecosystem in southern South America. *Ecological Modelling*, 317:83–92.
- Vollenweider, R.A., F., Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9:329-357.
- White, J.R. & M. Roman. 1992. Short-term temporal variation in coastal zooplankton communities: the relative importance of physical and biological mechanisms. *Journal of Plankton Research*, 18(8): 1485-1501.
- Wells, P.G & G.R. Daborn. 1998. *El Río de la Plata, una revisión ambiental. Un informe de antecedentes del Proyecto EcoPlata.* Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canadá. 256pp.
- Wepener, V., Cyrus, D.P., Vermeulen, L.A., O'Brien, G.C. & P. Wade. 2006. Development of a water quality index for estuarine water quality management in South Africa. WRC Report No. 1163. 118 p.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S.J.M. & R.J. West. 2012. Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 97: 78-90.
- Wilcox, B. 2001. Ecosystem Health in Practice: Emerging Areas of Application in Environment and Human Health. *Ecosystem Health*, 7 (4): 317-325.
- Wolff, M., D. J. Ruiz, & M. Taylor. 2012. El Niño induced changes to the Bolivar Channel ecosystem (Galapagos): comparing model simulations with historical biomass time series. *Marine Ecology Progress Series* 448:7-22. <http://dx.doi.org/10.3354/meps09542>.
- Yeh, S.-W., Kung, J.-S., Dewitte, B., Kwon, M.,-H., Kirtman, B., & F.-F. Jin. 2009. El Niño in a changing climate. *Nature*, 461: 511-514. doi:10.1038/nature08316.
- Zettler, M., Schiedek, D. & B. Bobertz, B. 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 258–270.
- Zillén, L., Conley, D. J., Andren, T., Andren, E. & S. Björck. 2008. Past occurrences of hypoxia in the Baltic Sea and the role of climate variability, environmental change and human impact. *Earth Science Review*, 91 (1): 77–92.

## ANEXO

**Tabla 3. 1** Promedios ( $\pm$  SD) y rangos mensuales (min-max) de los parámetros físico-químicos, durante 2009-2011 en la zona costera de Montevideo. Porcentaje Saturación de Oxígeno (Sat. Oxíg.), profundidad del disco de Secchi (d. Secchi), clorofila *a* (Clo *a*), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), Se resaltan los valores y promedios mínimos- máximos para cada variable.

	Sat Oxíg. (%)		d. Secchi (cm)		Clo <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )		NT ( $\text{mg L}^{-1}$ )		PT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	
	x $\pm$ sd	Rango	x $\pm$ sd	Rango	x $\pm$ sd	rango	x $\pm$ sd	rango	x $\pm$ sd	rango
<b>nov-09</b>	94.4 $\pm$ 33.2	34.8- <b>180.7</b>	52 $\pm$ 32	15-110	11.9 $\pm$ 9.2	2.7-33.1	0.48 $\pm$ 0.29	0.13-0.98	0.08 $\pm$ 0.05	<b>0.02</b> -0.19
<b>dic-09</b>	85.4 $\pm$ 15.1	44.4-120.5	27 $\pm$ 14	15-70	14.2 $\pm$ 17.5	2.0-57.7	0.67 $\pm$ 0.46	0.13-2.16	0.16 $\pm$ 0.13	0.05- <b>0.64</b>
<b>ene-10</b>	85.9 $\pm$ 24.4	22.4-113.5	52 $\pm$ 25	25-90	14.7 $\pm$ 14.9	2.4- <b>69.4</b>	<b>1.01<math>\pm</math>0.82</b>	0.28-3.82	0.11 $\pm$ 0.07	<b>0.02</b> -0.29
<b>feb-10</b>	84.4 $\pm$ 14.7	30.2-108.5	<b>19<math>\pm</math>17</b>	<b>10</b> -80	8.4 $\pm$ 7.1	1.0-25.0	1.00 $\pm$ 0.98	0.13- <b>4.90</b>	<b>0.19<math>\pm</math>0.09</b>	0.07-0.34
<b>mar-10</b>	91.5 $\pm$ 11.0	68.1-121.6	40 $\pm$ 11	15-60	6.8 $\pm$ 9.0	1.1-31.0	0.74 $\pm$ 0.53	0.13-2.43	0.16 $\pm$ 0.12	0.05-0.47
<b>abr-10</b>	85.1 $\pm$ 22.4	<b>12.1</b> -111.4	50 $\pm$ 18	25-80	5.8 $\pm$ 7.8	1.2-35.4	0.72 $\pm$ 0.75	0.13-3.57	0.10 $\pm$ 0.04	0.05-0.17
<b>set-10</b>	90.4 $\pm$ 12.5	55.3-103.6	49 $\pm$ 22	20-90	1.8 $\pm$ 1.0	<b>0.5</b> -4.8	0.54 $\pm$ 0.23	0.13-0.98	0.10 $\pm$ 0.04	0.04-0.18
<b>dic-10</b>	<b>109.8<math>\pm</math>26.4</b>	37.1-159.5	100 $\pm$ 24	60-150	<b>15.9<math>\pm</math>9.6</b>	6.4-47.0	0.39 $\pm$ 0.20	0.13-0.70	0.08 $\pm$ 0.05	0.04-0.24
<b>ene-11</b>	108.6 $\pm$ 18.3	70.7-132.0	<b>127<math>\pm</math>59</b>	<b>30-250</b>	6.1 $\pm$ 5.9	2.1-27.8	<b>0.17<math>\pm</math>0.12</b>	0.13-0.57	0.07 $\pm$ 0.05	<b>0.02</b> -0.24
<b>feb-11</b>	<b>72.0<math>\pm</math>26.3</b>	12.7-104.8	97 $\pm$ 36	30-140	9.4 $\pm$ 4.6	3.7-21.9	0.40 $\pm$ 0.41	<b>0.12</b> -1.39	<b>0.06<math>\pm</math>0.06</b>	0.03-0.28
<b>jun-11</b>	102.0 $\pm$ 12.0	68.3-121.8	51 $\pm$ 20	10 - 80	<b>1.2<math>\pm</math>1.0</b>	<b>0.5</b> -4.5	0.75 $\pm$ 1.11	0.13-3.93	0.13 $\pm$ 0.17	<b>0.02-0.65</b>

**Tabla 3.2** Resultados del Análisis múltivariado de varianza (MANOVA) a). Número de datos utilizados/factores, b). Prueba de Box (homogeneidad de covarianzas), c). Contrastes multivariados. d). Contraste de Levene (homogeneidad de varianzas), e). Prueba efectos inter-sujetos (ANOVA univariado). f). Prueba post-hoc. Se indica en negrita los valore significativos (p<0.01).

a).

		N
Zona	Este	54
	BM	50
	Oeste	57
Fase	LN	83
	EN	78

b).

M de Box	41.664
F	2.686
gl1	15
gl2	116906.881
Significación	.000

Contrasta la hipótesis nula de que las matrices de covarianza observadas de las variables dependientes son iguales en todos los grupos.

a Diseño: Intersección + Zona + Fase + Zona \* Fase

c).

Efecto		Valor	F	Gl de la hipótesis	Gl del error	Significación	Eta al cuadrado parcial
Intersección	Traza de Pillai	.986	5356.469(a)	2.000	154.000	.000	.986
	Lambda de Wilks	.014	5356.469(a)	2.000	154.000	.000	.986
	Traza de Hotelling	69.565	5356.469(a)	2.000	154.000	.000	.986
	Raíz mayor de Roy	69.565	5356.469(a)	2.000	154.000	.000	.986
<b>Zona</b>	<b>Traza de Pillai</b>	<b>.451</b>	<b>22.573</b>	<b>4.000</b>	<b>310.000</b>	<b>.000</b>	<b>.226</b>
	Lambda de Wilks	.572	24.840(a)	4.000	308.000	.000	.244
	<b>Traza Hotelling</b>	<b>.709</b>	<b>27.134</b>	<b>4.000</b>	<b>306.000</b>	<b>.000</b>	<b>.262</b>
	Raíz mayor de Roy	.648	50.207(b)	2.000	155.000	.000	.393
<b>Fase</b>	<b>Traza de Pillai</b>	<b>.134</b>	<b>11.894(a)</b>	<b>2.000</b>	<b>154.000</b>	<b>.000</b>	<b>.134</b>
	Lambda de Wilks	.866	11.894(a)	2.000	154.000	.000	.134
	<b>Traza Hotelling</b>	<b>.154</b>	<b>11.894(a)</b>	<b>2.000</b>	<b>154.000</b>	<b>.000</b>	<b>.134</b>
	Raíz mayor de Roy	.154	11.894(a)	2.000	154.000	.000	.134
Zona * Fase	Traza de Pillai	.053	2.127	4.000	310.000	.077	.027
	Lambda de Wilks	.947	2.120(a)	4.000	308.000	.078	.027
	Traza de Hotelling	.055	2.113	4.000	306.000	.079	.027
	Raíz mayor de Roy	.041	3.171(b)	2.000	155.000	.045	.039

a Estadístico exacto

b El estadístico es un límite superior para la F el cual ofrece un límite inferior para nivel de significación.

c Diseño: Intersección + Zona + Fase + Zona \* Fase

d).

	F	gl1	gl2	Significación
TRIX Mvd	2.401	5	155	.040
IET Clo a	4.727	5	155	.000

Contrasta la hipótesis nula de que la varianza error de la variable dependiente es igual a lo largo de todos los grupos. Diseño: Intersección + Zona + Fase + Zona \* Fase

e).

Fuente	Variable dependiente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Signi.	Eta al cuadrado parcial
Modelo corregido	TRIX Mvd	63.465(a)	5	12.693	23.110	.000	.427
	IET Clo a	2126.731(b)	5	425.346	3.832	.003	.110
Intersección	TRIX Mvd	5922.278	1	5922.278	10782.499	.000	.986
	IET Clo a	348684.063	1	348684.063	3140.974	.000	.953
Zona	TRIX Mvd	<b>44.551</b>	<b>2</b>	<b>22.276</b>	<b>40.557</b>	<b>.000</b>	.344
	IET Clo a	<b>1141.680</b>	<b>2</b>	<b>570.840</b>	<b>5.142</b>	<b>.007</b>	.062
Fase	TRIX Mvd	<b>13.107</b>	<b>1</b>	<b>13.107</b>	<b>23.863</b>	<b>.000</b>	.133
	IET Clo a	<b>637.014</b>	<b>1</b>	<b>637.014</b>	<b>5.738</b>	<b>.018</b>	.036
Zona * Fase	TRIX Mvd	1.669	2	.835	1.520	.222	.019
	IET Clo a	367.050	2	183.525	1.653	.195	.021
Error	TRIX Mvd	85.134	155	.549			
	IET Clo a	17206.775	155	111.011			
Total	TRIX Mvd	6087.185	161				
	IET Clo a	368674.190	161				
Total corregida	TRIX Mvd	148.599	160				
	IET Clo a	19333.506	160				

a R cuadrado = .427 (R cuadrado corregida = .409)

b R cuadrado = .110 (R cuadrado corregida = .081)

f).

T2 Tamhane

Variable dependiente	(I) Zona	(J) Zona	Diferencia entre medias (I-J)	Error típ.	Significación	Intervalo de confianza al 95%.	
			Límite inferior	Límite superior	Límite inferior	Límite superior	Límite inferior
TRIX Mvd	Este	BM	<b>-1.3342(*)</b>	.16966	.000	-1.7471	-.9213
		Oeste	<b>-.3644(*)</b>	.13142	.020	-.6831	-.0456
	BM	Oeste	<b>1.3342(*)</b>	.16966	.000	.9213	1.7471
		Este	<b>.9698(*)</b>	.16517	.000	.5675	1.3722
	Oeste	Este	<b>.3644(*)</b>	.13142	.020	.0456	.6831
		BM	<b>-.9698(*)</b>	.16517	.000	-1.3722	-.5675
IET Cloa	Este	BM	-1.9580	2.29452	.779	-7.5416	3.6255
		Oeste	<b>4.4197(*)</b>	1.77923	.043	.1041	8.7354
	BM	Este	1.9580	2.29452	.779	-3.6255	7.5416
		Oeste	<b>6.3778(*)</b>	2.22648	.016	.9542	11.8013
	Oeste	Este	<b>-4.4197(*)</b>	1.77923	.043	-8.7354	-.1041
		BM	<b>-6.3778(*)</b>	2.22648	.016	-11.8013	-.9542

Basado en las medias observadas. \* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

**Tabla 4.1** Diferencias significativas (Z Kolmogorov-Smirnov.  $p < 0.01$ ) de las abundancias mesozooplancónicas (total. grupos. especies) entre fases ENOS y estaciones climáticas. a) Variación temporal; b) Variación espacial (n=),. El Niño (n= 74), La Niña (n=47),Primav: Primavera (n=30), Verano (n=57), Otoño (n= 24), Invierno (n=10), Zonas: Bahía de Montevideo (BM), NS: no significativo.

a).-

	“El Niño”- “La Niña- Neutral”	Primav- Verano	Primav- Otoño	Verano- Otoño	Verano- Invierno	Invierno- Otoño
<b>Total</b>	NS	NS	1.70	2.75	2.20	NS
<b>Holoplancton</b>	NS	NS	1.70	2.61	2.20	NS
<b>Copepodos</b>	1.65	NS	NS	2.44	2.30	NS
<b>Cladóceros</b>	3.04	1.88	2.21	NS	1.69	1.88
<i>Acartia tonsa</i>	1.65	NS	NS	2.30	2.35	NS
<i>Bosmina hagmanii</i>	2.97	NS	2.13	1.86	NS	NS
<i>Diaphanosoma sp.</i>	2.54	NS	1.97	1.79	NS	NS
<i>Moina sp.</i>	2.05	1.87	NS	NS	NS	NS
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C. cornuta</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<b>Meroplancton</b>	NS	NS	NS	2.72	NS	1.99
<b>Larva Cirripedios</b>	NS	NS	2.22	2.03	NS	NS

b).-

	“El Niño”	“La Niña-Neutral”	
	Oeste (40)- Este (22)	Oeste (27)- Este (11)	BM (9) - Este
<b>Totales</b>	NS	1.71	1.77
<b>Holoplancton</b>	NS	1.92	1.77
<b>Copepodos</b>	NS	1.92	1.77
<b>Cladóceros</b>	1.68	NS	NS
<i>Acartia tonsa</i>	NS	1.92	1.82
<i>Bosmina hagmanii</i>	2.16	NS	NS
<i>Diaphanosoma sp.</i>	1.75	NS	NS
<i>Moina sp.</i>	1.93	NS	NS

**Tabla 4.2** Correlaciones de Spearman entre abundancias mesozooplancónicas y variables ambientales durante fases “El Niño” (n= 74) y “La Niña-Neutral” (n=47). Correlaciones significativas al 95% (\*). 99% (\*\*) y NS: No significativo.

	Caudal RdIP	Temperatura promedio	Salinidad promedio	Turbidez promedio	Clo a
<b>“El Niño”</b>					
<b>Abund. Total</b>	-0.261*	NS	NS	NS	NS
<b>Abund. Holoplancton</b>	-0.272*	NS	NS	NS	NS
<b>Abund. Copépodos</b>	-0.392**	NS	0.348**	-0.257*	NS
<b>Abund. Cladóceros</b>	-0.560**	NS	NS	0.443**	NS
<b>Abund. Meroplanct.</b>	-0.300**	NS	NS	NS	NS
		NS	0.357**	-0.297*	NS

<b>Abund. Cirripedios</b>	-0.378**				
<b>“La Niña-Neutral”</b>					
<b>Abund. Total</b>	0.510**	-0.623**	0.614**	0.352*	-0.519**
<b>Abund. Holoplancton</b>	0.556**	-0.655**	0.603**	0.381*	-0.562**
<b>Abund. Copepodos</b>	0.548**	-0.658**	0.619**	0.357*	-0.566**
<b>Abund. Cladoceros</b>	NS	NS	-0.484**	NS	NS
<b>Abund. Meroplanct.</b>	NS	NS	0.320**	-0.477**	0.412*

**Tabla 4.3** Diferencias significativas (Z Kolmogorov-Smirnov. <0.01) en los índices ecológicos entre fases ENOS y estaciones. A) Diferencias temporales; B) Espaciales (n=), El Niño (n= 74), La Niña (n=47), Primav: Primavera (n=30), Verano (n=57), Otoño (n= 24). NS: no significativo.

a).-

	<b>“El Niño”- “La Niña- Neutral”</b>	<b>Primav- Verano</b>	<b>Primav- Otoño</b>
<b>S</b>	1.75	NS	NS
<b>D</b>	2.58	NS	NS
<b>J´</b>	2.08	NS	1.88
<b>H</b>	2.38	1.88	1.67
<b>H´</b>	2.21	NS	-1.91
<b>Lambda</b>	2.23	2.06	NS

b).-

	<b>“El Niño” Oeste (40)- Este (22)</b>
<b>S</b>	NS
<b>D</b>	1.78
<b>J´</b>	1.68
<b>H</b>	1.67
<b>H´</b>	NS
<b>Lambda</b>	1.68

**Tabla 4.4** Correlaciones de Spearman entre variables ambientales e índices ecológicos durante fases “El Niño” (n= 74) y “La Niña-Neutral” (n=47). Correlaciones significativas al 95% (\*). 99% (\*\*) y NS: No significativo. Clo a NS.

	<b>Caudal RdIP</b>	<b>Temperatura promedio</b>	<b>Salinidad promedio</b>	<b>Turbidez promedio</b>
<b>“El Niño”</b>				
<b>S</b>	0.621**	0.566**	-0.412**	0.370**
<b>D</b>	0.438**	NS	-0.591**	0.543**
<b>J´</b>	NS	0.357**	-0.426**	0.311**
<b>H</b>	0.272**	0.391**	-0.544**	0.451**
<b>H´</b>	NS	0.288**	-0.459**	0.367**
<b>Lambda</b>	-0.400**	-0.362**	0.548**	-0.487**
<b>InZoop</b>	NS	NS	-0.561**	0.478**
<b>“La Niña-Neutral”</b>				
<b>S</b>	NS	NS	NS	0.545**
<b>D</b>	NS	NS	NS	0.511**
<b>J´</b>	NS	NS	NS	0.504**
<b>H</b>	NS	NS	NS	0.532**
<b>H´</b>	NS	NS	0.290*	0.441**
<b>Lambda</b>	NS	NS	0.425**	NS
<b>InZoop</b>	NS	NS	-0.427*	0.417**

**Tabla 5.1** Grupos y especies macrobentónicas asignadas y no asignadas (NA) a los diferentes grupos ecológicos según la lista de especies [www.azti.ez](http://www.azti.ez).

Especie/Género	Especie-Genero-Grupo asignado	No asignado
<b>Crustacea</b>		
<i>Cyrtograpsus affinis</i>		NA
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>		NA
Cumaceo		NA
<i>Idotea</i> sp.	<i>Idotea</i> sp. (Grupo II)	
Decápodo		NA
<i>Macrochiridotea</i> sp.		NA
Ostracodo		NA
<i>Pagurus</i> sp.	Grupo II	
<i>Pinnixia</i> sp.	Grupo I	
Tanaidaceo		NA
<b>Mollusca</b>		
<i>Acteocina</i> sp.	<i>Acteocina</i> sp. (Grupo II)	
<i>Anachis</i> sp.	<i>Anachis</i> sp. (Grupo I)	
<i>Erodona mactroides</i>	<i>Erodona mactroides</i> (Grupo I)	
<i>Heleobia australis</i>	<i>Heleobia australis</i> (Grupo IV)	
<i>Mactra isbelleana</i>	<i>Mactra</i> sp. (Grupo I)	
Olivancillaria	<i>Olivella</i> sp. (Grupo I)	
<i>Parvanachis</i> sp.		NA
<i>Tagelus</i> sp.	<i>Tagelus</i> sp. (Grupo II)	
<i>Tectomatica pussila</i>		NA
<b>Nemertina</b>		
		NA
<b>Polychaeta</b>		
<i>Alita succinea</i>	<i>Neanthes succinea</i> (Grupo III)	
Boccardia	<i>Boccardiela</i> sp. (Grupo III)	
Cirratulidae		NA
<i>Glycinde multidentis</i>		NA
<i>Capitella</i> sp.	<i>Capitella</i> sp. (Grupo V)	
Glyceridae (Hemipodus)	Glyceridae (Grupo II)	
Heteromastus	<i>Heteromastus</i> sp. (Grupo III)	
<i>Kinbergonuphis</i> sp.	<i>Kinbergonuphis</i> sp. (Grupo II)	
Laeonereis	<i>Laeonereis acuta</i> (Grupo IV)	
Malacoceros	<i>Malacocero</i> sp. (Grupo III)	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	<i>Nephtys fluviatilis</i> (Grupo II)	
Owenidae		NA
Paraonidae		NA
Parandalia	<i>Parandalia</i> sp. (Grupo II)	
Polynoidae		NA
<i>Polydora</i> sp.	<i>Polydora</i> sp. (Grupo IV)	
Scaloplos	<i>Scaloplos</i> sp. (Grupo I)	
<i>Sigambra</i> cf. <i>grubei</i>		NA
Spionidae		NA
Spio	<i>Spio</i> sp. (Grupo III)	
<b>Oligochaeta</b>		
<i>Bothrioneurum</i> sp.	(Grupo V)	

**Tabla 5. 2** Estaciones con grupos no asignados mayores al 20%. promedios de especies no asignadas, estaciones con < 3 especies y <6 individuos.

	<b>Estac. gr. no asign. &gt; 20%</b>	<b>Prom. grup no asignado</b>	<b>Estaciones &lt; 3 especies</b>	<b>Estaciones Abund. &lt; 6</b>
<b>Marzo 2009</b>	PCW	3.4	B2	B2
<b>Julio 2009</b>	PCS	3.3	B2	B2
<b>Octubre 2009</b>	PCN. L3	4.1	B1. B2. B3. PY. PYN B1. B2. L3. PYW	PCW
<b>Enero 2010</b>	PC. PYN	3.1	PYE. L5. L6	L9
<b>Mayo 2010</b>	PY	1.5	B1. B2. B3	B2.B3. PY
<b>Julio 2010</b>	PCS	1.8	B1. B2	B2
<b>Octubre 2010</b>	PCE	2.4	B1. B2. B3	
<b>Febrero 2011</b>		1.8	B1. B2	B1
<b>Julio 2011</b>	PCW	2.1	PCE. B1	B1

