



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR**

**TESIS DE DOCTOR EN BIOLOGÍA**

**EL ROL DE LAS MARISMAS DEL ESTUARIO DE BAHIA  
BLANCA EN EL CICLO BIO-GEOQUIMICO DE NUTRIENTES  
INORGANICOS Y DE MATERIA ORGANICA**

**Vanesa Lorena Negrin**

**BAHIA BLANCA**

**ARGENTINA**

**2011**

## PREFACIO

Esta tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el Área de Oceanografía Química del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), durante el período comprendido entre el 12 de septiembre de 2006 y 15 de noviembre de 2010, bajo la dirección del Dr. Jorge Eduardo Marcovecchio, investigador principal de CONICET y la dirección adjunta del Dr. Gerardo Miguel Eduardo Perillo, investigador superior de CONICET



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR  
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el .../.../..... , mereciendo la calificación de .....(.....)

## AGRADECIMIENTOS

A mis directores, Jorge Marcovecchio y Gerardo Perillo, por brindarme la oportunidad realizar mi doctorado y guiarme en el desarrollo de esta tesis. Gracias Jorge por tu paciencia y por no asustarte cuando aparecía con mi cuadernito con las dudas cada semana.

Al Instituto Argentino de Oceanografía y sus directores por abrirme las puertas de dicha institución, al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme becas y al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia por aceptarme como alumna de postgrado, todo lo cual me permitió desarrollar mi doctorado.

A todos y cada uno de los integrantes del Área de Oceanografía Química del IADO, los de ahora y los que alguna vez estuvieron, por los mates y las amenas charlas compartidos, el apoyo constante, desde el comienzo con los muestreos hasta mi histeria de escritura, los consejos de toda índole, etc., etc. Especialmente a:

Sandra, por aconsejarme en mil y un aspectos de mi trabajo, por su paciencia y su ejemplo de trabajo y dedicación

Carla, por ayudarme a interpretar los datos químicos, explicándome siempre con paciencia y una sonrisa, y por enseñarme la técnica de extracción de agua intersticial

Vasco, por acompañarme a las campañas, por los análisis de nutrientes y por su experiencia de campo y laboratorio que muchas veces me sacaron de aprietos

Nedda, por su siempre buena predisposición para mis diversas consultas, y por sus recetas de cocina.

Vasquito, por los análisis de clorofila, la ayuda con la compu, y las bromas

Javier, por acompañarme a las campañas en el barro y su complicidad con las bromas del Vasquito

Fabián, por haberse convertido en mi chofer oficial este último tiempo

A Ana Martínez, a Hugo Freije y Ana Elena de Villalobos, por su gran ayuda durante el desarrollo de esta tesis, a pesar de no figurar oficialmente en mi formación, y siempre con la mejor onda. Gracias Ana y Hugo por los análisis de sulfatos y carbonatos y el ensayo con las plantitas, y gracias Anelén por tu ayuda estadística y ecológica.

A Paula Pratolongo por responder a mis varias consultas, siempre con muy buena predisposición, y a Gabriela González Trilla por la linda experiencia de trabajar juntas, aún a la distancia.

A la gente del Club Náutico Punta Alta (Villa del Mar), especialmente a Tito, y del Club de Pesca y Náutica Gral. Cerri (Puerto Cuatrerros) por la amabilidad con la que nos trataron en cada campaña

A todos mis compañeros de la biblioteca (o el “cyber”) del IADO, los de ahora y los que alguna vez estuvieron y luego se mudaron, por compartir tantas horas conmigo, por bancarme en mi histeria de escritura y siempre tirarme buena onda. Especialmente a: Vane, por sus consejos de todo tipo (informático, académico, etc, etc), Andre, por las charlas académicas (y no tanto) y su auxilio cada vez que metía la pata con la compu, y al resto de las geógrafas y a las ingenieras, con las que compartí buenos momentos dentro y fuera del IADO.

A todos los integrantes del IADO que de alguna forma me ayudaron (no los voy a nombrar a todos porque son muchos y además temo omitir a alguno por descuido), ya sea asesorándome con los análisis de sedimento, prestándome el tamiz para lavar mis muestras de biomasa y la centrífuga para la extracción del agua intersticial, acompañándome a alguna campaña, facilitándome un mapa o datos (meteorológicos y mareográficos), aconsejándome cuando tenía problemas con la estadística o con la computadora, prestándome libros y apuntes, brindando consejos de redacción y formato, etc, etc, etc. O simplemente haciéndome reír durante el almuerzo y así volver al trabajo con más ganas. También a todos los que me bancaron este último tiempo que estuve escribiendo, respondiendo con un sonrisa a mis más variadas -y muchas veces triviales-consultas, prestándome sus tesis para tomar como modelo y, especialmente, a los que me ayudaron con la corrección de la tesis.

A todos y cada uno (que fueron muchos y no sólo del IADO) los que alguna vez me llevaron hacia el CRIBABB o de vuelta a mi casa desde el predio cuando no tenía transporte.

A todos mis amigos, los de la universidad, los del trabajo, los de la peña, etc, por su apoyo incondicional. Especialmente a mis amigos biólogos y becarios como yo con quienes compartimos penas, consultas, consejos propios del desarrollo de una tesis, especialmente durante la fase de escritura (Yani, Patri, Vale, etc.).

A mi familia, a mis padres y hermanas, por apoyarme en cada paso de mi carrera. A mi viejo, por las veces que me llevó al IADO y por comprarme los caños para marcar las parcelas, entre otras cosas; a mi vieja, que me ayudó a hacer las bolsitas para el ensayo de descomposición, y a mis hermanitas que me ayudaron alguna vez a limpiar el enchastre de barro en el laboratorio luego de una campaña. Gracias por estar siempre.

## RESUMEN

Las marismas son ecosistemas valiosos porque, al ocupar zonas transicionales, juegan un rol central en el intercambio de materia orgánica, nutrientes y contaminantes entre las planicies de marea y las aguas adyacentes. En este trabajo se evalúa si la presencia de especies halófitas modifica significativamente los ciclos biogeoquímicos de nutrientes y materia orgánica en el estuario de Bahía Blanca. Se trabajó en dos marismas, Villa del Mar (VM) y Puerto Cuatros (PC), dominadas por *Spartina alterniflora* y *Sarcocornia perennis*, respectivamente, las dos halófitas más abundantes en el sistema. Se midió pH y potencial redox (Eh) en el sedimento y concentraciones de nutrientes disueltos y materia orgánica particulada (MOP) en agua intersticial, con el fin de determinar el efecto de la vegetación y de la inundación por la marea sobre los mismos. También se determinó la productividad primaria neta, tasa de descomposición y concentración de carbono, nitrógeno y fósforo en los tejidos aéreos y subterráneos y los *pooles* de estos elementos disponibles para el sistema, para ambas especies.

En ambas marismas el pH varió en un rango estrecho (VM= 6,2 - 8,7 y PC= 7 - 8) y fue afectado por la presencia de vegetación pero no por la inundación. El Eh en VM varió entre -300 y 250 mV y fue influenciado por la marea, y por la vegetación sólo en zonas altas. En PC el Eh (rango= 50 – 250 mV) dependió de la inundación y de la vegetación. La concentración de MOP fue alta (VM ~5,5 mg/L y PC ~7,8 mg/L) y afectada sólo por la inundación en VM y sólo por la vegetación en PC. Tanto en VM como en PC, los nutrientes nitrogenados estuvieron en altas concentraciones, siendo generalmente el amonio la especie dominante, y tanto la vegetación como la inundación modificaron sus concentraciones. El fosfato y el silicato estuvieron siempre presentes en ambas áreas. El fosfato fue afectado sólo por la vegetación en VM, mientras que en PC sólo por la inundación. El silicato no se vió influenciado por ninguno de los dos factores considerados.

La productividad total de *S. alterniflora* fue de 907 g p.s./m<sup>2</sup>.año, debida principalmente a tejidos subterráneos, y la de *S. perennis* de 1243 de g p.s./m<sup>2</sup>.año, correspondiendo mayormente a tejidos aéreos. En el caso de *S. alterniflora*, la productividad fue mayor en la marisma alta que en la baja. Las tasas de descomposición de tejidos aéreos y subterráneos de *S. alterniflora* fueron ~ 47 y ~ 29 % de material perdido luego de un año, respectivamente, mientras que para *S. perennis* fueron de ~ 64 y ~ 71 %, respectivamente.

Los *pooles* de los elementos considerados fueron mayores para *S. perennis* que para *S. alterniflora*; en este último caso, fueron mayores para marisma alta que para baja.

Los resultados obtenidos muestran que existe un efecto de la vegetación así como de la inundación en los parámetros analizados. El efecto de la vegetación es mayor en marismas dominadas por *S. perennis* debido a los mayores *pooles* observados y sus mayores tasas de descomposición, en comparación con *S. alterniflora*. Por lo tanto, se puede concluir que las marismas del estuario de Bahía Blanca, especialmente las dominadas por *S. perennis*, efectivamente afectan los ciclos biogeoquímicos en el sistema.

## ABSTRACT

Salt marshes are valuable ecosystems because, by occupying transition zones, play a central role in the exchange of organic matter, nutrients and pollutants between tidal flats and the adjacent waters. In this work, it is evaluated if the presence of halophytic species modify significantly the biogeochemical cycles of nutrients and organic matter in the Bahía Blanca estuary. The study was performed in two salt marshes, Villa del Mar (VM) and Puerto Cuatrerros (PC), dominated by *Spartina alterniflora* and *Sarcocornia perennis*, respectively, the two most abundant halophytes in the system. pH and redox potential (Eh) in the sediments and the concentrations of dissolved nutrients and particulate organic matter (POM) in porewater were measured, in order to determine the effect of vegetation and tidal flooding on them. In addition, net primary productivity, decomposition rate, concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in the above and belowground tissues and the pools of these elements available for the system were determined for both species.

In both salt marshes pH varied in a narrow range (VM= 6.2 – 8.7 and PC= 7 - 8) and was affected by the presence of vegetation but not by flooding. Eh in VM varied between -300 and 250 mV and it was influenced by the tide, and by vegetation only in high zones. In PC, Eh (range= 50 – 250 mV) depended on flooding and vegetation. The concentration of POM was high (VM ~5.5 mg/L and PC ~7.8 mg/L) and affected only by flooding in VM and only by vegetation in PC. In VM as well as in PC, nitrogen nutrients were present in high concentrations, being usually ammonium the dominant species, and vegetation and flooding modified their concentrations. Phosphate and silicate were always present in both areas. Phosphate was affected only by vegetation in VM, whereas in PC was only influenced by flooding. Silicate was affected by neither of the considered factors.

The total productivity of *S. alterniflora* was of 907 g d.w./m<sup>2</sup>.yr, due mainly to belowground tissues, and that of *S. perennis* was of 1243 g d.w./m<sup>2</sup>.yr, which mostly corresponded to aboveground tissues. In the case of *S. alterniflora*, productivity was higher in the high marsh than in the low marsh. The decomposition rates of above and belowground tissues of *S. alterniflora* were ~ 47 and ~ 29 % of lost material after a year, respectively, while for *S. perennis* they were of ~ 64 and ~ 71 %, respectively. The pools of the considered elements were higher for *S. perennis* than for *S. alterniflora*; in the latter case, they were higher for the high marsh than for the low marsh.

The obtained results show that there is an effect of vegetation as well as flooding on the parameters analyzed. The effect of vegetation is greater in salt marshes dominated by *S. perennis* due to the higher pools found and the higher decomposition rates, compared with *S. alterniflora*. Hence, it is possible to conclude that salt marshes in the Bahia Blanca estuary, especially those dominated by *S. perennis*, affect the biogeochemical cycles in the system.

# ÍNDICE

<b>Prefacio</b> .....	I
<b>Agradecimientos</b> .....	II
<b>Resumen</b> .....	V
<b>Abstract</b> .....	VII
<b>Capítulo 1: Introducción</b>	
<b>1. Introducción</b> .....	1
1.1. Los estuarios y la marea.....	1
1.2. Los estuarios y los nutrientes.....	2
1.3. Marismas: sus generalidades.....	3
1.4. Rol de las marismas en los ecosistemas estuariales.....	7
<b>2. Hipótesis y objetivos</b> .....	13
<b>3. Área de estudio</b> .....	15
3.1 . Estuario de Bahía Blanca.....	15
3.2 . Marismas del estuario de Bahía Blanca.....	18
<b>Capítulo 2: Materiales y métodos</b>	
<b>1. Tareas de Campo</b> .....	25
1.1. Medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> .....	25
1.2. Extracción de muestras.....	25
<i>Agua intersticial</i> .....	25
<i>Plantas</i> .....	25
<i>Sedimento</i> .....	26
1.3. Desarrollo de ensayo a campo: determinación de la tasa de descomposición vegetal.....	26
<b>2. Trabajo de Laboratorio</b> .....	28
2.1 . Procesamiento de las muestras.....	28
<i>Agua intersticial</i> .....	28
<i>Plantas</i> .....	30
<i>Sedimento</i> .....	31
2.2. Acondicionamiento del material.....	32

### Capítulo 3: Nutrientes y materia orgánica en agua intersticial de marismas dominadas por *Spartina alterniflora*

<b>1. Introducción</b> .....	34
<b>2. Resultados</b> .....	36
2.1. Características de los sedimentos.....	36
2.2. Sulfatos y carbonatos.....	40
2.3. Materia orgánica particulada.....	40
2.4. Amonio.....	41
2.5. Nitrato.....	42
2.6. Nitrito.....	43
2.7. Fosfato.....	45
2.8. Silicatos.....	46
<b>3. Discusión</b> .....	47
3.1. Características de los sedimentos.....	47
3.2. Materia orgánica particulada.....	50
3.3. Nitrógeno inorgánico disuelto.....	51
3.4. Fosfatos.....	52
3.5. Silicatos.....	53
<b>4. Conclusiones</b> .....	54

### Capítulo 4: Biomasa y descomposición aérea y subterránea de *Spartina alterniflora*

<b>1. Introducción</b> .....	55
<b>2. Resultados</b> .....	57
2.1. Biomasa aérea y subterránea.....	57
2.2. Contenido de nutrientes en los tejidos.....	61
2.3. Descomposición.....	66
<b>3. Discusión</b> .....	70
<b>4. Conclusiones</b> .....	75

### Capítulo 5: Nutrientes y materia orgánica en agua intersticial en marismas dominadas por *Sarcocornia perennis*

<b>1. Introducción</b> .....	77
<b>2. Resultados</b> .....	79
2.1. Características de los sedimentos.....	79
2.2. Sulfatos y carbonatos.....	84
2.3. Materia orgánica particulada.....	84

2.4. Amonio.....	85
2.5. Nitrato.....	86
2.6. Nitrito.....	87
2.7. Fosfato.....	88
2.8. Silicatos.....	89
<b>3. Discusión.....</b>	<b>90</b>
3.1. Características de los sedimentos.....	90
3.2. Materia orgánica particulada.....	92
3.3. Nitrógeno inorgánico disuelto.....	93
3.4. Fosfatos.....	96
3.5. Silicatos.....	96
<b>4. Conclusiones.....</b>	<b>96</b>
<b>Capítulo 6: Biomasa y descomposición aérea y subterránea de <i>Sarcocornia perennis</i></b>	
<b>1. Introducción.....</b>	<b>98</b>
<b>2. Resultados.....</b>	<b>99</b>
2.1. Biomasa aérea y subterránea.....	99
2.2. Contenido de nutrientes en los tejidos.....	101
2.3. Descomposición.....	104
<b>3. Discusión.....</b>	<b>108</b>
<b>4. Conclusiones.....</b>	<b>111</b>
<b>Capítulo 7: Conclusiones generales.....</b>	<b>112</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>115</b>
<b>Anexo: Características del agua de columna en Villa del Mar y Puerto Cuatrerros.....</b>	<b>135</b>

# **CAPÍTULO 1:**

## **Introducción general**

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Los estuarios y la marea

Los **estuarios** son cuerpos de agua costeros semicerrados que se extienden hasta el límite efectivo de la influencia de la marea, dentro de los cuales el agua salada que ingresa por una o más conexiones libres con el mar abierto, o cualquier otro cuerpo de agua salino, es diluida significativamente con agua dulce derivada del drenaje terrestre y pueden sustentar especies biológicas eurihalinas ya sea por una parte o la totalidad de su ciclo de vida (Perillo, 1995). Por lo tanto, estos ambientes son importantes ecotonos, ya que constituyen las zonas de transición entre el sistema terrestre y el marino. Debido a su carácter transicional, los estuarios son ecosistemas altamente dinámicos con una estructura física, química y biológica caracterizada por una gran variabilidad espacial y temporal (Fairbridge, 1980; Mateus et al., 2008).

Los estuarios se han clasificado según diferentes criterios. Una de las clasificaciones más sencillas y que aún es utilizada es la propuesta por Hayes (1975), que considera el rango de marea. Así, tenemos estuarios micromareales (rango de marea menor a 2 m), mesomareales (rango de marea que varía entre 2 y 4 m) y macromareales (rango de marea mayor a 4 m), con un consiguiente incremento de la influencia de la marea. Otra clasificación útil es la de Dalrymple et al. (1992), que también considera la influencia de la marea y determina estuarios dominados por olas y dominados por marea. Posteriormente, una clasificación más precisa, abarcando aspectos morfogenéticos, fue propuesta por Perillo (1995).

A pesar de los diferentes criterios de clasificación existentes, el papel de la marea en ellos es sin duda uno de los más importantes. Esto se debe a que la mayoría de los estuarios del mundo, al menos en alguna medida, son influenciados por las mareas. Las mareas son la elevación y el descenso rítmico de los niveles del mar, determinados por la atracción gravitacional que el sol y la luna ejercen sobre la Tierra (Dawes, 1991). Cuando la fuerza gravitacional del sol y la luna actúan juntas, lo que ocurre dos veces al mes (en luna nueva y luna llena), se producen mareas máximas llamadas mareas de sicigia; en cambio, cuando las fuerzas de estos dos astros se oponen entre sí obtenemos (también dos veces al mes, durante la luna creciente y la menguante) mareas mínimas, las denominadas mareas de cuadratura (Bertness, 2007). A pesar que las mareas son altamente predecibles por su origen astronómico, localmente varían por la morfología de la costa y las condiciones climáticas, especialmente los vientos (Bertness, 2007).

El grado de influencia que tiene la marea sobre los estuarios está gobernado por la morfología del mismo, el rango de marea, la descarga de agua y sedimento, los vientos y los procesos de plataforma asociados. La energía de marea sirve como mecanismo de mezcla entre agua dulce y salada, de resuspensión y transporte de sedimentos, de creación de geoformas de fondo, de erosión de canales y de redistribución de materiales (incluyendo contaminantes). La mayoría de los estuarios dominados por mareas presentan forma de embudo y transporte de sedimento bidireccional, con desarrollo de planicies de marea, manglares o marismas en sus márgenes (Wells, 1995).

## **1.2. Los estuarios y los nutrientes**

Los estuarios, como todo ambiente costero, son ricos en nutrientes. Los nutrientes pueden estar presentes en dos formas: inorgánica (o mineral) y orgánica (ya sea como organismos vivos o como detrito) y su distribución está controlada por diferentes procesos físicos, químicos y biológicos. Estos procesos pueden resumirse de la siguiente manera (Aston, 1980):

1. La mezcla de agua dulce y salada en un régimen semidiurno o diurno de marea, con los correspondientes cambios en el volumen de agua de un estuario, producen cambios temporales en la contribución de nutrientes, al igual que de gases disueltos, tanto de fuentes marinas como terrestres.
2. La circulación y, especialmente, la estratificación de algunos estuarios generan la posibilidad de variaciones verticales y horizontales de las concentraciones de nutrientes y gases disueltos.
3. La topografía del estuario puede dar lugar a circulación particularmente restringida.
4. El régimen de corrientes en aguas costeras y estuarios conlleva a la depositación de varios tipos de materiales sedimentarios. Los procesos de depositación y resuspensión de sedimentos pueden influenciar el balance de los constituyentes disueltos de un estuario, incluyendo los nutrientes.
5. Las reacciones químicas durante la mezcla de agua dulce y salada, al igual que los cambios en temperatura y salinidad, pueden provocar cambios en las concentraciones de nutrientes disueltos.
6. La producción biológica tiene gran influencia en la ocurrencia y distribución de nutrientes y algunos gases, como dióxido de carbono y oxígeno.

Los principales nutrientes en los estuarios son los de nitrógeno (N), fósforo (P) y silicio (Si) (Aston, 1980). El silicio es importante para organismos como diatomeas,

radiolarios y esponjas debido a que forma parte de sus estructuras extracelulares (Aston, 1980), mientras que el N y el P son esenciales para el crecimiento vegetal (Fitter y Hay, 2002). Los estuarios reciben N y P de diversas fuentes y los exportan de diferentes maneras (Fig. 1.1) no sin antes sufrir importantes transformaciones que dependen de factores geológicos, físicos, etc. (Tappin, 2002). Los nutrientes pueden ser naturalmente liberados a través de la descomposición de la materia orgánica (Burdige, 2006), por lo que modificaciones en la cantidad de materia orgánica y/o en su velocidad de degradación también influyen en las concentraciones de nutrientes disponibles.



**Fig. 1.1.** Esquema mostrando las fuentes y sumideros más importantes de N y P en un estuario. Los principales intercambios también son mostrados. La desnitrificación (nitrificación) solo es relevante para el N. El intercambio de N y P con las aguas costeras incluyen tanto flujos naturales, asociados a la marea y los ríos, como aquellos debidos a la actividad humana (Tomado de Tappin, 2002).

### 1.3. Marismas: sus generalidades

Las marismas son sistemas que se inundan frecuente o continuamente con agua y están caracterizados por vegetación herbácea emergente adaptada a condiciones saturadas del suelo. Las marismas pueden ser de agua dulce o de agua salada. Estas últimas se encuentran bordeando cuerpos de agua salada donde el nivel del agua fluctúa ya sea por acción de la marea o por otros factores y la vegetación dominante son especies halófitas (Mitsch y Gosselink, 2007). Por lo tanto, las marismas saladas suelen desarrollarse asociadas a estuarios. Generalmente se extienden en la zona intermareal con pendientes suaves y protegidas de la acción de las olas (Dawes, 1991). Dado que las marismas del estuario de

Bahía Blanca son saladas, a partir de aquí cada vez que se hable de “marismas” se hace referencia a este tipo.

La mayoría de las marismas están surcadas por canales de diferente tamaño y forma, lo cual condiciona la dinámica de flujo y reflujo de la marea. Cuando comienza la inundación, el flujo está restringido a los canales y a medida que la marea va subiendo el agua se extiende a la superficie de la marisma con un flujo laminar. El reflujo es el proceso inverso: el movimiento de agua es primero mediante flujo laminar y luego a través de los canales (Luternauer et al., 1995; Perillo e Iribarne, 2003). Por consiguiente, la morfología de las marismas es importante para el intercambio de materiales entre este ambiente y las aguas estuariales.

Las marismas son *habitats* físicamente estresantes. Los animales y, sobre todo, las plantas, de estos ambientes deben lidiar tanto con el anegamiento por el agua de marea (lo cual genera suelos hipóxicos o anóxicos) como con la alta salinidad. Son estos factores los que determinan la zonación característica de estos ambientes, como se explicará más adelante. La modificación geográfica en el patrón espacial y la severidad de estos factores estresantes parecen ser los responsables de variaciones a gran escala de las comunidades de marismas (Adam, 1993; Pennings y Bertness, 2001).

La inundación periódica de las marismas por la marea produce una disminución en la concentración de oxígeno del suelo debido a que la difusión de este gas en el agua es mucho más lenta que en el aire y, por lo tanto, los suelos se vuelven anóxicos (Kirk, 2004; Mitsch y Gosselink, 2007). Sin embargo, una pequeña capa de suelo oxigenado permanece en la superficie del sedimento; ésta, a pesar de ser delgada, es muy importante ya que el oxígeno es el aceptor de electrones energéticamente más conveniente en la oxidación de la materia orgánica. En ausencia de este elemento, la degradación de la materia orgánica utiliza otros aceptores: nitrato, manganeso, hierro férrico, sulfato y carbono; en ese orden de acuerdo a sus valores de energía libre (Burdige, 2006; Sundby, 2006).

Varios de estos mecanismos de degradación de la materia orgánica pueden darse simultáneamente, aunque conociendo el potencial redox del sedimento se puede predecir cual estaría dominando (Højberg et al., 1994). El potencial redox (Eh) es una medida cuantitativa de la tendencia de un suelo a oxidar o reducir sustancias y, en general, sus valores permiten determinar que aceptor será usado en la degradación de la materia orgánica (Tabla 1.1). En marismas, el proceso que predomina suele ser la reducción del sulfato, dado que este compuesto es abundante en el agua de mar (Howarth, 1984; Hines et al., 1989; Kostka et al., 2002). El producto de este proceso, el sulfuro, es tóxico para las plantas, ya que al ser

absorbido por ellas inhibe la acción de las enzimas involucradas en la fotosíntesis. En las marismas este proceso puede no ocurrir, ya que estos compuestos suelen ser quelados por iones metálicos como el hierro, el cobre y el manganeso, si estos se encuentran en cantidad adecuada en el suelo (Cronk y Fennessy, 2001; Mitsch y Gosselink, 2007).

**Tabla 1.1.** Formas oxidadas y reducidas de varios elementos, los potenciales redox aproximados para la transformación y los efectos de las formas reducidas sobre las plantas (Basado en Cronk y Fennessy, 2001 y Mitsch y Gosselink, 2007)

Elemento	Forma oxidada	Forma reducida	Redox (mV)	Consecuencia para las plantas
Nitrógeno	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (nitrato)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N <sub>2</sub> O, N <sub>2</sub>	+250	La desnitrificación remueve N del suelo
Manganeso	Mn <sup>4+</sup> (mangánico)	Mn <sup>2+</sup> (manganoso)	+225	Altos niveles de Mn reducido interfieren con la estructura enzimática y el consumo de nutrientes
Hierro	Fe <sup>3+</sup> (férrico)	Fe <sup>2+</sup> (ferroso)	+100 a -100	Altos niveles de Fe reducido interfieren con el Mg durante la formación de la clorofila, disminuyendo la actividad fotosintética y la respiración radical
Azufre	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (sulfato)	S <sup>2-</sup> , HS <sup>-</sup> , H <sub>2</sub> S	-100 a -200	El azufre en su forma reducida inhibe enzimas involucradas en la fotosíntesis y reduce la respiración radical
Carbono	CO <sub>2</sub> (dióxido de carbono)	CH <sub>4</sub> (metano)	Menor de -200	El metano es liberado a la atmósfera por las plantas

Las plantas de marismas tienen diferentes adaptaciones para secuestrar oxígeno o tolerar sus bajas concentraciones. Entre las adaptaciones estructurales se encuentran modificaciones a nivel radicular, como el desarrollo de raíces adventicias o de raíces superficiales (Cronk y Fennessy, 2001). Sin embargo, la modificación más común es la formación de aerénquima. Este tejido poroso constituye una serie de canales que facilitan el

movimiento de gases a través de la planta. Así, el oxígeno entra por los tejidos aéreos y es transportado hacia las raíces vía difusión (Armstrong, 1979; Colmer, 2003).

El oxígeno transportado a través del aerénquima de la planta es utilizado para la respiración de los tejidos subterráneos y en parte puede ser liberado al exterior mediante la “pérdida radial de oxígeno” (ROL = *radial oxygen loss* en inglés). El ROL usualmente genera una oxigenación del área inmediatamente adyacente a las raíces (rizósfera), lo cual incrementa el potencial redox (Armstrong, 1979; Colmer, 2003). Aunque el ROL reduce el suministro de oxígeno de la raíz, es beneficioso para las plantas ya que oxidan compuestos como los sulfuros que como ya se ha mencionado son tóxicos para sus metabolismos. El ROL varía ampliamente entre especies, en la parte de la raíz en la que ocurre, así como durante el ciclo día-noche (Cronk y Fennessy, 2001; Colmer, 2003).

La salinidad constituye otra forma de stress importante para los organismos de marismas. La salinidad afecta a las plantas tanto en forma directa (provocando daño celular), como indirectamente (mediante un descenso del potencial de agua del suelo, dificultando la absorción de agua por las raíces) (Poljakoff-Mayber, 1975; Drake, 1989). Para lidiar con estos problemas las plantas de marismas han desarrollado diversas estrategias. Por ejemplo, para mantener un potencial osmótico más bajo que el del agua intersticial generalmente acumulan sales en sus tejidos. En el caso que estas concentraciones sean suficientemente altas como para producir toxicidad, muchas plantas incrementan su succulencia o excretan las sales por las raíces o a través de glándulas foliares (Cronk y Fennessy, 2001; Pennings y Bertness, 2001).

Uno de los rasgos distintivos de las marismas es su variación en la composición de especies con la elevación (Fig.1.2). La variación ocurre en la microflora y la fauna, pero sobre todo en las plantas vasculares y es lo que determina la zonación características de estos ambientes. En general se reconocen dos zonas: marisma alta y marisma baja, aunque la zonación en las marismas varía ampliamente en distintas latitudes e incluso entre áreas de un mismo estuario (Adam, 1993; Penning y Bertness, 2001; Pratolongo et al., 2009). Además, los mecanismos que determinan qué especies se encuentran y su distribución puede diferir entre marismas de altas y bajas latitudes, como así también entre sistemas con distinto nivel de nutrientes (Penning y Bertness, 2001).

Los factores que controlan la zonación difieren en la marisma alta y en la baja. La distribución de especies depende de la tolerancia fisiológica en la marisma baja y de la competencia interespecífica en la marisma alta (Adam, 1993; Penning y Bertness, 2001). La marisma baja es inundada más frecuentemente por el agua de mar, lo que determina un mayor

grado de anegamiento y por lo tanto una menor oxigenación del suelo; la tolerancia a esta condición es lo que suele determinar cuales especies podrán crecer en esa zona. Especies tolerantes a la inundación pero no buenas competidoras, como *Spartina alterniflora*, crecen generalmente en esta zona. La salinidad no es un factor relevante en la marisma baja, ya que sus valores son comparativamente bajos debido a que la inundación regular previene la acumulación de sal y, por lo tanto, son más estables y cercanos a los del agua de mar (Pratolongo et al., 2009).

En cambio, la salinidad es mayor en la marisma alta, donde existen prolongados periodos entre inundaciones, momentos en los cuales la evaporación tiene lugar y permite la acumulación de sales, especialmente en climas áridos. Otros factores, como la depositación de resaca, también pueden influenciar el establecimiento de vegetación en la marisma alta (Pratolongo et al., 2009). Sin embargo, en general las condiciones en las zonas altas son más benignas, observándose un aumento de la riqueza específica a medida que se incrementa la elevación (Adam, 1993).

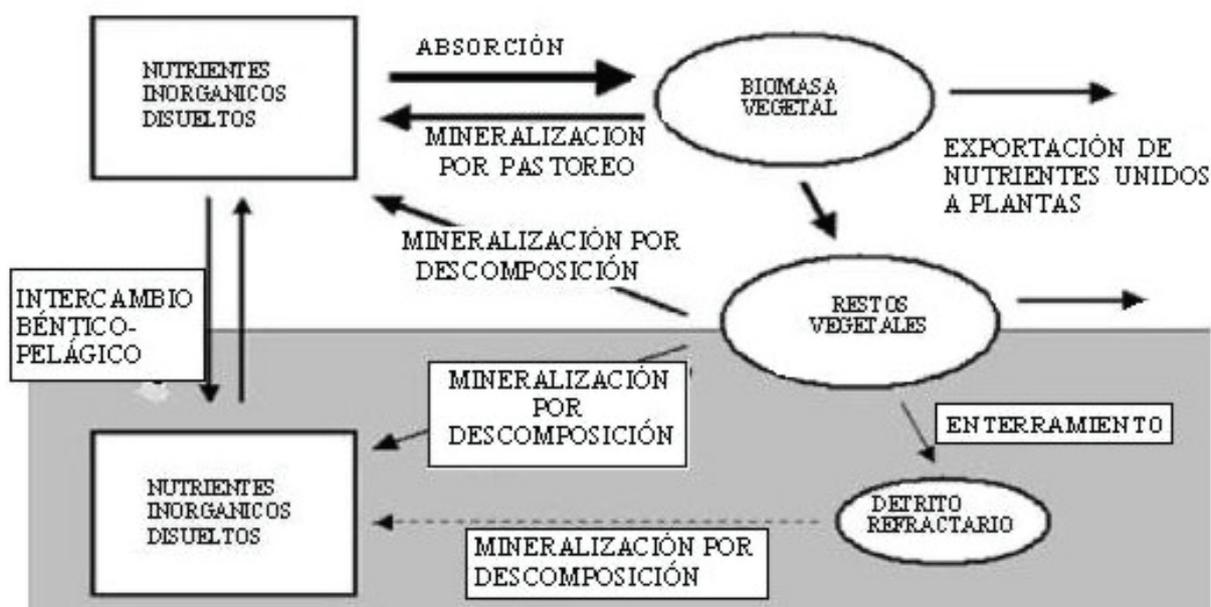


Fig. 1.2. Zonación típica en una marisma (Basado en Carter, 1988)

#### 1.4. Rol de las marismas en los ecosistemas estuariales

Las marismas son ecosistemas valiosos por su participación en diferentes procesos que ocurren en la naturaleza. Por un lado, son ambientes que brindan excelentes oportunidades para la alimentación, reproducción y cría de diferentes especies de organismos marinos y terrestres, entre las que se destacan algunas especies de aves acuáticas y migradoras. Desde el punto de vista biogeoquímico, son ambientes de gran importancia ya que al ocupar zonas de transición entre el ecosistema terrestre y el marino juegan un rol central en el intercambio de materia orgánica, nutrientes y contaminantes entre las planicies de marea adyacentes y el agua del estuario asociado (Costanza et al., 1997).

Durante mucho tiempo, las marismas fueron consideradas exportadoras de materiales hacia las aguas del estuario y así sustentadoras de la producción secundaria en ellas, en lo que fue llamada “*Hipótesis del Outwelling*” (Odum, 1980; Lefeuvre y Dame, 1994; Childers et al., 2000). Sin embargo, en la actualidad se sabe que las marismas pueden actuar tanto como fuente o sumidero de materia orgánica y nutrientes y esto depende de varios factores: madurez del sistema, energía de marea disponible, salinidad, nutriente considerado, época del año, escala de tiempo considerada, etc. (Ibañez et al., 2000; Rozema et al., 2000; Sousa et al., 2008). Más allá de la importancia en el intercambio de materiales, las marismas cumplen un rol destacado en la biogeoquímica de los elementos en los estuarios debido a que en ellas se produce la transformación de nutrientes de su forma inorgánica a orgánica a través de la producción de biomasa por parte de las halófitas. En la figura 1.3 se describen los principales procesos involucrados en el movimiento y ciclado de nutrientes en este tipo de ambiente.



**Fig. 1.3.** Modelo conceptual mostrando los posibles destinos de los nutrientes unidos a las plantas (Tomado de Pedersen et al., 2004)

Teniendo en cuenta que los principales elementos que son transformados en estos ambientes son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, sus ciclos se detallan brevemente a continuación.

### *Ciclo del Carbono en marismas*

Las marismas son ambientes que cumplen un papel muy importante en el ciclo del carbono (C) dado que, en general, son altamente productivos. Así, se ha reconocido que la

mayor parte del C del sistema proviene de la fijación del CO<sub>2</sub> atmosférico por las macrófitas a través de la fotosíntesis; es decir que es de origen autóctono (Tobias y Neubauer, 2009). Otra fuente autóctona de menor magnitud de este elemento, pero importante en ciertos ambientes y épocas del año, es la producción de las algas bentónicas (Zedler, 1980; Barranguet et al., 1997; Sullivan y Currin, 2000).

El C también puede ser alóctono. La inundación por las mareas es un mecanismo de depositación de sedimento en suspensión y, consecuentemente, del C asociado. La tasa de depositación depende de la concentración de sedimento, el rango de marea, la vegetación presente, la proximidad de canales y el hidropériodo (Friedrichs y Perry, 2001). De esta manera, el aporte de C varía ampliamente entre marismas, dentro de una marisma o a lo largo del año. Eventos extremos como tormentas y huracanes pueden traer cantidades considerables de C asociado a sedimento (Parsons, 1998; Turner et al., 2006).

El C puede ser exportado del sistema tanto en su forma orgánica como inorgánica. La materia orgánica puede ser exportada a las aguas de estuario, pero esto varía ampliamente entre las distintas marismas y épocas del año, según se ha mencionado en relación con la “hipótesis del outwelling”. En su forma inorgánica, el C puede dejar el sistema principalmente disuelto (DIC=disolved inorganic carbon), como CO<sub>2</sub> o en algunos casos como metano (CH<sub>4</sub>) (Tobias y Neubauer, 2009)

El C no sólo ingresa y egresa a las marismas, sino que también puede ser químicamente transformado en ellas. Durante la degradación de la materia orgánica, compuestos más complejos son reducidos a formas más simples (Kirk, 2004; Gebrehiwet et al., 2008). La degradación puede comenzar sobre el sedimento por la acción de hongos y bacterias aeróbicas y luego continúa en el sedimento a través de los distintos mecanismos ya mencionados (Tabla 1.1) (Tobias y Neubauer, 2009). La tasa de descomposición del detrito varía tanto con las características del material como con las condiciones físicas del ambiente (Enriquez et al., 1993). Si la tasa de descomposición es menor que la productividad, lo que generalmente ocurre en estos ambientes, se observa una acumulación neta de materia orgánica (Reddy y DeLaune, 2008).

#### *Ciclo del Nitrógeno en marismas*

El ciclo del nitrógeno (N) es muy importante en marismas, ya que en muchas de ellas la producción está limitada por la disponibilidad de este elemento (Gallagher, 1975; Morris, 1991; Osgood y Zieman, 1993; Dai y Wiegert, 1997); además, vale mencionar que muchas reacciones químicas que involucran al nitrógeno y a la transformación entre sus especies

químicas se desarrollan en estos ambientes (Tobias y Nebauer, 2009). Por otra parte, diversas actividades humanas han aumentado el aporte de N a los ecosistemas costeros (Vitousek et al., 1997) y por lo tanto el ciclo de este elemento ha sido ampliamente estudiado. El *pool* más grande de N está almacenado en el suelo (Hopkinson y Schubauer, 1984; Morris, 1991; Rozema et al., 2000; Hopkinson y Giblin, 2008), mientras que en el agua intersticial las principales formas disponibles son el N orgánico disuelto y el amonio (Tobias y Neubauer, 2009).

Existen diversas formas de entrada de N a las marismas. La fijación del N, es decir, la conversión de nitrógeno gaseoso a su forma orgánica a través de la actividad de ciertos microorganismos, puede ser significativa en las marismas jóvenes (Currin et al., 1996; Tyler et al., 2003) pero no así en sistemas maduros. Otra fuente de N que puede ser importante es el agua subterránea, siempre y cuando la marisma se encuentre adyacente a cuencas ricas en N, con baja evapotranspiración, suelos conductivos y trayectorias de flujo cortas (Tobias y Neubauer, 2009).

La marea es la principal vía de intercambio de N entre las marismas y los ecosistemas adyacentes (Morris, 1991; Rozema et al., 2000). El flujo de N puede darse en su forma disuelta o particulada y, principalmente, en forma orgánica; dentro del N inorgánico disuelto la principal forma de movimiento es el amonio (Tobias y Neubauer, 2009). Los dos principales factores que influyen en los flujos de N son la edad de la marisma y el rango de marea. Las marismas jóvenes tienden a importar N, mientras que las más viejas suelen exportarlo (Dame, 1994; Valiela et al., 2000). Por su parte, el rango de marea puede explicar hasta el 40% de la variación en el flujo de nitrato; las marismas suelen pasar de importarlo a exportarlo a amplitudes mareales mayores a 1,2 m (Childers et al., 2000).

La desnitrificación es un proceso muy común en los suelos de marismas. Llevado a cabo por bacterias facultativas anaeróbicas, es la principal vía de pérdida de N<sub>2</sub> en estos ambientes. Durante la desnitrificación, el nitrato funciona como aceptor final de electrones, mientras que los dadores de electrones varían, aunque usualmente predomina el C orgánico. La desnitrificación compite con las plantas por el N y, aunque es un mecanismo importante de pérdida de este elemento en marismas, no supera la magnitud del ciclado interno del N (Tobias y Neubauer, 2009).

La desnitrificación depende de la concentración de oxígeno, la cantidad y calidad del C orgánico, de la presencia de inhibidores (como el sulfuro) y, por supuesto, de la concentración de nitrato (Tobias y Neubauer, 2009). El nitrato puede venir de fuentes alóctonas o ser generado por nitrificación, en lo que es llamado *nitrificación* –

*desnitrificación acopladas*. En su conjunto el proceso involucra tres pasos: (i) se genera amonio vía mineralización de la materia orgánica; (ii) ese amonio difunde a la capa aeróbica donde se transforma en nitrato (nitrificación); y por último, (iii) el nitrato difunde nuevamente a la zona anaeróbica, donde se produce la desnitrificación (Mitsch y Gosselink, 2007). Esta necesidad de zonas aeróbicas contiguas a las anaeróbicas es la causa de las altas tasas de nitrificación-desnitrificación en las proximidades de las raíces y de las cuevas de animales (Howes et al., 1981; Dollhopf et al., 2005). Por lo tanto, las mayores tasas de desnitrificación ocurren en suelos expuestos durante marea baja, en contacto directo con el nitrato del agua de mar durante marea alta, y cerca de zonas de nitrificación y fuentes de C (Koch et al., 1992; Tobias et al., 2001b).

La transformación de N orgánico a amonio mediante el proceso de mineralización es uno de los mecanismos más importantes de ciclado de nutrientes en marismas. Justamente este proceso es responsable de los altos niveles de este compuesto en el agua intersticial. Sin embargo, si las condiciones son propicias, el amonio es oxidado a nitrato. La nitrificación ocurre sólo en la superficie del sedimento o en microzonas oxigenadas en las proximidades de raíces y cuevas de animales (Howes et al., 1981; Tobias et al., 2001a; Eriksson et al., 2003; Dollhopf et al., 2005). Por otro lado, este proceso está inhibido por elevadas concentraciones de sulfuro (Joye y Hollibaugh, 1995), alta salinidad (Seitzinger et al., 1991; Rysgaard et al., 1999) y/o bajo pH (<4,50) (Portnoy y Giblin, 1997). En condiciones anaeróbicas, el nitrato es rápidamente reducido y, por lo tanto, sus concentraciones son bajas en ausencia de fuentes externas (Tobias y Neubauer, 2009).

La reducción desasimilatoria del nitrato a amonio (DNRA = *dissimilatory nitrate reduction to ammonium*, en inglés) es la conversión, a través de bacterias anaeróbicas facultativas, de nitrato a amonio (Mitsch y Gosselink, 2007; Tobias y Neubauer, 2009). Este proceso retiene N en el sistema y se cree que representa un destino importante para el nitrato en estos ambientes (Poulin et al., 2007). Otro destino importante del N en las marismas es la acumulación (o enterramiento; *burial* en inglés) en los sedimentos, el segundo en importancia (luego de la exportación por la marea) para el N orgánico (Thomas y Christian, 2001).

#### *Ciclo del Fósforo en marismas*

La mayor parte del fósforo (P) de las marismas se encuentra en fase sólida, especialmente unido a partículas del suelo o al detrito vegetal (Buresh et al., 1980; Sundareshwar y Morris, 1999; Zhou et al., 2007). El P en los sedimentos de marismas se encuentra formando complejos solubles e insolubles, tanto en sus formas orgánicas como

inorgánicas (Mitsch y Gosselink, 2007). La mayor parte del P está asociada a la materia orgánica, por lo que las marismas con bajo contenido orgánico muestran menores valores tanto de P total como también de fosfato en el agua intersticial (Zhou et al., 2007). El fosfato suele estar unido a hierro y aluminio formando complejos que son muy sensibles a cambios en las condiciones redox, ya que bajos valores de Eh producen la liberación de fosfatos aumentando la concentración de los mismos en el agua intersticial (Chambers et al., 1992; Sundareshwar y Morris, 1999; Stribling y Cornwell, 2001; Lillebø et al., 2007). Debido a su relativa abundancia y estabilidad biogeoquímica, el P no es un factor limitante para la producción en ambientes de marismas (Mitsch y Gosselink, 2007).

La principal vía de flujo de P en este tipo de ambiente es la marea, aunque las magnitudes transportadas son pequeñas comparadas con el tamaño del reservorio de P (Paludan y Morris, 1999; Coelho et al., 2004). La importación generalmente está dada por P particulado, ya sea orgánico o inorgánico, y esto se da generalmente en las marismas más jóvenes (Dame, 1994), tal y como se describió para el N. También puede ocurrir exportación o importación de fosfatos. La exportación de este nutriente se favorece a altas concentraciones del mismo, cuando los potenciales redox son bajos, cuando la temperatura es alta y en ausencia de vegetación. A pesar del posible aporte externo de P, la principal fuente del mismo para las plantas es la mineralización de la materia orgánica. Este proceso libera fosfatos, que es la forma de absorción del elemento por las plantas (Tobias y Neubauer, 2009).

A pesar del pequeño porcentaje de P unido a óxidos de hierro, esta fracción es muy importante en la dinámica de este elemento en las marismas, teniendo en cuenta su gran biodisponibilidad en función a su sensibilidad a las condiciones redox y su reactividad con el azufre. Cuando los sulfuros se unen al hierro formando pirita disminuye la disponibilidad de ese metal para interactuar con el P (Sundby et al., 1992). Zonas con P unido al Fe son encontradas generalmente en la superficie del sedimento o en la rizósfera de las plantas, donde suele abundar el oxígeno (Krom y Berner, 1980); por eso, esta fracción de P es más importante en suelos vegetados (Sundby et al., 1998; Lillebø et al., 2004).

El P también puede estar unido al calcio. Esta fracción representa un *pool* importante en el balance de P unido a minerales en los suelos (Paludan y Morris, 1999; Coelho et al., 2004; Zhou et al., 2007). Sin embargo, no se ha observado que participe en intercambios con el fosfato del agua intersticial, aunque es importante en la acumulación de P en el suelo, lo cual representa la principal forma de pérdida de este elemento en las marismas (Tobias y Neubauer, 2009).

## 2. HIPÓTESIS DE TRABAJO Y OBJETIVOS

Durante muchos años se ha investigado la dinámica de nutrientes y materia orgánica en el agua del estuario de Bahía Blanca (p.e., Lara y Pucci, 1983; Freije et al., 1996; Marcovecchio y Freije, 2004; Popovich et al., 2008). Sin embargo, estudios en los humedales asociados han comenzado a desarrollarse recientemente. Botté (2005) demostró la importancia de la vegetación de las marismas en el ciclo de metales pesados del estuario, mientras que Spetter (2006) y del Blanco (2007) han contribuido al conocimiento de la dinámica de nutrientes y materia orgánica en agua intersticial de las planicies de marea. Sin embargo, el rol de las marismas del estuario de Bahía Blanca en relación a los ciclos de nutrientes y materia orgánica no ha sido evaluado y es lo que se propone en este trabajo.

### Hipótesis

*La presencia de poblaciones de especies halófitas modifican significativamente los ciclos biogeoquímicos de nutrientes y materia orgánica, regulando sus concentraciones y distribución, en los humedales del estuario de Bahía Blanca*

### Objetivos

#### *Objetivos generales*

- Identificar e interpretar el ciclo de nutrientes inorgánicos ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SiO}_x^-$ ) y de materia orgánica en humedales de Bahía Blanca.
- Estimar globalmente el aporte de materiales transferidos desde los humedales hacia el sistema costero y viceversa.
- Integrar la información en el contexto hidrográfico de cada uno de estos ambientes, lo cual permitirá -a futuro- modelar los mencionados ciclos.

#### *Objetivos específicos*

- Determinar la distribución y concentración de nutrientes inorgánicos de N ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), de P ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y Si ( $\text{SiO}_x^-$ ) en agua intersticial de humedales del estuario de Bahía Blanca.

- Estimar la biomasa de *Spartina alterniflora* y *Sarcocornia perennis* en las poblaciones estudiadas
- Analizar la composición mayoritaria (C, N, P) de ejemplares de *Spartina alterniflora* y *Sarcocornia perennis* de los humedales estudiados.
- Evaluar la tasa de descomposición de detrito generado por la vegetación
- Determinar la relación atómica de Redfield entre N, P y C para detectar posibles apartamientos del valor teórico.
- Estudiar los parámetros hidrológicos (temperatura, salinidad, pH, etc.), climáticos (vientos, precipitaciones, etc.) e intrínsecos de la matriz estudiada (materia orgánica, tamaño de grano, etc.) que puedan condicionar la distribución de nutrientes en el sistema.

### 3. ÁREA DE ESTUDIO

#### 3.1. Estuario de Bahía Blanca

El estuario de Bahía Blanca (Fig. 1.4) está ubicado entre los 38°45' y 39°25' de latitud Sur y los 61°45' y 62°25' de longitud Oeste, en el litoral sudoccidental de la Provincia de Buenos Aires, con una configuración triangular. Presenta importantes canales ubicados en dirección noroeste-sureste entre los cuales se destaca el Canal Principal de Navegación, que tiene una longitud total de 60 km y varía en ancho desde 3-4 km en la boca hasta 200 m en la cabecera. La profundidad del agua en los canales oscila entre 22 m y 3 m en la boca y la cabecera, respectivamente (Piccolo y Perillo, 1990; Piccolo et al., 2008).

Bahía Blanca es un estuario de planicie costera donde los canales están separados por extensas planicies de mareas, parches de marismas e islas. La superficie total del sistema es de aproximadamente 2300 km<sup>2</sup>, de los cuales 410 km<sup>2</sup> corresponden a islas, 1150 km<sup>2</sup> al sector intermareal y 740 km<sup>2</sup> a la zona submareal (Piccolo et al., 2008). El área cubierta por agua durante la bajamar es aproximadamente 400 km<sup>2</sup>, mientras que durante la pleamar la superficie cubierta es tres veces superior (~1300 km<sup>2</sup>) (Perillo y Piccolo, 1991). Los sedimentos en el estuario son predominantemente limo-arcillosos y ha sido descrito como un sistema con un considerable transporte de sedimento en suspensión y que presenta un estado erosivo en su conjunto (Gelós et al., 2004; Piccolo et al., 2008).

La principal fuente de energía para el sistema está dada por las mareas. Presenta un régimen mesomareal, con una amplitud media que varía entre 2,2 y 3,5 m, incrementándose desde la boca hacia la cabecera, dado que se trata de un estuario hipersincrónico. Por consiguiente, la disipación de la energía mareal aumenta desde la cabecera hacia la boca y la tasa promedio de disipación por unidad de masa de fluido es 0,0017 m<sup>2</sup>/s<sup>3</sup> debido a la fricción (Perillo y Piccolo, 1991; Piccolo et al., 2008). Este ambiente está afectado por un sistema de marea semidiurna, que hace que durante muchas horas del día grandes extensiones del intermareal queden descubiertas, sufriendo así alteraciones en sus ciclos biogeoquímicos respecto a los de ambientes marinos costeros clásicos.

El estuario está caracterizado por un clima templado (la temperatura promedio oscila en los 15 °C; Piccolo, 2008) con una precipitación anual variable, siendo el máximo y mínimo valor anual registrados de 712 mm y 540 mm, respectivamente. La región está dominada por fuertes vientos, principalmente del sector NO y N, con una velocidad media de 22,5 km/h y ráfagas de más de 43 km/h, soplando sobre el estuario el 54 % del año (Piccolo, 2008). La influencia de los fuertes vientos de la región produce importantes efectos sobre la

marea. En general, los vientos que soplan desde el sector NO producen una reducción del nivel del agua, mientras que los provenientes del SE generan el efecto contrario. Los vientos del NO y N, que son los más intensos, producen las variaciones más importantes con respecto a las predicciones astronómicas, las cuales pueden estar dadas por a) adelanto del momento de la bajamar, b) retraso del momento de la pleamar, o c) reducción de los niveles mareales predichos tanto para la baja como para la pleamar (Perillo y Piccolo, 1991; Piccolo et al., 2008).

El aporte de agua dulce al estuario es escaso y principalmente proviene de dos tributarios ubicados en el veril norte: el río Sauce Chico (área de drenaje de 1600 km<sup>2</sup>) y del arroyo Napostá Grande (área de drenaje de 1240 km<sup>2</sup>). El caudal de ambos tributarios es bajo, siendo de 1,72 m<sup>3</sup>/s para el río Sauce Chico y de 1,05 m<sup>3</sup>/s, para el arroyo Napostá para el periodo 2006-2007 (Carbone et al., 2008). El aporte de otros tributarios es intermitente y sólo importante durante períodos de alta precipitación local (Piccolo y Perillo, 1990; Piccolo et al., 2008).

La temperatura del agua es un parámetro bastante estable, sin diferencias significativas entre las distintas regiones del estuario y oscilando estacionalmente entre 5,1 y 26,4 °C (Freije et al., 2008). No obstante, en la región interna se observa cierta variabilidad en este parámetro, donde las aguas están menos expuestas al efecto regulador del mar adyacente. La salinidad decrece desde la cabecera hacia el sector medio, donde se produce un mínimo local debido, entre otros factores, a la influencia del arroyo Napostá Grande (Piccolo y Perillo 1990; Piccolo et al., 2008). En la porción interna, la variación observada en este parámetro es alta, con valores que oscilan entre 17,9 y 41,3 y en verano generalmente se convierte en “hipersalino” (Freije et al., 2008). En base a los valores históricos de salinidad y la temperatura del agua, el estuario de Bahía Blanca se divide en dos partes. La porción interna, desde la boca del río Sauce Chico hasta Ingeniero White, se clasifica como un estuario parcialmente mezclado durante condiciones de descarga normales, pero con una fuerte tendencia a volverse vertical y seccionalmente homogéneo durante bajas descargas. La porción externa es seccionalmente homogénea (Piccolo y Perillo, 1990).

Los valores de pH y oxígeno disuelto son poco variables y generalmente asociados a procesos biológicos, alcanzando valores máximos de ~ 9 y 13 mg/L, respectivamente. Los valores de turbidez disminuyen desde la cabecera hasta la boca, lo cual puede asociarse a más fuentes de sedimento y menores profundidades en la zona interna del estuario. La concentración de clorofila *a* muestra una clara tendencia a disminuir desde la zona interna hacia la externa; sin embargo, los valores de este pigmento en las aguas del estuario nunca

han sido nulos, lo cual indica que este sistema es permanentemente productivo (Freije et al., 2008).

Bahía Blanca es considerado uno de los sistemas costeros más naturalmente eutróficos en función a sus concentraciones de nutrientes, que son sostenidamente altas durante la mayor parte del año (Freije et al., 2008); sin embargo, esas concentraciones tienden a disminuir desde la zona interna hacia la boca del estuario (Popovich y Marcovecchio, 2008). El amonio es el nutriente nitrogenado más abundante, con concentraciones siempre detectables, lo cual representa un stock de nitrógeno permanente en el estuario (Freije et al., 2008, Popovich et al., 2008). En las aguas del estuario se observan también altos valores de materia orgánica, asociada mayormente a la alta producción primaria del sistema, aunque otras fuentes pueden aportar porcentajes variables de este material (efluentes, ríos, arroyos) (Freije et al., 2008).

El estuario de Bahía Blanca es un ambiente con gran influencia antrópica. En la zona norte se ubican varios puertos (Ing. White, Galván, Belgrano), ciudades (Bahía Blanca, con más de 300,000 habitantes, Punta Alta, Gral. Cerri) y complejos industriales (terminales de petróleo, petroquímicas, planta de fertilizantes, complejos cerealeros, etc), todos los cuales descargan sus efluentes en el estuario, para lo cual se ha estimado que ingresan alrededor de 100 m<sup>3</sup>/día de efluentes sin ningún tipo de tratamiento al área de estudio (Piccolo y Perillo, 1990; Perillo et al., 2001). La influencia antrópica en el sistema queda evidenciada por la concentración de diversos contaminantes determinados en las aguas, sedimentos y biota (Marcovecchio y Freije, 2004; Marcovecchio et al., 2008). El estuario también es intensamente utilizado para la navegación de buques cargueros y tanqueros de gran porte, así como para la explotación de sus recursos pesqueros mediante técnicas artesanales, lo cual requiere que el Canal Principal de Navegación sea periódicamente dragado; esto significa una enorme removilización de sedimentos, con la consecuente alteración de los patrones de circulación y modificación de los ciclos biogeoquímicos propios del sistema (Perillo y Piccolo, 1991; Perillo et al., 2001; Marcovecchio y Freije, 2004).

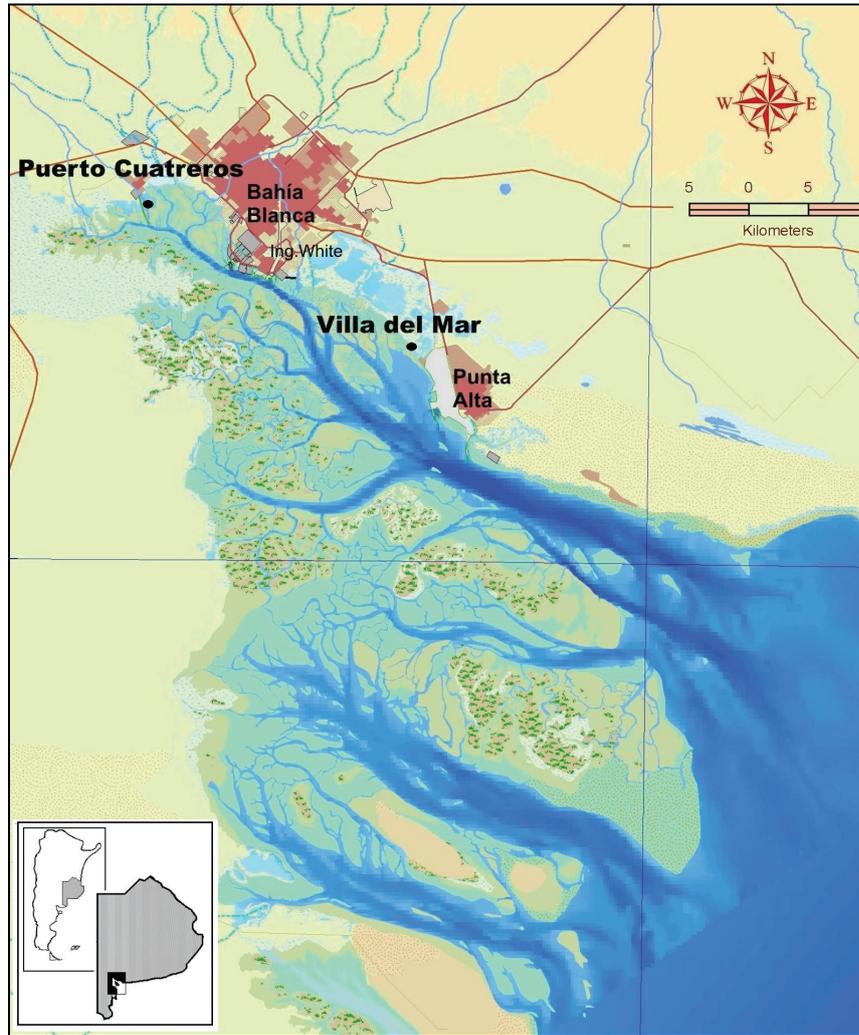


Fig. 1.4. Ubicación de las áreas de muestreo y principales centros urbanos en el estuario de Bahía Blanca.

### 3.2. Marismas del estuario de Bahía Blanca

Las marismas se extienden a lo largo de todas las márgenes del estuario de Bahía Blanca, excepto en el veril norte donde se desarrollan las diversas actividades humanas ya mencionadas (Botté et al., 2008). En ellas encontramos importantes poblaciones del cangrejo cavador *Neohelice granulata* y diversas especies vegetales, entre las que se destacan: *Sarcocornia perennis*, *Spartina alterniflora* y *Spartina densiflora*. De estas tres especies, las más abundantes en el estuario de Bahía Blanca son *S. perennis* y *S. alterniflora*, con una cobertura que varía entre 174 y 204 km<sup>2</sup> y entre 92 y 131 km<sup>2</sup>, respectivamente (Isacch et al., 2006; Cointre et al., 2008). Más allá del nivel las mareas comunes, crecen algunos arbustos, como *Atriplex undulata*, *Cyclolepis genistoides*, *Lycium chilense*, *Heterostachys ritteriana*, *Allenrolfea patagonica* y *Geoffroea decorticans* y pastos como *Distichlis spicata* y *Distichlis scoparia* (Verettoni, 1961; Lamberto et al., 1997; Nebbia y Zalba, 2007).

Como resultado de las actividades humanas en el estuario de Bahía Blanca en los últimos 25 años, algunas marismas han sido drenadas o rellenadas con arcilla, arena o desechos municipales y desaparecieron (Botté et al., 2008). Por otro lado, algunas marismas se han expandido, como las dominadas por *S. alterniflora*, ya sea por un aumento de las concentraciones de nutrientes en el sistema debido al crecimiento de las actividades humanas en algunos sectores del estuario (Mazzon et al., 2009) como a una interrupción de ciertas actividades antrópicas en otros casos (Federici et al., 2003). Las marismas de *S. perennis*, por su parte, muestran una tendencia hacia la retracción en los últimos años (Mazzon et al., 2009).

A continuación se describirán las halófitas *S. alterniflora* y *S. perennis*, especies sobre las que centrará este estudio debido a que son las que cubren las mayores superficies en las marismas del estuario.

- *Spartina alterniflora* Loisel (nombre vulgar: espartillo) (Poáceae)

Es una especie perenne y cespitosa con rizomas alargados y cañas robustas y erectas (Fig. 1.5 a). Se reproduce generalmente de modo vegetativo (Cabrera, 1970). Las raíces, que se desarrollan a partir del rizoma, pueden ser de dos tipos: de fijación, cortas y con cubierta suberosa, o absorbentes, efímeras y delgadas (Dawes, 1991). Esta especie suele presentar dos fenotipos o formas: alta (variando entre 1 y 3 m) y baja (menor a 1 m) (Cronk y Fenessy, 2001 y citas incluidas). En el estuario de Bahía Blanca, *S. alterniflora* crece en *stands* grandes y casi monoespecíficos con alturas que pueden llegar hasta 1,5 m (Lamberto et al., 1997).

Es una halófito facultativa (Landin, 1991) que lleva a cabo la fijación del carbono por la vía C<sub>4</sub> (Kuramoto y Brest, 1979). Este mecanismo le brinda a las especies que la poseen la capacidad de hacer un uso más eficiente del agua ya que permite la misma tasa de intercambio gaseoso con los estomas menos abiertos. Por lo tanto, estas especies son frecuentes en climas cálidos, soleados y secos, pero pueden también hallarse en climas templados con alta irradiancia y salinidad, como ocurre en el caso de *Spartina* (Fitter y Hay, 2002).

Esta especie es nativa de la costa atlántica de América del Norte y América del Sur, aunque ha sido introducida ampliamente para controlar la erosión. Como especie introducida se la encuentra en la costa del Pacífico de Estados Unidos, diversos países europeos (Gran Bretaña, Francia, Holanda), Asia y Oceanía (NBBII y IUCN/SSC, 2005). En Sudamérica en particular, *S. alterniflora* puede hallarse desde 10 hasta 40 °S (Mobberley, 1956), con su

mayor desarrollo a lo largo de la costa de Argentina (Mar del Plata, Bahía Samborombón, Bahía Blanca (Cabrera, 1970; Cagnoni, 1999).

- *Sarcocornia perennis* (Miller) A.J. Scott (nombre vulgar: jume) (Chenopodiaceae)

Es un subarbusto postrado-radicante y ramificado. La parte superior del tallo es carnosa-articulada y erecto-ascendente. Las hojas están reducidas a escamas, son opuestas y soldadas entre sí por los bordes y al tallo (Fig. 1.5 b). Puede alcanzar hasta 80 cm de alto formando matas más o menos circulares (Cabrera, 1970; Lamberto et al., 1997). En el estuario de Bahía Blanca, los manchones pueden alcanzar hasta 8 m de diámetro y se encuentran alternando con las cuevas de cangrejos. Como resultado de esta relación, las plantas interiores mueren y terminan formándose verdaderos anillos de “jume” rodeando numerosas cuevas de cangrejos (Perillo e Iribarne, 2003).

Es una especie perenne; esta característica la separa de las especies del género *Salicornia*, al cual pertenecía anteriormente. Se la puede encontrar en la bibliografía de la región bajo el nombre de *Salicornia ambigua* Michx. Originaria de las islas británicas, en Sudamérica se encuentra en las costas de Brasil, Uruguay y Argentina (Davy et al., 2006).

Aunque soporta la inundación, *S. perennis* crece mejor en suelos bien drenados y con potenciales redox siempre positivos, ya que es intolerante a sedimentos muy reducidos. Posee gran tolerancia a la salinidad, creciendo siempre en suelos salinos, pero es limitada por las bajas temperaturas (Davy et al., 2006).



Fig. 1.5. (a) *Spartina alterniflora* y (b) *Sarcocornia perennis*

A continuación se describirán las áreas de estudio seleccionadas.

### *Villa del Mar*

Villa del Mar es una pequeña localidad balnearia de tipo residencial, conformada principalmente por viviendas de fin de semana. Se encuentra en el sector intermedio del estuario de Bahía Blanca, sobre el veril norte, a ~ 5 km al NO de la ciudad de Punta Alta y a ~20 km al SE de la ciudad de Bahía Blanca (Fig. 1.4). El club náutico de Punta Alta, donde se realizaron los muestreos, posee un pequeño muelle donde se practica la pesca deportiva. En esa zona, la amplitud de marea promedio es de ~ 3,2 m y las pleamares de sicigia pueden alcanzar 3,8 m (Perillo y Piccolo, 1991).

Las planicies de marea cubren aproximadamente 6 km<sup>2</sup> y se extienden por más de 1 km a lo largo del gradiente mareal (Fig. 1.6 a). Los sedimentos están compuestos por una mezcla de fango y arena (87 % y 13 %, respectivamente) (Pratolongo et al., 2010). A lo largo del rango mareal, creciendo tanto en el intermareal como en zonas más altas, se encuentra *S. alterniflora* (fenotipo bajo), la especie dominante en el lugar, formando una franja de vegetación de 150 m de ancho. La topografía de la marisma está caracterizada por una muy suave pendiente hacia el lado del mar y una más pronunciada hacia el continente, donde *S. alterniflora* comienza a ser reemplazada por *S. perennis* y, en zonas más elevadas, por *S. densiflora*. La cobertura vegetal es parcial, por lo que se observan extensas zonas desnudas entre la vegetación.

Una característica peculiar de este sitio es la total ausencia de canales de marea, produciéndose el intercambio entre agua de mar y sedimento en toda la superficie de la marisma. En Villa del Mar se ha determinado que las olas provocadas por el viento constituyen la principal fuerza hidrodinámica, a pesar de su pequeño período (de 1 a 3 s), provocando altas concentraciones de sólidos en suspensión y una suave erosión en el área (Pratolongo et al., 2010; Vitale, 2010). Esta última característica es muy particular, ya que en este tipo de ambientes por lo general se observa una depositación de sedimento (Pratolongo et al., 2010).

### *Puerto Cuatrerros*

Puerto Cuatrerros se localiza en la zona interna del estuario, sobre el veril norte, en cercanías de la localidad de General Cerri y a ~ 12 km de la ciudad de Bahía Blanca (Fig. 1.4). Es frecuentado por pescadores artesanales y dada su ubicación en el estuario se encuentra alejado del sector industrializado y portuario de gran calado. En esa zona, la

amplitud de marea promedio es de ~ 3,5 m y las pleamares de sicigia pueden alcanzar los 4 m (Perillo y Piccolo, 1991). Esta región está influenciada por brazos de agua provenientes del río Sauce Chico y del arroyo Saladillo de García, que atraviesan grandes extensiones de campos agrícolas.

Presenta amplia planicies de marea parcialmente cubiertas con vegetación, siendo *S. perennis* la principal especie halófito en el lugar (Fig. 1.6 b). También se observa escasa presencia de *S. alterniflora*. Este sitio, con una profundidad promedio de 7 m y alta turbidez en sus aguas (Piccolo y Perillo, 1990; Guinder et al., 2009) es el más representativo de la zona interna y ha sido ampliamente estudiado por más de 30 años, principalmente en cuanto a la calidad de sus aguas. Posee un alta concentración de nutrientes en el agua de columna y una alta biomasa fitoplanctónica (Gayoso, 1998; Spetter, 2006; Guinder et al., 2009). Estudios en la planicie de marea de este sitio (zona no vegetada) mostraron altos valores de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial (Botté, 2005; Spetter, 2006; del Blanco, 2007).



**Fig. 1.6.** Marismas de (a) Villa del Mar y (b) Puerto Cuatros

Para una mejor lectura y entendimiento de este trabajo, el resto de esta tesis está estructurada de la siguiente manera:

En el **capítulo 2** se presentan los materiales y métodos. El diseño muestral correspondiente y los datos utilizados en cada capítulo en particular se detalla en cada uno de ellos.

En el **capítulo 3** se analiza la dinámica de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial de marismas dominadas por *S. alterniflora*.

En el **capítulo 4** se estima la producción primaria, la composición de sus tejidos y la descomposición del detrito de *S. alterniflora*.

En el **capítulo 5** se analiza la dinámica de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial de marismas dominadas por *S. perennis*.

En el **capítulo 6** se estima la producción primaria, la composición de sus tejidos y la descomposición del detrito de *S. perennis*.

En el **capítulo 7** se exponen las conclusiones generales

# **CAPÍTULO 2:**

## **Materiales y Métodos**

En el desarrollo de esta tesis se llevaron a cabo tareas de campo y de laboratorio. El trabajo a campo consistió en campañas de muestreo en las planicies de marea de Villa del Mar (desde octubre de 2006 a abril de 2008) y de Puerto Cuatrerros (desde noviembre de 2007 a noviembre de 2008) durante bajamar (Fig. 1.4). En cada campaña se realizaron mediciones de parámetros fisicoquímicos *in situ* y se tomaron muestras de distintas matrices; también se desarrolló un ensayo a campo en cada área de muestreo durante un año. En el laboratorio se realizó la determinación de nutrientes inorgánicos disueltos, materia orgánica particulada (MOP), sulfatos y carbonatos en agua intersticial, a la vez de procesarse las muestras de plantas, para determinación de biomasa y de la composición porcentual de C, N y P en los tejidos, y de sedimento para la caracterización granulométrica. A continuación se explicarán todas las tareas desarrolladas.

## **1. TAREAS DE CAMPO**

### **1.1. Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ***

Se determinó pH, Eh y temperatura en el sedimento mediante una sonda OAKTON pH/mV (Vermon Hills, USA), con un electrodo OAKTON para Eh y uno HANNA para pH. Las mediciones se realizaron a 2 y 10 cm de profundidad y, en el caso de Puerto Cuatrerros, también se midió a 1 cm (Fig. 2.1 a y b).

### **1.2.Extracción de muestras**

#### *Agua intersticial*

Para la obtención de agua intersticial se recolectaron muestras de sedimento (para posterior centrifugación) con tubos de PVC (tipo corer) de 11 cm de diámetro y 10 cm de longitud. Los corers fueron transportados al laboratorio en heladera portátil y analizados en las horas siguientes (durante las cuales se conservaron refrigerados a  $\sim 4$  °C) para minimizar procesos de óxido-reducción (Adams, 1994). Durante el transporte los corers fueron mantenidos en posición vertical para evitar problemas de translocación.

#### *Plantas*

Las muestras de biomasa aérea de cada especie (*Spartina alterniflora* y *Sarcocornia perennis*) fueron extraídas utilizando una parcela cuadrada de 25 cm de lado y recolectando todo el material vegetal encontrado sobre la superficie del sedimento (Fig. 2.1 d). Las mismas fueron guardadas en bolsas plásticas debidamente rotuladas. Para la recolección de las muestras de biomasa subterránea, se utilizaron corers de PVC de 11 cm de diámetro y 15 cm

de longitud que se colocaron en el centro de cada parcela luego de la extracción de las partes aéreas. Las muestras tanto de tejido aéreo como subterráneo fueron transportadas al laboratorio en heladera portátil y guardadas en freezer (-18 °C) hasta el momento de su procesamiento.

#### *Sedimento*

Para el análisis granulométrico del sedimento se extrajeron muestras con tubos plásticos de 3,5 cm de diámetro y 10 cm de alto. Las muestras fueron transportadas hasta el laboratorio en heladera portátil y mantenidas en freezer (-18 °C) hasta su análisis.

### **1.3. DESARROLLO DE ENSAYO A CAMPO: DETERMINACIÓN DE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN VEGETAL**

Para la determinación de la tasa de descomposición de tejidos vegetales se utilizó el método de las bolsas de descomposición (*litterbags*), descrito por Bockock y Gilbert (1957) y ampliamente usado en marismas (p.e., Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Menéndez y Sanmartí, 2007). El mismo consiste en evaluar la pérdida de peso a lo largo del tiempo en bolsas con material vegetal ubicadas en el campo. Se recolectó cantidad suficiente de tejidos aéreos y subterráneos de las especies estudiadas y se secó en estufa a 60 °C hasta llegar a peso constante. Con este material se llenaron bolsas de plástico (tamaño de poro: 2 mm) con un peso conocido para cada bolsa en particular, las cuales fueron rotuladas y su correspondiente peso inicial registrado.

Todas las bolsas de tejido aéreo fueron depositadas en la superficie del terreno atadas a estacas para minimizar la pérdida de bolsas por el viento y la marea (a pesar de estas precauciones algunas bolsas igualmente se perdieron, pero no significó un problema grave dado que se colocó un número mayor que el necesario) (Fig. 2.1 c). Las bolsas con tejido subterráneo fueron enterradas a 10 cm de profundidad y también atadas a las estacas para su posterior identificación.

A lo largo de un año se recolectaron, con una frecuencia bimestral, entre 2 y 4 bolsas por fecha, que fueron lavadas en el laboratorio, secadas nuevamente en estufa y pesadas. Además, también se recolectaron bolsas el mismo día que se colocaron en el campo, para estimar la posible pérdida de material por el manipuleo recibido luego del pesado (transporte desde el laboratorio al campo y manipuleo en el lugar). Conociendo el peso inicial exacto y el peso remanente a las diferentes fechas, podemos evaluar la tasa de descomposición o pérdida de material a lo largo del tiempo en el campo.



**Fig. 2.1.** Instrumental y tareas a campo: (a) sonda OAKTON para medición de pH, Eh y temperatura en sedimento, (b) Medición de Eh y temperatura con los sensores correspondientes, (c) Bolsas con material vegetal para determinación de tasa de descomposición y (d) Recolección de muestras de biomasa aérea utilizando parcela.

## 2. TRABAJO DE LABORATORIO

### 2.1. Procesamiento de las muestras

#### *Agua intersticial*

La extracción del agua intersticial, que se realizó a la brevedad posible durante el mismo día de la campaña, fue realizada mediante centrifugación a 3200 rpm durante 40 minutos (Fig. 2.2 a). El sobrenadante (agua intersticial) se separó del sedimento con la ayuda de una pipeta (Adams, 1994). Las muestras fueron filtradas con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C, previamente muflados a 500 °C durante 30 minutos en sobres de papel aluminio, a presión de vacío controlada (Fig. 2.2 b). El material filtrado, para posterior análisis de nutrientes inorgánicos disueltos, fue colocado en recipientes plásticos debidamente acondicionados y conservados en freezer (-18 °C) hasta el momento del análisis (Grasshoff, 1976; McDonald y Mc Laughlin, 1982; APHA-AWWA-WEF, 1998). Culminado el proceso, al filtro se le agregó 4 ml de sulfato de sodio anhidro 0,32 M, para conservar adecuadamente el material retenido para la posterior determinación de MOP. Los filtros fueron doblados y colocados en los mismos sobres de aluminio y conservados refrigerados (~4 °C) hasta su análisis (Strickland y Parsons, 1968). Todo el procedimiento fue realizado cuidando de no entrar en contacto directo con el filtro para evitar su contaminación, utilizando una pinza metálica.

En las muestras de algunas campañas (frecuencia aproximadamente estacional) se tomó parte del agua intersticial filtrada para la determinación de sulfatos y carbonatos. A la alícuota extraída se la diluyó primero una vez con agua destilada (1:10) y parte de la misma fue usada para la determinación de carbonatos (determinación de la alcalinidad parcial y total). El volumen restante se la volvió a diluir (1:25) y se determinó la concentración de sulfato.

A continuación se describen brevemente los métodos analíticos utilizados para las determinaciones químicas.

La determinación de **nutrientes inorgánicos disueltos** se realizó por colorimetría y en forma automática usando un analizador automático Autoanalyzer® Technicon AA-II (Fig. 2.2 c). El analizador automático utilizado en este caso consta de cuatro canales y fue ampliado a cinco canales para la determinación de amonio. Las muestras de agua, los blancos y los patrones se colocaron en cubetas acondicionadas en el muestreador del equipo y fueron automáticamente incorporadas a su correspondiente canal junto con los reactivos específicos de cada determinación analítica. Se desarrolló en cada caso el color propio de cada uno de los

nutrientes estudiados. Seguidamente se midió la absorbancia de cada uno a la longitud de onda programada en un detector y se registró automáticamente en papel. En la siguiente tabla se detallan los métodos utilizados para la determinación de cada nutriente, y luego se realiza una breve descripción de los mismos.

Nutriente	Técnica
Nitrito	Grasshoff et al., 1983
Nitrato	Treguer y Le Corre, 1975
Amonio	Treguer y Le Corre ,1975
Fosfato	Eberlein y Kattner, 1987
Silicato	Technicon® ,1973

- La determinación del **nitrito** se realizó según el método descrito por Bendschneider y Robinson (1952), que se basa en la reacción de diazotación entre el nitrito y la sulfanilamida, pero la automatización del mismo se efectuó siguiendo el procedimiento especificado por Grasshoff et al. (1983). La precisión del método es de 0,02  $\mu\text{mol/L}$ .
- Para determinar la concentración de **nitrato** se hizo pasar a la muestra por una columna de reducción compuesta de Cd recubierta por Cu (cadmio cuperizado), en donde el nitrato es reducido a nitrito (Treguer y Le Corre, 1975). El nitrito allí formado fue determinado colorimétricamente según el método de Bendschneider y Robinson (1952). La precisión del método es de 0,10  $\mu\text{mol/L}$ .
- La concentración de **amonio** se determinó según la modificación del método de Richards y Klestch (1964) descrito por Treguer y Le Corre (1975), que se basa en la oxidación del amonio a nitrito por hipoclorito de sodio. La precisión del método es de 0,01  $\mu\text{mol/L}$ .
- La determinación de la concentración de **fosfato** se realizó siguiendo método de Eberlein y Kattner (1987), a su vez basado en el método original de azul de molibdeno de Murphy y Riley (1962), mediante el cual los iones ortofosfatos reaccionan con el molibdato de amonio. La precisión del método es de 0,01  $\mu\text{mol/L}$ .
- Para determinar la concentración de **silicatos** solubles se realizó la reducción del silicomolibdato en solución ácida a “azul de molibdeno” por medio del ácido ascórbico (Technicon®, 1973). La sensibilidad del método es de 50  $\mu\text{mol/L}$ .

El contenido de **MOP** se determinó siguiendo el método descrito por Strickland y Parsons (1968), basado en la oxidación húmeda de la materia orgánica mediante dicromato de potasio en medio ácido. Las lecturas de absorbancia se realizaron utilizando un espectrofotómetro UV-visible, Beckman DU-2, usando celdas de 1 cm de camino óptico, a una longitud de onda de 440 nm (Fig. 2.2 d). El estándar usado fue glucosa.

La determinación de **sulfatos** se realizó con el método turbimétrico descrito en APHA-AWWA-WPCF (1992) realizándose las lecturas en un espectrofotómetro Spectronic 20 por lectura a 420 nm contra agua destilada. Para la calibración se utilizó un estándar Merck Titrisol. La determinación de **carbonatos** se realizó mediante una titulación con un titulador Multi-dosimat Methrohm E-415, según lo descrito por APHA-AWWA-WPCF (1992).

NOTA: Las determinaciones de nutrientes y MOP estuvieron a cargo del personal del Laboratorio de Química Marina, del Área Oceanografía Química del IADO y las de sulfatos y carbonatos se efectuaron en la Cátedra de Química Ambiental de la UNS

### *Plantas*

Los tejidos aéreos fueron lavados con agua corriente hasta la eliminación completa de restos de sedimentos y luego el material fue enjuagado dos veces con agua destilada. Se separaron las partes verdes\* (tejido vivo) de las secas (tejido muerto) de cada parcela recolectada. Los tejidos subterráneos fueron lavados con agua corriente utilizando un tamiz de 500  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro para minimizar la pérdida de material. Cuando la limpieza fue completa, también se procedió al enjuague con agua destilada. Dado que la diferenciación de tejido vivo y muerto no es sencilla en las partes subterráneas, esto no se realizó. El material tanto aéreo (verde y seco separadamente) como subterráneo fue luego llevado a estufa a 60 °C hasta llegar a peso constante. Luego se pesó utilizando una balanza granataria (a 0,01g.) para determinación de biomasa y las muestras fueron guardadas en doble bolsa de nylon debidamente rotulada en frascos desecadores con silicagel a temperatura ambiente hasta su análisis químico.

El material vegetal aéreo de una misma fecha de muestreo fue combinado en un *pool* y molido con un molinillo con hojas de acero inoxidable. Se procedió de la misma manera para el material subterráneo. Aproximadamente 10 g de material aéreo y de subterráneo fue utilizado para la determinación de carbono, nitrógeno y fósforo total. El contenido de carbono

---

\* En el caso de *S.perennis* no necesariamente era verde, pero se requería que mostrara ser tejido activo

se determinó por combustión seca utilizando un Carbon Determinator (LECO, modelo CR12). La determinación de nitrógeno se realizó por el método semimicro de Kjeldahl (Bremner, 1996) y la del fósforo fue realizada por espectrometría de emisión atómica por plasma inducido (ICP-AES) (Johnson y Ulrich, 1959). Estas determinaciones fueron realizadas por el personal de LANAIS-15 (Departamento de Agronomía, UNS).

### *Sedimento*

En principio se eliminaron los restos de tejido vegetal, así como las grandes conchillas, de las muestras, trabajando con pinza metálica. Luego se eliminó la materia orgánica (buscando evitar interferencias en la determinación del contenido de arcillas) utilizando peróxido de hidrogeno a aproximadamente 50 volúmenes. Las muestras libres de materia orgánica se secaron en plancha de calentamiento (a aprox. 60 °C) y se pesaron. Posteriormente se separó la fracción fina de la gruesa utilizando tamiz N° 230 (63 µm de tamaño de poro).

La fracción gruesa fue pesada y tamizada (con tamices N° 5 a 230). La fracción fina fue analizada a través de difracción láser, utilizando un analizador de tamaño de partículas Mastersizer2000. Los datos fueron analizados utilizando el software Mastersizer 2000 5.40 (Malvern Instrument Ltd., 2007) y Gradistat V 4.0 (Blott y Pye, 2001).



**Fig. 2.2.** Parte del instrumental utilizado en el laboratorio: (a) centrífuga usada para obtención de agua intersticial; (b) equipo de filtración; (c) autoanalizador automático AA-II; (d) espectrofotómetro Beckman DU-2.

## 2.2. Acondicionamiento del material

Todo el material utilizado en la toma y procesamiento de las muestras para realizar las determinaciones químicas en agua intersticial se acondicionó debidamente. Primero fue lavado con detergente no iónico al 1 %, enjuagado con agua de red, sumergido en HCl 10% (v/v) durante 24 h. Luego fue enjuagado nuevamente con agua de red, varias veces, y posteriormente enjuagado 3 veces con agua destilada y finalmente llevado a sequedad (Gardolinski et al., 2001). En el caso del material utilizado para la determinación de MOP, el lavado se realizó con solución sulfocrómica en vez de ácido clorhídrico (también durante 24 hs).

**NOTA:** Los análisis estadísticos realizados para cada set de datos serán detallados en los capítulos correspondientes. Sin embargo, cabe aclarar en esta instancia que en todos los casos se intentó primero aplicar test paramétricos, más robustos, con los datos crudos; en el caso de no cumplir con los supuestos requeridos se procedió a transformar los datos y si aún así se violaban los supuestos se procedió a utilizar estadística no-paramétrica (Zar, 1996). Los análisis fueron efectuados utilizando software específico.

# CAPÍTULO 3:

## Nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial de marismas dominadas por *Spartina* *alterniflora*

**Nota:** Este capítulo fue sintetizado en el siguiente trabajo: Negrin, V. L., Spetter, C. V Asteasuain, R.O, Perillo, G.M.E y Marcovecchio, J.E. 2011. Influence of flooding and vegetation on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in the pore water of a *Spartina alterniflora* salt marsh. Journal of Environmental Sciences 23 (2): 212-221.

## 1. INTRODUCCIÓN

Como ya se ha mencionado, la vegetación halófito característica de marismas tiene la capacidad de oxigenar el sedimento adyacente a las raíces. Mediante este proceso, las plantas modifican los ciclos de nutrientes en el sedimento ya que los cambios en el potencial redox y el pH en la rizósfera pueden afectar la solubilidad de compuestos químicos e influenciar procesos como la adsorción de nutrientes a partículas, amonificación, nitrificación, desnitrificación y fijación del N (p.e., Howarth et al., 1995; Wigand et al., 1997). Por otro lado, las plantas pueden afectar la dinámica de nutrientes directamente a través de su absorción para su crecimiento (Pedersen et al., 2004).

La alternancia de inundación por las mareas y exposición de la superficie de las marismas es importante para la remineralización y ciclado de nutrientes. Durante el ciclo de marea las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial pueden variar debido a las transformaciones que esos compuestos experimentan en los sedimentos (Joye et al., 2009). Además y por causa de la marea, se puede producir un efecto de dilución que lleve a bajar los niveles de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial. Por otro lado, como ya se ha puntualizado, las corrientes de marea constituyen el vehículo principal para el transporte de material hacia o desde las marismas.

El efecto de la vegetación en la concentración de nutrientes en marismas ha sido ampliamente estudiado (Lillebø et al., 2007; Gebrehiwet et al., 2008; Koretsky et al., 2008), pero los efectos de la inundación por la marea en el ciclado de nutrientes ha recibido hasta el presente mucha menos atención. La mayoría de los estudios que han investigado el papel de la alternante inundación y exposición de las marismas se han enfocado en la producción de biomasa o la descomposición de los tejidos vegetales (Bouchard y Lefeuvre, 2000; Connor y Chmura, 2000; Neves et al., 2007), mientras que los efectos de la inundación con agua de mar en la dinámica geoquímica de nutrientes y materia orgánica del agua intersticial ha sido generalmente pasado por alto. Además, no existen estudios que hayan analizado la posible interacción entre la vegetación y la inundación sobre la geoquímica del agua intersticial. Las plantas de las marismas exhiben diferentes características de acuerdo con la posición que ocupen en el rango de variación mareal habitual (Cronk y Fennessy, 2001) y, por lo tanto, afectan la geoquímica de los sedimentos de manera diferente.

*Spartina alterniflora* Loisel es una halófito ampliamente distribuida en el mundo, que en el estuario de Bahía Blanca se encuentra en *stands* monoespecíficos a lo largo de todo el rango mareal, desde áreas bajas hasta más altas. El objetivo de este capítulo es demostrar que

tanto la inundación producida por la marea como la presencia de *S. alterniflora* (incluyendo posibles interacciones entre ambos factores) influyen la dinámica de la materia orgánica particulada y de los nutrientes disueltos en el agua intersticial, así como de características físico-químicas importantes del sedimento, como el pH y el potencial redox.

Para llevar a cabo el objetivo planteado, se realizaron muestreos en la marisma de Villa del Mar, dominada por esta especie, desde octubre de 2006 a abril de 2008, delimitándose 4 sitios a fin de reflejar las distintas condiciones del sistema en cuanto a efecto de la marea y la vegetación (Fig. 3.1):

- (1) **MB-V**: Marisma baja vegetada con *S. alterniflora*
- (2) **MB-NV**: Marisma baja no vegetada
- (3) **MA-V**: Marisma alta vegetada por *S. alterniflora*
- (4) **MA-NV**: Marisma alta no vegetada

Cabe aclarar en este punto que lo que llamamos MB-NV corresponde en realidad a una planicie de marea y no a una marisma propiamente dicha, pero que a los fines prácticos comparativos que se buscan en este trabajo ha sido llamada “marisma”.

En cada fecha de muestreo y en cada sitio se realizaron mediciones *in situ* de potencial redox, pH y temperatura a 2 y 10 cm de profundidad. También se recolectaron muestras de sedimento para la posterior obtención de agua intersticial\* en las que se analizó la concentración de MOP, nitrito, nitrato, amonio, fosfato, silicato, sulfato y carbonato. Para determinar tanto el efecto de la inundación como de la presencia de vegetación sobre las variables consideradas, se analizaron las diferencias entre sitios, combinando los datos de todo el período de estudio, es decir, sin tener en cuenta la dinámica estacional. Para esto se utilizó un ANOVA de dos factores y, en el caso de existir interacción, se recurrió a ANOVA de un factor.

---

\* En algunos casos, para la determinación de MOP se trabajó con muestras integradas debido a la escasa cantidad de agua retenida por el sedimento, la cual era insuficiente para la realización de dichas determinaciones.



**Fig. 3.1.** Área de estudio (Villa del Mar) mostrando los cuatro sitios seleccionados: MB-V: Marisma baja vegetada con *S. alterniflora*; MB-NV: Marisma baja no vegetada; MA-V: Marisma alta vegetada por *S. alterniflora*; MA-NV: Marisma alta no vegetada (Fuente: Google Earth 5.2.1.1588)

## 2. RESULTADOS

### 2.1. Características de los sedimentos

Los sedimentos del área estudiada se componen principalmente de limo y arena, predominando el primero en las zonas más bajas y las arenas en las más altas (Tabla 3.1). La temperatura del sedimento fue generalmente menor a mayor profundidad, y varió a lo largo del año con un patrón estacional clásico con valores mínimos en invierno y máximos en verano. Los valores a 2 cm de profundidad oscilaron entre 4,1 y 28,1 °C mientras que a 10 cm los valores registrados fueron entre 4,8 y 25,9 °C.

**Tabla 3.1.** Composición del sedimento de los sitios estudiados

Sitio	Arcilla	Limo	Arena	Grava
MB-V	12,38	62,36	22,14	2,80
MB-NV	14,94	67,87	8,17	3,78
MA-NV	6,35	37,16	54,93	0,52
MA-V	5,70	39,91	53,52	0

El rango de valores de pH en los cuatro sitios varió entre 6,2 y 8,7 y, en todos los sitios, tuvo una tendencia a decrecer en verano (Fig. 3.2 a y b). El comportamiento de esta variable a 2 y 10 cm de profundidad fue similar: no se detectó una influencia significativa de la inundación ( $p>0,05$ ), a diferencia de la presencia de vegetación que sí influyó sobre los valores de pH, aunque sólo en las áreas bajas ( $p<0,0001$ ), siendo los valores mayores en sedimentos provenientes de áreas desnudas (Fig. 3.2 c). Si tenemos en cuenta la profundidad de las mediciones, los valores de pH fueron siempre significativamente mayores a 2 cm que a 10 cm (para los cuatro sitios), siendo de 7,5 y 7,2, respectivamente ( $p<0,01$ ).

El Eh varió desde -300 a 250 mV y mostró diferentes patrones estacionales en áreas altas y bajas. En áreas bajas, el Eh fue generalmente negativo (reductor), con dinámicas estacionales similares para zonas vegetadas y desnudas. En la marisma alta, por su parte, el Eh fue positivo (oxidante) durante la mayor parte del año, aunque alcanzado valores tan bajos como -250 mV en otoño 2007 (Fig. 3.3 a y b). Los patrones a 2 y 10 cm de profundidad fueron similares, identificándose un significativo efecto de la inundación ( $p<0,05$ ): los valores de Eh fueron mayores en la marisma alta que en la baja. Por su parte, la vegetación afectó a esta variable a ambas profundidades del sedimento analizadas, pero esto sólo resultó significativo en áreas altas, en las que el Eh resultó ser significativamente mayor en zonas no-vegetadas ( $p<0,0001$ ). También se observó un efecto de la profundidad sobre el potencial redox, pero sólo en áreas cubiertas con *S. alterniflora*, donde los valores fueron significativamente mayores a 2 cm ( $p<0,05$ ) (Fig. 3.3 c).

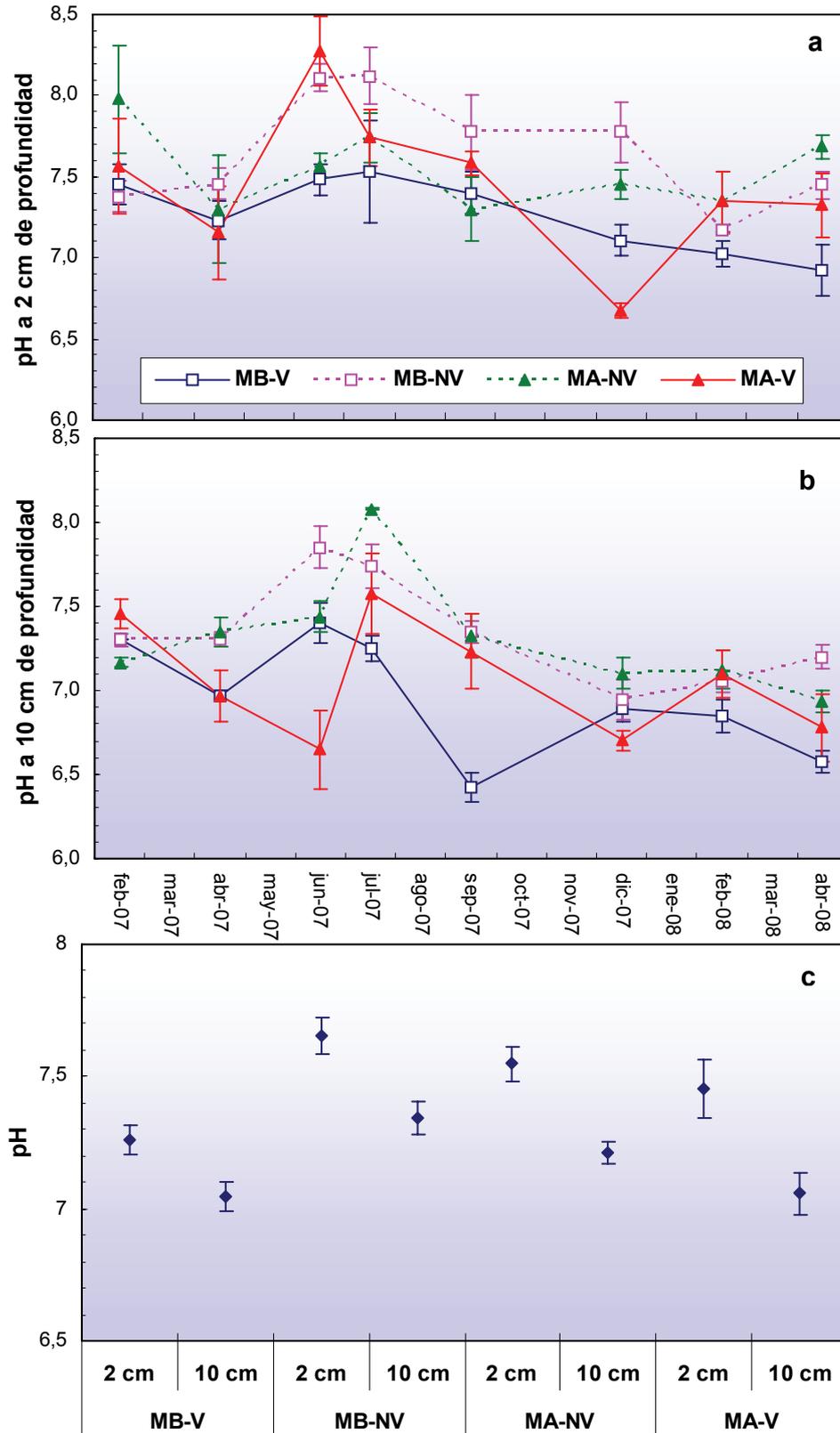
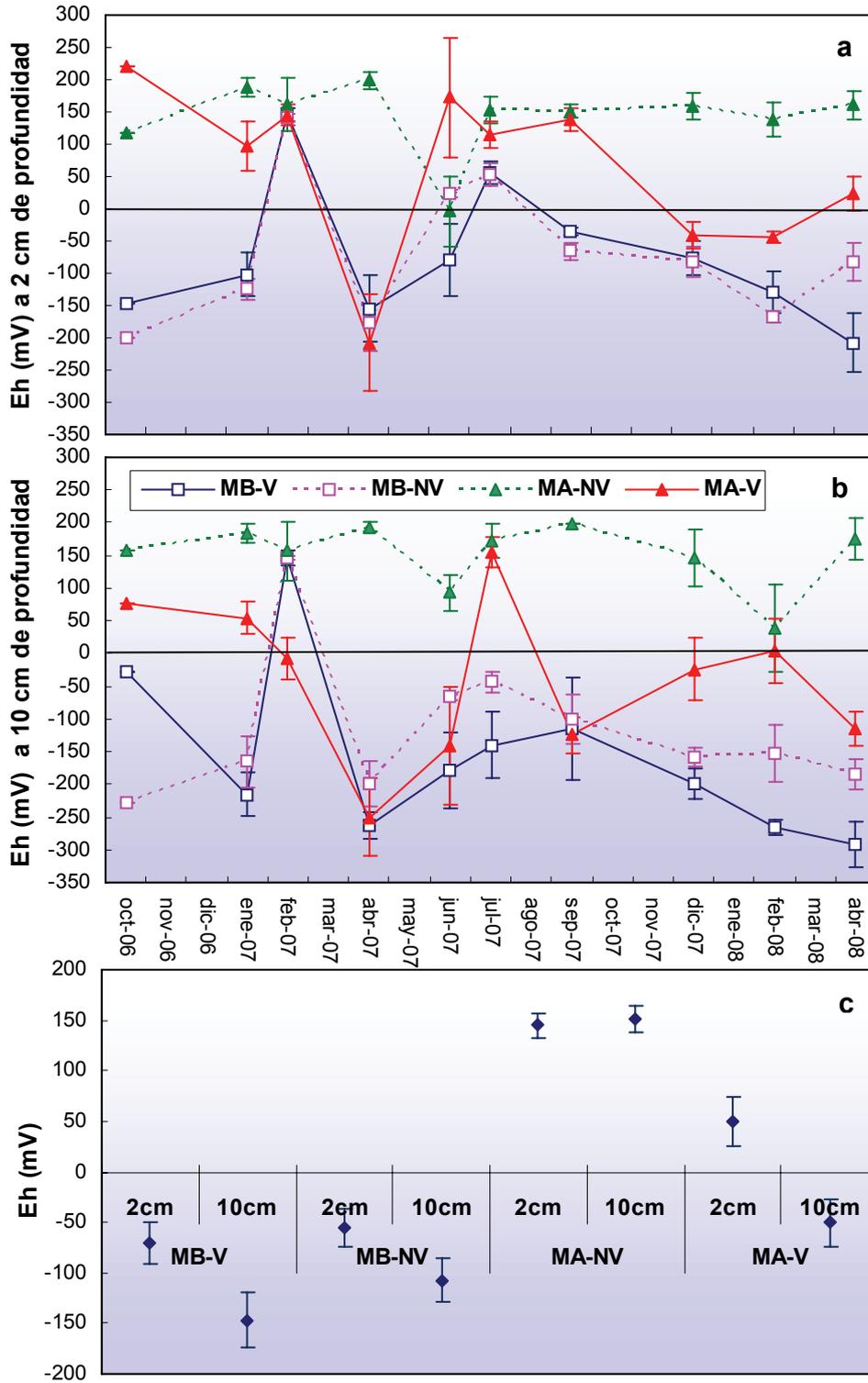


Fig. 3.2. pH en el sedimento a (a) 2 cm de profundidad, (b) 10cm de profundidad para los cuatro sitios (n=4) y (c) en promedio para todo el periodo de estudio en todas las profundidades y sitios (30 < n < 32) (media  $\pm$  ES)



**Fig. 3.3.** Potencial redox en el sedimento a (a) 2 cm de profundidad, (b) 10cm de profundidad para los cuatro sitios (n=4) y (c) en promedio para todo el período de estudio en todas las profundidades y sitios (29<n<35) (media ± ES)

## 2.2. Sulfatos y Carbonatos

La concentración de sulfato varió ampliamente a lo largo del período de estudio (valores entre 10,55 y 99,70 mmol/L, para toda la marisma; N= 72), sin un patrón estacional claro. Con respecto a los sitios considerados, se observó una mayor concentración promedio en la MA-NV ( $62,42 \pm 6,82$  mmol/L) que en los otros tres sitios, duplicando casi las concentraciones registradas en los mismos.

Por otro lado, no se observó la presencia de carbonato de calcio en ninguna de las muestras analizadas. Por lo tanto, la alcalinidad en los sedimentos de esta marisma está producida exclusivamente por bicarbonatos y los valores correspondientes variaron entre 2 y 10,5 mEq/L (N= 36). Con respecto a los sitios considerados, no se observaron importantes diferencias entre ellos.

## 2.3. Materia orgánica particulada

La dinámica estacional de la MOP fue similar en los cuatro sitios (Fig. 3.4 a) durante el período considerado. La concentración promedio para toda la marisma para todo el período de estudio fue de  $5,48 \pm 0,40$  mg/L, con un máximo de  $17,90 \pm 6,34$  mg/L en septiembre 2007 en la MA-NV y un mínimo de  $0,94 \pm 0,42$  mg/L en abril de 2008 en la MB-NV.

El test de ANOVA de dos factores mostró que la concentración de MOP fue significativamente mayor en la marisma alta que en la baja ( $p = 0,0035$ ), aunque no hubo una diferencia significativa entre sitios vegetados y no vegetados ( $p = 0,2200$ ). La concentración promedio anual de MOP en las zonas altas fue de  $11,42 \pm 1,86$  mg/L, 63 % mayor que en las zonas bajas. La concentración en los sitios más altos fue mayor durante todo el período de estudio, aunque la diferencia sólo fue significativa en enero, julio y septiembre de 2007 (Fig. 3.4 b).

La dinámica estacional fue similar en la marisma alta y la baja, con mínimos valores en verano y máximos en primavera. Sin embargo, en septiembre 2007 los valores de MOP decrecieron en las zonas bajas mientras que aumentaron en las altas (Fig. 3.4 b).

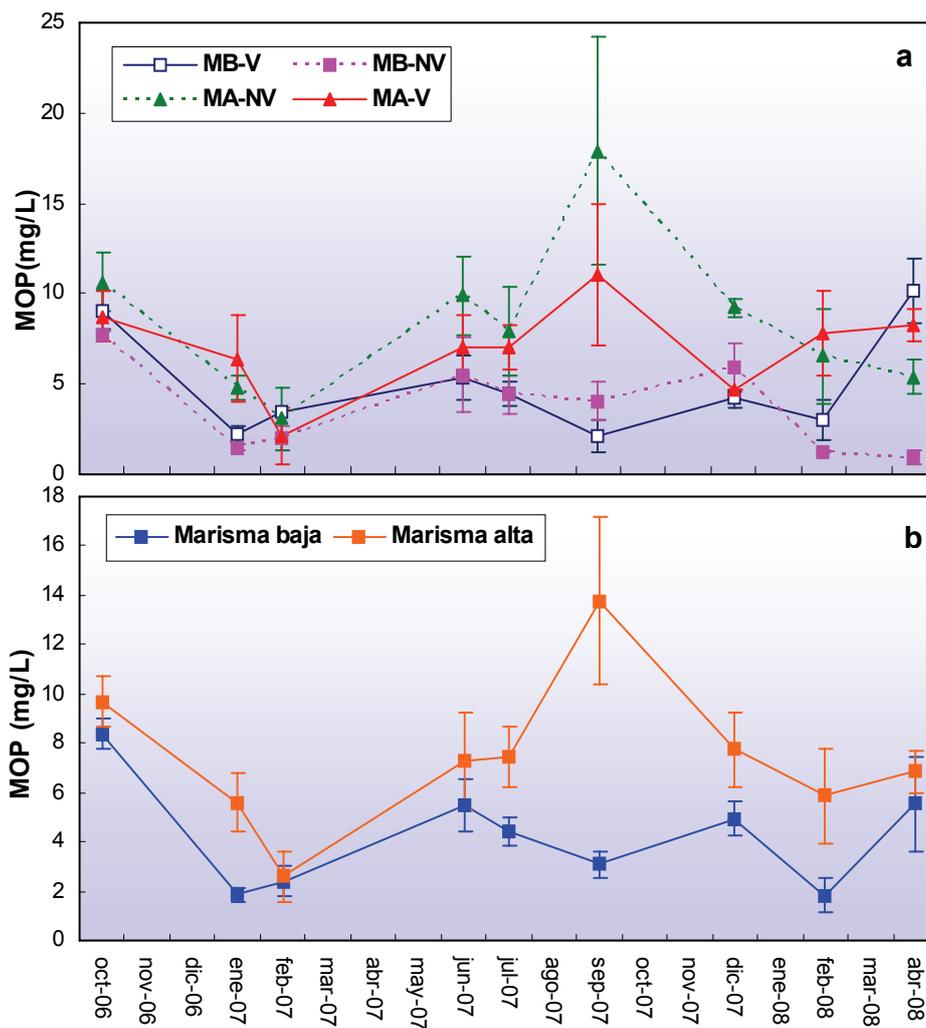
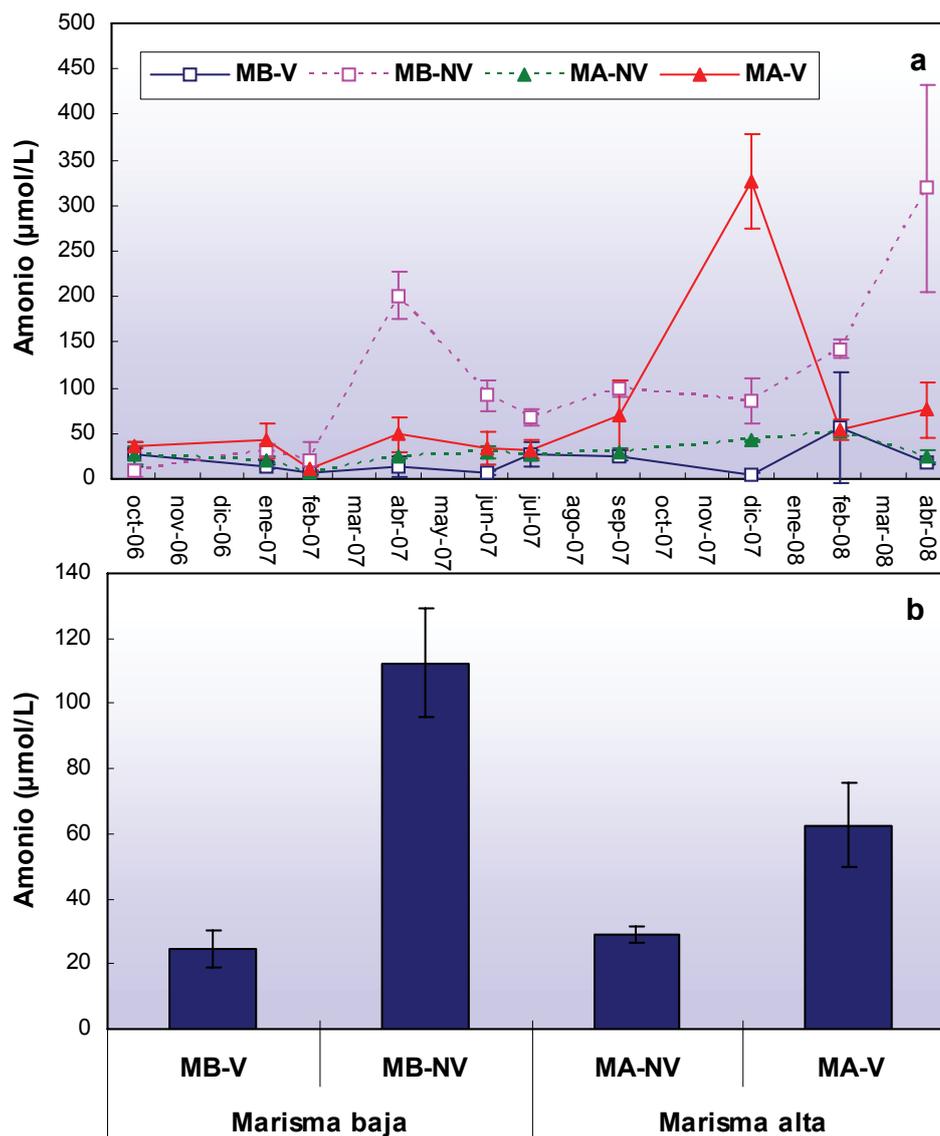


Fig. 3.4. Concentración de MOP en el agua intersticial (a) de los cuatro sitios ( $3 < n < 4$ ) y (b) para las dos condiciones de inundación: marisma alta y marisma baja ( $3 < n < 8$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.4. Amonio

No hubo un patrón estacional claro en la variación de la concentración de amonio en el agua intersticial (Fig. 3.5 a). La concentración promedio para toda la marisma fue de  $54,38 \pm 5,95 \mu\text{mol/L}$ , con un máximo de  $327,59 \pm 51,72 \mu\text{mol/L}$  en diciembre de 2007 en MA-V y un mínimo de  $3,45 \pm 2,44 \mu\text{mol/L}$  durante el mismo período en MB-V.

En las zonas altas, la concentración de amonio fue dos veces más alta en presencia de *S. alterniflora* que en su ausencia ( $p=0,019$ ). En las zonas bajas ocurrió lo contrario: la concentración de amonio fue 5 veces mayor en zonas desnudas ( $p < 0,0001$ ) (Fig. 3.5 b). Comparando sólo los sitios vegetados, la concentración de este nutriente en agua intersticial fue mayor en la marisma alta que en la baja ( $p = 0,0002$ ), mientras que lo contrario ocurrió en los sitios no vegetados ( $p < 0,0001$ ). La concentración de amonio en la MB-NV (c.a.  $112 \mu\text{mol/L}$ ) fue significativamente mayor que en los otros 3 sitios (c.a.  $36 \mu\text{mol/L}$  en promedio).

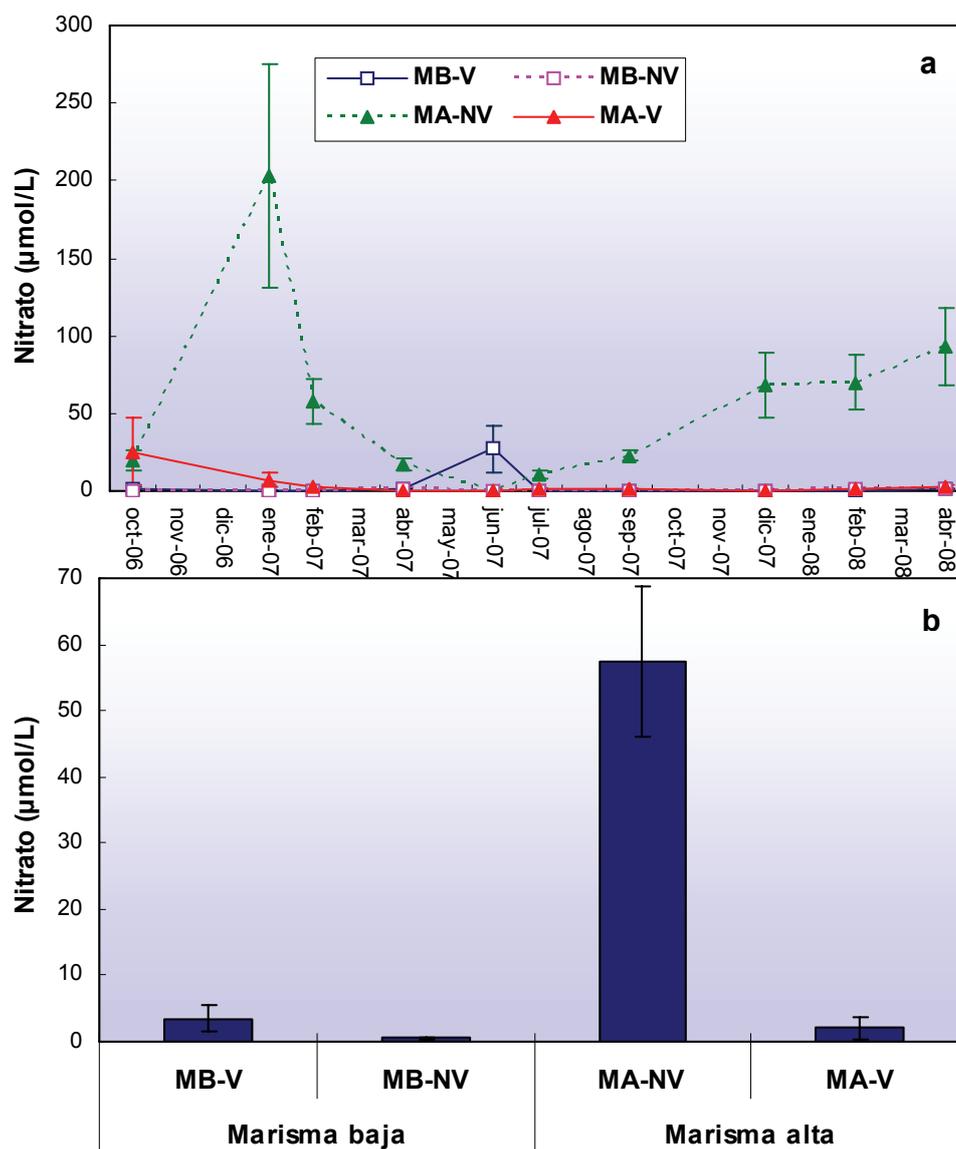


**Fig. 3.5.** Concentración de amonio en agua intersticial (a) en los cuatro sitios mostrando la dinámica estacional ( $3 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $34 < n < 41$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.5. Nitrato

La concentración de nitrato no mostró una tendencia clara a lo largo del período de estudio en ninguno de los sitios (Fig. 3.6 a). Además, la extremadamente alta concentración encontrada en la MA-NV enmascaró las diferencias estacionales en los otros sitios. El promedio para toda la marisma fue  $16,32 \pm 3,35 \mu\text{mol/L}$ , con valores no detectables en la MB-V en febrero 2007. Sin embargo, cuando los valores medidos en MA-NV no fueron incluidos, el promedio total para los otros tres sitios fue  $2,53 \pm 0,88 \mu\text{mol/L}$ ; en la MA-NV el promedio fue  $57,41 \pm 11,25 \mu\text{mol/L}$ , con un pico muy alto de  $202,69 \pm 72,21 \mu\text{mol/L}$  en enero de 2007 (Fig. 3.6 a).

Tanto la inundación como la vegetación influenciaron la concentración de nitrato en agua intersticial. En la marisma alta, la concentración de nitrato fue mayor en ausencia de vegetación ( $p < 0,0001$ ), mientras que en la marisma baja la diferencia entre el sitio vegetado y no vegetado no fue significativa ( $p = 0,25$ ). Comparando sólo los sitios no vegetados, la concentración de nitrato fue mayor en la marisma alta ( $p < 0,0001$ ); no se observó ninguna diferencia relacionada con la inundación entre los sitios vegetados ( $p = 0,56$ ) (Fig. 3.6 b).



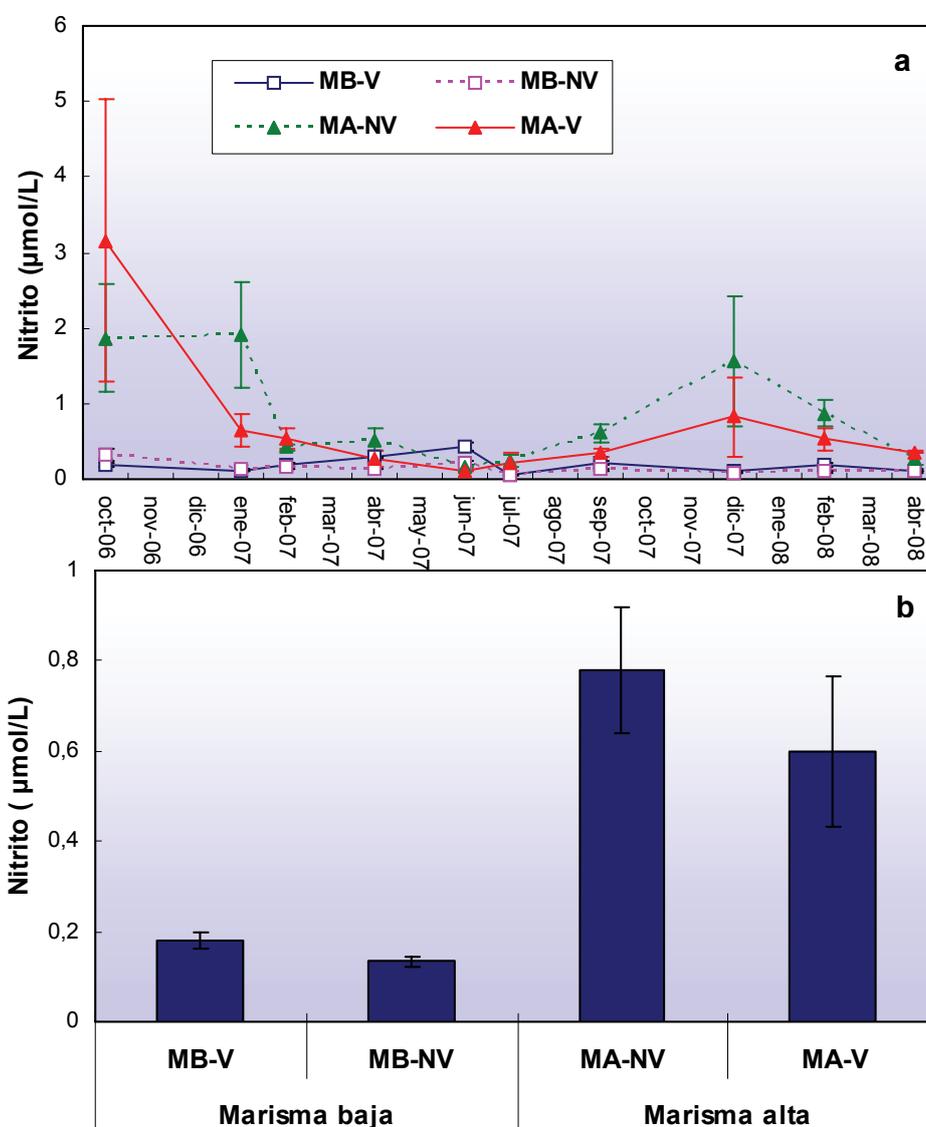
**Fig. 3.6.** Concentración de nitrato en agua intersticial (a) en los cuatro sitios mostrando la dinámica estacional ( $3 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $42 < n < 52$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.6. Nitrito

La concentración de nitrito no mostró un patrón claro durante el período de estudio en ninguno de los cuatro sitios (Fig. 3.7 a). El nitrito fue el nutriente nitrogenado menos

abundante, con un promedio de  $0,41 \pm 0,05 \mu\text{mol/L}$ , un máximo en octubre de 2006 en la MA-V de  $3,16 \pm 1,86 \mu\text{mol/L}$  y un mínimo de  $0,05 \pm 0,01 \mu\text{mol/L}$  en MB-NV en julio de 2007 (Fig. 3.7 a).

La inundación tuvo un efecto mayor que la vegetación sobre la concentración de nitrito. La concentración de este nutriente fue mayor en la marisma alta que en la baja. En los sitios vegetados, la concentración de nitrito fue más de 3 veces mayor en la zona alta que en la baja ( $p < 0,0001$ ), mientras que en los sitios desnudos la diferencia fue casi 6 veces mayor ( $p < 0,0001$ ). La influencia de la vegetación sólo fue significativa en las áreas bajas, con la concentración de nitrito más alta en la MB-V que en la MB-NV ( $p = 0,04$ ) (Fig. 3.7 b).



**Fig. 3.7.** Concentración de nitrito en agua intersticial (a) en los cuatro sitios mostrando la dinámica estacional ( $3 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $41 < n < 51$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.7. Fosfato

La concentración de fosfatos en el agua intersticial mostró dos modelos de distribución estacionales diferentes (Fig. 3.8 a). El patrón en los dos sitios de la marisma baja fue similar, con un pico en junio de 2007 y un período en otoño, hacia el final del estudio, cuando la concentración de fosfatos se incrementó. Los dos sitios de la marisma alta mostraron un patrón más constante sin un pico claro. La concentración de este nutriente fue siempre detectable en las muestras analizadas. La concentración promedio para toda la marisma fue de  $15,52 \pm 1,01 \mu\text{mol/L}$ , con un mínimo de  $1,79 \pm 0,26 \mu\text{mol/L}$  en la MA-V en diciembre 2007 y un máximo de  $34,92 \pm 8,38 \mu\text{mol/L}$  en junio de 2007 en la MB-NV.

La concentración de fosfato en agua intersticial fue significativamente afectada por la presencia de vegetación, pero no se detectó un efecto de la inundación. Tanto en las áreas altas como en las bajas, la concentración de fosfatos fue más alta en los sitios desnudos ( $p < 0,0001$  y  $p < 0,05$ , respectivamente), con concentraciones casi dos veces mayores que en presencia de vegetación ( $20,28 \pm 1,62 \mu\text{mol/L}$  y  $11,51 \pm 1,12 \mu\text{mol/L}$ , respectivamente) (Fig. 3.8 b).

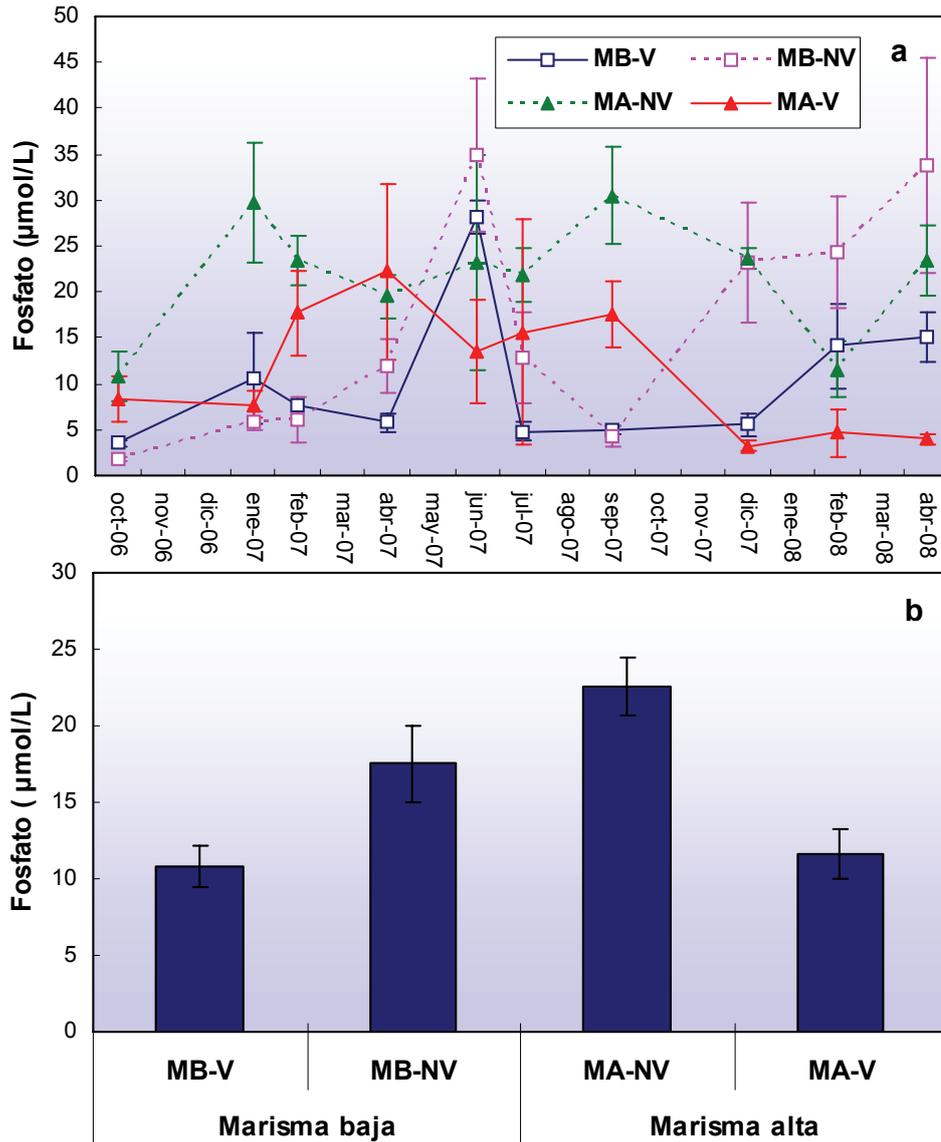
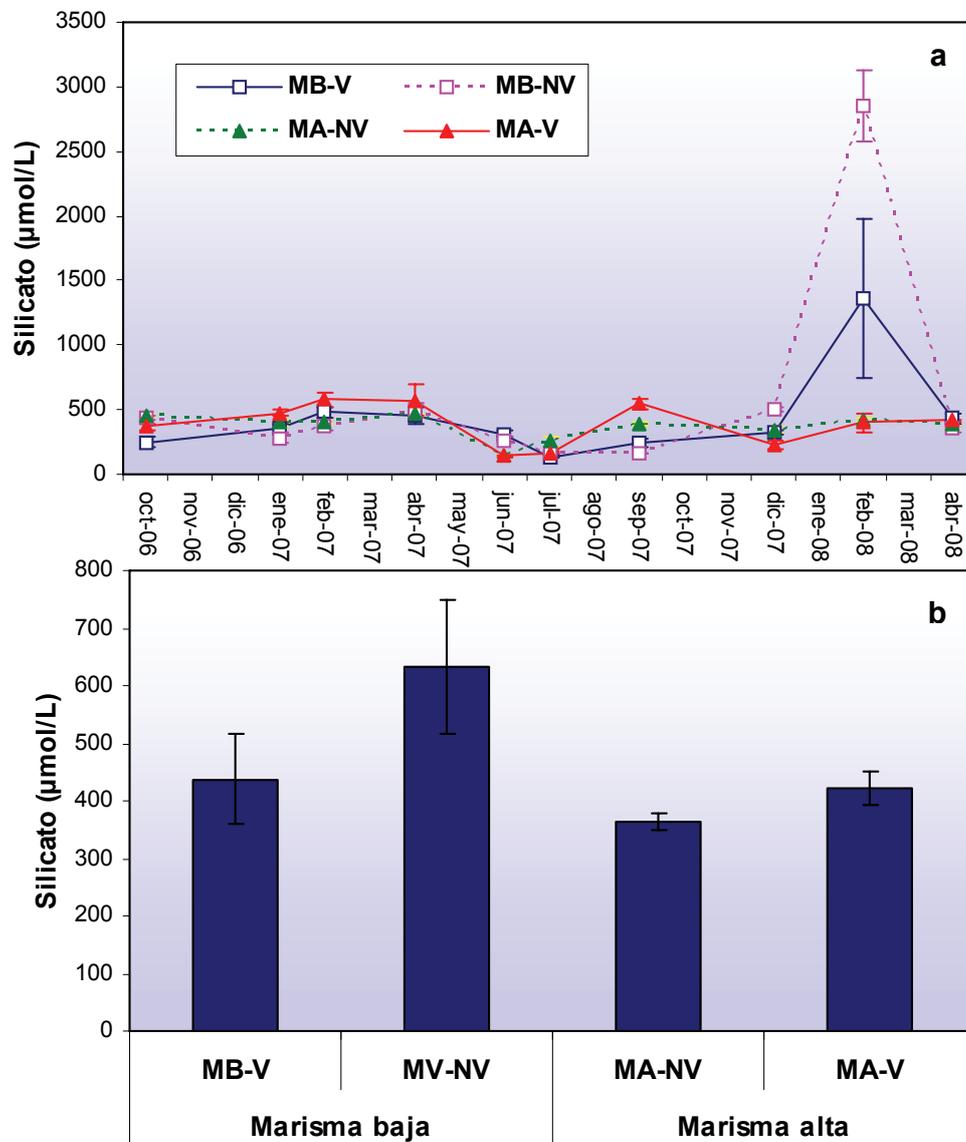


Fig. 3.8. Concentración de fosfato en agua intersticial (a) en los cuatro sitios mostrando la dinámica estacional ( $3 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $45 < n < 54$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.8. Silicatos

El patrón estacional del silicato en el agua intersticial fue prácticamente constante a lo largo del año y similar en los cuatro sitios, aunque se observó una tendencia a disminuir en invierno y a presentar altos picos en febrero de 2008 para la MB-V y, especialmente, para la MB-NV. La concentración de este nutriente fue siempre detectable en las muestras analizadas. La concentración promedio para toda la marisma fue de  $466,36 \pm 38,25 \mu\text{mol/L}$ , con un mínimo de  $137,26 \pm 5,16 \mu\text{mol/L}$  en MB-V en julio de 2007 y un máximo de  $2851,35 \pm 272,49 \mu\text{mol/L}$  en febrero de 2008 en MB-NV (Fig. 3.9 a).

No se detectó un efecto significativo ni de la presencia de vegetación ni de la inundación sobre la concentración de silicatos en el agua intersticial ( $p>0,05$ ). Sin embargo, gráficamente se observa que en la marisma baja hay una concentración mayor de este nutriente que en la marisma alta, sobre todo en la zona no vegetada (Fig. 3.9 b).



**Fig. 3.9.** Concentración de silicato en agua intersticial (a) en los cuatro sitios mostrando la dinámica estacional ( $3 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $45 < n < 55$ ) (media  $\pm$  ES)

### 3. DISCUSIÓN

#### 3.1. Características de los sedimentos

Los valores de pH medidos (6-9) son ligeramente mayores que los encontrados para suelos de marismas en otros ambientes (5-7) (p.e., Caçador et al., 2004; Reddy y DeLaune,

2008). Este fenómeno está probablemente ligado a la presencia de agua subterránea que fluye a través de rocas calcáreas en la región y que, de esta manera, aporta aguas alcalinas al estuario. Esto también puede sostenerse a partir de los valores de alcalinidad observados en el agua intersticial en el presente estudio, que también varían en un amplio rango de concentraciones.

Aunque el pH parece ser un parámetro bastante estable en relación a la inundación, hay algunas diferencias con respecto a la presencia de vegetación. Valores más bajos de pH fueron generalmente encontrados en zonas vegetadas, aunque esto sólo fue significativo en las áreas bajas. Esto indica que la influencia de la vegetación es mayor en la marisma baja que en la alta. Estos resultados coinciden con los informados oportunamente por Koretsky et al. (2005), quienes determinaron valores más bajos de pH en suelos vegetados en una marisma de Sapelo Island (EEUU). El pH más bajo en presencia de vegetación en las zonas más influenciadas por la marea podría estar reflejando producción local de CO<sub>2</sub> vía oxidación aeróbica de la materia orgánica en la rizósfera (Reddy y DeLaune, 2008). Otra posibilidad que debe ser tomada en cuenta es que los tejidos radicales liberen protones al agua intersticial para mantener electro-neutralidad después de tomar iones amonio (Kirk, 2004). Considerando esto, la mayor diferencia de pH relacionada con la presencia de vegetación observada en las áreas bajas podrían indicar que la absorción de amonio por parte de las plantas es más importante en esas zonas que en las más altas, lo cual es consistente con los niveles observados de este nutriente, que fueron más bajos en la MB-V en comparación con la MA-V (Fig. 6 a).

Con respecto a la influencia de la profundidad, un patrón similar fue observado para todos los sitios, con los mayores valores de pH más cerca de la superficie (una diferencia de hasta 0,3 unidades). Esto es coherente con la tendencia general del pH a disminuir con la profundidad en suelos de humedales (Reddy y DeLaune, 2008).

Por otro lado, bajos valores de Eh en suelos subsuperficiales indican condiciones reductoras (Pezeshki, 2001; Reddy y DeLaune, 2008). En suelos de marismas, la reducción del sulfato es generalmente la vía principal de la degradación de la materia orgánica (Reddy y DeLaune, 2008), y esto parece ser lo que ocurre en la marisma estudiada, considerando no sólo los valores de Eh observados, sino también las correspondientes concentraciones de sulfato en el agua intersticial, con el mínimo observado muy por debajo de los niveles usualmente encontrados en agua de mar (~ 28 mmol/L; Tobias y Neubauer, 2009).

Se encontraron diferencias sistemáticas en los valores del potencial redox entre los cuatro sitios: el Eh fue más positivo en los sitios ubicados más altos en la marisma, donde la

duración de la inundación por la marea es más corta que en zonas más bajas. El efecto de la inundación sobre el potencial redox puede simplemente relacionarse con la importancia relativa de la inundación y la exposición durante el ciclo de marea. Cuanto más tiempo la superficie del sedimento está expuesta al aire, fenómeno que ocurre en la marisma alta, habrá más tiempo disponible para que el oxígeno atmosférico penetre en el agua intersticial y, entonces, las condiciones del sedimento sean menos reductoras. El efecto de la inundación puede también asociarse a la fluctuación del nivel freático, el cual regula tanto la concentración de oxígeno como el potencial redox en el agua intersticial (Reddy y DeLaune, 2008). Ambos efectos pueden intensificarse por la presencia de sedimento de grano grueso y, por la tanto, de una mayor permeabilidad de la marisma alta (Tabla 3.1).

La influencia de la vegetación sólo se observó en las áreas altas, donde el sitio desnudo mostró los valores más altos de Eh, mostrando que este parámetro es afectado de manera distinta por la vegetación en relación a la exposición al agua de marea durante la inundación. El hecho de haber observado mayores valores de Eh en zonas desnudas que en vegetadas puede ser sorprendente, ya que, en general, los sedimentos de las marismas están más oxidados cuando existe cobertura vegetal, debido a la capacidad de las plantas de humedales de oxigenar la rizósfera a través de la pérdida radial de oxígeno (y, por lo tanto, de incrementar el potencial redox del sedimento) (Amstrong, 1979; Colmer, 2003). Sin embargo, es importante notar que varios estudios (p.e., Holmer y Nielsen, 1997; Kostka et al., 2002) han informado la ocurrencia de mayores tasas de reducción de sulfato, la cual está asociado a bajos valores de potencial redox, en sedimentos vegetados que en no vegetados. La principal razón de esta observación tiene que ver con la capacidad de las macrófitas de promover condiciones más reductoras incrementando la disponibilidad de materia orgánica reducida. Las raíces vivas pueden exudar compuestos orgánicos lábiles, mientras que las raíces, tallos y hojas senescentes son una fuente de compuestos orgánicos tanto lábiles como refractarios, y esto promueve la respiración anaeróbica, especialmente la reducción del sulfato (Hines et al., 1989; Kostka et al., 2002). En consecuencia, la presencia de vegetación podría estimular la respiración anaeróbica (y así la generación de condiciones reductoras) al punto de que la introducción de oxígeno a través de las raíces sea enmascarada (Koretsky et al., 2000). Esto parece ser lo que está ocurriendo en la marisma de Villa del Mar. Además, la habilidad de oxigenar la rizósfera de *S. alterniflora* es denso-dependiente (Bertness, 1991), y la baja densidad de *tillers* en el área ( $729 \pm 40$  individuos/m<sup>2</sup>; González Trilla et al., 2009) podrían no ser suficientes para oxidar los sedimentos. Por el otro lado, en las áreas bajas, con condiciones altamente reducidas, no se observa influencia de la vegetación en el potencial

redox, sugiriendo que allí la inundación gobierna el comportamiento de esta variable, enmascarando cualquier posible efecto de la vegetación.

Cuando consideramos la influencia de la profundidad, se observó un comportamiento similar del Eh en todos los sitios, con los valores más altos a 2 cm sólo en las zonas vegetadas. Si bien se ha descrito que condiciones más aeróbicas generalmente se encuentran más cerca de la superficie en los sedimentos de estos ambientes (Reddy y DeLaune, 2008), la capa óxica encontrada en estos sistemas suele ser de sólo unos pocos milímetros de espesor (Brendel y Luther, 1995). Por consiguiente, la medición tomada a 2 cm en este estudio fue demasiado profunda para detectar esta zona oxigenada. Además, el Eh más bajo a 10 cm (con respecto al de 2 cm) en zonas vegetadas podrían asociarse con una mayor biomasa subterránea a la mayor profundidad lo cual es generalmente observado en esta especie (Connor y Chmura, 2000).

### **3.2. Materia orgánica particulada**

La MOP del agua intersticial fue de aproximadamente 5,50 mg/L en promedio para todo el período de estudio, valor que resulta el doble de la concentración informada previamente para la zona interna del estuario (~ 3 mg/L; del Blanco, 2007; Marcovecchio et al., 2009) y que ha sido considerada alta. Estas altas concentraciones de MOP en el agua intersticial sugieren que las macrófitas son la principal fuente de materia orgánica para este ambiente, tal y como se ha observado en otras marismas (Reddy y DeLaune, 2008). La dinámica estacional de la MOP en el agua intersticial mostró mínimos valores en verano y máximos en primavera. Las bajas concentraciones en época estival pueden asociarse las altas temperaturas y, por consiguiente, mayor descomposición del detrito, como indicaron Caçador et al. (2004).

No se detectó una diferencia de MOP entre zonas vegetadas y desnudas; sin embargo, la concentración de materia orgánica en el agua intersticial fue afectada de manera significativa por la inundación, presentando las mayores concentraciones en las zonas altas, tanto vegetadas como no. Por consiguiente, no se observó una interacción significativa entre la inundación y la vegetación. Teniendo en cuenta que los valores más altos de MOP se hallaron en las zonas altas, un efecto de dilución podría ser responsable de los bajos niveles en la marisma baja. Sin embargo, también debería considerarse la alternativa de que las concentraciones más bajas de MOP en la marisma baja se deban a un intercambio más eficiente del agua intersticial con el agua de columna del estuario y, por consiguiente, se dé una mayor exportación de MOP y otros constituyentes del agua intersticial desde los

sedimentos de la marisma durante el ciclo de marea. Bouchard y Lefeuvre (2000) encontraron que el detrito puede ser lavado y arrastrado más eficientemente de la marisma baja debido a la exposición más prolongada a la energía de marea, que ha sido reconocido como uno de los principales factores que regulan los flujos de material en estos ambientes (Minchinton, 2006). Aunque los pulsos más grandes suelen ocurrir durante tormentas y mareas extraordinarias, parte del material también puede ser exportado durante ciclos de marea normales (Odum, 2000). Las áreas más altas en una marisma son inundadas menos frecuentemente, lo cual limita las oportunidades de exportación de material hacia las aguas del estuario. Esto permitiría que una mayor proporción de la producción de las macrófitas se acumule en los sedimentos como materia orgánica, tal y como sugirieron Taylor y Allanson (1995). De la misma manera hay que considerar también que grandes cantidades de resaca y detritos provenientes de otras áreas del estuario se acumulan en la marisma alta, lo cual puede contribuir al proceso de acumulación y generación de mayores niveles de MOP que se observaron.

La falta de una influencia significativa de la vegetación sobre la concentración de MOP en el agua intersticial es sorprendente, pero esto podría reflejar la importancia de la redistribución de detrito a través de toda la marisma por las mareas, fenómeno reforzado en este caso por los fuertes vientos de la región (Piccolo, 2008). También podría deberse a la existencia de otras fuentes de materia orgánica, entre las que debería considerarse a las algas bentónicas (Barranguet et al., 1997; Sullivan y Currin, 2000).

### **3.3. Nitrógeno inorgánico disuelto**

La concentración promedio de amonio para toda la marisma ( $54,38 \pm 5,95 \mu\text{mol/L}$ ) es algo mayor que los valores observados en otros ambientes de este tipo en el mundo (Chambers et al., 1998; Windham-myers, 2005; Sousa et al., 2008), pero es coherente con los valores registrados para la zona interna del estuario de Bahía Blanca en estudios previos (Botté et al., 2005; Spetter, 2006; del Blanco, 2007; Marcovecchio et al., 2009). El amonio es generalmente la especie nitrogenada más abundante y más importante y los altos niveles son normales en el agua intersticial de marismas (Howes y Goehring, 1994; Sousa et al., 2008).

El amonio fue la especie nitrogenada más abundante en el agua intersticial de los sedimentos de las marismas de Bahía Blanca, aunque también fueron encontrados altos niveles de nitrato en la MA-NV. Tanto la vegetación como la inundación influyen en la concentración de amonio en el agua intersticial y existe una fuerte interacción entre ambos factores. La influencia de la vegetación fue diferente entre áreas bajas y altas. En la marisma

baja, la concentración de amonio fue menor en suelos vegetados, posiblemente reflejando la incorporación de este nutriente en las plantas para su crecimiento. Por otro lado, en la marisma alta las concentraciones más elevadas de amonio fueron encontradas en el sitio vegetado, en coincidencia con lo observado por Koretsky et al. (2008). Esto podría indicar una menor absorción de amonio por las plantas de la zona más alta, lo cual podría estar asociado con los niveles de salinidad más elevados (46,9 ups en MA-V versus 38,2 ups en la MB-V a finales de primavera; González Trilla et al., 2009) ya que la salinidad es uno de los factores que interfieren en la absorción de amonio por las plantas (Mendelssohn y Morris, 2000). Otra posible explicación para este hecho es que en la marisma alta habría una mayor liberación de amonio a través de la mineralización de la material orgánica asociada a mayores niveles de MOP previamente comentados. La influencia de la inundación sobre la concentración de amonio fue diferente en sitios vegetados y no vegetados. La mayor concentración de amonio en la MB-NV puede asociarse con los bajos valores de Eh medidos allí, ya que condiciones con bajo potencial redox como las observadas facilitan la presencia de especies químicas reducidas, como el amonio (Reddy y DeLaune, 2008).

En este trabajo el nitrato fue la especie nitrogenada más abundante luego del amonio, como ha sido observado por otros autores tanto para diferentes ecosistemas costeros (Liu et al., 2007; Purvaja et al., 2008) como así también en estudios previos desarrollados en este estuario (Botté, 2005; Spetter, 2006; del Blanco, 2007; Marcovecchio et al., 2009). Sin embargo, es importante destacar que la MA-NV fue el único sitio en el que la concentración de nitrato fue mayor que la de amonio durante el desarrollo del presente estudio. Esto sugeriría que la oxidación del amonio a nitrato es un mecanismo importante en esa zona, ya que este proceso es consistente con una mayor exposición al aire y con potenciales redox más positivos. Por otro lado, los altos valores de nitrato en este sitio pueden deberse a algún tipo de influencia antrópica o a aportes de agua subterránea, una de las principales fuentes de este nutriente (Galloway, 2005), pero esto no ha sido estudiado en el área.

### **3.4. Fosfatos**

Los fosfatos estuvieron siempre presentes en el agua intersticial de los cuatro sitios durante el período estudiado. Los valores reportados aquí ( $15,52 \pm 1,01 \mu\text{M}$ ) están en el rango observado para ambientes similares en el mundo (Xu et al., 2001; Jahnke et al., 2005; Lillebø et al., 2007; Koretsky et al., 2008). En cambio, estudios previos realizados en la zona interna del estuario mostraron valores más bajos (Botté et al., 2005; Spetter, 2006; del Blanco, 2007; Marcovecchio et al., 2009).

A diferencia de las especies nitrogenadas, el rango de concentraciones para los fosfatos es bastante estrecho. Esto sugiere que los sedimentos pueden amortiguar la concentración de fosfatos contra cambios causados por diferentes tasas de producción (remineralización de la materia orgánica) y consumo (por ej., absorción de las plantas, o exportación hacia el agua de columna). La existencia de este mecanismo de amortiguación (*buffer*) fue demostrada por Sundby et al. (1992). El fosfato en los sedimentos está generalmente unido a partículas del suelo que contienen aluminio, hierro o calcio, y las condiciones anóxicas promueven su liberación (Paludan y Morris, 1999; Coelho et al., 2004).

La inundación no afectó la concentración de fosfato en el agua intersticial, a diferencia de lo observado con la materia orgánica y los otros nutrientes analizados. La falta de una influencia significativa de la inundación podría ser sorprendente, considerando que se observó una mayor concentración de materia orgánica, que puede liberar nutrientes al descomponerse, en las zonas altas. Sin embargo, las condiciones redox encontradas en esas zonas no eran tan buenas como las altamente reducidas encontradas en la marisma baja para liberar el fosfato adherido a las partículas de sedimento. Por el otro lado, existe un efecto significativo de la vegetación en la concentración de fosfato, con mayores valores en sedimentos no vegetados, como fue observado en otras marismas del mundo (Flindt et al., 1999; Koretsky et al., 2008; Lillebø et al., 2007); esto puede deberse al consumo por parte de las plantas. Esto fue observado en áreas bajas y altas, lo cual indica que no hubo una interacción significativa entre inundación y vegetación para este nutriente.

### **3.5. Silicatos**

Los silicatos estuvieron siempre presentes en el agua intersticial de los cuatro sitios estudiados y en concentraciones altas. Esto podría indicar que en la zona estudiada existe una alta tasa de meteorización de rocas y/o una alta tasa de disolución biogénica en los sedimentos, las principales vías de aporte de este compuesto a los sistemas costeros (Aston, 1980; Joye et al., 2009). El descenso de las concentraciones observado en invierno podría indicar un mayor uso por parte del microfitobentos del sedimento ya que el sílice es un constituyente fundamental para el exoesqueleto de las diatomeas (Aston, 1980); además, esto está en concordancia con lo observado por Spetter (2006) para la zona interna del estuario.

Ni la inundación ni la presencia de vegetación han demostrado ser factores significativamente importantes para regular la concentración de silicatos en el agua intersticial. Esto sugiere que este nutriente es más estable que los otros analizados con respecto a estos factores, probablemente por su origen continental. Además, el sílice no es un

nutriente importante para las plantas vasculares, por lo que una falta de efecto de las mismas no es sorprendente. Podría haberse esperado, sin embargo, una influencia indirecta a través de un descenso de la comunidad de diatomeas bentónicas debido a la competencia por luz y nutrientes, pero esto no fue observado, posiblemente por el gran suministro de nutrientes de toda la zona.

#### **4. CONCLUSIONES**

Entre los parámetros del sedimento estudiados, el pH es bastante estable y es sólo afectado por la presencia de vegetación y sólo en áreas bajas. El potencial redox, por su parte, es más variable, y es afectado tanto por el grado de exposición de la superficie de los sedimentos a la atmósfera como por la presencia de vegetación en zonas altas. Los valores de potencial redox registrados indican que la degradación de la materia orgánica se da principalmente a través de la reducción del sulfato.

La inundación por la marea es el único factor, de los analizados aquí, que gobierna la distribución de materia orgánica dentro de la marisma estudiada, mientras que en el caso del fósforo lo es la presencia de vegetación. El fosfato está presente en el agua intersticial a lo largo del año y su concentración varía dentro de límites reducidos, posiblemente porque reacciones de sorción – desorción desde partículas componentes del sedimento amortiguan sus potenciales cambios. Los nutrientes nitrogenados son influenciados por ambos factores y de manera diferente. Los nutrientes nitrogenados son dominados por el amonio, excepto en el sitio no vegetado de la marisma alta, donde la oxidación del amonio produce grandes concentraciones de nitrato. Por último, el silicato es el único parámetro analizado que no fue afectado por ninguno de los dos factores analizados.

En base a lo expuesto, se puede concluir que la variabilidad de la composición del agua intersticial es mayor entre las diferentes áreas de la marisma (marisma alta versus baja y presencia versus ausencia de vegetación) que la variación estacional a lo largo del año. Mucha de la variación observada puede ser atribuida a diferencias físicas entre regiones altas y bajas, con importantes interacciones con la vegetación en algunos casos. Por lo tanto, ambos factores deberían ser considerados en futuros estudios de la dinámica de nutrientes en marismas.

**CAPÍTULO 4: Biomasa y  
descomposición aérea y  
subterránea de *Spartina  
alterniflora***

## 1. INTRODUCCIÓN

Como ya se ha mencionado, la marea es un factor primordial para el flujo de nutrientes y materia orgánica entre las marismas y las aguas del estuario. Sin embargo, la marea también puede influenciar en otros aspectos. La inundación con agua de mar puede afectar la producción de biomasa (Ellison et al., 1986; Bouchard y Lefeuvre, 2000; Connor y Chmura, 2000; Neves et al., 2007), modificar la composición de los tejidos induciendo la síntesis de compuestos específicos para tolerar la salinidad (Cronk y Fennessy, 2001), influenciar el grado de descomposición del detrito generado por las macrófitas (Hemminga y Buth, 1991; Menendez y Sanmartí, 2007), etc.

El grado de inundación que soportan las distintas partes de las marismas determina distintas zonas. La marisma baja, expuesta al agua de mar diariamente, tiene mayores probabilidades de exportar material hacia el estuario. La marisma alta, por su parte, puede ser más importante como proveedora de nutrientes y materia orgánica a los sedimentos, a través de la descomposición del detrito, o en el intercambio de carbono con la atmósfera (Taylor y Allanson, 1995; Bouchard y Lefeuvre, 2000).

El contenido de nutrientes potencialmente disponible tanto para el intercambio como para depositarse en los sedimentos (*pooles*) puede estimarse conociendo la biomasa producida y el contenido de elementos como el carbono, el nitrógeno y el fósforo en los tejidos vegetales (Quan et al., 2007). La biomasa, al igual que la concentración de nutrientes en los tejidos, fluctúa a lo largo del año y, por lo tanto, también lo hacen los *pooles* (Neves et al., 2007; Darby y Turner, 2008). Por otro lado, las concentraciones de C, N y P en los tejidos también son importantes para determinar la velocidad de la descomposición (Enriquez et al., 1993; Rejmánková y Houdková, 2006; Menéndez y Sanmartí, 2007).

Dada la alta producción generalmente observada en marismas, la cantidad de detrito generado es elevado (Bouchard y Lefeuvre, 2000; Montemayor et al., 2008; Palomo y Niell, 2009). Por lo tanto, la descomposición de los restos vegetales constituye un importante proceso de liberación de nutrientes. Esta descomposición en las marismas generalmente ocurre durante las horas de exposición y es evaluada con el método de las bolsas (capítulo 2); sin embargo, los tejidos pueden sufrir cierto grado de degradación durante las horas de inundación y esto puede ser estimado mediante la tasa respiratoria de los microorganismos asociados a los tejidos (Seliskar et al., 2002).

La descomposición y, sobre todo, la producción de biomasa de *Spartina alterniflora* ha sido ampliamente estudiada en el mundo por mucho tiempo (p.e., Ellison et al., 1986; Wilson et al., 1986; Callaway y Josselyn, 1992; Edwards y Mills, 2005; Wang et al., 2006; Liao et al., 2007; Darby y Turner, 2008). Sin embargo, los estudios en Sudamérica son escasos, especialmente en lo que se refiere a tejidos subterráneos (da Cuhna Lana et al., 1991; Biudes y Camargo, 2006; González Trilla et al., 2009). Por otro lado, información sobre estos aspectos, al igual que sobre la concentración de elementos en los tejidos, es valiosa para completar la visión del rol de esta especie en la dinámica de nutrientes y materia orgánica en marismas del estuario de Bahía Blanca (capítulo 3). Por lo tanto, en este capítulo se estima la producción de biomasa y la descomposición de tejidos aéreos y subterráneos de *S. alterniflora* en el estuario de Bahía Blanca. De esta manera, se pretende evaluar el potencial de la marisma para exportar nutrientes o liberarlos en los sedimentos, calculando los *pooles* de C, N y P tanto en marisma alta como baja.

Para llevar a cabo lo propuesto en este capítulo, se realizaron muestreos en la marisma de Villa del Mar, dominada por esta especie, desde octubre de 2006 a abril de 2008. En cada fecha se recolectaron muestras de biomasa aérea y subterránea ( $4 < n < 6$ ) de cada zona (marisma alta=MA y marisma baja=MB\*) y se calculó la productividad de ambos tipos de tejidos. La productividad aérea primaria neta de cada sitio fue estimada usando el método de Smalley, que considera los cambios tanto en el material verde como seco (Smalley, 1959), mientras que la productividad subterránea fue estimada con la diferencia entre el máximo y el mínimo valor de biomasa registrado (de la Cruz y Hackney, 1977). También se calcularon las tasas de recambio (producción anual/pico de biomasa) y el cociente biomasa subterránea/biomasa aérea. Por otro lado, se determinó la concentración de C, N y P en los tejidos (tanto aéreos como subterráneos) en cada fecha de muestreo y se multiplicaron por los valores de biomasa correspondiente para obtener los *pooles* de estos elementos. Todo esto se estimó para MA y MB por separado.

En mayo de 2007 se colocaron en la MA 32 bolsas con tejido aéreo y, en octubre de 2006, 21 bolsas con tejido subterráneo, ambos de plantas recolectadas en ese sitio, para desarrollar el ensayo de descomposición. En los tejidos de las bolsas retiradas en cada fecha se determinó el contenido de C, N y P. También se intentó realizar lo mismo en la marisma baja, pero la mayor influencia de la marea hizo que la totalidad de las bolsas se perdieran.

---

\* Corresponden a los sitios MA-V y MB-V del capítulo 3

Como en la marisma baja las plantas se encuentran varias horas sumergidas, se evaluó la tasa de descomposición de los tejidos de *S. alterniflora* mediante la estimación de la tasa respiratoria de la comunidad microbiana asociada a ellos durante las horas de inundación. Para ello se recolectó estacionalmente tejido aéreo seco de ejemplares de *S. alterniflora* ubicados en la marisma baja. En el laboratorio, aproximadamente 2 g del tejido recolectado (peso fresco) se colocó en botellas DBO (demanda bioquímica de oxígeno) con agua de mar filtrada recolectada en el área de estudio (n=4). Las botellas se mantuvieron en oscuridad por tres horas. Se determinó la concentración de oxígeno disuelto según el método de Winkler (Carrit y Carpenter, 1966) antes y después de la incubación. El consumo de oxígeno fue convertido a carbono asumiendo un coeficiente respiratorio de 1 (Seliskar et al., 2002).

Las diferencias entre fechas dentro de cada zona y de cada tipo de tejido fueron evaluadas mediante ANOVA de un factor y el test de Tukey. Las diferencias en biomasa entre MA y MB en cada fecha de muestreo fueron analizadas usando el test t de Student. ANOVA de dos factores fue utilizado para estimar las diferencias entre sitios y tejidos (aéreo y subterráneo) en cuanto al porcentaje de C, N y P en los tejidos, en los cocientes obtenidos entre estos elementos y los *pooles* de cada uno de ellos, usando los datos de todo el período de estudio.

**Nota:** El ensayo de descomposición a campo fue realizado en colaboración con la Dra. Gabriela González Trilla y el llevado a cabo en laboratorio con las botellas DBO se efectuó en la Cátedra de Química Ambiental de la UNS, bajo la supervisión de la Dra. Ana Martínez y el Dr. Hugo Freije.

## **2. RESULTADOS**

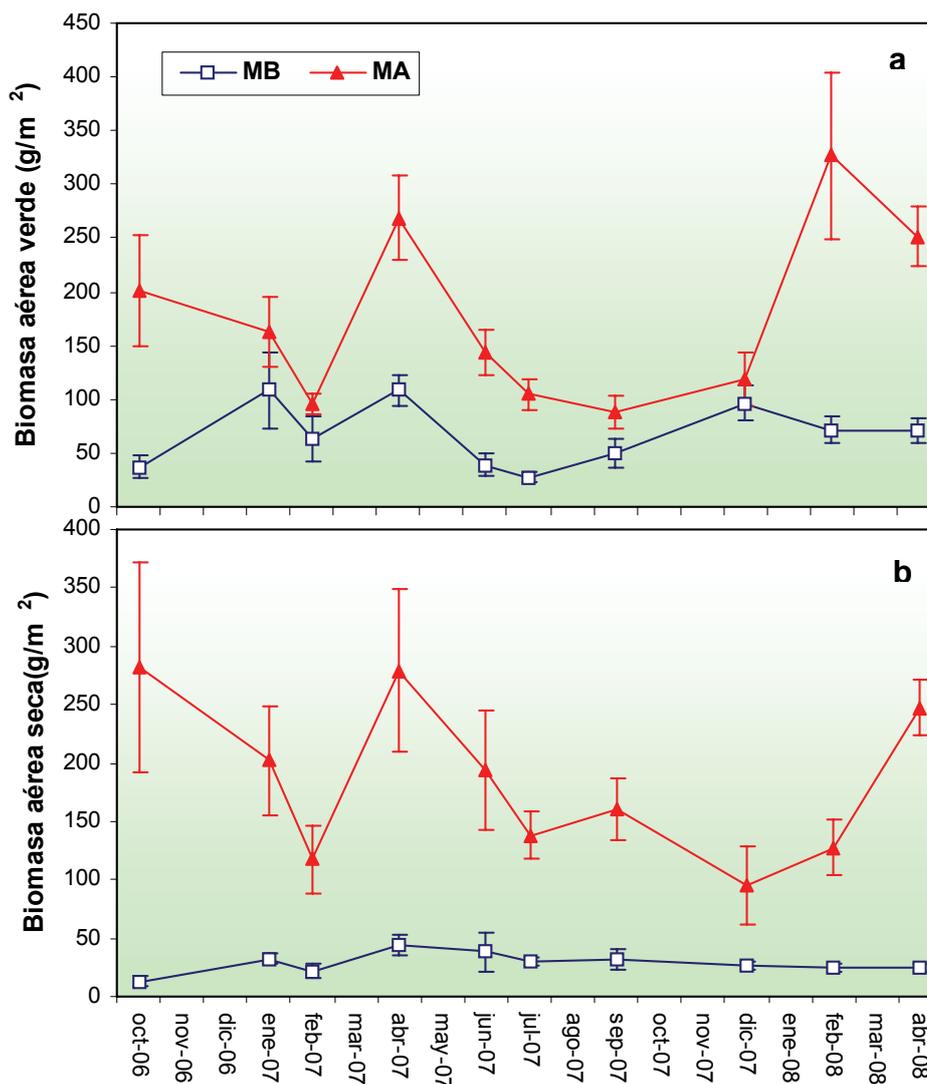
### **2.2. Biomasa aérea y subterránea**

La biomasa aérea verde de *S. alterniflora* estuvo siempre presente a lo largo de todo el período de estudio, tanto en la marisma baja como en la alta, con importantes variaciones estacionales. En la MB, los valores máximos fueron encontrados en enero, abril y diciembre de 2007, siendo cada uno de ellos significativamente mayor que el mínimo, registrado en julio 2007 (Tukey:  $p < 0,05$ ). En la MA, los picos de biomasa verde ocurrieron en abril 2007, febrero 2008 y abril 2008 y fueron cada uno de ellos significativamente mayor que el mínimo, registrado en septiembre 2007 (Tukey:  $p < 0,05$ ) (Fig. 4.1 a).

La biomasa aérea seca también estuvo presente durante todo el período estudiado y con algunas variaciones a lo largo del mismo. En la MB no se observaron diferencias

significativas entre fechas de muestreo (Tukey:  $p > 0,05$ ), mientras que la MA mostró diferencias estacionales marcadas. En la MA, los picos de biomasa seca ocurrieron en octubre de 2006, abril de 2007 y abril de 2008, cada uno de los cuales difirieron significativamente del mínimo, registrado en diciembre 2007 (Tukey:  $p < 0,05$ ) (Fig. 4.1 b).

Tanto la biomasa verde como la seca fueron mayores en la marisma alta que en la baja durante todo el período considerado. La biomasa seca fue significativamente mayor en la MA que en la MB en todas las fechas ( $p < 0,05$  en todos los casos), pero para la biomasa verde las diferencias sólo fueron significativas para octubre 2006, abril 2007, junio 2007, julio 2007, febrero 2008 y abril 2008 ( $p < 0,05$  en todos los casos). En promedio para todo el período de estudio, la biomasa aérea verde en la MA fue más de dos veces mayor que en la MB, mientras que la biomasa seca fue más de seis veces más abundante en la MA (Fig. 4.1 a y b). En la MB no se observaron tallos muertos en el suelo ya que son lavados por las mareas y/o el viento, mientras que en la MA se deposita gran cantidad de tejido de *S. alterniflora* muerto (resaca), la mayor parte del mismo traído desde otras áreas del estuario por las mareas de sicigia.



**Fig. 4.1** Biomasa aérea de *S. alterniflora* (a) verde y (b) seca, en marisma baja (MB) y marisma alta (MA) ( $4 < n < 6$ ; media  $\pm$  ES)

La biomasa aérea total (verde + seca), que presentó un máximo en abril de 2007, reflejó principalmente los cambios estacionales de la biomasa verde. En la MB, sólo aproximadamente un cuarto de la biomasa aérea estuvo representada por material seco, mientras que en la MA, en promedio, la mitad de la biomasa aérea se encontraba seca. La biomasa aérea fue significativamente mayor en la MA que en la MB durante todo el período de tiempo analizado ( $p < 0,05$  en todos los casos), excepto por diciembre 2007, donde no se detectaron diferencias significativas ( $p = 0,15$ ). En promedio para todo el período de estudio, la biomasa aérea total fue casi 4 veces mayor en la MA que en la MB ( $364,08 \pm 27,14$  versus  $97,06 \pm 7,46$  g peso seco/m<sup>2</sup>) (Fig. 4.2 a).

La biomasa subterránea no mostró variaciones estacionales marcadas en ninguno de los dos sitios. Sin embargo, en la MB un pico fue observado en febrero 2008, el cual difirió significativamente del mínimo, registrado en febrero 2007 (Tukey:  $p < 0,05$ ). La biomasa subterránea de la MA y la MB no difirieron significativamente ( $p > 0,05$ ), excepto en diciembre 2007, cuando fue mayor en la MA ( $p = 0,018$ ) (Fig. 4.2 b).

En promedio, el 84 % de la biomasa total fue representada por raíces y rizomas en la MB, mientras que en la MA sólo la mitad de la biomasa fue encontrada bajo el sedimento. Los cocientes biomasa subterránea/biomasa aérea fueron significativamente mayores en la MB que en la MA para todo el período de estudio ( $p < 0,05$ ) excepto para diciembre 2007 ( $p = 0,52$ ) y julio 2007 ( $p = 0,056$ ). En la MB, el cociente varió entre  $4,24 \pm 0,80$  (diciembre 2007) y  $12,02 \pm 3,44$  (octubre 2006) mientras que en la MA osciló entre  $0,63 \pm 0,34$  (abril 2008) y  $5,17 \pm 1,15$  (diciembre 2007).

La productividad aérea neta fue de 106 y 439 g peso seco/m<sup>2</sup>.año en la MB y la MA, respectivamente, y las tasas de recambio del material aéreo fueron de 0,69/año para MB y de 0,80/año para MA. Por su parte, la productividad subterránea neta fue de 526 y 744 g peso seco/m<sup>2</sup>.año para la MB y la MA, respectivamente, y las tasas de recambio fueron de 0,61/año y 0,52/año para la MB y la MA, respectivamente. La productividad primaria total (aérea + subterránea) fue de 632 y 1183 g peso seco/m<sup>2</sup>.año para la MB y la MA, respectivamente, y de 907 g peso seco/m<sup>2</sup>.año en promedio para toda la marisma.

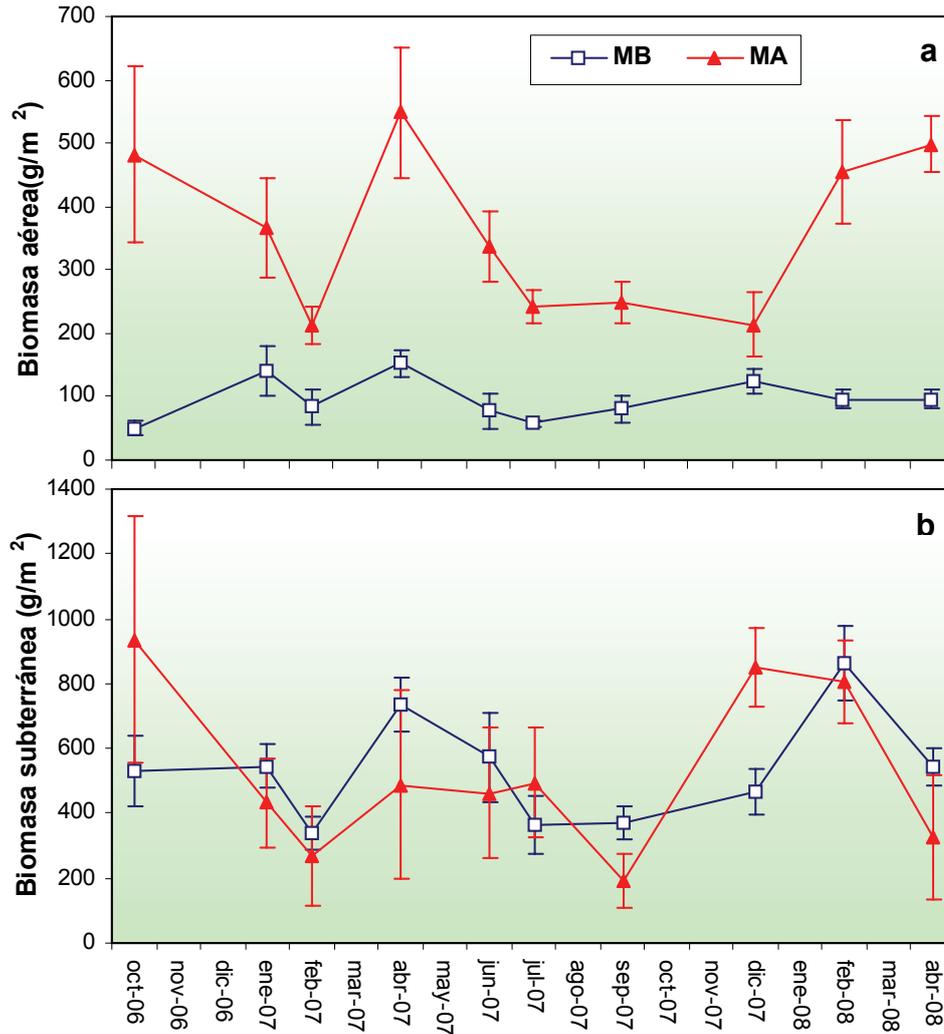


Fig. 4.2. Biomasa de *S.alterniflora* (a) aérea total y (b) subterránea, en marisma baja (MB) y marisma alta (MA) ( $4 < n < 6$ ; media  $\pm$  ES)

## 2.2. Contenido de nutrientes en los tejidos

Las concentraciones (%) de C, N y P en los tejidos de *S. alterniflora* mostraron diferencias entre sitios y tejidos. El contenido de C fue mayor en las plantas de la MA que en las de la MB al considerar los tejidos aéreos ( $p=0,00013$ ), pero no se observaron diferencias significativas entre sitios para los subterráneos ( $p=0,63$ ). Por su parte, el N y el P no mostraron diferencias entre sitios tanto para tejidos aéreos como para subterráneos ( $p < 0,05$ ). Con respecto a las diferencias entre tejidos, la concentración de C fue mayor en raíces y rizomas para ambos sitios, aunque esto sólo resultó significativo para las plantas de la MB ( $p=0,000038$ ). Para el N y el P se observó el patrón opuesto, con concentraciones significativamente mayores en tallos y hojas para ambos sitios ( $p < 0,05$  en todos los casos) (Tabla 4.1).

También se encontraron diferencias en los cocientes C/N, C/P y N/P, pero menores. Se observaron ciertas diferencias entre MB y MA (Tabla 4.2), pero éstas nunca fueron significativas ( $p > 0,05$  en todos los casos). Por su parte, las diferencias entre ambos tipos de tejidos fueron siempre significativas, con mayores valores para los tres cocientes en los tejidos subterráneos ( $p < 0,05$  en todos los casos) (Tabla 4.2).

Los *pooles* de C, N y P variaron entre sitios y tejidos. Los *pooles* de los tres elementos fueron significativamente mayores en la MA que en la MB para los tejidos aéreos ( $p < 0,05$ ) pero no se detectaron diferencias significativas entre sitios para raíces y rizomas ( $p > 0,05$ ). Con respecto a las diferencias entre tejidos, sólo fueron significativas para la MB, siendo los *pooles* de tejidos subterráneos mayores que los aéreos para todos los elementos ( $p < 0,05$ ). Considerando la biomasa total (aérea + subterránea), los *pooles* en la MA son 142, 131 y 164 % mayores que en la MB, para C, N y P, respectivamente (Tabla 4.3).

**Tabla 4.1.** Contenido de C, N y P (%) en los tejidos de *S. alterniflora* (n=11; media  $\pm$  ES) para marisma baja (MB) y marisma alta (MA). El mayor valor de cada columna está en negrita y con un asterisco si la diferencia fue significativa.

	MB			MA		
	C	N	P	C	N	P
<b>Tejidos Aéreos</b>	39,46 $\pm$ 0,24	<b>1,33*</b> $\pm$ 0,09	<b>0,105*</b> $\pm$ 0,008	41,30 $\pm$ 0,31	<b>1,12*</b> $\pm$ 0,10	<b>0,095*</b> $\pm$ 0,007
<b>Tejidos Subterráneos</b>	<b>41,50*</b> $\pm$ 0,33	1,074 $\pm$ 0,09	0,057 $\pm$ 0,005	<b>41,37</b> $\pm$ 0,27	0,96 $\pm$ 0,10	0,059 $\pm$ 0,005

**Tabla 4.2.** Cocientes entre elementos en tejidos de *S. alterniflora* (n=11; media  $\pm$  ES) para marisma baja (MB) y marisma alta (MA). El mayor valor de cada columna está en negrita y con un asterisco si la diferencia fue significativa.

	LM			HM		
	C/N	C/P	N/P	C/N	C/P	N/P
<b>Tejidos Aéreos</b>	31,26 $\pm$ 2,57	396,26 $\pm$ 29,03	13,10 $\pm$ 1,01	41,02 $\pm$ 4,98	463,99 $\pm$ 42,27	12,22 $\pm$ 1,45
<b>Tejidos Subterráneos</b>	<b>41,90*</b> $\pm$ <b>4,10</b>	<b>818,13*</b> $\pm$ <b>103,76</b>	<b>21,77*</b> $\pm$ <b>3,86</b>	<b>48,56*</b> $\pm$ <b>5,44</b>	<b>509,49*</b> $\pm$ <b>123,41</b>	<b>16,80*</b> $\pm$ <b>1,77</b>

**Tabla 4.3.** *Pooles* de C, N y P (g /m<sup>2</sup>) de *S. alterniflora* (n=10; media ± ES) para marisma baja (MB) y marisma alta (MA). El mayor valor de cada columna (aéreo vs. subterráneo) está en negrita y con un asterisco si la diferencia fue significativa.

	LM			HM		
	C	N	P	C	N	P
<b>Tejidos Aéreos</b>	38,46 ± 4,30	1,23 ± 0,14	0,093 ± 0,007	149,99 ± 7,20	<b>3,74 ±</b> 0,39	<b>0,328 ±</b> 0,036
<b>Tejidos Subterráneos</b>	<b>222,56 * ±</b> 21,56	<b>5,56 * ±</b> 0,50	<b>0,299 *±</b> 0,035	<b>219,21 ±</b> 4,14	5,18 ± 1,07	0,317 ± 0,054
<b>Total</b>	<b>260,58 ±</b> <b>23,83</b>	<b>6,79 ±</b> <b>0,56</b>	<b>0,393 ±</b> <b>0,033</b>	<b>369,20 ±</b> <b>41,82</b>	<b>8,92 ±</b> <b>1,26</b>	<b>0,645 ±</b> <b>0,082</b>

Los *pooles* de C, N y P variaron ampliamente a lo largo del período de estudio. Todos los *pooles* aéreos mostraron una tendencia a disminuir en invierno, mientras que los valores máximos variaron según el elemento considerado. Los picos de los *pooles* de C fueron en abril 2007 para ambos sitios, con otros valores altos que difirieron para MB y MA (Fig. 4.3 a). Los *pooles* de N fueron máximos en enero 2007 y abril 2008 para la MA, y enero y diciembre de 2007 para la MB (Fig. 4.3 b). Los máximos valores de los *pooles* de P se observaron en octubre 2006 y febrero 2008 para la MA, y en abril 2007 para la MB (Fig. 4.3 c). Los *pooles* en tejidos subterráneos mostraron un curso más errático durante el período estudiado, pero existe una tendencia general a disminuir en invierno y a aumentar en verano 2008 para todos los casos. Además, se registraron valores altos en octubre 2006, especialmente para la MA, y una disminución en febrero 2007, especialmente para C y N (Fig. 4.4).

Si se considera la superficie ocupada por *S. alterniflora* en el estuario de Bahía Blanca (entre 92 y 131 km<sup>2</sup>, según diferentes estimaciones; capítulo 1) y se asume que en todas las marismas del estuario la productividad y la concentraciones de C, N y P en los tejidos son como las estimadas aquí, podemos calcular la cantidad de estos elementos producidos anualmente y, por lo tanto, disponibles para el sistema. Entonces, la cantidad de C producido varía entre 34151 ± 159 y 48628 ± 226 Ton, la de N entre 937 ± 42 y 1334 ± 59 Ton y la de P entre 66 ± 3,8 y 94 ± 5,4 Ton.

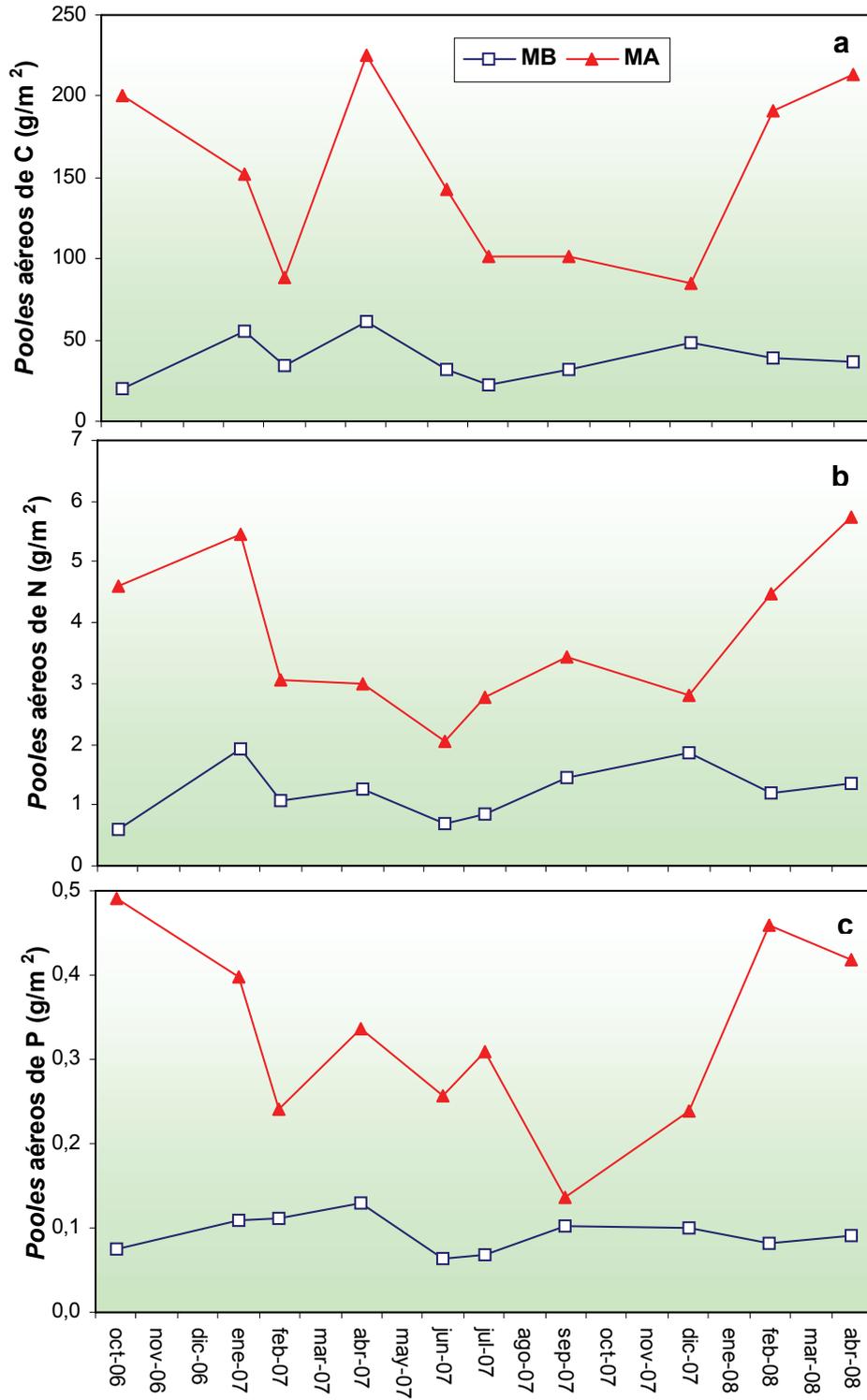
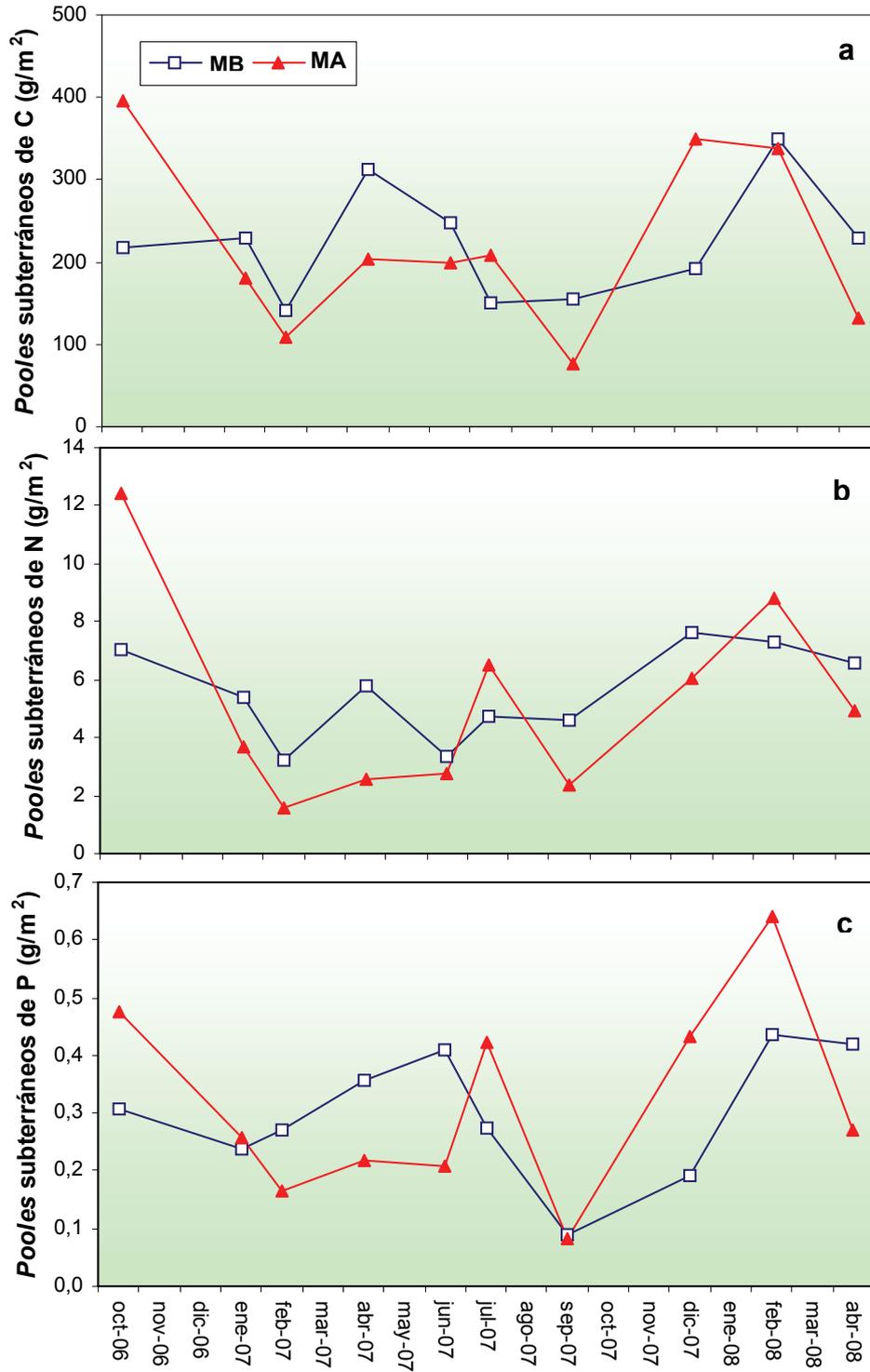


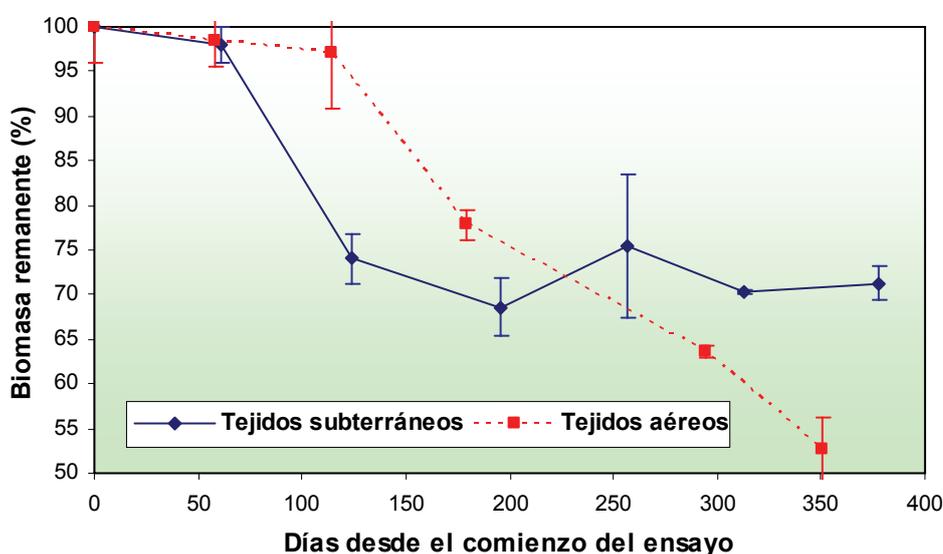
Fig. 4.3. Pooles aéreas de (a) carbono, (b) nitrógeno y (c) fósforo para marisma baja (MB) y marisma alta (MA)



**Fig. 4.4.** *Pooles* subterráneos de (a) carbono, (b) nitrógeno y (c) fósforo para marisma baja (MB) y marisma alta (MA)

### 2.3. Descomposición

La tasa anual de descomposición de tejidos aéreos fue mayor que la de los tejidos subterráneos ( $47,31 \pm 3,59$  % y  $28,77 \pm 1,91$  % de biomasa perdida luego de un año, respectivamente). Los cambios de biomasa a lo largo del período analizado en general fueron fluctuantes para ambos casos; sin embargo, la biomasa remanente permaneció casi constante durante el primer período (el primero y los dos primeros meses para los tejidos subterráneos y aéreos, respectivamente). Luego de ese tiempo, la biomasa disminuyó abruptamente y continuó descendiendo hasta aproximadamente los 250 días; después permaneció relativamente estable para el caso de los tejidos subterráneos. Por su parte, para los tejidos aéreos el descenso continuó hasta el final del período de estudio (Fig. 4.5).

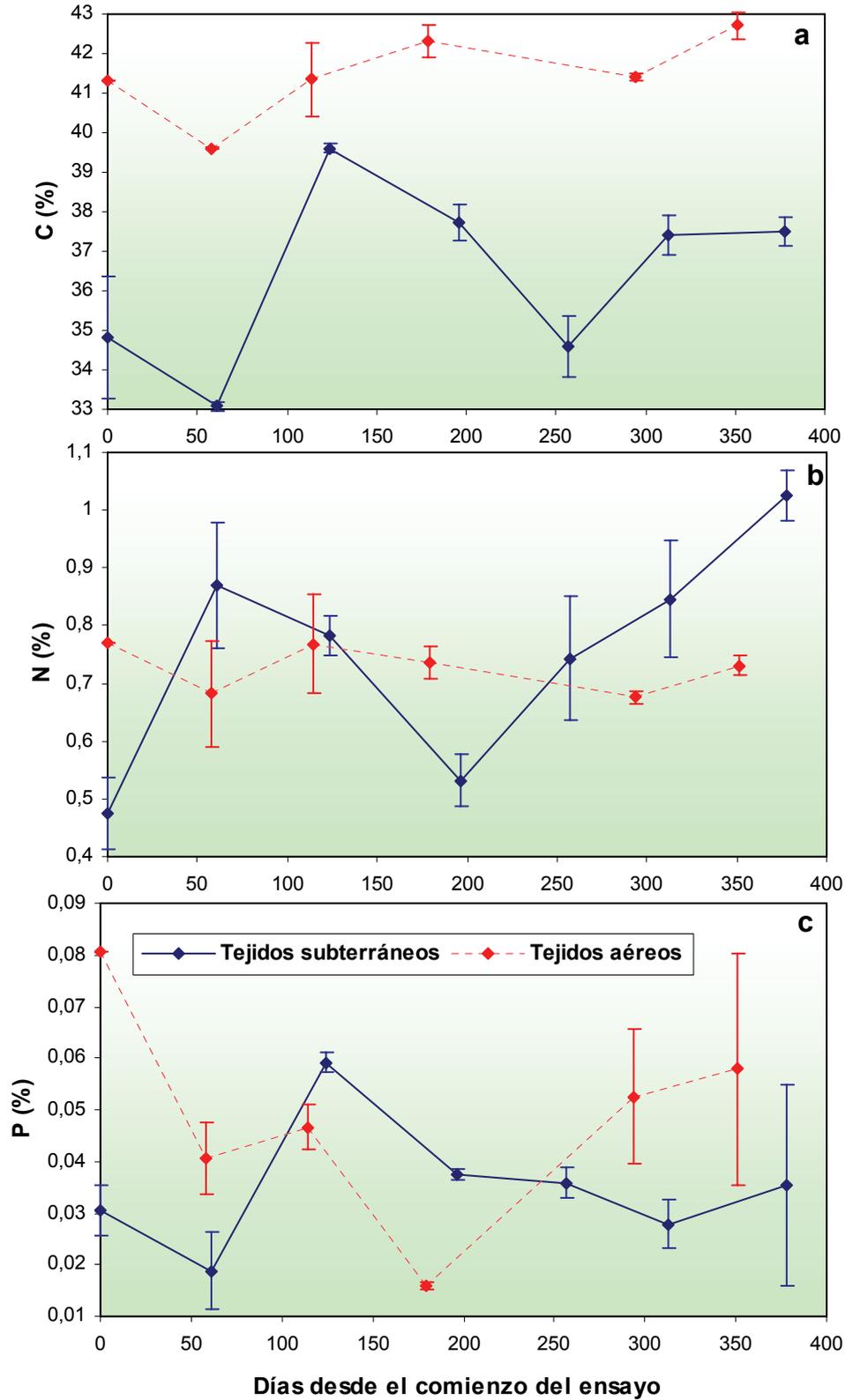


**Fig. 4.5.** Biomasa remanente en las bolsas de descomposición para tejidos aéreos y subterráneos de la MA ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)

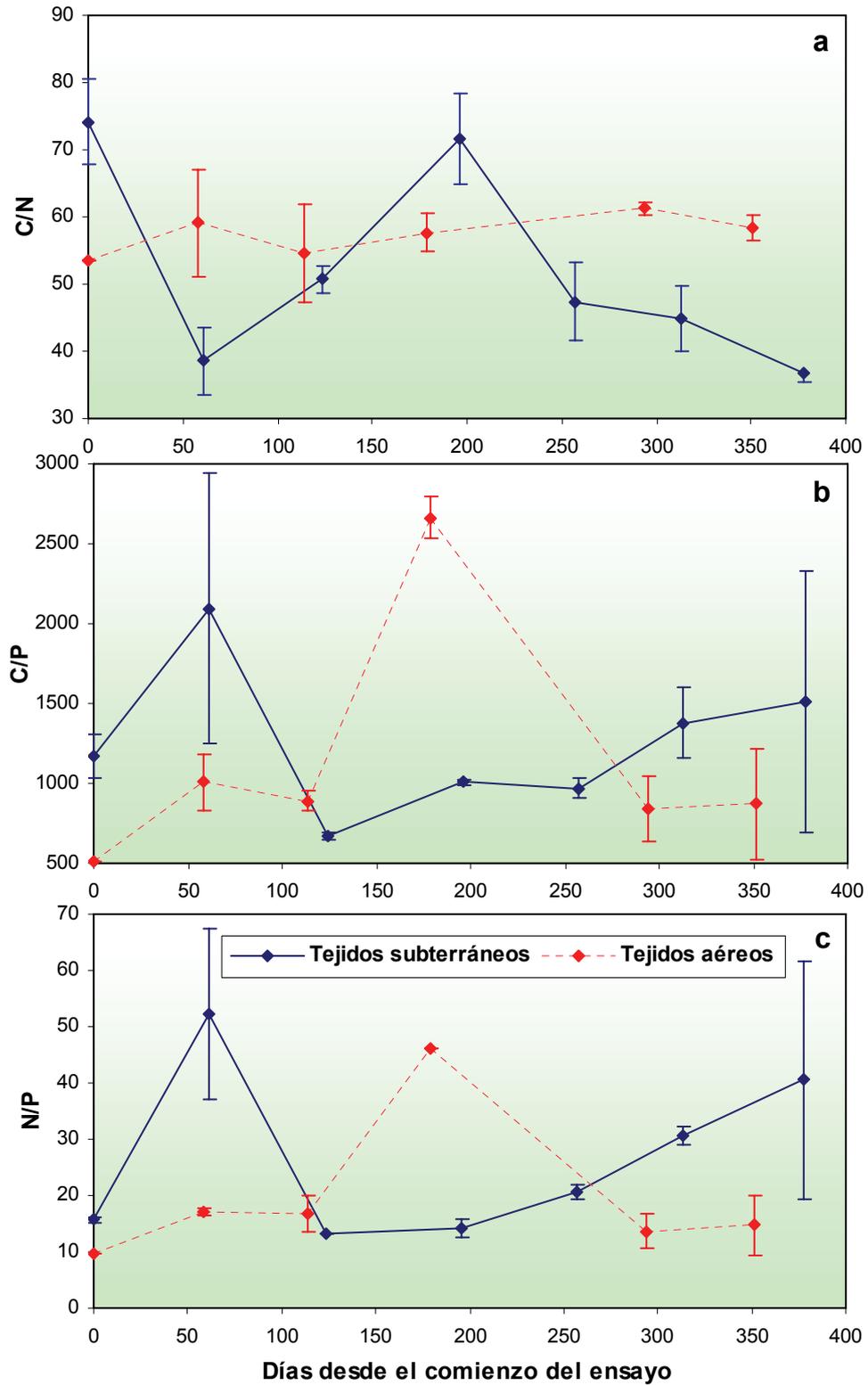
El contenido de C, N y P (%) en los tejidos aéreos y subterráneos de *S. alterniflora* fluctuó a lo largo del ensayo de descomposición, alcanzando luego de un año valores mayores que los iniciales en algunos casos y menores en otros. El contenido de C, tanto de tejidos aéreos como subterráneos, se incrementó luego del período de estudio (102 y 108 % del contenido inicial, respectivamente). Por su parte, el contenido de N y P en tejidos aéreos disminuyó (95 y 72 % del contenido inicial, respectivamente), mientras que en los tejidos subterráneos se obtuvo, luego del período analizado, el 216 y 116 % del contenido inicial de N y P, respectivamente. En los tejidos aéreos se observó en general un patrón más estable (salvo para el caso del P) que en los tejidos subterráneos. Al cabo de aproximadamente 2

meses hubo una disminución en la concentración de los elementos en todos los casos menos en el porcentaje de N en raíces y rizomas, el cual aumentó (Fig. 4.7).

Los cocientes C/N, C/P y N/P iniciales fueron siempre mayores en los tejidos subterráneos que aéreos. Excepto para C/N en tejidos aéreos, en el resto de los casos los cociente fluctuaron ampliamente, con picos marcados en distintos momentos. Al final del período de estudio, los cocientes fueron mayores que los iniciales en todos los casos menos C/N de tejidos subterráneos (Fig. 4.8).

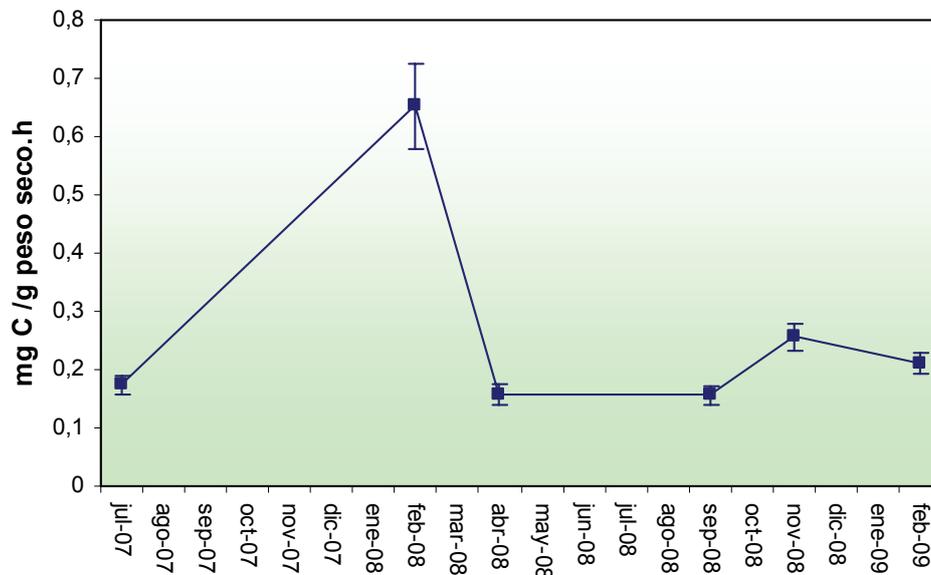


**Fig. 4.7.** Variaciones en las concentraciones de (a) carbono, (b) nitrógeno y (c) fósforo en tejidos aéreos y subterráneos de *S. alterniflora* de la marisma alta durante el ensayo de descomposición ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)



**Fig. 4.8.** Variaciones en los cocientes (a) C/N, (b) C/P y (c) N/P en tejidos aéreos y subterráneos de *S. alterniflora* de la marisma alta durante el ensayo de descomposición ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)

Con respecto a la descomposición de los tejidos durante la inmersión, la tasa respiratoria en general fluctuó a lo largo del período de estudio entre aproximadamente 0,15 y 0,20 mg C/g peso seco.h, con un mínimo en invierno de 2008 ( $0,156 \pm 0,016$  mg C/g peso seco. h). Un pico máximo de  $0,653 \pm 0,073$  mg C/g peso seco.h fue observado en el verano de 2008, mientras que el verano siguiente la tasa fue mucho menor ( $0,211 \pm 0,017$  mg C/g peso seco.h) (Fig. 4.9).



**Fig. 4.9.** Tasa respiratoria de la comunidad microbiana asociada a tejidos aéreos muertos de *S. alterniflora* en la marisma baja ( $3 < n < 6$ ; media  $\pm$  ES)

### 3. DISCUSIÓN

La biomasa aérea verde, seca y total varió estacionalmente en ambos sitios, abarcando dos estaciones de crecimiento. Los cambios estacionales son comunes en plantas de ambientes templados y se deben principalmente a las variaciones en la temperatura (Fitter y Hay, 2002). Es por eso que los valores más altos se encontraron generalmente en abril, mostrando que la acumulación de material fue mayor en otoño, después del crecimiento activo del verano. Resultados similares fueron observado por Schubauer y Hopkinson (1984) y Dame y Kenny (1986) en EEUU, Connor y Chmura (2000) en Canadá y Wang et al. (2006) en China. Además, se registraron valores altos de biomasa verde en primavera de 2007 y verano 2008, para marisma baja y alta, respectivamente, lo cual sugiere que hubo un crecimiento temprano en primavera para la segunda estación de crecimiento. Los valores mínimos de biomasa verde generalmente se observaron en invierno, justo antes del comienzo del crecimiento en primavera. La biomasa subterránea no mostró picos tan marcados, aunque

se observó un máximo en verano 2008 y otro valor alto en invierno 2007 en la marisma baja, lo cual podría indicar, al igual que para la biomasa aérea, la existencia de un mayor almacenamiento después de un crecimiento activo dado en las épocas más calidas del año. Por el contrario, en la marisma alta no se observó un patrón estacional claro.

La productividad primaria total en el área de estudio fue casi dos veces menor en la marisma baja que en la alta, lo cual indicaría que, aunque adaptada a la inundación, *S. alterniflora* crece mejor si el suelo no se satura con agua regularmente. Además, mayores valores del cociente biomasa subterránea/biomasa aérea fueron observados en la marisma baja con respecto a la alta, sugiriendo que existen condiciones desfavorables en ese sitio y, por lo tanto, existe una mayor inversión en raíces y rizomas (Schubauer y Hopkinson, 1984; Scarton et al., 2002). El estrés en la marisma baja está principalmente relacionado con los sedimentos reductores, ya que el potencial redox fue significativamente más bajo en ese sitio que en la marisma alta, como se describió en el capítulo 3, y esas condiciones suelen disminuir la producción primaria (Ibañez et al., 2000). Además, la menor biomasa registrada en las zonas bajas podría asociarse a una tasa fotosintética más lenta durante los períodos de sumersión (Kathilankal et al., 2008).

A pesar de que los valores de productividad en la marisma alta son mayores que en la baja, igualmente son bajos si los comparamos con otras marismas del mundo. La productividad primaria aérea neta de *S. alterniflora* usando el método de Smalley varía de 113 a 2318 g de peso seco/m<sup>2</sup>.año (Tabla 4.4) y por lo tanto nuestros valores están en el límite inferior del rango. La productividad subterránea, estimada con el método de de la Cruz y Hackney, varía entre 1670 y 4850 g peso seco/m<sup>2</sup>.año en otras marismas de esta especie en el mundo, y por lo tanto nuestros valores están muy por debajo de éstos (Tabla 4.5), aunque hay que considerar que fueron tomados a menor profundidad (15 cm). Los valores bajos de productividad en el presente estudio pueden asociarse a alta salinidad en el agua intersticial, tal y como sugirieron González Trilla et al. (2009), y/o podría estar relacionado con la edad de la marisma. La mayoría de las marismas de *S. alterniflora* en el estuario de Bahía Blanca se establecieron a partir del dragado de 1989 (Dr Gerardo Perillo, comunicación personal), lo cual indica que son sistemas jóvenes y las marismas jóvenes generalmente presentan bajos valores de productividad (Lefeuvre, 1996).

**Tabla 4.4.** Productividad aérea (g peso seco/m<sup>2</sup>.año) de marismas de *S. alterniflora* usando el método de Smalley

Ubicación	Productividad	Fuente
Alameda, EEUU	2318	Callaway y Josselyn, 1992
Georgia, EEUU	2300	Gallagher et al., 1980
Louisiana, EEUU	1410	Kirby y Gosselink, 1976
Louisiana, EEUU	1281	Darby y Turner, 2008
Louisiana, EEUU	1231	Kaswadji et al., 1990
Bahía de Biscay, España	1160	Benito y Onaindia, 1991
Louisiana, EEUU	1006	Kirby y Gosselink, 1976
Louisiana, EEUU	1000	Hopkinson et al., 1980
Carolina del Norte, EEUU	931	Hardisky, 1980
Nueva York, EEUU	825	Houghton, 1985
Maine, EEUU	763	Linthurst y Reimold, 1978
Georgia, EEUU	700	Gallagher et al., 1980
Nueva Escocia, Canadá	434	Cranford et al., 1989
Carolina del Norte, EEUU	225	Shew et al., 1981
Paragaguá, Brasil	113	da Cunha Lana et al., 1991

**Tabla 4.5.** Productividad subterránea (g peso seco/m<sup>2</sup>.año) de marismas de *S. alterniflora* usando el método de de la Cruz y Hackney

Ubicación	Productividad*	Fuente
Louisiana, EEUU	4850	Darby y Turner, 2008
Massachusetts, EEUU	3950	Valiela et al., 1976
Georgia, EEUU	3510	Schubauer y Hopckinson, 1984
Carolina del Sur, EEUU	3000	Dame y Kenny, 1986
Carolina del Sur, EEUU	2700	Dame y Kenny, 1986
Nueva Escocia, Canadá	2392	Connor y Chmura, 2000
Nueva Jersey, EEUU	2200	Smith et al., 1979
Bristol, EEUU	2037	Ellison et al., 1986
Nueva Inglaterra, EEUU	1670	Ellison et al., 1986

\*Estimaciones aproximadas basadas en valores registrados en papers. Los valores corresponden a biomasa extraída a 30 hasta 50 cm de profundidad

El contenido de N y P en los tejidos de *S. alterniflora* en el estuario de Bahía Blanca estuvo en el rango observado en otras marismas del mundo para esta especie (Osgood y Zieman, 1993; Biudes y Camargo, 2006; Quan et al., 2007). Las diferencias en ambos elementos entre tejidos aéreos y subterráneos pueden relacionarse con una mayor actividad enzimática de las estructuras fotosintéticas, como sugirieron Biudes y Camargo (2006). Con respecto al cociente N/P, aunque se hallaron diferencias entre tejidos los valores fueron

siempre mayores que 33 (Tabla 4.2), lo cual indica limitación por nitrógeno (Verhoeven, 1996; USEPA, 2002), como generalmente se observa en marismas (Gallagher, 1975; Morris, 1991; Osgood y Zieman, 1993; Dai y Wiegert, 1997).

Los valores de los *pooles* tanto aéreos como subterráneos en nuestro estudio son más bajos que los observados para esta especie en otras partes del mundo (Roman y Daiber, 1984; Liao et al., 2007; Darby y Turner, 2008), debido a los bajos valores de biomasa. La dinámica estacional de los *pooles* de C, tanto aéreos como subterráneos, reflejan exactamente los cambios en biomasa. Los *pooles* de N y P, por su parte, aunque en general reflejan la dinámica de la biomasa, tienen diferentes valores máximos que varían de acuerdo a las diferencias en la concentración de nutrientes en los tejidos. Estos picos que varían para los *pooles* de diferentes elementos indicarían que el consumo máximo de nutrientes por las plantas fluctúa ampliamente. Los *pooles* aéreos y subterráneos de los tres elementos tienden a disminuir en invierno, debido al reducido crecimiento en esa época, sumado a la pérdida de biomasa por generación de detrito. El detrito generado podría permanecer en la superficie del sedimento, como ocurre en la marisma alta, y descomponer allí o ser lavado por la marea y contribuir con el aporte de nutrientes al agua de mar (Tayllor y Allanson, 1995; Bouchard y Lefeuvre, 2000).

Los *pooles* aéreos de nutrientes fueron mayores para la marisma alta que la baja (Tabla 4.3), reflejando las diferencias en biomasa entre ambos sitios, similar a lo observado por Quan et al. (2007) en China al comparar los *pooles* de *S. alterniflora* y los de especies nativas. En el caso particular del C, los *pooles* son aún mayores en la marisma alta debido a las diferencias en la concentración de este elemento en los tejidos (Tabla 4.1); esta gran diferencia en los *pooles* de C entre zonas es coherente con la mayor materia orgánica en el agua intersticial encontrada en zonas altas de la marisma (capítulo 3). Considerando la totalidad de los tejidos (aéreos + subterráneos), los *pooles* de C, N y P son mayores en la marisma alta que la baja, lo cual indica que esta zona es más importante para los procesos biogeoquímicos del sistema (Quan et al., 2007). Los mayores *pooles* implican una mayor absorción de nutrientes, estimulando así procesos tales como las tasas de mineralización y las de nitrificación-desnitrificación (Windham y Ehrenfeld, 2003).

Luego de un año de estudio, la biomasa remanente en el ensayo de descomposición fue de ~ 50 % y ~ 70 % del tejido aéreo y subterráneo, respectivamente. La tasa de descomposición aérea anual para esta especie en otras marismas del mundo varía entre ~ 10 y ~50 % de biomasa remanente (Frasco y Good, 1982; McKee y Seneca, 1982; Wilson et al., 1986; Liao et al., 2008), por lo que en la marisma estudiada en esta tesis se observa una

pérdida de material baja pero dentro del rango observado en otras partes del mundo. La tasa de descomposición subterránea suele ser menor que la aérea, con valores que varían entre ~ 25 y ~50 % de biomasa remanente anual (Benner et al., 1991; Liao et al., 2008); por lo tanto, el valor obtenido en este estudio es menor y así estaría indicando que se está produciendo una importante acumulación de detrito proveniente de raíces y rizomas en el sedimento.

Uno de los determinantes más importantes de la tasa de descomposición es la composición química del detrito y los cocientes C/N y C/P son buenos indicadores de ello (Enriquez et al., 1993; Rejmánková y Houdková, 2006). Los valores del cociente C/N fueron altos para ambos tipos de tejido y esto explicaría las bajas tasas de descomposición; los valores son aún más altos para los tejidos subterráneos, lo cual es coherente con la menor velocidad de descomposición de estos tejidos.

La tasa de descomposición también puede estar determinada por factores físicos como la humedad del sitio (Côteaux et al., 1995; Liski et al., 2003; Rejmánková y Houdková, 2006). Por lo tanto, el hecho de haberse evaluado la descomposición en la marisma alta, escasamente afectada por la inundación por la marea, puede también contribuir a las bajas tasas de descomposición. Además, esta poca humedad del sitio analizado podría relacionarse asimismo con la ausencia de la típica fase de lixiviación (*leaching* en inglés), que suele ocurrir a los inicios del proceso de descomposición. La lixiviación consiste en la mayor pérdida de peso debido a la pérdida de compuestos solubles (Odum et al., 1973; Côteaux et al., 1995; Anesio et al., 2003) y tal vez sea necesaria una inundación inicial para activar el proceso. Por eso, la ausencia de tal fase tal vez pueda deberse a la falta de mareas importantes, ya que los datos mareográficos y meteorológicos fueron normales (Huamantínco Cisneros, 2007; Vitale, 2010).

A lo largo del proceso de descomposición, la concentración de nutrientes en los tejidos varió. Esto puede asociarse a la actividad de distintos grupos de microorganismos en distintos momentos del proceso (Biddanda y Pomeroy, 1988; Anesio et al., 2003) e implicaría la liberación y absorción de distintos nutrientes. Al final del período de estudio hubo un descenso en la concentración de N y P en los tejidos aéreos, mientras que en los subterráneos se observó un aumento de los mismos (especialmente de N), en relación a las concentraciones iniciales. Esto puede estar relacionado con los microorganismos que están unidos a las partículas de detrito, ya que pueden provocar cambios substanciales en el contenido de carbono orgánico y nutrientes inorgánicos (Biddanda, 1988; Cho y Azam, 1988; Smith et al., 1992). A su vez, se observaron fluctuaciones en los cocientes C/N, C/P y N/P durante el

proceso de descomposición, lo cual podría reflejar diferencias en la velocidad de degradación de los distintos elementos (Flindt et al., 1999).

La descomposición de los tejidos sumergidos de las plantas de la marisma estuvo en el rango observado en otros estudios (Gallagher y Pfeiffer, 1977; Seliskar et al., 2002). El máximo se observó en verano 2008, debido a que las altas temperaturas aceleran el metabolismo de los microorganismos. Sin embargo, en verano 2009 no se observó la misma tendencia, posiblemente debido a temperaturas demasiado altas (28 °C en el agua de mar superficial), que estarían superando la óptima para estos organismos (Gallagher y Pfeiffer, 1977). Además, en esa época también se observa un valor de salinidad muy alto (38,66), superior a los típicos del sistema ( $32,80 \pm 1,84$ ; Popovich y Marcovecchio, 2008) y mayor al correspondiente al verano anterior (36,56). Esta condición podría resultar estresante para los microorganismos y disminuir su actividad metabólica.

#### 4. CONCLUSIONES

Los valores de biomasa registrados son bajos y, por lo tanto, también lo son los *pooles* de C, N y P en la marisma estudiada. Como la marisma alta tiene una mayor producción y, por ende, mayores *pooles*, esta zona es la más importante para el aporte de nutrientes a la marisma. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las tasas de descomposición son bajas y que la concentración de nutrientes en el detrito varía a lo largo del proceso. Cuando los nutrientes finalmente son liberados, su aporte sería principalmente a la marisma en sí misma y no a las aguas del estuario, debido a la poca influencia de la marea en esa zona. Los *pooles* de nutrientes son menores en la marisma baja, pero esta zona puede ser importante como liberador de nutrientes y materia orgánica durante las horas de inundación y así contribuir a las aguas del estuario.

La dinámica estacional de los *pooles* refleja principalmente la de la biomasa; sin embargo, algunas diferencias a lo largo del período de estudio pueden atribuirse a variaciones en la concentración de los elementos en los tejidos. Por lo tanto, la producción de biomasa de *S. alterniflora* parece ser el principal factor determinante de la cantidad de C, N y P disponible para ser introducido al sistema, aunque el contenido de estos elementos en los tejidos debería ser tenido en cuenta en ciertas épocas del año.

Según la estimación del aporte de C, N y P de todas las marismas de *S. alterniflora* del estuario de Bahía Blanca, se puede concluir que el efecto de las mismas es considerable para el sistema. Además, la importancia de estos ambientes podría ser mayor en el futuro

debido a un incremento de la productividad al aumentar la edad de la marisma y/o una expansión de la cobertura de la especie.

**CAPÍTULO 5: Nutrientes y  
materia orgánica en el agua  
intersticial de marismas  
dominadas por *Sarcocornia  
perennis***

## 1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo 3 se estudió la influencia de la presencia de *Spartina alterniflora* y de la inundación por la marea en las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en una marisma del estuario de Bahía Blanca. Sin embargo, como ya se ha mencionado, existe otra especie ampliamente distribuída en este estuario, *Sarcocornia perennis*. Esta especie está ampliamente desarrollada en marismas del mundo, sobre todo en Europa (Davy et al., 2006) y no crece bajo exactamente las mismas condiciones que *S. alterniflora*. Es menos tolerante a la inundación ya que necesita potenciales redox positivos y, por lo tanto, en general se la encuentra en zonas de la marismas que se inundan regularmente pero no por largos períodos de tiempo (Davy et al., 2006).

El objetivo de este capítulo es evaluar la influencia de la presencia de *S. perennis* y de la inundación con la marea sobre la dinámica de la materia orgánica particulada (MOP) y de nutrientes disueltos en el agua intersticial, como así también de características importantes del sedimento como el pH y el potencial redox. De esta manera se tendrá información sobre la biogeoquímica de los sedimento de las marismas dominadas por *S. perennis* en el estuario de Bahía Blanca; luego, se podrá determinar la importancia relativa de esta especie y de *S. alterniflora* en este aspecto.

Para llevar a cabo el objetivo planteado, se realizaron muestreos en la marisma de Puerto Cuatrerros (PC) desde noviembre de 2007 a noviembre 2008, delimitándose 3 sitios a fin de reflejar las distintas condiciones del sistema en cuanto al efecto de la marea y la vegetación (Fig. 5.1):

**(1) Sitio 1 (S1):** Zona no vegetada inundada diariamente durante varias horas

**(2) Sitio 2 (S2):** Zona no vegetada más elevada en el terreno, que se inunda diariamente durante períodos de tiempo más cortos

**(3) Sitio 3 (S3):** Zona vegetada por *S. perennis* inundada diariamente durante cortos períodos de tiempo

Al igual que lo ocurrido en Villa del Mar, la zona no vegetada más influenciada por la marea (S1) fue considerada, a los fines de este trabajo, como parte de la marisma, aunque en realidad es una planicie de marea.

En cada fecha de muestreo y en cada sitio se realizaron mediciones *in situ* de potencial redox, pH y temperatura a 1, 2 y 10 cm de profundidad y se recolectaron muestras

de sedimento para la posterior extracción de agua intersticial\*, en la cual se determinó la concentración de MOP, nitrito, nitrato, amonio, fosfato, silicatos, sulfato y carbonato. Para analizar el efecto de la inundación y de la presencia de vegetación en la concentración de MOP y nutrientes se utilizó el test de Tukey o pruebas no paramétricas en el caso de no cumplirse los supuestos necesarios; para el caso de pH y Eh, se realizó ANOVA de dos factores entre sitios y profundidades, utilizándose luego ANOVA simple en caso de existir interacción entre los factores. Las diferencias entre sitios en todos los casos fueron analizadas combinando los datos de todo el período de estudio, es decir, sin tener en cuenta la dinámica estacional.



**Fig. 5.1.** Área de estudio (Puerto Cuatros) mostrando los tres sitios seleccionados: S1: zona no vegetada inundada diariamente durante varias horas; S2: zona no vegetada más elevada en el terreno, que se inunda diariamente durante períodos de tiempo más cortos; S3: zona vegetada por *S. perennis* inundada diariamente durante cortos períodos de tiempo (Fuente: Google Earth 5.2.1.1588)

---

\* En algunos casos, para la determinación de MOP se trabajó con muestras integradas debido a la escasa cantidad de agua retenida por el sedimento, la cual era insuficiente para la realización de dichas determinaciones.

## 2. RESULTADOS

### 2.1. Características de los sedimentos

Los sedimentos del área estudiada se componen principalmente de limo, con más del 70 % del mismo en todos los sitios (Tabla 5.1). La temperatura del sedimento fue generalmente menor a mayor profundidad y varió a lo largo del año con un patrón estacional clásico con valores mínimos en otoño-invierno y máximos en verano. Los valores a 1, 2 y 10 cm de profundidad oscilaron entre 0,9 y 28,7 °C, entre 1,1 y 28 °C y entre 1,9 y 25,7 °C, respectivamente.

**Tabla 5.1.** Composición del sedimento de los sitios estudiados

Sitio	Arcilla	Limo	Arena
S1	9,35	71,73	18,92
S2	14,17	72,75	13,10
S3	8,84	70,84	20,33

Los valores de pH en el área de estudio fueron cercanos a la neutralidad, variando entre aproximadamente 7 y 8. En los sitios no vegetados (S1 y S2) se observa una dinámica estacional similar en todas las profundidades, con menores valores a 10 cm de profundidad (Fig. 5.2 a y b). En el S3, por su parte, la tendencia a las distintas profundidades no es tan clara (Fig. 5.2 c). En los tres casos se observa un descenso de los valores de pH en mayo, variando sin embargo la magnitud de esta diferencia entre los sitios (Fig. 5.2 a, b y c).

Los resultados del ANOVA de dos factores muestran que existe interacción entre sitios y profundidades con respecto al pH. Los valores de pH en S3 son significativamente menores que en los otros dos sitios ( $p < 0,05$  en todos los casos) y, en el caso de los valores medidos a 10 cm de profundidad, también se observó que el S2 presenta valores de pH significativamente menores que en S1 ( $p < 0,05$ ). Con respecto a las profundidades, se observa la siguiente tendencia: menores valores de pH a 10 cm que a 1 cm; sin embargo, estas diferencias fueron sólo significativas para S1 y S2 ( $p < 0,05$ ) (Fig. 5.3).

Los valores de Eh en el área de estudio fueron siempre positivos, variando aproximadamente entre 50 y 250 mV. Dentro de cada sitio, el patrón estacional en todas las profundidades fue similar (Fig. 5.4). En S1 se observó un leve descenso de los valores en septiembre 2008, pero en general no existen marcadas variaciones estacionales. En los dos sitios menos afectados por la marea, por su parte, las variaciones a lo largo del año fueron

más pronunciadas, con mínimos en el S2 en primavera-verano, mientras que en el sitio vegetado (S3) se observaron en otoño-invierno.

En el caso del Eh, no se observó interacción significativa entre los sitios y las profundidades analizadas, por lo que los valores de todas las profundidades en cada sitio y de todos los sitios en cada profundidad fueron promediados para realizar los gráficos correspondientes (Fig. 5.5 a y b). El Eh fue significativamente mayor en S3 que en S1 para las tres profundidades ( $p < 0,05$ ), mientras que la diferencias de ambos con los valores de S2 no fueron significativas ( $p > 0,05$ ) (Fig. 5.5 a). Con respecto a las profundidades, los potenciales redox a 10 cm son significativamente mayores que a 1 cm en todos los sitios ( $p < 0,05$ ) (Fig. 5.5 b).

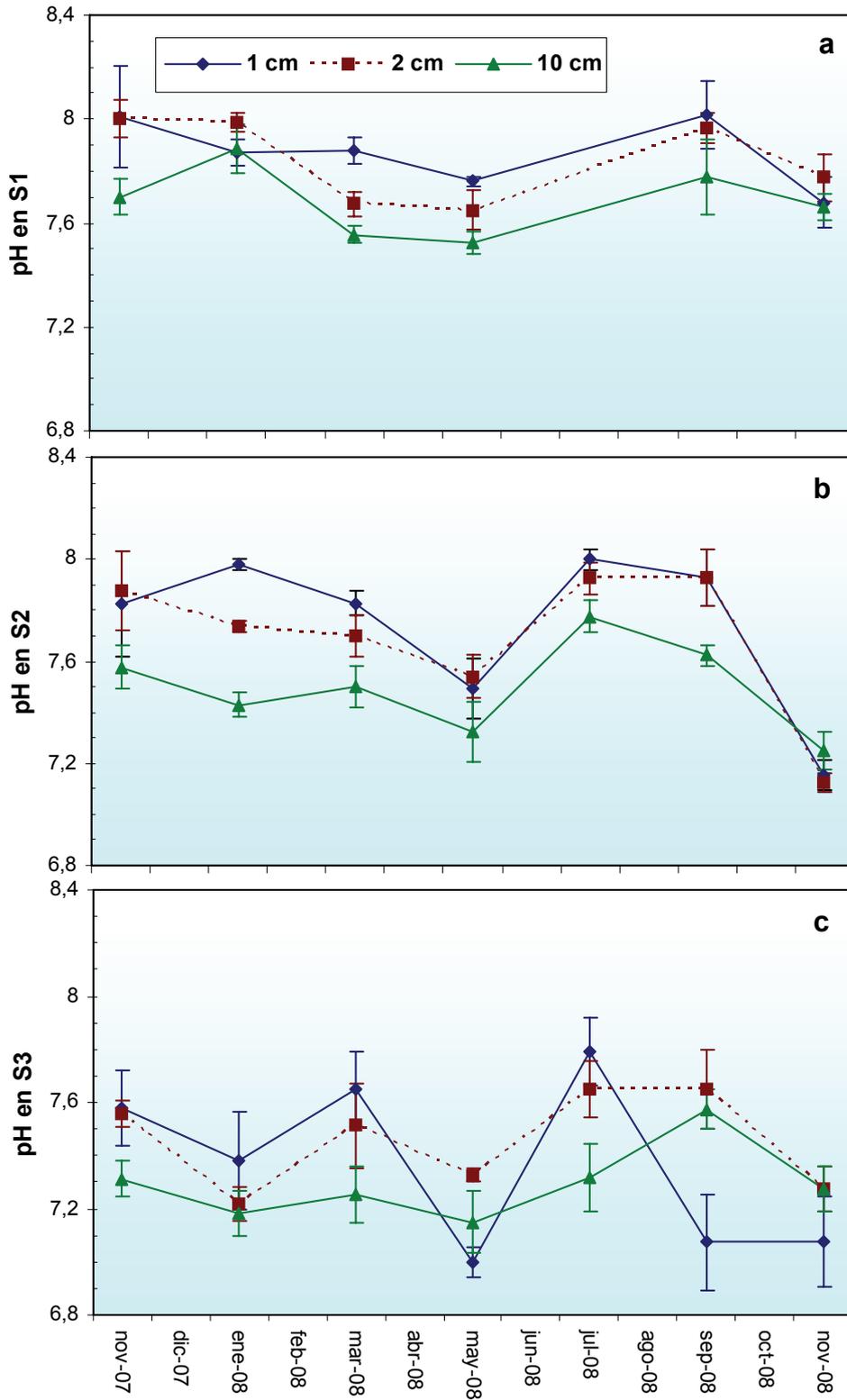
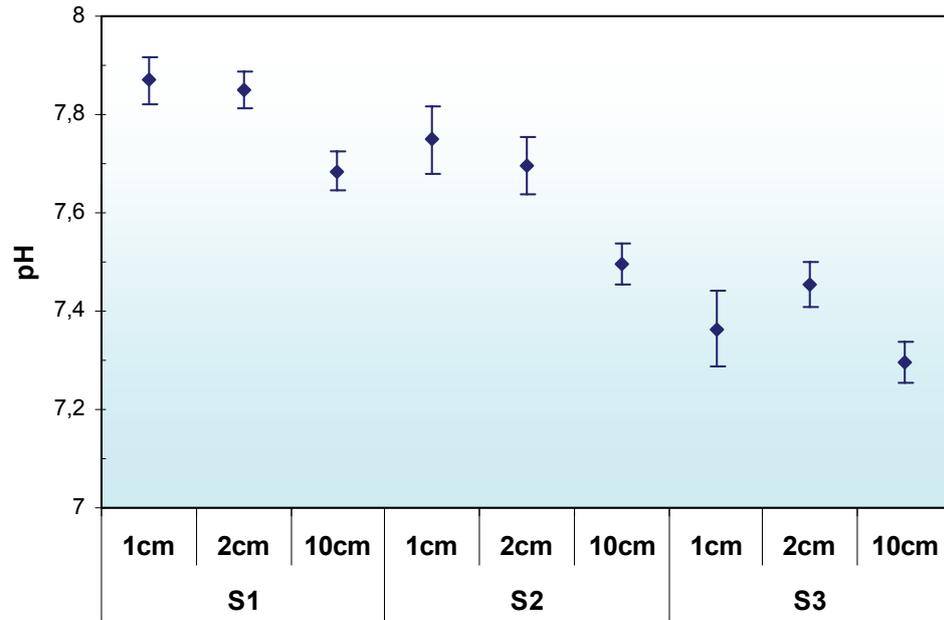


Fig. 5.2. pH en el sedimento a las tres profundidades analizadas en los tres sitios considerados (media  $\pm$  ES; n=4)



**Fig. 5.3.** pH en el sedimento en promedio para todo el año en todas las profundidades y sitios (media  $\pm$  ES; 23  $<n<$ 28)

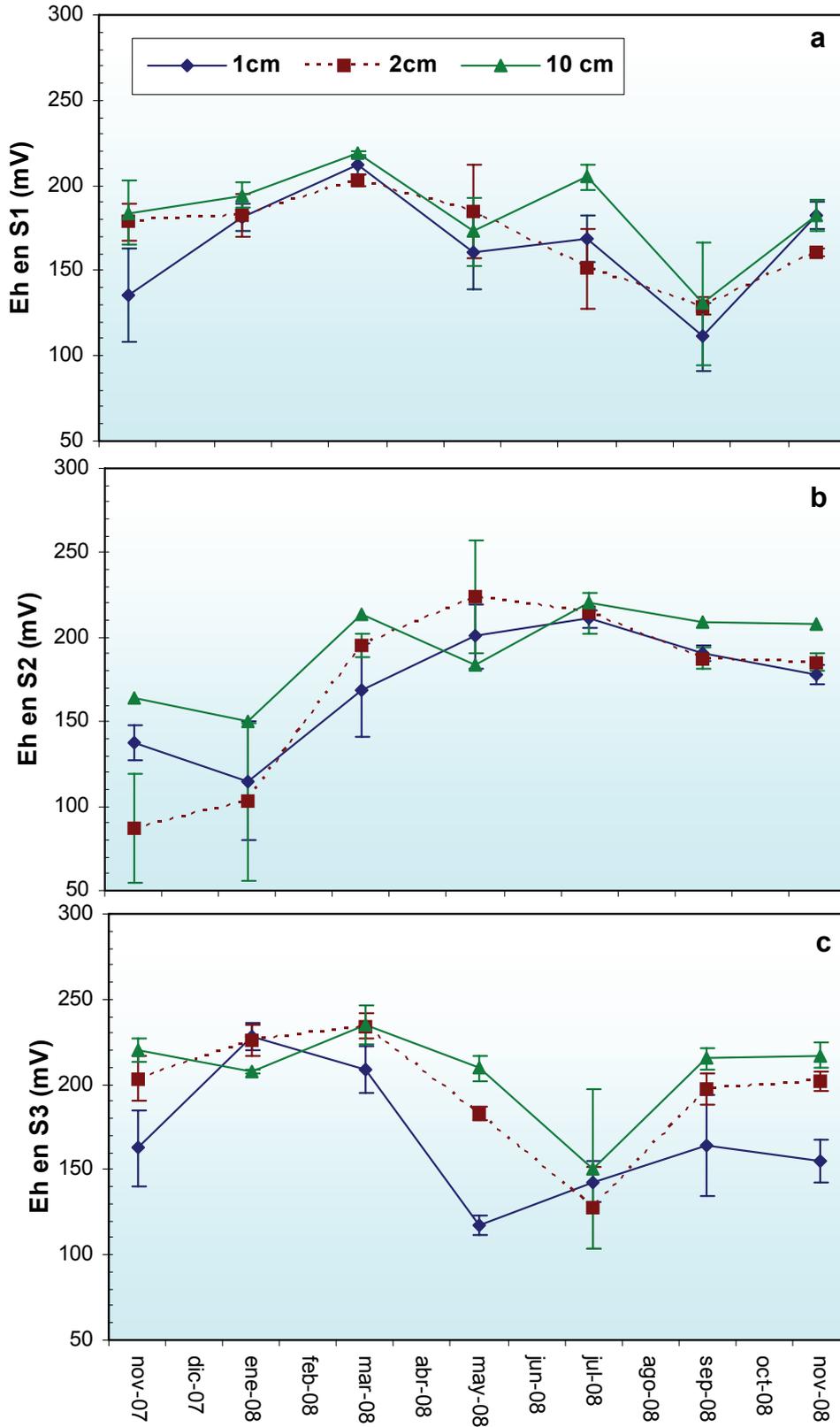
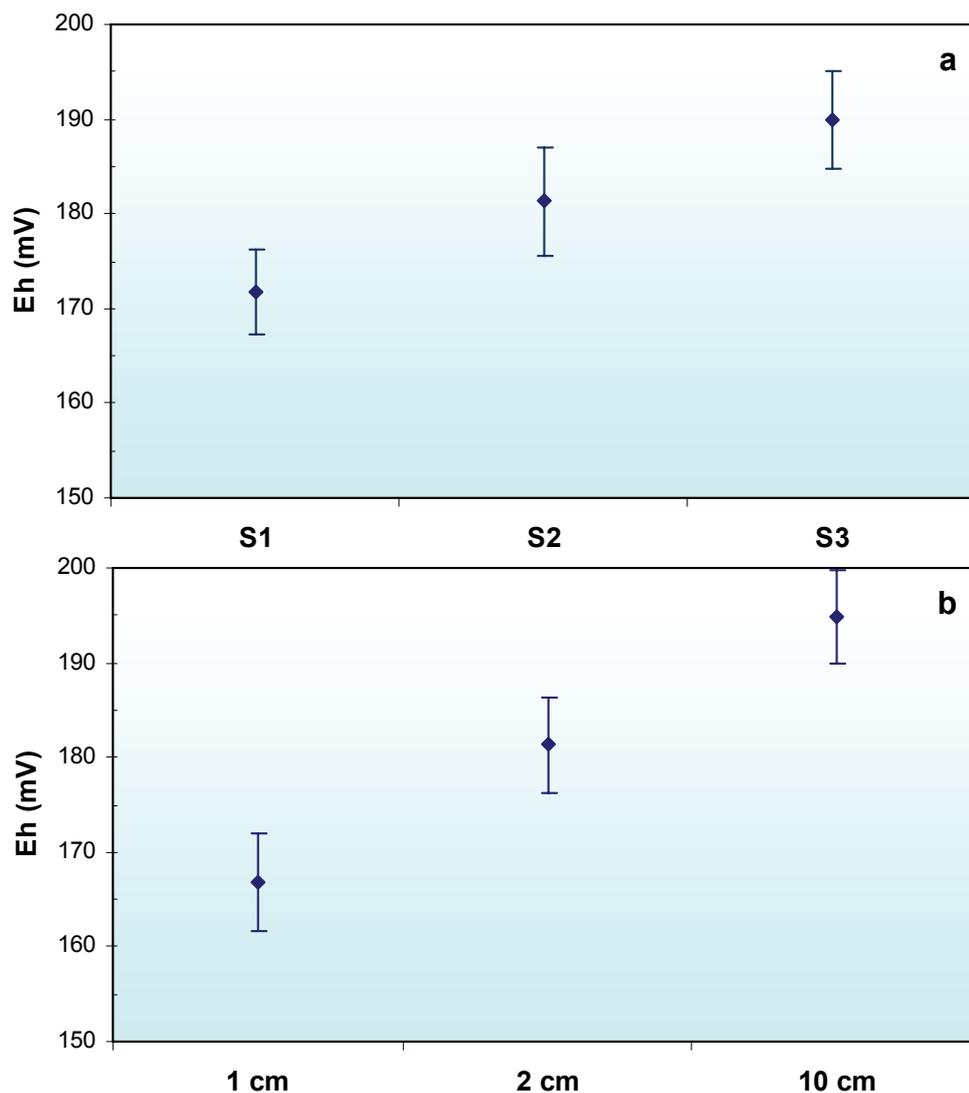


Fig. 5.4. Potencial redox en el sedimento a las tres profundidades analizadas en los tres sitios considerados (media  $\pm$  ES; n=4)



**Fig. 5.5.** Potencial redox en el sedimento en promedio para todo el año en (a) los tres sitios considerados ( $80 < n < 83$ ) y (b) en las tres profundidades analizadas ( $78 < n < 84$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.2. Sulfatos y Carbonatos

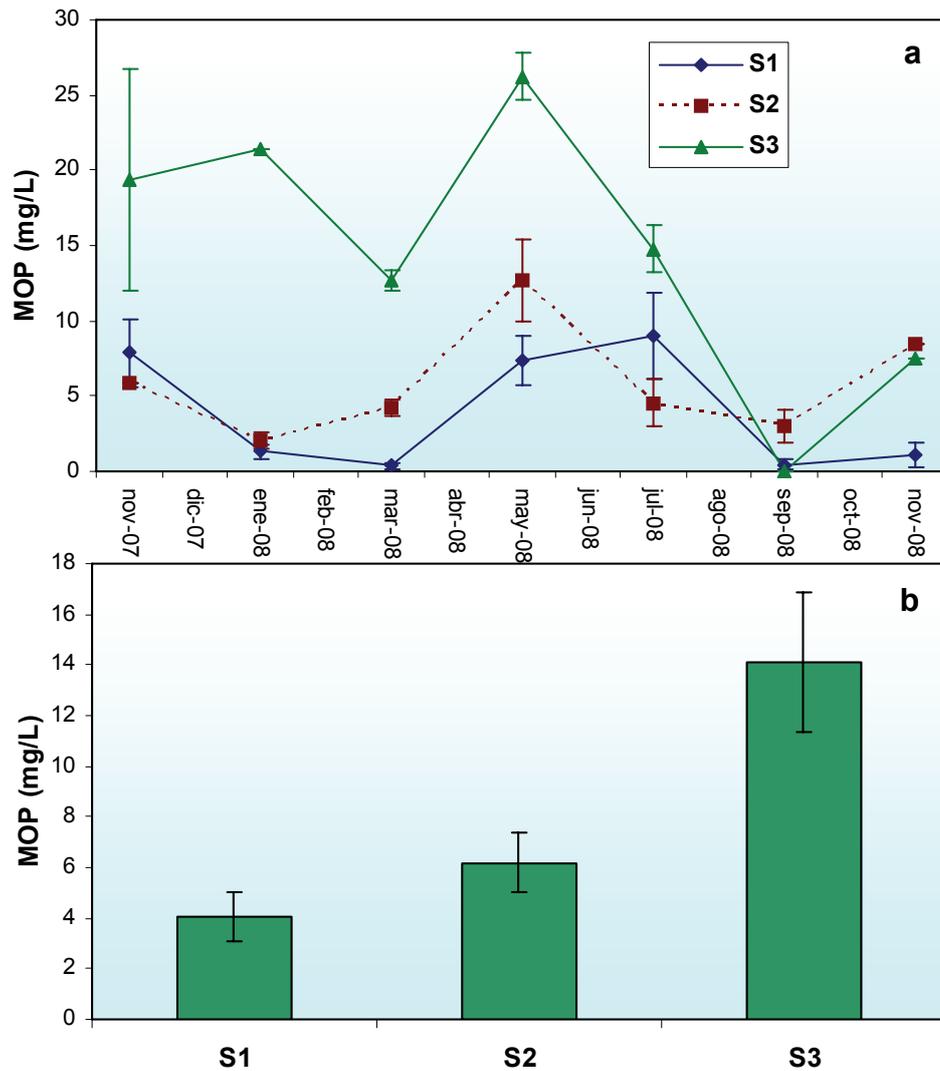
La concentración de sulfato varió a lo largo del período de estudio entre 24,04 y 82,85 mmol/L para toda la marisma (N=32). Por otro lado, no se observó la presencia de carbonato de calcio en ninguna de las muestras analizadas. Entonces, la alcalinidad en los sedimentos de esta marisma está producida exclusivamente por bicarbonatos y los valores correspondientes variaron entre 24,3 y 75 mEq/L (N=30).

## 2.3. Materia Orgánica Particulada

La concentración promedio de MOP en todo el período de estudio en toda la marisma fue de  $7,85 \pm 1,14$  mg/L, con un máximo de  $26,24 \pm 1,62$  mg/L en el S3 en mayo y un mínimo en el mismo sitio en septiembre, con valores no detectables. Los tres sitios

presentaron una dinámica estacional similar, con máximos valores en otoño-invierno y mínimos a principios de primavera (septiembre 2008) y en verano de 2008 (Fig. 5.6 a).

La concentración de MOP, en promedio para todo el año, fue significativamente mayor en S3 que en los otros dos sitios ( $p=0,000083$ ); las diferencias entre S1 y S2 no fueron significativas (Fig. 5.6 b). El sitio vegetado (S3) presentó, en promedio para todo el año, casi 3 veces más MOP que en los otros dos sitios ( $14,10 \pm 2,74$  versus  $4,98 \pm 0,77$  mg/L).

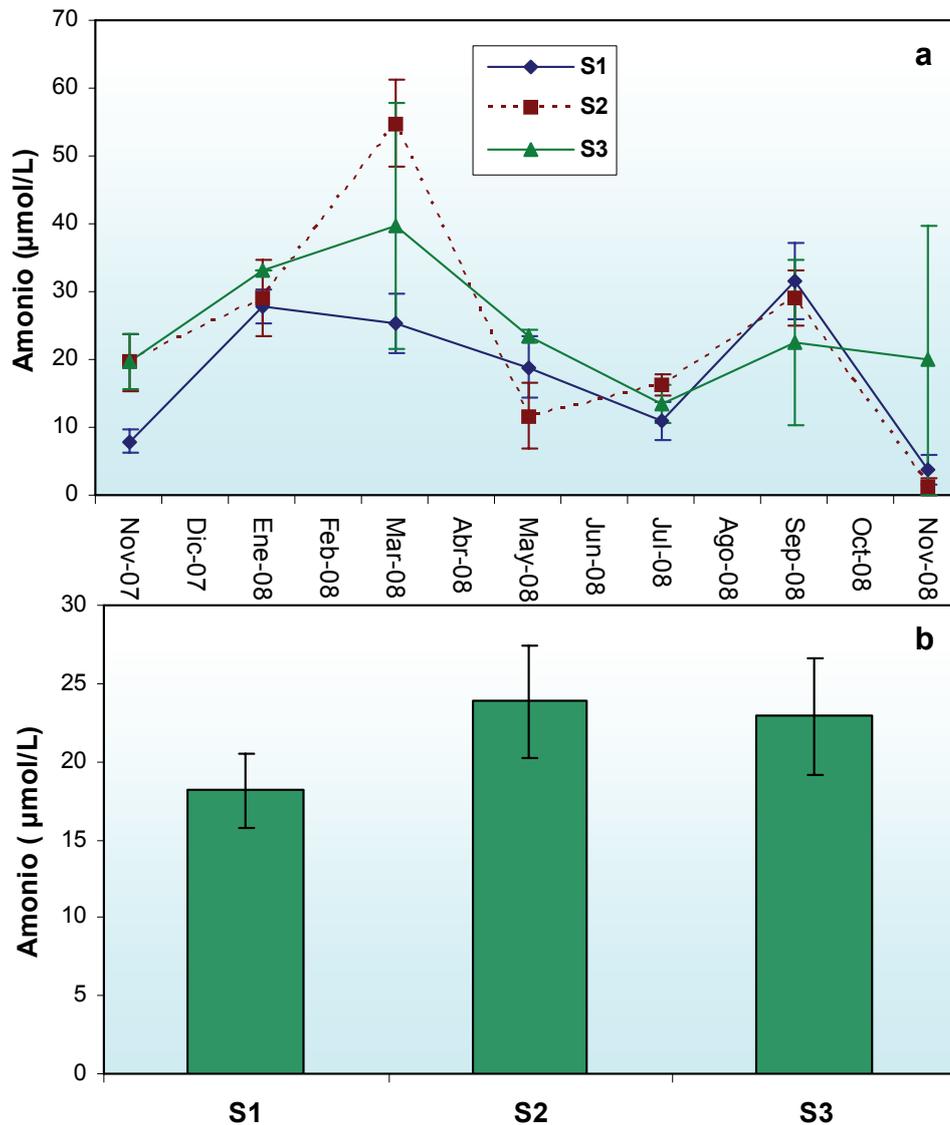


**Fig. 5.6.** Concentración de MOP en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $1 < n < 3$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $12 < n < 20$ ) (media  $\pm$  ES)

#### 2.4. Amonio

La concentración anual de amonio en toda la marisma fue de  $21,30 \pm 1,83$   $\mu\text{mol/L}$ , con un máximo de  $54,82 \pm 6,31$   $\mu\text{mol/L}$  en marzo y un mínimo de  $\sim 1$   $\mu\text{mol/L}$  en noviembre 2008, ambos en el S2. Los tres sitios presentaron una dinámica estacional similar (aunque más pronunciada en S3), con máximos valores en marzo y septiembre, correspondientes a

fin de verano y de invierno, respectivamente (Fig. 5.7 a). La concentración de amonio en promedio para todo el año no varió significativamente entre sitios ( $p=0,35$ ) (Fig. 5.7 b).

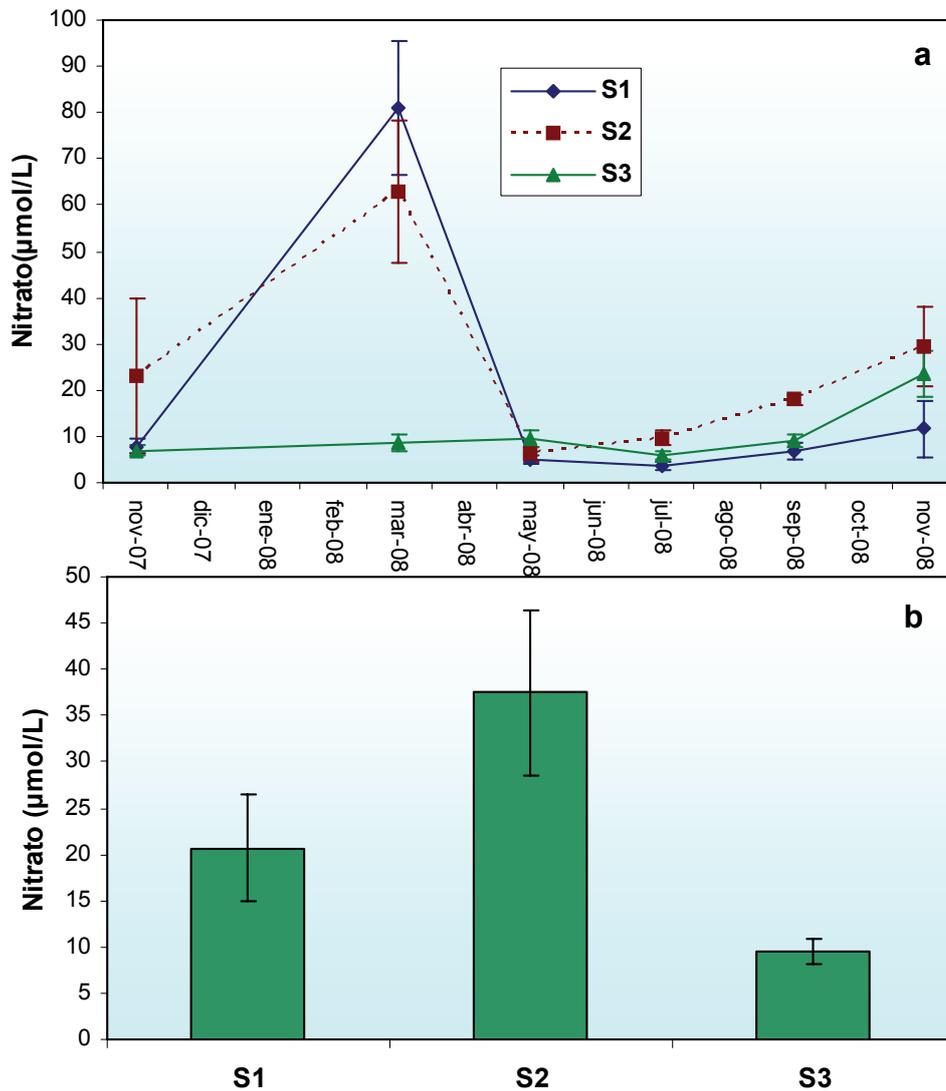


**Fig. 5.7.** Concentración de amonio en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $1 < n < 5$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $15 < n < 28$ ) (media  $\pm$  ES;  $n=4$ )

## 2.5. Nitrato

La concentración de nitrato en todo el período de estudio en toda la marisma fue de  $18,77 \pm 3,06 \mu\text{mol/L}$ , con un máximo de  $81,03 \pm 14,33 \mu\text{mol/L}$  en marzo y un mínimo de  $3,69 \pm 0,81 \mu\text{mol/L}$  en julio, ambos en el mismo sitio (S1). La dinámica estacional de los dos sitios no vegetados fue similar, con un gran incremento en marzo. El S3, por su parte, mostró un patrón bastante constante a lo largo de año, con un máximo en Noviembre 2008 (Fig. 5.8

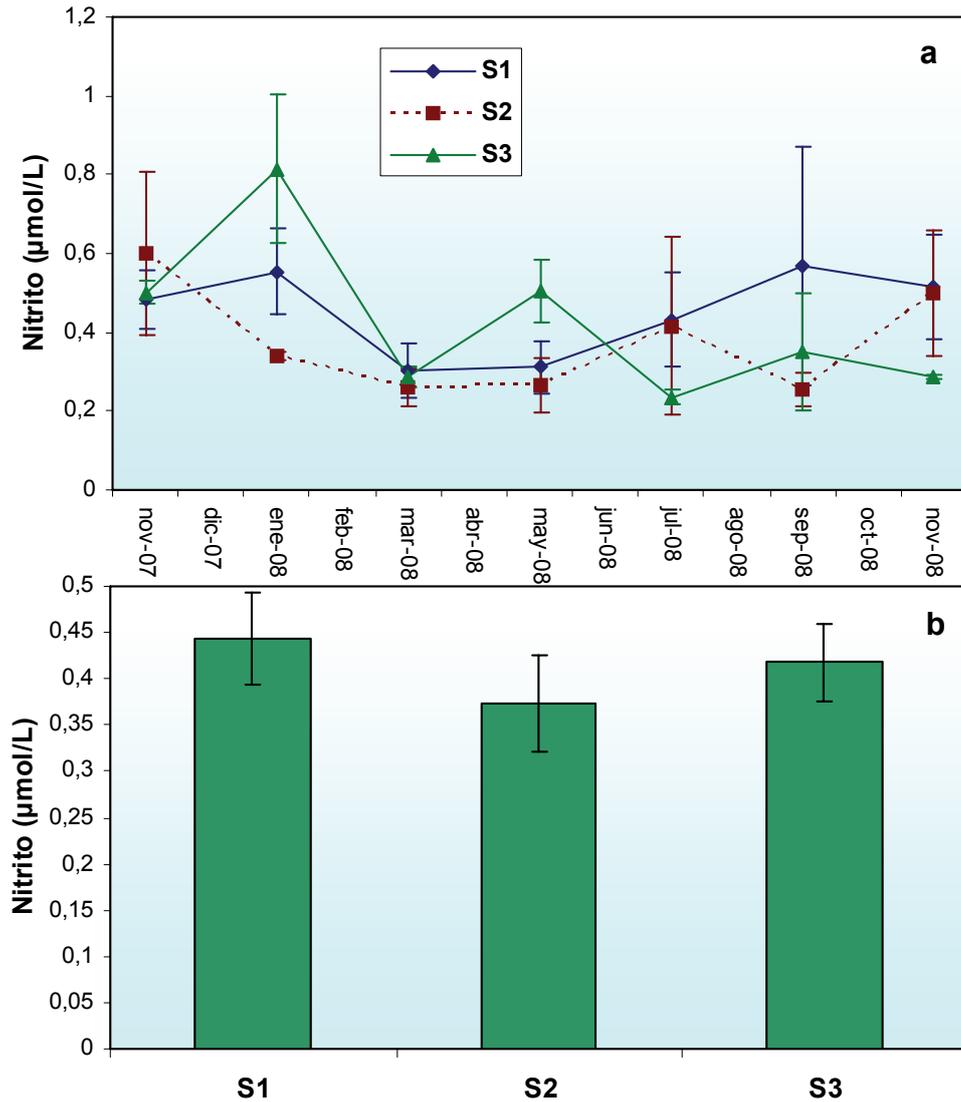
a). La concentración anual de nitrato fue significativamente mayor en S2 que en S3 ( $p=0,012$ ) (Fig. 5.8 b).



**Fig. 5.8.** Concentración de nitrato en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $2 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $19 < n < 32$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.6. Nitrito

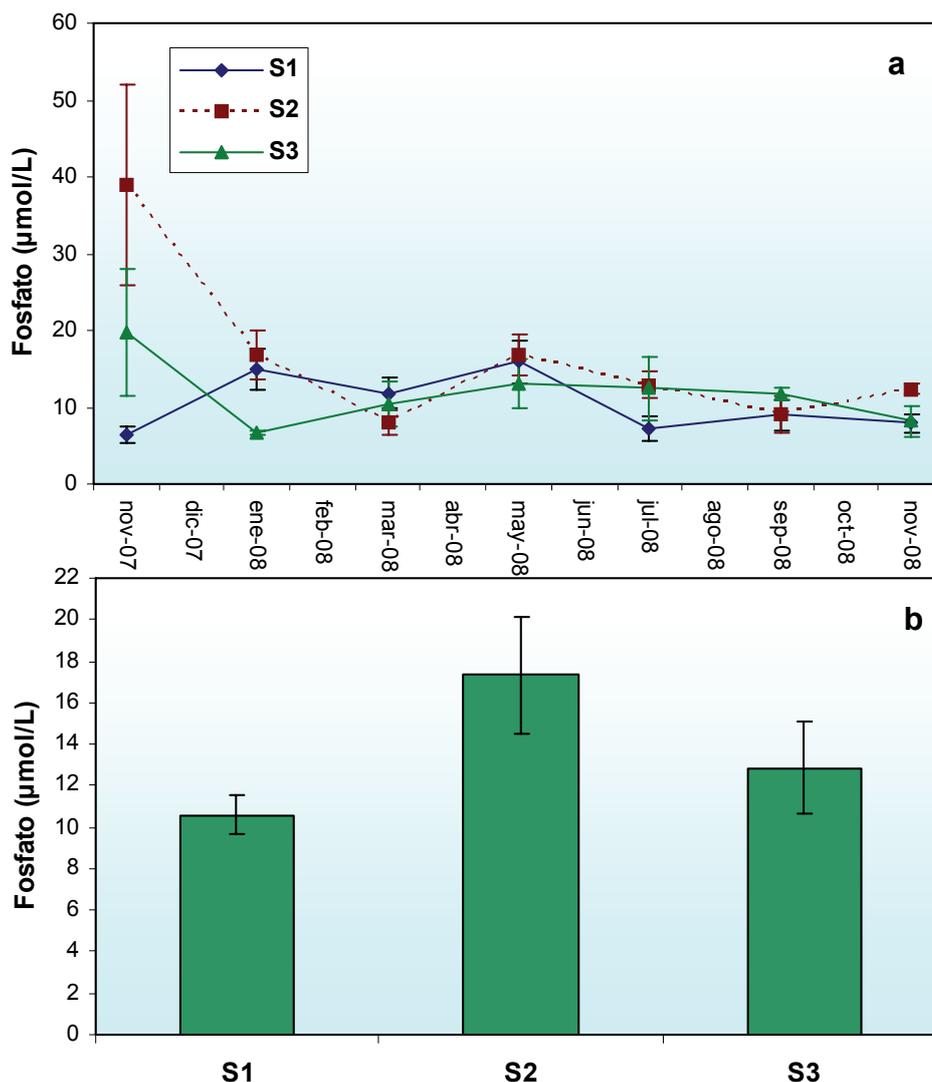
La concentración de nitrito en promedio para todo el año en toda la marisma fue de  $0,41 \pm 0,03 \mu\text{mol/L}$ , con un máximo de  $0,81 \pm 0,19 \mu\text{mol/L}$  en enero y un mínimo de  $0,24 \pm 0,018 \mu\text{mol/L}$  en julio, ambos en el S3. Los tres sitios presentaron una dinámica estacional similar, sin grandes fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio (Fig. 5.9 a). La concentración de nitrito en promedio para todo el año no varió significativamente entre sitios ( $p=0,42$ ) (Fig. 5.9 b).



**Fig. 5.9.** Concentración de nitrito en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $2 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $21 < n < 37$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.7. Fosfato

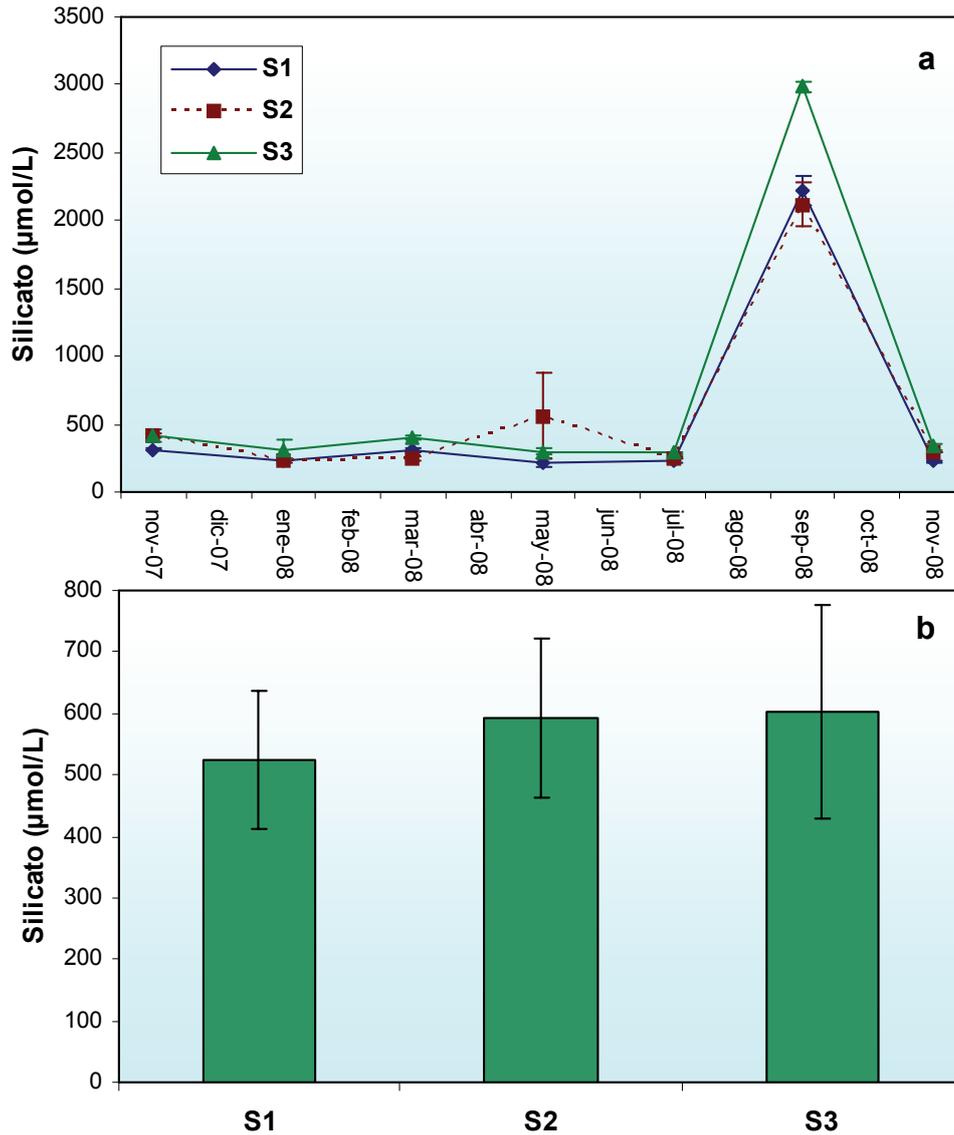
La concentración de fosfato en todo el período de estudio en toda la marisma fue de  $13,43 \pm 1,19$  µmol/L, con un máximo de  $38,9 \pm 13,03$  µmol/L en S2 en noviembre 2007 y un mínimo de  $6,37 \pm 1,00$  µmol/L en el S1 en la misma fecha. La concentración de este nutriente se mantuvo siempre por encima del límite de detección. La dinámica estacional de los tres sitios fue similar, con un patrón bastante constante a lo largo del año, sólo con valores más altos en noviembre 2007 para S2 y S3 (Fig. 5.10 a). La concentración anual de fosfato fue significativamente mayor en S2 que en S1 ( $p=0,041$ ) (Fig. 5.10 b).



**Fig. 5.10.** Concentración de fosfato en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $2 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $21 < n < 37$ ) (media  $\pm$  ES)

## 2.8. Silicato

La concentración anual de silicato en toda la marisma fue de  $566,45 \pm 76,06$  µmol/L, con un máximo de  $2986,18 \pm 36,87$  µmol/L en septiembre del S3 y un mínimo de  $215,96 \pm 35,18$  µmol/L en S1 en mayo. La concentración de este nutriente fue siempre mayor que el límite de detección. Los tres sitios presentaron una dinámica estacional similar con una concentración aproximadamente constante durante gran parte del periodo de estudio y un pico muy elevado en septiembre (Fig. 5.11 a). La concentración de silicato en promedio para todo el año no varió significativamente entre sitios ( $p=0,89$ ) (Fig. 5.11 b).



**Fig. 5.11.** Concentración de silicato en agua intersticial (a) en los tres sitios mostrando la dinámica estacional ( $2 < n < 6$ ) y (b) en promedio para todo el año ( $2 < n < 37$ ) (media  $\pm$  ES)

### 3. DISCUSIÓN

#### 3.1. Características de los sedimentos

El pH se mantuvo relativamente constante, con valores que variaron entre 7 y 8, un rango más estrecho que el encontrado en Villa del Mar (VM). Esto indicaría que el pH en PC está mejor amortiguado que en VM. Estos valores son mayores que los encontrados en los sedimento de marismas en otros ambientes (5-7) (Caçador et al., 2004; Reddy y DeLaune, 2008).

Para todas las profundidades, los valores de pH en el sedimento fueron menores en presencia de *S. perennis* que en los sitios no vegetados, sin importar el estado de inundación de los mismos, lo que indicaría que la presencia de vegetación pero no la inundación influye

sobre este parámetro. Esto coincide con lo observado en VM. El menor pH registrado en el S3 puede deberse, como ya se ha puntualizado en el capítulo 3, a una mayor producción de CO<sub>2</sub> por oxidación aeróbica en la rizósfera o por una mayor liberación de protones al agua intersticial (Kirk, 2004; Reddy y DeLaune, 2008). Un efecto significativo de la profundidad se observó sólo en los sitios no vegetados, donde el pH es menor a 10 cm, en coincidencia con lo generalmente observado (descenso del pH con la profundidad) en suelos de humedales (Reddy y DeLaune, 2008).

Los valores de potencial redox fueron siempre positivos y variaron en un rango relativamente estrecho, a diferencia de lo que se observó en VM, que presentó valores negativos en la mayoría de los casos y un comportamiento más variable. Esto indica que las condiciones de los sedimentos de PC son menos reductoras que las de VM; igualmente, según el rango de Eh medido (50-250 mV), son consideradas moderadamente reductoras (Pezeshki, 2001). Condiciones semejantes (43-125 mV) fueron observadas en otras marismas de *S. perennis* (Caçador et al., 2009) y son consideradas propicias para el crecimiento de la especie (Davy et al., 2006). Por otro lado, los valores registrados indicarían que la oxidación de la materia orgánica se estaría llevando a cabo a través la reducción del nitrato, del manganeso o del hierro y no por reducción del sulfato, según lo previamente indicado en la Tabla 1.1. Esto, a su vez, es consistente con los valores de sulfato hallados, que fueron más altos que los generalmente encontrados en agua de mar (~ 28 mmol/L; Tobias y Neubauer, 2009).

El Eh en el sitio vegetado (S3) fue mayor que en los no vegetados, aunque esta diferencia sólo fue significativa con respecto a S1. Esto podría indicar que un efecto combinado (sinergismo) de la presencia de vegetación y menor inundabilidad es necesario para tener potenciales redox mayores. Mayores valores de Eh a menor grado de inundación estarían relacionados con mayor tiempo de exposición del sedimento al aire atmosférico y con fluctuaciones en el nivel freático, como ya se ha explicado en el capítulo 3. La vegetación estaría influenciando a través de la pérdida radial de oxígeno por las raíces de las plantas, aunque en el caso de especies suculentas como *S. perennis* ha demostrado ser de menor importancia que en pastos, que presentan un importante desarrollo del aerénquima (Pedersen et al., 2006; María-Cervantes et al., 2010). Además, la presencia de vegetación podría ocasionar grietas y poros en el sedimento que favorecerían la oxigenación (María-Cervantes et al., 2010).

El sedimento en PC es principalmente limoso, aunque en general *S. perennis* crece en suelos arenosos, ya que necesita un buen drenaje (Davy et al., 2006). Sin embargo, se ha

registrado la presencia de esta especie en sedimentos finos que han sido depositados sobre una base de arena o grava (Davy et al., 2006). Entonces, esto podría ser lo que está ocurriendo en la zona elegida para este estudio; lamentablemente, la caracterización sedimentológica se realizó con material obtenido hasta 10 cm de profundidad solamente. Por otro lado, para determinar el grado de drenaje se debería haber considerado la frecuencia de inundación, que en nuestro caso, aunque no fue cuantificada, es baja dado que la planta se desarrolla en la zona más alta de la marisma (Fig. 5.1).

### **3.2. Materia orgánica particulada**

Los valores de MOP en agua intersticial fueron altos (~ 8 mg/L), incluso mayores que los registrados para VM. Esto es coherente con los mayores valores de alcalinidad en PC, ya que una mayor concentración de materia orgánica aumenta la disponibilidad de dadores de electrones favoreciendo el desarrollo de condiciones alcalinas (Reddy y DeLaune, 2008). Estudios previos en humedales de PC (del Blanco, 2007; Marcovecchio et al., 2009) mostraron valores menores (~ 2,8 mg/L), aunque cabe aclarar que en ese caso se trabajó sobre la planicie totalmente desnuda. Estas diferencias entre datos previos y los presentados aquí también pueden deberse al uso de distintas metodologías para la obtención del agua intersticial.

La concentración de MOP en el sitio vegetado fue mucho mayor que en los otros dos y esto se debería a la mayor cantidad de detrito generado por *S. perennis*, ya que las macrófitas son la principal fuente de materia orgánica en estos ambientes (Reddy y DeLaune, 2008). Este efecto de la vegetación no fue observado en VM y se atribuyó a una redistribución del material por parte de la marea. Entonces, teniendo en cuenta esto, podría decirse que en PC no existe tal redistribución, lo cual es coherente con su ubicación más interna en el estuario y por ende afectado por una marea de menor energía.

El sitio vegetado fue el más variable en cuanto a la concentración de MOP, ya que en él se registró tanto el máximo como el mínimo de toda la marisma. El pico de MOP en este sitio se observó en otoño-invierno, lo cual podría deberse a menores tasas de descomposición del detrito a bajas temperaturas (Caçador et al., 2004). Los mínimos valores registrados en septiembre 2008, para el sitio vegetado como así también para los otros dos, podría deberse a los fuertes vientos que ocurrieron en la zona en días previos al muestreo (Estación EMAC del IADO en Pto. Rosales, datos cedidos por el Dr. Alejandro Vitale y la Dra. M. Cintia Piccolo) los cuales podrían haber generado un retardo en el reflujó de la marea y por ende un efecto de dilución. Por otro lado, esa disminución de las concentraciones en esa época podría estar

asociada a altas tasas de desnitrificación (uno de los principales procesos de degradación de la materia orgánica según los valores de potencial redox), lo cual está acoplada generalmente a la nitrificación, que sería importante en primavera en el área de estudio (Spetter, 2006).

### 3.3. Nitrógeno inorgánico disuelto

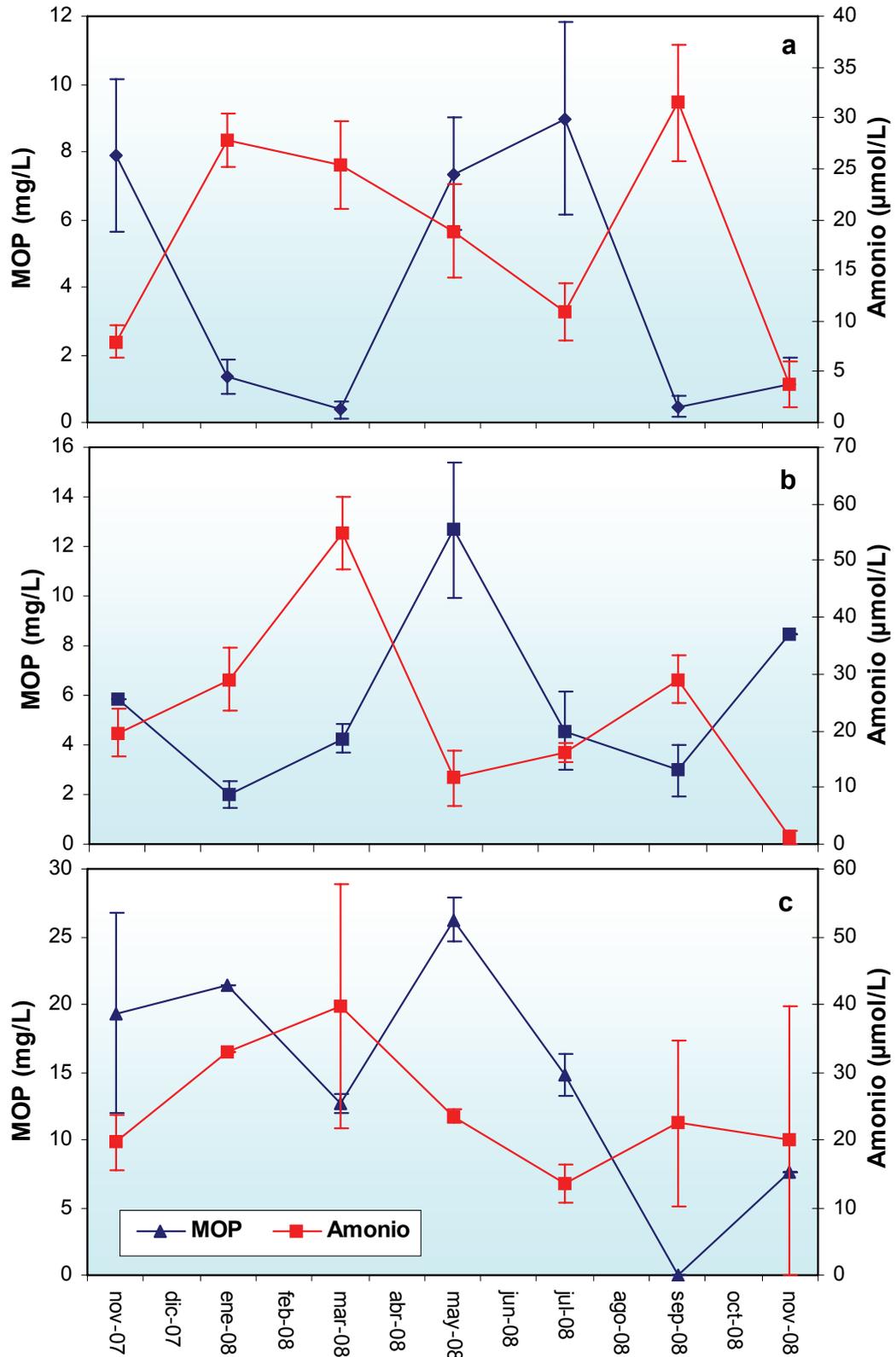
El amonio no fue siempre la especie nitrogenada dominante en el agua intersticial, a diferencia de lo que generalmente se observa en marismas (Howes y Goehringer, 1994; Sousa et al., 2008) y de lo que se encontró en VM. En los sitios no vegetados, a fines de verano (marzo) se observó un pico de nitrato, superando los valores de amonio en esa fecha. Por el contrario, en el sitio vegetado el amonio fue siempre dominante; esto podría deberse a un consumo de nitrato por parte de las plantas para su crecimiento. Considerando la totalidad de la marisma, las concentraciones de amonio y nitrato fueron similares ( $\sim 21$  y  $\sim 19$   $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente).

La concentración de amonio en promedio para toda la marisma estuvo en el mismo orden de magnitud que el encontrado en un estudio previo en PC ( $\sim 28$   $\mu\text{mol/L}$ ; Spetter, 2006), pero fue menos de la mitad de la encontrada en VM ( $\sim 54$   $\mu\text{mol/L}$ ), lo cual podría indicar una menor importancia de las marismas dominadas por *S. perennis* que de las dominadas por *S. alterniflora* como acumuladoras de N en los sedimentos. Esta diferencia entre VM y PC puede estar relacionada con las diferencias en la composición del sedimento, ya que en PC el grano es más pequeño y por lo tanto posee mayor capacidad de retención de iones positivos como el amonio (Fitter y Hay, 2002). Con respecto al nitrato, la concentración promedio en nuestro estudio fue mucho mayor que la previamente registrada en PC ( $\sim 1$   $\mu\text{mol/L}$ ; Spetter, 2006). Las diferencias observadas entre ambos estudios pueden deberse a la zona particular elegida para el muestreo en cada caso (planicie desnuda versus zona vegetada o con vegetación próxima), tal como se indicó para el caso de MOP.

La concentración de amonio fue similar en los tres sitios, lo que puede resultar sorprendente debido a que se esperaría un mayor consumo (y por lo tanto una menor concentración) de este nutriente en áreas vegetadas. Sin embargo, se debe tener en cuenta que en las áreas cubiertas por vegetación existe mayor concentración de materia orgánica, la cual libera amonio y otros nutrientes a través de su mineralización que pueden ser utilizados por las plantas (Cartaxa et al., 1999); de esta manera, en el S3 se produciría el amonio que luego sería absorbido por las plantas. Este proceso puede evidenciarse por el comportamiento inverso de MOP y amonio, observado en los tres sitios (Fig. 5.12 a, b y c) y sostenido por las tasas de descomposición de los tejidos vegetales relativamente altas (capítulo 6). Además, la

vegetación puede utilizar el nitrato como fuente de nitrógeno, como se indicó previamente. Por otro lado, el hecho de que todos los sitios son en mayor o menor medida inundados por la marea podría ser responsable de la uniformidad en la concentración de este nutriente en PC, a diferencia de lo que ocurre en VM.

La concentración anual de nitrato fue mayor en el sitio no vegetado menos influenciado por la marea que en los otros dos, aunque la diferencia sólo fue significativa con respecto al vegetado. El menor grado de influencia de la marea implica que el sedimento está más tiempo expuesto a la atmósfera y por lo tanto se favorecería la oxidación de amonio a nitrato. No obstante, no hay que descartar un posible aporte de las aguas subterráneas, que podría constituir una fuente importante de este nutriente (Gallaway, 2005); sin embargo no existen estudios al respecto en el área. La menor concentración de nitrato en el sitio vegetado puede indicar una absorción de este nutriente destinada a sostener el crecimiento vegetal, como ya se ha manifestado anteriormente.



**Fig. 5.12.** Dinámica comparada de la concentración de MOP y de amonio en (a) S1, (b) S2 y (c) S3 (media  $\pm$  ES;  $1 < n < 5$ )

### **3.4. Fosfatos**

Los fosfatos estuvieron siempre presentes en el agua intersticial y con una concentración promedio similar a la observada en VM y por lo tanto en el rango observado en el mundo (Xu et al., 2001; Jahnke et al., 2005; Lillebø et al., 2007; Koretsky et al., 2008). Investigaciones previas en PC utilizando la misma técnica de obtención de agua intersticial (Spetter, 2006) mostraron valores un orden de magnitud menores y esto podría asociarse a la zona en particular elegida para el muestreo, como ya mencionamos para el caso de MOP y nitrato. Al igual que lo que se observó en VM, los valores de fosfato varían en un rango relativamente estrecho, indicando así la presencia de un eficiente mecanismo de amortiguación (Sundby et al., 1992).

La concentración de fosfato en agua intersticial fue mayor en el sitio más elevado en la marisma; esto podría indicar un proceso de acumulación del P en esa zona debido al menor contacto con el agua de columna. Por otro lado, no existe un efecto de la vegetación sobre este parámetro, aunque podría esperarse una menor concentración en el sitio vegetado debido al consumo de las plantas para su crecimiento; sin embargo, esto puede estar enmascarado a raíz de las altas concentraciones medidas. Por otro lado, Palomo et al. (2004), que encontraron resultados similares a los expuestos aquí en marismas de *S. perennis* en España, explican este comportamiento por la escasa rizósfera encontrada en esta especie y por su baja tasa de crecimiento, lo cual fue observado también en este caso para el tejido subterráneo (capítulo 6).

### **3.5. Silicatos**

Los silicatos estuvieron presentes en el agua intersticial a lo largo de todo el período de estudio y en altas concentraciones, al igual que lo encontrado en VM y en estudios previos en PC (Spetter, 2006), indicando que este nutriente no sería limitante en la producción de las diatomeas bentónicas, abundantes en PC (Parodi y Barría de Cao, 2003). La concentración de silicatos en PC no fue afectada por la inundación ni por la vegetación, al igual que lo observado para VM, mostrando nuevamente la estabilidad de este nutriente con respecto a los factores analizados.

## **4. CONCLUSIONES**

Tanto el pH como el potencial redox fueron relativamente estables. De los factores analizados aquí, el pH sólo fue afectado por la presencia de vegetación, similar a lo

observado en la marisma dominada por *S. alterniflora*. El potencial redox fue siempre positivo, lo cual indicaría la degradación de la materia orgánica se daría a través de la reducción del nitrato, del manganeso o el hierro y no del sulfato como se sugirió para la marisma dominada por *S. alterniflora*. Las variaciones en el potencial redox dependen tanto de la inundación como de la influencia de la vegetación.

La presencia de *S. perennis* es el único factor, de los analizados aquí, que gobierna la distribución de materia orgánica en esta marisma. La mayor concentración de materia orgánica en las zonas vegetadas de la marisma estaría ocasionando una mayor liberación de amonio vía descomposición que podría así ser utilizado por las plantas para su crecimiento. La concentración de amonio no es afectado por presencia de vegetación, como así tampoco por la influencia de la marea. El amonio no es la especie nitrogenada dominante durante todo el año, lo cual es coherente con los valores de Eh positivos. El nitrato, por su parte, es sólo influenciado por la presencia de vegetación, donde los valores son menores debido probablemente a la absorción por parte de la vegetación. La concentración de fosfatos sólo es influenciada por la inundación por la marea y no por la presencia de vegetación. Los silicatos en esta marisma, al igual que en la dominada por *S. alterniflora*, se encontraron en altas concentraciones, las cuales no varían con respecto a ninguno de los factores analizados.

En base a todo lo indicado, se puede afirmar que, aunque existe cierta variación estacional en algunos de los parámetros analizados, las diferencias entre distintas áreas de la marisma estudiada fueron más importantes. La mayor parte de la variación observada es atribuida a la presencia de *S. perennis* aunque para ciertos parámetros la posición en el rango mareal también influyó. Si se compara esta marisma con la dominada por *S. alterniflora*, se observa una mayor influencia de la vegetación en la dinámica de nutrientes y materia orgánica en la dominada por *S. perennis*.

**CAPÍTULO 6: Biomasa y  
descomposición aérea y  
subterránea de *Sarcocornia  
perennis***

## 1. INTRODUCCIÓN

Como se ha mencionado en el capítulo 4, las marismas de *Spartina alterniflora* han sido extensamente estudiadas en el mundo, como así también otras especies de *Spartina* (p.e., Bortolus, 2006; Menéndez y Sanmartí, 2007; Sousa et al., 2008; González Trilla et al., 2010) y otras gramíneas de marismas como *Phragmites australis* (Windham, 2001; Konisky y Burdick, 2004; Rothman y Bouchard, 2007). Sin embargo, especies de la familia Chenopodiaceae, también muy importantes en estos ambientes, han recibido en general menos atención. Estas especies suelen encontrarse en marismas europeas, donde se han realizado varios trabajos sobre su producción e importancia en estos ambientes (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Neves et al., 2007).

En nuestro país, *Sarcocornia perennis* está ampliamente extendida en marismas patagónicas (Isacch et al., 2006; Bortolus et al., 2009), las cuales son típicamente macromareales. Mediciones de producción de biomasa se están desarrollando actualmente en la provincia de Chubut (Boraso et al., 2009). Por otro lado, *S. magellanica* está siendo evaluada en Tierra del Fuego como potencial fuente de alimentos para el ganado (Bianciotto et al., 2009). Sin embargo, hasta el momento no se han hecho estudios de biomasa y descomposición de *S. perennis* en el estuario de Bahía Blanca, ambiente mesomareal y por ende con condiciones hidrológicas distintas a aquellos sistemas previamente mencionados. Además, en el estuario de Bahía Blanca *S. perennis* ocupa una extensión considerable (capítulo 1) y, por ende, con un rol potencialmente importante en el sistema.

Por otro lado, como ya se ha descrito oportunamente, *S. perennis* crece en condiciones distintas a las de *S. alterniflora* y también modifica de manera diferente la dinámica de nutrientes y materia orgánica en los sedimentos (capítulo 5). Sin embargo, conocer aspectos tales como la producción de biomasa, la concentración de elementos en los tejidos y la descomposición de los mismos de una especie vegetal son primordiales para tener una visión completa del rol de la misma en el sistema donde se desarrolla. Por consiguiente, en el presente capítulo se evalúa la producción de biomasa y la descomposición de los tejidos, tanto aéreos como subterráneos, de *S. perennis* en una marisma del estuario de Bahía Blanca. También se analiza la concentración de C, N y P en los tejidos y los *pooles* de éstos en las distintas épocas del año con el fin de determinar la importancia de esta marisma en el ciclo de estos elementos en el estuario.

Para llevar a cabo el objetivo planteado, se realizaron muestreos en la marisma de Puerto Cuatros desde noviembre de 2007 a noviembre 2008 en la zona vegetada

(correspondiente al sitio 3 descrito en el capítulo 5) con una frecuencia bimestral. En cada fecha se recolectaron muestras de biomasa aérea y subterránea ( $n=6$ ) y se calculó la productividad aérea y subterránea, las tasas de recambio, el cociente biomasa subterránea/biomasa aérea, los *pools* de C, N y P y la tasa de descomposición de ambos tipos de tejidos, tal como se realizara en el capítulo 4; para el ensayo de descomposición, al principio del período de estudio se colocaron 21 bolsas con tejido aéreo y 12 con tejido subterráneo.

Las diferencias entre biomasa aérea y subterránea en cada fecha fueron analizadas mediante pruebas t, mientras que la dinámica de cada fracción a lo largo del período de estudio fue analizada con ANOVA de un factor y el test de Tukey. Para analizar las diferencias entre tejidos en cuanto al porcentaje de C, N y P en ellos, los cocientes entre los mismos y los *pools* de cada elemento se utilizaron pruebas t usando los datos de todo el período de estudio.

## 2. RESULTADOS

### 2.2. Biomasa aérea y subterránea

La biomasa aérea verde\* estuvo presente a lo largo de todo el año y fue significativamente mayor que la biomasa seca en noviembre de 2007 y enero, marzo y noviembre de 2008 ( $p=0,0007$ ;  $p= 0,007$ ,  $p= 0,014$ ,  $p= 0,0004$ , respectivamente) (Fig. 6.1 a). En promedio para todo el período de estudio, la biomasa seca representó el 30 % de la biomasa aérea total. Aunque no se encontraron diferencias significativas entre fechas de muestreo para la biomasa verde ( $p= 0,078$ ), se observó una tendencia a máximos valores en enero y mínimos en noviembre 2007 y septiembre 2008, correspondientes ambos a primavera (Fig. 6.1 a). En la biomasa seca, por su parte, sí se encontraron diferencias significativas entre fechas ( $p=0,000157$ ), con una acumulación máxima en julio, la cual resultó significativamente diferente que los valores obtenidos en noviembre 2007 y marzo y enero 2008; también la biomasa seca de septiembre 2008 fue significativamente mayor que la obtenida en noviembre 2007 (Tukey:  $p<0,05$ ; Fig. 6.1 a).

Aunque durante la mayor parte del período estudiado se registró mayor biomasa aérea que subterránea, la diferencia sólo fue significativa en enero ( $p=0,0202$ ), cuando una de las variables aumentó mientras la otra disminuyó (Fig. 6.1 b). En promedio para todo el año, la

---

\* Se refiere a tejido vivo, tanto herbáceo como leñoso

biomasa aérea fue aproximadamente 50 % mayor que la subterránea. La dinámica a lo largo del año de la biomasa aérea mostró dos picos, uno en enero y el otro en julio, y ambos resultaron significativamente diferentes que el menor valor, observado en noviembre 2007 (Tukey:  $p < 0,05$ ). Aunque no se detectaron diferencias significativas entre fechas en biomasa subterránea ( $p = 0,073$ ), se registró un máximo en julio y otro en noviembre 2007 y un mínimo valor en marzo (Fig. 6.1 b).

La productividad aérea neta fue de 852 g peso seco/m<sup>2</sup>.año y la tasa de recambio fue de 1,02/año. La productividad subterránea fue de 391 g peso seco/m<sup>2</sup>.año y la tasa de recambio fue de 0,67/año. La productividad total (aérea + subterránea) fue de 1243 g peso seco/m<sup>2</sup>.año. En promedio, el 40 % de la biomasa total fue representada por el material subterráneo y el cociente biomasa subterránea/biomasa aérea fue siempre menor que 1, excepto en noviembre 2007, donde alcanzó 1,5.

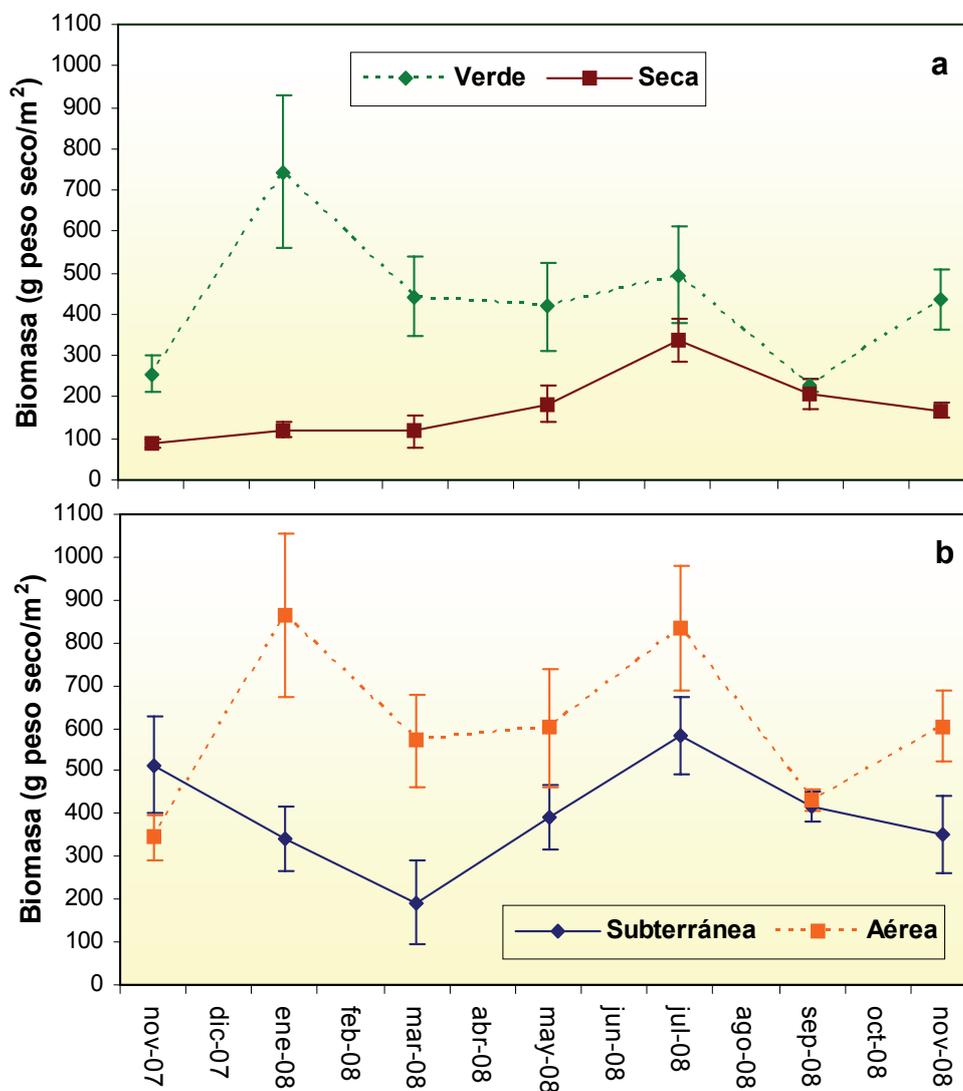


Fig. 6.1. Biomasa de *S. perennis* (a) aérea verde y seca y (b) aérea total y subterránea (n=6; media ± ES)

### 2.3. Contenido de nutrientes en los tejidos

La concentración (%) de C, N y P en los tejidos aéreos y subterráneos de *S. perennis* fue estadísticamente similar ( $p=0,51$ ;  $p=0,54$  y  $p=0,16$ , respectivamente), aunque el contenido de P fue apreciablemente mayor en los tejidos subterráneos (Tabla 6.1). En cuanto a los cocientes entre elementos, no se observaron diferencias significativas entre ambos tejidos para C/N y C/P ( $p= 0,61$  y  $p=0,12$ , respectivamente), mientras que la relación N/P fue mayor en los tejidos aéreos que subterráneos ( $p= 0,032$ ) (Tabla 6.2). Los *pooles* de C y N fueron mayores para los tejidos aéreos que para los subterráneos ( $p=0,033$  y  $p=0,032$ , respectivamente), mientras que no se detectaron diferencias significativas para los del P ( $p=0,87$ ) (Tabla 6.3).

**Tabla 6.1.** Contenido de C, N y P (%) en los tejidos de *S. perennis* (n=7; media  $\pm$  ES). El mayor valor de cada columna está en negrita.

	<b>C</b>	<b>N</b>	<b>P</b>
<b>Tejidos aéreos</b>	<b>42,87 <math>\pm</math> 0,7070</b>	<b>1,076 <math>\pm</math> 0,06354</b>	0,06491 $\pm$ 0,01107
<b>Tejidos subterráneos</b>	42,11 $\pm$ 0,859	1,016 $\pm$ 0,0708	<b>0,0903 <math>\pm</math> 0,013</b>

**Tabla 6.2.** Cocientes entre elementos en tejidos de *S. perennis* (n=7; media  $\pm$  ES). El mayor valor de cada columna está en negrita y con un asterisco si la diferencia fue significativa.

	<b>C/N</b>	<b>C/P</b>	<b>N/P</b>
<b>Tejidos aéreos</b>	40,67 $\pm$ 2,394	<b>824,0 <math>\pm</math> 181,4</b>	<b>19,96* <math>\pm</math> 4,185</b>
<b>Tejidos subterráneos</b>	<b>42,99 <math>\pm</math> 3,852</b>	519,2 $\pm$ 65,17	12,00 $\pm$ 1,029

**Tabla 6.3.** *Pooles* de C, N y P (g/m<sup>2</sup>) de *S. perennis* (n=7; media  $\pm$  ES). El mayor valor de cada columna (aéreo vs. subterráneo) está en negrita y con un asterisco si la diferencia fue significativa.

	<b>C</b>	<b>N</b>	<b>P</b>
<b>Tejidos aéreos</b>	<b>259,2* <math>\pm</math> 29,43</b>	<b>6,623* <math>\pm</math> 1,055</b>	<b>0,4201 <math>\pm</math> 0,1058</b>
<b>Tejidos subterráneos</b>	169,6 $\pm$ 22,66	4,003 $\pm$ 0,5360	0,3520 $\pm$ 0,06247
<b>Total</b>	428,9 $\pm$ 39,85	10,62 $\pm$ 1,326	0,7722 $\pm$ 0,1176

Los *pooles* de C, N y P variaron mucho a lo largo del período de estudio. Los de C y N mostraron una dinámica similar, con máximos valores en enero y julio en los tejidos aéreos y en julio en los subterráneos (Fig. 6.2 a y b). Con respecto al P, los *pooles* aéreos exhibieron un patrón similar al observado para C y N, con un incremento importante en enero y uno menor en julio, mientras que el máximo valor subterráneo fue registrado en septiembre (Fig. 6.2 c). Se observó una tendencia a una disminución de los *pooles*, tanto aéreos como subterráneos, a fines de verano/principios de otoño para todos los elementos considerados. En

general, los *pooles* subterráneos de los tres elementos fueron menos variables que los aéreos (Fig. 6.2 a, b y c).

Si se considera la superficie ocupada por *S. perennis* en el estuario de Bahía Blanca (entre 174 y 204 km<sup>2</sup>, según diferentes estimaciones; capítulo 1) y se asume que en todas las marismas del estuario la productividad y la concentraciones de C, N y P en los tejidos son como las estimadas aquí, se puede calcular la cantidad de estos elementos producidos anualmente y por lo tanto disponibles para el sistema. Entonces, la cantidad de C producido varía entre  $92720 \pm 1529$  y  $108706 \pm 1793$  Ton, la de N entre  $2327 \pm 137$  y  $2728 \pm 161$  Ton y la de P entre  $140 \pm 23,9$  y  $165 \pm 28,1$  Ton.

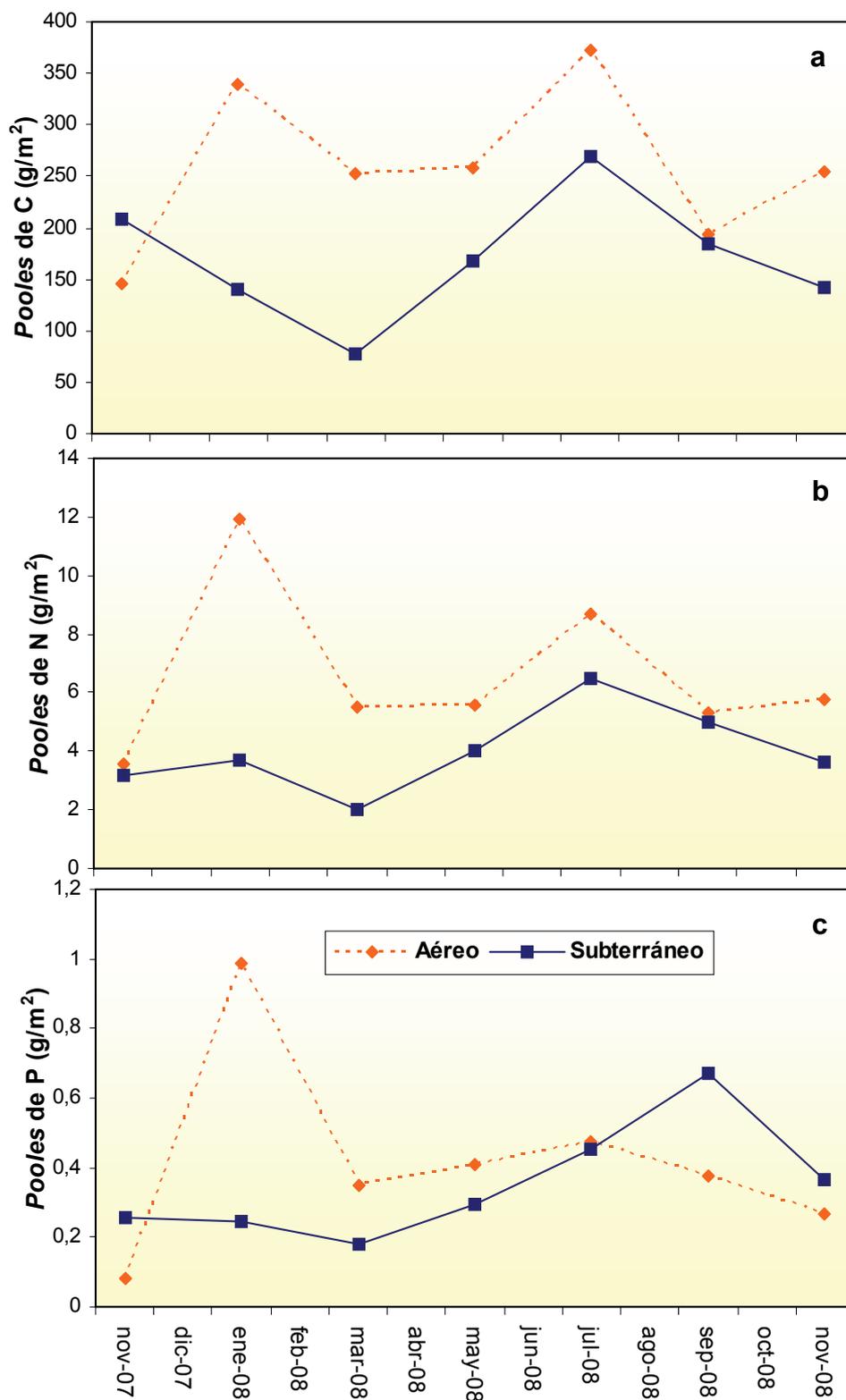
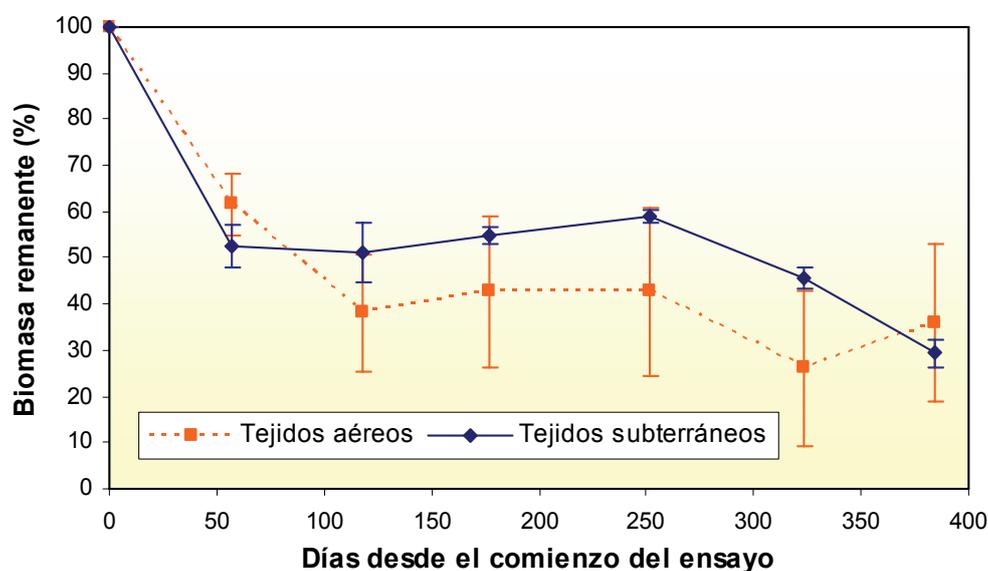


Fig. 6.2. Pooles aéreas y subterráneas de (a) carbono, (b) nitrógeno y (c) fósforo

### 2.3. Descomposición

La tasa anual de descomposición de tejidos aéreos y subterráneos fue similar ( $63,93 \pm 17,02$  y  $70,63 \pm 4,40$  % de biomasa perdida luego de un año, respectivamente). Los cambios de biomasa a lo largo del período de estudio fueron fluctuantes para ambos casos, pero en mayor medida para los tejidos aéreos, lo cual se evidencia con los mayores errores estándar (Fig. 6.3). En ambos casos se observó una mayor pérdida de peso en los primeros dos meses, donde desapareció más del 40 % de la biomasa inicial; luego de ese tiempo, para la biomasa subterránea los valores fueron relativamente estables mientras que para la aérea el descenso continuó hasta pasados los 100 días (Fig. 6.3).

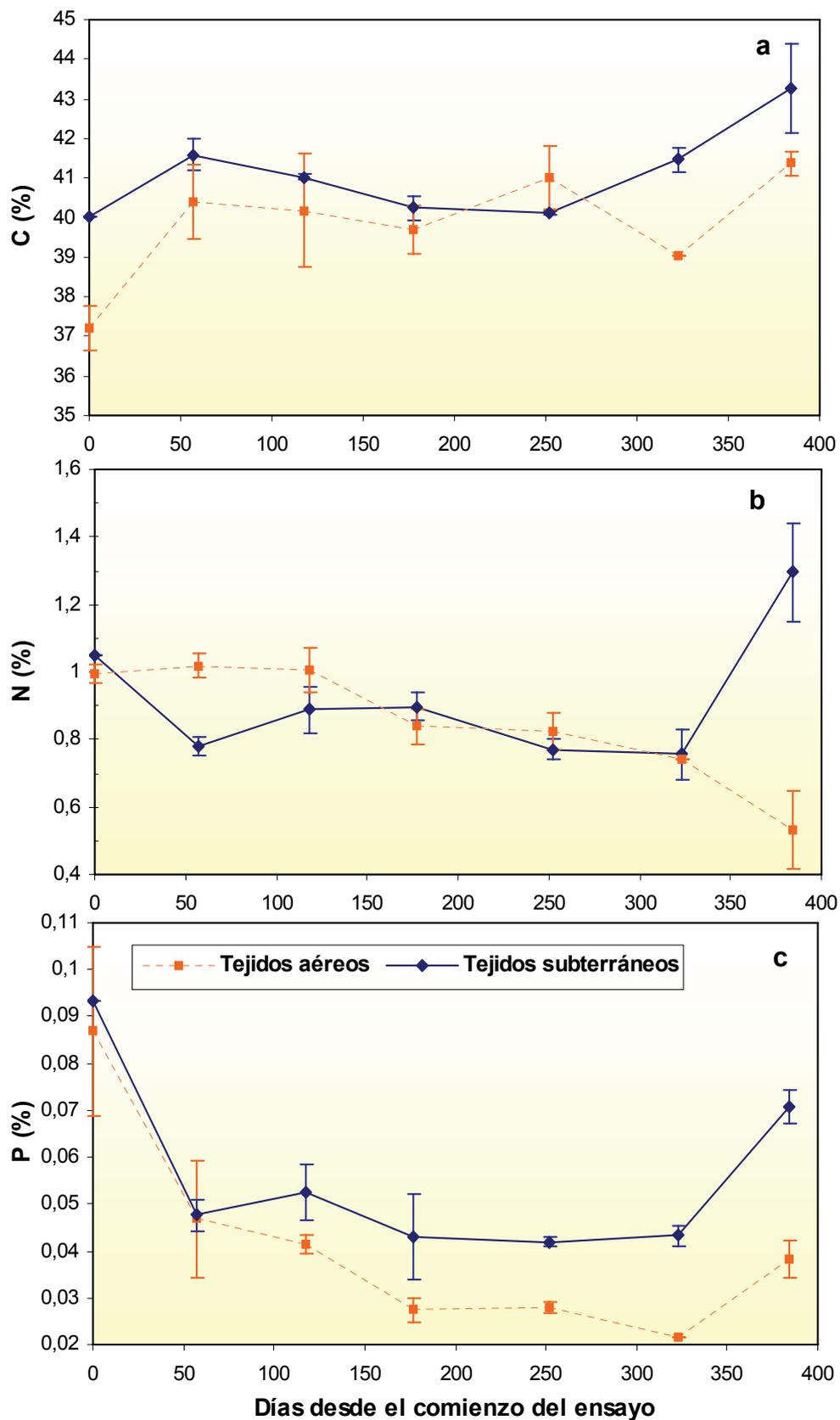


**Fig. 6.3.** Biomasa remanente en las bolsas de descomposición para tejidos aéreos y subterráneos ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)

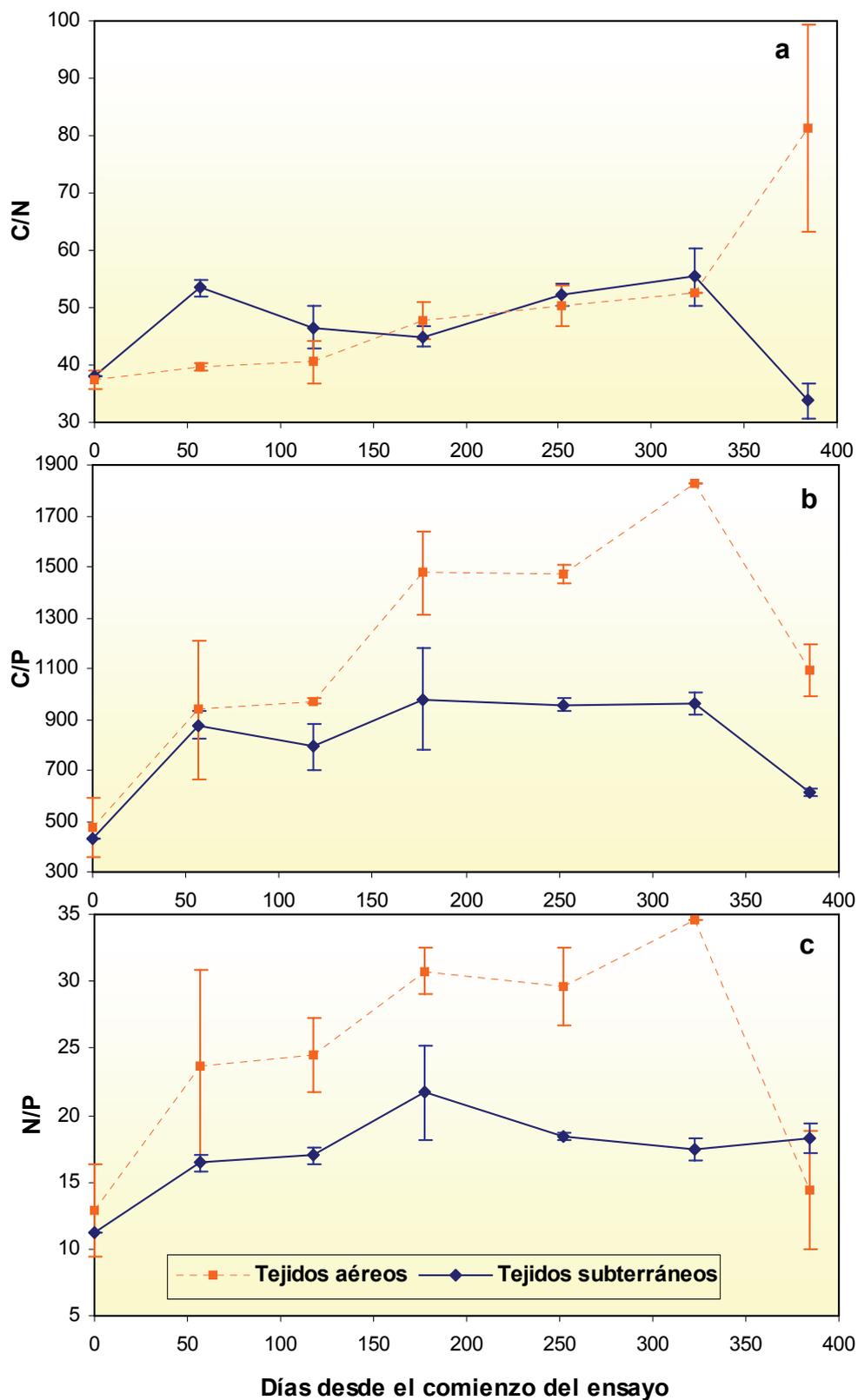
El contenido de C, N y P (%) en los tejidos aéreos y subterráneos de *S. perennis* fluctuó a lo largo del ensayo de descomposición, alcanzando luego de un año valores mayores que los iniciales en algunos casos y menores en otros. El contenido final de C, tanto de tejidos aéreos como subterráneos, fue 111 y 108 % mayor al contenido inicial, respectivamente. En el caso del P, el contenido en los tejidos disminuyó al cabo de un año (44 y 76 % del contenido inicial para tejidos aéreos y subterráneos, respectivamente) (Fig. 6.5 a y c). El valor final del contenido de N fue 125 % mayor que el inicial para tejidos subterráneos, mientras que para los aéreos ocurrió lo contrario, con un descenso de aproximadamente la mitad al final del período de estudio (Fig. 6.5 b). Durante los primeros dos meses del ensayo, cuando ocurrió la mayor pérdida de peso, el contenido de C en ambos tejidos aumentó, mientras que el P disminuyó drásticamente; en el caso del N nuevamente se

observó un comportamiento disímil para ambos tipos de tejidos: la concentración disminuyó en el tejido radical y se mantuvo aproximadamente constante en las partes aéreas (Fig. 6.5 a, b y c).

Los cocientes C/N, C/P y N/P fueron similares en tejidos aéreos y subterráneos al inicio del período de estudio, siendo de  $\sim 38$ ,  $\sim 450$  y  $\sim 12$ , respectivamente. Durante los primeros 57 días todos los cocientes aumentaron; luego fluctuaron hasta alcanzar valores mayores que los iniciales en todos los casos, menos en C/N para tejidos aéreos (Fig. 6.6 a, b y c).



**Fig. 6.5.** Variaciones en las concentraciones de (a) carbono, (b) nitrógeno y (c) fósforo en tejidos aéreos y subterráneos de *S. perennis* durante el ensayo de descomposición ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)



**Fig. 6.6.** Variaciones en los cocientes (a) C/N, (b) C/P y (c) N/P en tejidos aéreos y subterráneos de *S. perennis* durante el ensayo de descomposición ( $2 < n < 4$ ; media  $\pm$  ES)

### 3. DISCUSIÓN

Los valores de biomasa aérea encontrados en este trabajo están incluidos en el amplio rango observado para esta especie y para la íntimamente emparentada *S. fruticosa*, ya que los valores máximos hallados en otras partes del mundo oscilan entre 592 y 4776 g peso seco/m<sup>2</sup> (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Caçador et al., 2009; Palomo y Niell, 2009). La parte verde (viva) representa la mayor parte de la biomasa aérea, sobre todo en los meses estivales, época de mayor crecimiento debido a altas temperaturas y radiaciones y mínima en primavera, luego del bajo crecimiento propio de invierno (Fitter y Hay, 2002). La biomasa seca fue máxima en invierno y mínima en primavera y verano y resultó más variable que la verde durante el año, posiblemente debido a pérdidas a través de la marea y del viento. La biomasa aérea fue mayor en verano e invierno, tal vez respondiendo a los picos de biomasa verde y seca, respectivamente.

Los valores de biomasa subterránea de *S. perennis* registrados en este trabajo resultaron menores que los hallados en otros sistemas donde los valores máximos oscilaron entre 1400 y 4860 g peso seco/m<sup>2</sup> (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Caçador et al., 2009; Palomo y Niell, 2009). Por otro lado, los valores de biomasa subterránea fueron menores que los de aérea, en coincidencia con lo observado por otros autores (Curcó et al., 2002; Palomo y Niell, 2009). Esto podría indicar condiciones benignas del sedimento para el crecimiento vegetal, ya que una mayor inversión en tejidos subterráneos está asociada a condiciones desfavorables, tal como se indicara en el capítulo 4 (Schubauer y Hopkinson, 1984; Scarton et al., 2002). Esto es consistente con los valores obtenidos de potencial redox oxidantes informados para este sistema (capítulo 5). La biomasa subterránea fue más estable que la aérea a lo largo del año, ya que las diferencias entre fechas no fueron significativas, aunque se observan ciertas variaciones que coinciden con las registradas en la biomasa aérea (Fig. 6.1 b). Por lo tanto, no se evidencia una translocación de recursos entre ambos compartimentos.

La productividad aérea de *S. perennis* estimada en este estudio está en el rango observado para la especie y para *S. fruticosa* (581-2973 g peso seco/m<sup>2</sup>. año), mientras que la subterránea fue menor que la registrada en otras marismas (950-1260 g peso seco/m<sup>2</sup>. año) (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Boraso et al., 2009; Palomo y Niell, 2009). Esto indicaría que la producción aérea es más importante que la subterránea en la marisma de Puertos Cuatrerros, lo cual estaría relacionada como ya mencionamos con la menor inversión en tejido subterráneo debido a las condiciones oxidantes del sedimento. La productividad

total (aérea + subterránea) de *S. perennis* en el presente estudio (1243 g peso seco/ m<sup>2</sup>.año) es menor que la observada para la especie o *S. fruticosa* en otras marismas (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002; Palomo y Niell, 2009) y esto podría asociarse al bajo aporte de agua dulce en el área, sobre todo debido a la escasa precipitación durante parte del período de estudio (Guinder et al., 2009), lo cual incrementa la salinidad y por lo tanto reduce la producción (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002). Por otro lado, si comparamos los valores de productividad hallados para *S. perennis* con los registrados para *S. alterniflora* (capítulo 4) vemos que la producción aérea de la primera es mayor. La productividad subterránea, en cambio, fue mayor en la marisma de *S. alterniflora* y esto está asociado a la gran biomasa de rizomas de esta especie (Curcó et al., 2002). Si se considera la productividad total, vemos que es mayor en la marismas dominada por *S. perennis*, lo cual es coherente con los mayores valores de MOP registrados en Puerto Cuatrerros en comparación con Villa del Mar (capítulo 5).

Los valores de concentración (%) de N y P en los tejidos de *S. perennis* son similares tanto a los registrados en Europa para la misma especie (Palomo y Niell, 2009) como a los de la especie emparentada *Salicornia virginica* (Boyer et al., 2001). Las concentraciones de estos elementos no difirieron significativamente entre tejidos, aunque se observa un mayor contenido de P en raíces (Tabla 6.1). Esta diferencia, aunque no detectable estadísticamente, podría ser importante, ya que se refleja también en una diferencia significativa en el cociente N/P entre tejidos aéreos y subterráneos. A pesar de esta diferencia en este cociente, los valores siempre fueron menores a 33, lo que indica que esta marisma estaría limitada por N (Verhoeven, 1996; USEPA, 2002), al igual que lo que ocurre en la marisma dominada por *S. alterniflora*. Los cocientes C/N, C/P y N/P varían entre *S. perennis* y *S. alterniflora*, lo cual podría relacionarse con diferencias metabólicas entre ambas especies de halófitas asociada a diferentes vías fotosintéticas (C<sub>3</sub> versus C<sub>4</sub>), diferentes modo de almacenamiento de reservas, etc. (Cronk y Fennessy, 2001).

Los *pooles* de C, N y P en *S. perennis* estuvieron en el rango observado para otras especies de marismas (Liao et al., 2007; Quan et al., 2007; Darby y Turner, 2008). Los *pooles* aéreos de C y N fueron mayores que los subterráneos reflejando las diferencias en biomasa entre ambos tipos de tejido. En cambio, los *pooles* de P fueron similares entre tallos y raíces. Esto seguramente se debe a que la mayor concentración de P en los tejidos subterráneos estaría compensando la menor biomasa. La dinámica estacional de los *pooles* de P también fue diferente que la de C y N. Para P el máximo ocurrió en septiembre mientras que para C y N fue en julio; esto podría indicar un retraso en la asimilación de P. Los *pooles*, tanto aéreos

como subterráneos, de todos los elementos disminuyeron a fines de verano/principios de otoño, es decir, hacia el final de la estación de crecimiento. Estos resultados coinciden con una disminución en la biomasa (Quan et al., 2007).

Al comparar los *pooles* totales (aéreo + subterráneo) de *S. perennis* con los de *S. alterniflora* (en promedio para la marisma alta y marisma baja) (Tablas 4.3 y 6.3) se puede observar que son mayores para la primera especie, sugiriendo que su influencia es mayor en el ciclado de nutrientes en estos ambientes (Windham y Ehrenfeld, 2003; Quan et al., 2007). Por otro lado, las tasas de recambio mayores en *S. perennis* indican un reciclado más eficiente de material en marismas dominadas por esta especie (Benito y Onaindia, 1991).

Tanto para tejidos aéreos como subterráneos las tasas de descomposición fueron importantes, con menos del 40 % del material inicial remanente luego de un año, y presentando la fase de lixiviación característica de este proceso (Odum et al., 1973; Côtéaux et al., 1995; Anesio et al., 2003). Las tasas de descomposición registradas para los tejidos aéreos (más del 65 % del material inicial) se encuentran entre los valores de descomposición reportados para los tallos leñosos (~ 30%) y herbáceos (~ 90 %) de *S. fruticosa* durante un año de estudio (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002). Considerando que en este estudio se tomó todo el tejido aéreo en su conjunto, los valores son comparables. Por su parte, el tejido subterráneo exhibió tasas de descomposición mayores (~ 70%) que las observadas en raíces de *S. fruticosa* (~ 30%) (Curcó et al., 2002; Scarton et al., 2002). Las tasas de descomposición similares entre ambos tipos de tejidos son coherentes con los valores de C/N y C/P iniciales similares en ellos.

Las tasas de descomposición de *S. perennis* son mayores que las de *S. alterniflora* (capítulo 4) y esto se debe a las mayores concentraciones de lignina, compuesto muy resistente a la degradación, que se encuentra en la epidermis de los pastos (Zedler et al., 1980). Esta diferencia entre especies también se explica por los menores valores de C/N y C/P en los tejidos de *S. perennis*. Por lo tanto, las marismas dominadas por *S. perennis* serían más eficientes en la liberación de nutrientes al sistema para su reutilización.

La dinámica de nutrientes durante el proceso de descomposición fue variable a lo largo del ensayo, lo cual indicaría, como se sugirió en el capítulo 4, que distintos grupos de microorganismos estarían actuando en distintos momentos del proceso (Biddanda y Pomeroy, 1988; Anesio et al., 2003). Al final de período de estudio, hubo un descenso del contenido de N y P en los tejidos aéreos, y en los subterráneos un descenso de P y un aumento de N. Esto podría indicar que la liberación de P sería más importante que la de N ya que ocurre en ambos tipos de tejidos. El descenso de P se da principalmente durante los primeros meses de

estudio, correspondiente a la fase de lixiviación, donde ocurrió también el mayor aumento del contenido de C. Este enriquecimiento de C del detrito sugeriría que los otros elementos se están degradando más rápidamente, es decir, existen diferencias en la tasa de mineralización de los mismos; esto es coherente con las fluctuaciones a lo largo del tiempo en los cocientes evaluados (Fig. 6.6) (Flindt et al., 1999).

#### 4. CONCLUSIONES

Los *pooles* de C, N y P de *S. perennis* son importantes para el aporte de nutrientes al sistema, especialmente los aéreos debido a la mayor biomasa presente en esa fracción. En el caso del P, los *pooles* subterráneos son comparables con los aéreos debido a la concentración de este elemento en los tejidos. Entonces, al igual que lo observado para *S. alterniflora*, los *pooles* de *S. perennis* dependen principalmente de los valores de biomasa, aunque para el P las concentraciones en los tejidos también deberían considerarse. Por otro lado, la tasa de descomposición tanto de tejidos aéreos como subterráneos es alta, sugiriendo que este proceso es una vía importante de liberación de nutrientes a la marisma. Estos pueden permanecer en los sedimentos y ser reutilizados por las plantas en su crecimiento o ser llevados a las aguas del estuario cuando la zona vegetada es alcanzada por la marea.

*S. perennis* posee *pooles* de los elementos considerados y tasas de descomposición de los tejidos mayores que los de *S. alterniflora*, lo que indica que el aporte de materia orgánica y nutrientes de esta especie a las marismas del estuario de Bahía Blanca es más importante que el de *S. alterniflora*. La importancia relativa de *S. perennis* en el estuario de Bahía Blanca se ve magnificada si tenemos en cuenta el área cubierta por esta especie y su productividad anual, mayores ambos que los de *S. alterniflora*, siendo entonces la producción anual de C, N y P en todo el sistema de más del doble que para la otra especie. Dado que este estudio se desarrolló en el mismo sistema (el mismo estuario, con el mismo régimen de marea y las mismas condiciones meteorológicas) las diferencias observadas en el rol de ambas especies podrían atribuirse a diferencias en las características biológicas de las mismas, o las condiciones particulares de cada marisma, como la edad o condiciones del sedimento.

# **CAPÍTULO 7:**

## **Conclusiones generales**

El objetivo de esta tesis fue evaluar la importancia de las marismas del estuario de Bahía Blanca en el ciclo de nutrientes y materia orgánica. Como las especies vegetales halófitas son el rasgo más conspicuo de estos sistemas y la marea es la principal fuerza de redistribución de materiales en los mismos, la influencia de estos dos factores sobre las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial fue analizada, al igual que las características de la vegetación dominante. En función de los resultados obtenidos se pudieron extraer las conclusiones que se detallan a continuación.

Las condiciones del sedimento analizadas (pH y potencial redox) son influenciadas de manera diferencial por la presencia de vegetación y el grado de inundación por la marea. El pH es un parámetro bastante estable, siendo afectado solamente por la presencia de vegetación, con mayores valores en áreas desnudas. El potencial redox, por su parte, es más variable, sobre todo en Villa del Mar, donde se observaron condiciones desde oxidantes hasta altamente reductoras. En Puerto Cuatros, en cambio, el potencial redox es siempre positivo, mostrando ser oxidante o moderadamente reductor. Este parámetro, en ambas áreas consideradas, es principalmente afectado por el grado de inundación, con un efecto de la vegetación que sólo se evidencia cuando las condiciones son oxidantes o medianamente reductoras.

La materia orgánica particulada muestra valores altos en ambas áreas muestreadas, siendo más altos generalmente en zonas vegetadas, indicando que las halófitas de las marismas del estuario de Bahía Blanca serían importantes en el aporte de materia orgánica al sistema. En Villa del Mar parecería que la redistribución de material vegetal (*tillers* de *Spartina alterniflora*) por parte de la marea, sobre todo aquel traído desde otras partes del estuario y depositado en zonas altas, sería responsable de los altos valores de materia orgánica en esa zona y de la ausencia de diferencias entre zonas vegetadas y desnudas. En Puerto Cuatros, ubicado en la zona interna del estuario y vegetado principalmente por *Sarcocornia perennis*, aparentemente no existe un efecto del grado de inundación, sugiriendo que en este caso la redistribución de material sería menos importante y, entonces, la biomasa vegetal permanecería principalmente en el sitio de producción.

La concentración de nutrientes nitrogenados disueltos en el agua intersticial de las marismas estudiadas es alta; sin embargo, las especies vegetales estudiadas estarían limitadas por este elemento, tal como lo indican los cocientes N/P en los tejidos. Esto podría asociarse a las condiciones del sedimento, que dificultan la absorción de nutrientes. La especie dominante es generalmente el amonio, aunque en ciertos sitios y épocas del año se observa una preponderancia del nitrato, posiblemente por favorecerse las condiciones de oxidación de

amonio a nitrato. La influencia de la vegetación y de la inundación sobre las concentraciones de nutrientes nitrogenados es más importante en Villa del Mar que en Puerto Cuatrerros. En investigaciones futuras sobre el tema sería aconsejable considerar el aporte del agua subterránea, una de las principales fuentes de nitrato.

El fosfato y el silicato están siempre presentes en valores detectables tanto en Villa del Mar como en Puerto Cuatrerros. El fosfato en ambas áreas analizadas varía en rangos estrechos, indicando la existencia de un mecanismo de amortiguación en los sedimentos. En Villa del Mar las concentraciones de este nutriente son mayores en zonas no vegetadas, mientras que en Puerto Cuatrerros el mayor contenido se observa en zonas más altas de la marisma, sugiriendo una acumulación de fósforo en zonas con escaso contacto con las aguas del estuario. Los valores de silicatos medidos son siempre altos, indicando que este elemento no sería limitante en los sedimentos de las marismas analizadas, donde es utilizado por las diatomeas del microfítobentos. En ninguna de las áreas estudiadas se evidencia efectos de la inundación y de la vegetación, mostrando que este nutriente es más estable que los otros analizados aquí, posiblemente debido a que el sílice no constituye un elemento esencial para el crecimiento vegetal.

La producción de biomasa de *S. alterniflora* y de *S. perennis* es baja, sobre todo para la primera especie; en ese caso, además, existe una diferencia en la producción en la marisma alta y la baja, siendo menor en la última, posiblemente debido a las condiciones más desfavorables para el crecimiento vegetal (sedimentos altamente reductores). Los bajos valores de biomasa registrados para *S. alterniflora* se reflejan en los *pooles* de C, N y P, indicando que el aporte de elementos por esta especie al sistema es escaso, sobre todo para la marisma baja, cuya contribución es hacia las aguas del estuario. El aporte de la marisma alta es mayor y principalmente a los sedimentos vía descomposición de los tejidos. Los *pooles* de C, N y P de *S. perennis* son mayores y por lo tanto constituyen un aporte importante de nutrientes al sistema, los cuales pueden permanecer en los sedimentos o ser transferidos a las aguas del estuario cuando la zona es alcanzada por la marea.

Las tasas de descomposición de tejidos de *S. alterniflora* en la marisma estudiada son bajas, sobre todo para raíces y rizomas. En el caso de *S. perennis*, en cambio, las tasas de descomposición son más altas. Por lo tanto, en el estuario de Bahía Blanca la liberación de nutrientes vía descomposición es más importante en las marismas dominadas por *S. perennis* que en las dominadas por *S. alterniflora*, acentuando la importancia de la primera especie para el aporte de nutrientes al sistema. Los nutrientes finalmente se liberarán de los tejidos de

*S. alterniflora*, pero se requerirá más tiempo para que los mismos vuelvan al sistema, indicando que el reciclado de material es menos eficiente en esta especie.

Según lo analizado en esta tesis, se observa que tanto la presencia de vegetación como el grado de inundación por parte de la marea influyen significativamente las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en el agua intersticial, como así también características importantes del sedimento como el pH y el potencial redox. Considerando ambas especies vegetales analizadas, *S. perennis* es más importante que *S. alterniflora* sobre la dinámica de nutrientes y materia orgánica en el sistema, debido principalmente a la mayor producción y mayor tasa de descomposición. A su vez, este mayor efecto de las marismas dominadas por *S. perennis* se intensifica al considerarse la mayor área de cobertura de esta especie; sin embargo, no hay que desestimar que actualmente se está observando una retracción de las marismas de *S. perennis* en el estuario de Bahía Blanca, mientras que las de *S. alterniflora* están expandiéndose.

Por lo tanto, considerando la hipótesis de trabajo planteada, podemos afirmar que efectivamente las especies halófitas de las marismas del estuario de Bahía Blanca modifican los ciclos de nutrientes y materia orgánica. Además, según su ubicación en la marisma, las plantas cuentan con mayor o menor influencia de la marea, lo cual puede tener consecuencias sobre sus propias características como así también determinar la capacidad de exportar material hacia las aguas adyacentes.

# Bibliografía

- Adam, P., 1993. Saltmarsh Ecology. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, 476 pp.
- Adams, D.D., 1994. Sediment pore water sampling. En: Mudroch, A. y MacKnight, S.D. (eds.), Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling (2° ed.), CRC Press, pp. 171-202
- Anesio, A.M., Abreu, P.C. y Biddanda, B.A., 2003. The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56: 197-201
- APHA-AWWA-WEF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri L., Greenberg, A. y Eaton A., (eds.) (20°ed.), American Public Health Association, 1200 pp.
- APHA-AWWA-WPCF, 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (17° ed.), Editorial Díaz de Santos, 1715 pp.
- Armstrong, W., 1979. Aeration in higher plants. Advances in Botanical Research 7: 225-332
- Aston, S.R., 1980. Nutrients, dissolved gases, and general biogeochemistry in estuaries. En: Olausson y Cato (eds.), Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries, John Wiley & Sons, pp. 233-262
- Barranguet, C., Herman, P.M. y Sinke, J. J., 1997. Microphytobenthos biomass and community composition studied by pigment biomarkers: importance and fate in the carbon cycle of a tidal flat. Journal of Sea Research 38: 59-70
- Benschneider, K. Y Robinson, R.J. 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. Journal of Marine Research 11: 87-96.
- Benito, I. y Onaindia, M., 1991. Biomass and aboveground production of four angiosperms in Cantabrian (N. Spain) salt marshes. Vegetatio 96: 165-175
- Benner, R., Fogel, M.L. y Sprague, E.K., 1991. Diagenesis of belowground biomass of *Spartina alterniflora* in saltmarsh sediments. Limnology and Oceanography 36: 1358-1374
- Bertness, M.D., 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. Ecology 72: 138-148
- Bertness, M.D., 2007. Atlantic Shorelines, Natural History and Ecology, Princeton University Press, 431 pp.
- Bianciotto, O., Blessio, A. y Vater, G., 2009. Puesta en valor de marismas en Tierra del Fuego - Argentina: riego con agua de mar para el cultivo de halófitas nativas.

- Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar- XV Coloquio de Oceanografía, Bahía Blanca, Argentina: 206
- Biddanda, B.A., 1988. Microbial aggregation and degradation of phytoplankton-derived detritus in seawater. II. Microbial metabolism. Marine Ecology Progress Series 42: 89-95
- Biddanda, B.A. y Pomeroy, L.R., 1988. Microbial aggregation and degradation of phytoplankton-derived detritus in seawater. I. Microbial succession. Marine Ecology Progress Series 42: 79-88
- Biudes, J.F.V. y Camargo, A.F.M., 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). Brazilian Journal of Biology 66 (3): 781-789
- Blott, S.J. y Pye, K., 2001. Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms 26: 1237-1248
- Bocock, K. y Gilbert, O., 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant Soil 9: 179-185
- Boraso, A., Arce, M.H., Zaixso, J.M., Sosa, M. y Yepes, M., 2009. Biomasa y producción de *Sarcocornia* en la marisma de la Bahía San Julián (Santa Cruz, Argentina). Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar-XV Coloquio de Oceanografía, Bahía Blanca, Argentina: 156
- Bortolus, A., 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. Journal of Biogeography 33: 158-168
- Bortolus, A., Schwindt, E., Bouza, P. e Idaszkin, Y., 2009. A characterization of patagonian salt marshes. Wetlands 29 (2): 772-780
- Botté, S.E., 2005. El rol de la vegetación en el ciclos biogeoquímico de metales pesados en humedales del estuario de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 290 pp.
- Botté, S., Negrin, V., Pratolongo, P. y González Trilla, G., 2008. Salt-marshes: role within the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites, IST Press, pp. 277-286
- Bouchard, V. y Lefeuvre, J. C., 2000. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. Aquatic Botany 67: 23-42

- Boyer, K.E, Fong, P., Vance, R. y Ambrose, R.F., 2001. *Salicornia virginica* in a southern California salt marsh: seasonal patterns and a nutrient-enrichment experiment. *Wetlands* 21 (3): 315-326
- Bremner, J.M., 1996. Nitrogen-Total. En: Sparks, D.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis*. Part 3, Chemical Methods, SSSA-ASA, pp. 1085-1123
- Brendel, P.J. y Luther, G.W., 1995. Development of a gold amalgam voltammetric microelectrode for the determination of dissolved Fe, Mn, O<sub>2</sub>, and S (-II) in porewaters of marine and freshwater sediments. *Environmental Science and Technology* 29: 751-761
- Burdige, D.J., 2006. *Geochemistry of Marine Sediments*, Princeton University Press, 609 pp.
- Buresh, R.J., DeLaune, R.D. y Patrick, W.H., 1980. Nitrogen and phosphorous distribution and utilization by *Spartina alterniflora* in a Louisiana Gulf Coast Marsh. *Estuaries* 3: 111-121
- Cabrera, A.L., 1970. Flora de la provincia de Buenos Aires, tomo IV, parte II (gramíneas), Colección científica del INTA, 624 pp.
- Caçador, I., Caetano, M., Duarte, B. y Vale, C., 2009. Stock and losses of trace metals from salt marsh plants. *Marine Environmental Research* 67: 75-82
- Caçador, I., Costa, A.L. y Vale, C., 2004. Carbon storage in Tagus salt marsh sediments. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4: 701-714
- Cagnoni, M., 1999. Espartillares de la costa bonaerense de la República Argentina. Un caso de humedales Costeros. En: Malvarez, A. (ed.), *Temas sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. UNESCO Press, pp. 51-67
- Callaway, J.C. y Josselyn, M.N., 1992. The introduction and spread of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in South San Francisco Bay. *Estuaries* 15: 218-226.
- Carbone, M.E., Limbozzi, F, Alberdi, E. y Abalo, P., 2008. The effect of flowrate variations of the Sauce Chico and Napostá Grande rivers on the inner part of the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Press, pp. 471-482
- Carrit, D. y Carpenter, J. 1966. Recommendation Procedure for Winkler Analysis of Sea Water for Dissolved Oxygen. *Journal of Marine Research* 24: 313-318
- Cartaxana, P., Caçador, I, Vale, C, Falcão, M. y Cataino, F., 1999. Seasonal variation of inorganic nitrogen and net mineralization in a salt marsh ecosystem. *Mangroves and Salt Marshes* 3: 127-134

- Carter, R.W.G., 1988. Coastal Environments. Academic Press, 617 pp.
- Chambers, R.M., Harvey, J.W. y Odum, W.E., 1992. Ammonium and phosphate dynamics in a Virginia Salt Marsh. *Estuaries* 15: 349-359
- Chambers, R.M., Mozdzer, T.J. y Ambrose, J.C., 1998. Effects of salinity and sulfide on the distribution of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in a tidal saltmarsh. *Aquatic Botany* 62: 161-169
- Childers, D.L., Day, J.W. Jr. y McKellar, H.N. Jr., 2000. Twenty more years of marsh and estuarine flux studies: revisiting Nixon (1980). En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 391-423
- Cho, B.C. y Azam, F., 1988. Major role for bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature* 332: 441-443
- Coelho, J.P, Flindt, M.R., Jensen, H.S., Lillebø, A.I. y Pardal, M.A., 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 583-590
- Cointre, L., González Trilla, G., Pratolongo, P., Perillo, G.M.E., 2008. Use of satellite remote sensing to assess the vertical limits and biomass of vegetation zones at the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Resúmenes de ECSA 44 Symposium*. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina
- Colmer, T. D., 2003. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment* 26: 17-36
- Connor, R. y Chmura, G.L., 2000. Dynamics of above- and belowground organic matter in a high latitude macrotidal saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series* 204: 101-110
- Conteaûx, M-M., Bottner, P. y Berg, B., 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Tree* 10 (2): 63-66
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. y van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 353-360
- Cranford, P.J., Gordon, D.C. y Jarvis, C.M., 1989. Measurement of cordgrass, *Spartina alterniflora*, production in a macrotidal estuary, Bay of Fundy. *Estuaries* 12: 27-34
- Cronk, J.K. y Fennessy, M.S., 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*, Lewis Publishers, 462 pp.
- Curcó, A., Ibañez, C., Day, J. y Prat, N., 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). *Estuaries* 25 (3): 309-324

- Currin, C.A., Joye, S.B. y Paerl, H.W., 1996. Diel rates of N<sub>2</sub>-fixation and denitrification in a transplanted *Spartina alterniflora* marsh: implications for N-flux dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 597-616
- Dai, T. y Wiegert, R.G., 1997. A field study of photosynthetic capacity and its response to nitrogen fertilization in *Spartina alterniflora*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 5: 73-283
- da Cunha Lana, P., Guiss, C. y Disaró, S.T., 1991. Seasonal variation of biomass and production dynamics for above- and belowground components of a *Spartina alterniflora* Marsh in the Euhaline Sector of Paranaguá Bay (SE Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32: 231-241
- Dalrymple, R.W., Zaitlin, B.A. y Boyd, R. 1992. Estuarine facies models-conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Petrology* 62: 1130-1146
- Dame, R.F., 1994. The net flux of materials between marsh-estuarine systems and the sea: the Atlantic coast of the United States. En: Mitsch, W.J. (ed.), *Global wetlands: Old World and New*. Elsevier, pp. 295-305
- Dame, R.F. y Kenny, P.D, 1986. Variability of *Spartina alterniflora* primary production in the euhaline North Inlet estuary. *Marine Ecology Progress Series* 32: 71-80
- Darby, F.A. y Turner, R.E., 2008. Below- and aboveground *Spartina alterniflora* production in a Louisiana salt marsh. *Estuaries and Coasts* 31: 223–231
- Davy, A.J., Bishop, G.F., Mossman, H., Redondo-Gómez, S., Castillo, J.M., Castellanos, E.M., Luque, T. y Figueroa, M.E., 2006. Biological flora of the British isles: *Sarcocornia perennis* (Miller) A.J. Scott. *Journal of Ecology* 94: 1035-1048
- Dawes, C.J., 1991. *Botanica Marina, Limosa*, 652 pp.
- de la Cruz, A.A. y Hackney, C.T., 1977. Energy value, elemental composition, and productivity of belowground biomass of a *Juncus* tidal marsh. *Ecology* 58: 1165-1170
- del Blanco L., 2007. El efecto de la marea sobre la distribución de nutrientes y materia orgánica particulada en planices costeras. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 218 pp.
- DeLaune, R.D. y Patrick, W.H. Jr., 1990. Nitrogen cycling in Louisiana Gulf Coast marshes. *Hydrobiologia* 199: 73-79
- Dollhopf, S.L., Hyun, J., Smith, A.C., Adams, H.J., O'Brien, S. y Kostka, J., 2005. Quantification of ammonia-oxidizing bacteria and factors controlling nitrification in salt marsh sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 240-246
- Drake, B.G., 1989. Photosynthesis of salt marsh species. *Aquatic Botany* 34: 167-180

- Eberlein, K. y Kattner, G., 1987. Automatic method for the determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* 326: 354-357
- Edwards, K. y Mills, K., 2005. Aboveground and belowground productivity of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) in natural and created Louisiana salt marshes. *Estuaries* 28 (2): 252-265
- Ellison, K.M, Bertness, M.D. y Miller, T., 1986. Seasonal patterns in the belowground biomass of *Spartina alterniflora* (Gramineae) across a tidal gradient. *American Journal of Botany* 73: 1548-1554.
- Enriquez, S., Duarte, C.M., y Sand-Jensen, K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94: 457- 471
- Eriksson, P.G., Svensson, J.M. y Carrer, G.M., 2003. Temporal changes and spatial variation of soil oxygen consumption, nitrification, and denitrification rates in a tidal salt marsh of the Lagoon of Venice, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 861-871
- Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. En: Olausson y Cato (eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*, John Wiley & Sons, pp. 1-35
- Federici, G., Gomez, E., Cuadrado, D. y Borges, M., 2003. Influencia de la *Spartina alterniflora* en la sedimentación en Puerto Rosales. Resúmenes V Jornadas Nacionales Ciencias del Mar-XIII Coloquio Argentino de Oceanografía, Mar el Plata, Argentina: 105
- Fitter, A. H. y Hay, R., 2002. *Environmental Physiology of Plants* (3° ed.), Academic Press, 356 pp.
- Flindt, M.R., Pardal, M. Â., Lillebø, A. I., Martins, I. y Marques, J.C., 1999. Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica* 20 (4) : 237-248
- Frasco, B.A. y Good, R.E., 1982. Decomposition dynamics of *Spartina alterniflora* and *Spartina patens* in a New-Jersey (USA) salt marsh. *American Journal of Botany* 69: 402-406
- Freije, R.H., Asteasuain, R., Rusansky, C., Ferrer, L., Andrade, S. y Marcovecchio, J.E., 1996. A hydrographical characterization of Bahía Blanca estuary. I. Nutrients distribution. En: Marcovecchio, J.E. (ed.), *Pollution Processes in Coastal Environments*, U.N.M.d.P., pp. 126-132
- Freije, R.H, Spetter, C.V, Marcovecchio, J.E, Popovich, C.A, Botté, S.E, Negrin, V.L, Arias, A.H., Delucchi, F. y Asteasuain, R.O., 2008. Water chemistry and nutrients of the Bahía

- Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites, IST Press, pp. 241-254
- Friedrichs, C.T. y Perry, J.E., 2001. Tidal salt marsh morphodynamics. *Journal of Coastal Research Special Issue 27*: 7-37
- Gallagher, J.L., 1975. Effects of an ammonium nitrate pulse on the growth and elemental composition of natural stands of *Spartina alterniflora* and *Juncus roemarianus*. *American Journal of Botany* 62: 644-648
- Gallagher, J. y Pfeiffer, W. 1977. Aquatic metabolism of the communities associated with attached dead shoots of salt marsh plants. *Limnology and Oceanography* 22: 562-565.
- Gallagher, J.L., Reimold, R.J., Linthurst, R.A. y Pfeiffer, W.J., 1980. Aerial production, mortality, and mineral accumulation-export dynamics in *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus* plant stands in a Georgia salt marsh. *Ecology* 61: 303-312
- Galloway, J.N., 2005. The Global Nitrogen Cycle. En: Schlesinger, W.H. (ed) Biogeochemistry Vol. 8 in Holland, H. D. y Turekian, K. K. (eds.), *Treatise on Geochemistry*, Elsevier-Pergamon, pp. 557-583
- Gardolinski, P.C.F., Hanrahan, G., Achterberg, E.C., Gledhill, M., Tappin, A.D., House, W.A. y Worsfold, P. J., 2001. Comparison of sample storage protocols for the determination of nutrients in natural waters. *Water Research* 35 (15): 3670-3678
- Gayoso, A.M., 1988. Variación estacional del fitoplancton en la zona más interna del estuario de Bahía Blanca (Argentina). *Gayana Botánica* 45 (1-4): 241-248
- Gebrehiwet, T., Koretsky, C.M. y Krishnamurthy, R.V., 2008. Influence of *Spartina* and *Juncus* on saltmarsh sediments. III. Organic geochemistry. *Chemical Geology* 255: 114-119
- Gelós, E.M, Marcos, A.O., Spagnuolo, J.O. y Schilizzi, R.A., 2004. Textura y mineralogía de sedimentos. En: Píccolo, M.C. y Hoffmeyer, M.S (eds.), *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca*, Instituto Argentino de Oceanografía, pp. 43-50
- Gonzalez Trilla, G., de Marco, S., Marcovecchio, J.E., Vicari, R. y Kandus, P., 2010. Net primary productivity of *Spartina densiflora* Brong in a SW Atlantic coastal salt marsh. *Estuaries and Coasts* 33 (4): 953-962
- González Trilla, G., Kandus, P., Negrin, V.L., Vicari, R. y Marcovecchio, J.E., 2009. Tiller dynamic and production on a SW Atlantic *Spartina alterniflora* marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 126-133

- Grasshoff, K., 1976. Filtration and storage. En: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Seawater Analysis* (2° ed.), Verlag-Chemie, Weinheim, pp. 21-24
- Grasshoff, K., Erhardt, M. y Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis* (2°ed.), Verlag-Chemie, Weinheim, 317 pp.
- Guinder, V.A., Popovich, C.A. y Perillo, G.M.E., 2009. Particulate suspended matter concentrations in the Bahía Blanca Estuary, Argentina: Implication for the development of phytoplankton blooms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 157-165
- Hardisky, M.A., 1980. A comparison of *Spartina alterniflora* primary production estimated by destructive and nondestructive techniques. En: Kennedy, V. (ed.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press, pp. 223-234
- Hayes, M.O., 1975. Morphology of sand accumulations in estuaries. En: Ippen, A.T. (ed.), *Estuarine Research*, Vol. 2, Academic Press, pp. 3-22
- Hemminga, M.A. y Buth, G.J.C., 1991. Decomposition in salt marsh ecosystems of the S.W. Netherlands: the effects of biotic and abiotic factors. *Vegetatio* 92: 73- 83.
- Hines, M.E., Knollmeyer, S.L. y Tugel, J.B., 1989. Sulfate reduction and other sedimentary biogeochemistry in a northern New England salt marsh. *Limnology and Oceanography* 34: 578-590
- Højberg, O., Revsbech, N.P. y Tiedje, J.M., 1994. Denitrification in soil aggregates analyzed with microsensors for nitrous oxide and oxygen. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1691-1698
- Holmer, M. y Nielsen, S.L., 1997. Sediment sulfur dynamics related to biomass-density patterns in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Marine Ecology Progress Series* 146: 163-171
- Hopkinson, C.S. y Giblin, A.E., 2008. Nitrogen dynamics of coastal salt marshes. En: Capone, D.G., Bronk, D.A., Mulholland, M.M. y Carpenter, E.J. (eds.), *Nitrogen in the Marine Environment* (2° ed.). Elsevier, pp. 991-1036
- Hopkinson, C.S., Gosselink, J.G. y Parrondo, R.T., 1980. Production of Louisiana marsh plants calculated from phenometric techniques. *Ecology* 61: 1091-1098
- Hopkinson, C.S. y Schubauer, J.P., 1984. Static and dynamic aspects of nitrogen cycling in the salt marsh graminoid *Spartina alterniflora*. *Ecology* 65: 961-969
- Houghton, R.A., 1985. The effect of mortality on estimates of net above-ground production by *Spartina alterniflora*. *Aquatic Botany* 22: 121-132
- Howarth, R.W., 1984. The ecological significance of sulfur in the energy dynamics of salt marsh and coastal marine sediments. *Biogeochemistry* 1: 5-27

- Howarth, R.W., Jensen, H.S., Marino, R. y Postma, H., 1995. Transport to and processing of P in nearshore and oceanic waters. En: Tiessen, H. (ed.), Phosphorus in the global environment, SCOPE, Wiley, pp. 323-356
- Howes, B.L. y Goehring, D.D., 1994. Porewater drainage and dissolved organic carbon and nutrient losses through the intertidal creekbanks of a New England salt marsh. *Marine Ecology Progress Series* 114: 289-301
- Howes, B., Howarth, R., Teal, J. y Valiela, I., 1981. Oxidation reduction potential in a salt marsh: spatial patterns and interactions with primary production. *Limnology and Oceanography* 22: 350-360
- Huamantínco Cisneros, M.A., 2007. Estadística meteorológica Villa del Mar- 2007. Informe técnico-IADO, 42 pp.
- Ibañez, C., Curcó, A., Day, J.W.D. y Prat, N., 2000. Structure and productivity of microtidal Mediterranean coastal marshes. En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 107-136
- Isacch, J., Costa, C., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D. e Iribarne, O., 2006. Distribution of salt marsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33: 888-900
- Jahnke, R., Richards, M., Nelson, J., Robertson, C., Rao, A. y Jahnke, D., 2005. Organic matter remineralization and porewater exchange rates in permeable South Atlantic Bight continental shelf sediments. *Continental Shelf Research* 25: 1433-1452
- Johnson, C.M. y Ulrich, A., 1959. II Analytical Methods for use in plant analysis. *Californian Agriculture Experimental Station Bulletin* 766: 26-27
- Joye, S.B., de Beer, D. y Cook, P.L.M., 2009. Biogeochemical dynamics of coastal tidal flats. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R. y Brison, M.M. (eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (1° ed.). Elsevier, pp. 345-373
- Joye, S.B. y Hollibaugh, J.T., 1995. Influence of sulfide inhibition of nitrification on nitrogen regeneration in sediments. *Science* 270: 623-625
- Kaswadji, R.F., Gosselink, J.G. y Turner, R.E., 1990. Estimation of primary production using five different methods in a *Spartina alterniflora* salt marsh. *Wetlands Ecology and Management* 1: 57-64
- Kathilankal, J.C., Mozdzer, T.J., Fuentes, J.D., D'Odorico, P., McGlathery, K.J. y Zieman, J.C., 2008. Tidal influences on carbon assimilation by a salt marsh. *Environmental Research Letters* 3: 044010

- Kirby, C.J. y Gosselink, J.G., 1976. Primary production in a Louisiana gulf coast *Spartina alterniflora* marsh. *Ecology* 57(5): 1052-1059
- Kirk, G., 2004. *The Biogeochemistry of Submerged Soils*. John Wiley & Sons, 282 pp.
- Koch, M.S., Maltby, E., Oliver, G.A. y Bakker, S.A., 1992. Factors controlling denitrification rates of tidal mudflats and fringing salt marshes in south-west England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34: 471-485
- Konisky, R.A. y Burdick, D.M., 2004. Effects of stressors on invasive and halophytic plants of New England salt marshes: a framework for predicting response to tidal restoration. *Wetlands* 24 (2): 434-447
- Koretsky, C.M., Haveman, M., Cuellar, A., Beuving, L., Shattuck, T. y Wagner, M., 2008. Influence of *Spartina* and *Juncus* on saltmarsh sediments. I. Porewater geochemistry. *Chemical Geology* 255: 87-99
- Koretsky, C., Meile, C., Curry, B., Haas, J., Hunter, K. y van Cappellen, P., 2000. The Effect of Colonization by *Spartina alterniflora* on Pore Water Redox Geochemistry at a Saltmarsh on Sapelo Island, GA. Resúmenes de 10th V. M. Goldschmidt Conference, Oxford, UK: 599
- Koretsky, C.M., van Cappellen, P., DiChristina, T.J., Kostka, J.E., Lowe, K.L., Moore, C.M., Roychoudhury, A.N. y Viollier, E., 2005. Salt marsh pore water geochemistry does not correlate with microbial community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 233-251
- Kostka, J.E., Roychoudhury, A. y van Cappellen, P., 2002. Rates and controls of anaerobic microbial respiration across spatial and temporal gradients in saltmarsh sediments. *Biogeochemistry* 60: 49-76
- Krom, M.D. y Berner, R.A., 1980. Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography* 25: 797-806
- Kuramoto, R.T. y Brest, D. E., 1979. Physiological response to salinity by four salt marsh plants. *Botanical Gazette* 140: 295-298
- Lamberto, S., Valle, A., Aramayo, E. y Andrada, A., 1997. *Manual Ilustrado de las Plantas Silvestres de la Región de Bahía Blanca*. Dpto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 548 pp.
- Landin, M.C., 1991. Growth habits and other considerations of smooth cordgrass, *Spartina alterniflora* Loisel. En: Mumford, T.F., Peyton, J.P., Sayce, J.R. y Harbell, S. (eds.), *Spartina Workshop Record*, Washington Sea Grant Program, University of Washington, pp. 15-20

- Lara, R.J. y Pucci, A.E., 1983. Distribución espacio-temporal de nutrientes en la Bahía Blanca. *Acta Oceanográfica Argentina* 3(2): 113-134
- Lefevre, J.C., 1996. Effect of environmental change on European salt marshes. EEC contract N° EV5V-CT92-0098. Final report volume 1–5. Laboratoire d'Evolution des Systèmes Naturels et Modifiés, Université de Rennes 1, France.
- Lefevre, J.C. y Dame, R.F., 1994. Comparative studies of salt marsh processes in the New and Old Worlds: an introduction. En: Mitsch, W.J. (ed.), *Global Wetlands: Old and New World*, Elsevier, pp. 169-179
- Lillebø, A. I., Coelho, J.P., Flindt, M.R., Jensen, H.S., Marques, J.C., Pedersen, C.B. y Pardal, M.Â., 2007. *Spartina maritima* influence on the dynamics of the phosphorus sedimentary cycle in a warm temperate estuary (Mondego estuary, Portugal). *Hydrobiologia* 587: 195-204
- Lillebø, A.I., Neto, J.M., Flindt, M.R., Marques, J.C. y Pardal, M.A., 2004. Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 101-109
- Liao, C., Luo, Y., Fang, C., Chen, J. y Li, B., 2008. Litter pool sizes, decomposition, and nitrogen dynamics in *Spartina alterniflora*-invaded and native coastal marshlands of the Yangtze estuary. *Oecologia* 156: 589-600
- Liao, C., Luo, Y., Jiang, L., Zhou, X., Wu, X., Fang, C., Chen, J. y Li, B., 2007. Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze estuary, China. *Ecosystems* 10: 1351-1361
- Linthurst, R.A. y Reimold, R.J., 1978. An evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. *Journal of Applied Ecology* 15: 919-931
- Liski, J., Nissinen, A., Erhard, M. y Taskinen, O., 2003. Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology* 9: 575-584
- Liu, K.K., Kao, S., Wen, L. y Chen, K., 2007. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter and biogeochemical processes in the eutrophic Danshuei Estuary in northern Taiwan. *Science of the Total Environment* 382: 103-120
- Luternauer, J.L., Atkins, R.J., Moody, A.I., Williams, H.F. y Gibson, J.W., 1995. Salt marshes. Chapter 11. En: Perillo, G.M.E. (ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. *Developments in Sedimentology* 53, Elsevier Science, pp. 17-47
- Marcovecchio, J.E., Botté, S.E., Delucchi, F., Arias, A., Fernández Severini, M., De Marco, S., Tombesi, N., Andrade, S., Ferrer, L. y Freije, R.H., 2008. Pollution processes in

- Bahía Blanca estuarine environment. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites, IST Press, pp. 301-314
- Marcovecchio, J.E. y Freije, R.H., 2004. Efectos de la intervención antrópica sobre sistemas marinos costeros: el estuario de Bahía Blanca. Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 56: 115-132
- Marcovecchio, J.E., Spetter, C.V., Botté, S.E., Delucchi, F., Arias, A.H., Fernández Severini, M.D., Negrin V.L., Popovich, C.A. y Freije, R.H., 2009. Inorganic nutrients and organic matter tidal time-scale variation in a mesotidal estuary: Bahía Blanca, Argentina. Chemistry and Ecology 25: 453-465
- María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, a.N., Álvarez-Rogel, J., 2010. Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilisation of arsenic and potentially harmful metals in basic, mining-polluted salt marsh soils, Applied Geochemistry 25(11): 1722-1733
- Mateus, M., Mateus, S. y Baretta, J., 2008. Basic Concepts of Estuarine Ecology. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part A: Introduction, IST Press, pp. 3-14
- Mazzon, C., Pratolongo, P. y Perillo, G.M.E., 2009. Análisis de cambios en la cobertura de las marismas del estuario de Bahía Blanca mediante el uso de matrices de transición e índices kappa. Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar-XV Coloquio de Oceanografía, Bahía Blanca, Argentina: 335
- McDonald, R.W. y McLaughlin, F.A., 1982. The effect of storage by freezing on dissolved inorganic phosphate, nitrate and reactive silicate for samples from coastal and estuarine waters. Water Resource Research 29: 95- 104
- McKee, K.L. y Seneca, E.D., 1982. The influence of morphology in determining the decomposition of two salt marsh macrophytes. Estuaries 5: 302-309
- Mendelssohn, I.A. y Morris, J.T., 2000. Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. Kluwer Academic Publishing, pp. 59-80.
- Menendez, M. y Sanmartí, N., 2007. Geratology and decomposition of *Spartina versicolor* in a brackish Mediterranean marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science 74: 320-330
- Minchinton, T.E., 2006. Rafting on wrack as a mode of dispersal for plants in coastal marshes. Aquatic Botany 84: 372-376
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J.G., 2007. Wetlands (4<sup>o</sup> ed.). John Wiley & Sons, 581 pp.

- Mobberley, D.G., 1956. Taxonomy and distribution of the genus *Spartina*. Iowa State College Journal of Science 30: 471-574
- Montemayor, D.I., Escapa, M., Addino, M., Alvarez, M.F., Fanjul, M.E. e Iribarne, O.O., 2008. Detritus production and exportation of an argentinean saltmarsh: comparing two dominant plant species. Resúmenes de ECSA 44 Symposium. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Morris, J.T., 1991. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. Annual Review of Ecology and Systematics 22: 257-279
- Murphy, J. y Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31-36
- National Biological Information Infrastructure (NBII) y IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG) (Comp.), 2005. Global Invasive Species Database. <http://www.issg.org/database/species/distribution>
- Nebbia, A.J. y Zalba, S., 2007. Comunidades halófilas de la costa de la Bahía Blanca (Argentina): Caracterización, mapeo y cambios durante los últimos cincuenta años. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 42 (3-4): 261-271
- Neves, J.P., Ferreira, L.F., Simões, M.P. y Gazarini, L.C., 2007. Primary production and nutrient content in two salt marsh species, *Atriplex portulacoides* L. and *Limoniastrum monopetalum* L., in southern Portugal. Estuaries and Coasts 30 (3): 459-468
- Odum, E.P., 1980. The status of three ecosystem-level hypotheses regarding to marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus based food chains. En: Kennedy, V.C. (ed.), Estuarine Perspectives. Academic Press, pp. 485-495
- Odum, E.P., 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. Kluwer Academic Publishing, pp. 3-7
- Odum, E.P., Zieman, J.C. y Heald, E.J., 1973. The importance of vascular plants detritus to estuaries. En: Chabreck, R.H. (ed.), Proceedings of the Coastal Marsh and Estuary Management Symposium, pp 91-114
- Osgood, D. y Zieman, J., 1993. Factors controlling aboveground *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) tissue element composition and production in different-age barrier island marshes. Estuaries 16 (4): 815-826

- Palomo, L., Clavero, V., Izquierdo, J.J., Avilés, A., Becerra, J. y Niell, F. X., 2004. Influence of macrophytes on sediment phosphorus accumulation in a eutrophic estuary (Palmones River, Southern Spain). *Aquatic Botany* 80: 103-113
- Palomo, L. y Niell, F.X., 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *alpini* (Lag.) Castroviejo in the salt marsh of the Palmones River estuary (Southern Spain). *Aquatic Botany* 91: 130-136
- Paludan, C. y Morris, J.T., 1999. Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. *Biogeochemistry* 45: 197-221
- Parodi, E.R. y Barría de Cao, S., 2003. Benthic microalgal communities in the inner part of the Bahía Blanca estuary (Argentina): a preliminary study. *Oceanologica Acta* 25: 279-284
- Parsons, M.L., 1998. Salt marsh sedimentary record of the landfall of Hurricane Andrew on the Louisiana coast: diatoms and other paleoindicators. *Journal of Coastal Research* 14: 939-950
- Pedersen, M.F., Nielsen, S.L y Banta, G.T, 2004. Interactions between vegetation and nutrient dynamics in coastal marine ecosystems: an introduction. En: Nielsen, S., Banta, G. y Pedersen, M. (eds.), *Estuarine Nutrient Cycling: the Influence of Primary Producers*, Kluwer Academic Publishers, pp. 1-15
- Pedersen, O., Vos, H. y Colmer, T.D., 2006. Oxygen dynamics during submergence in the halophytic stem succulent *Halosarcia pergranulata*. *Plant, Cell and Environment* 29: 1388-1399
- Pennings, S.C. y Bertness, M.D., 2001. Salt marsh communities. En: Bertness, M.D., Hay, M.E. y Gaines, S.D. (eds.), *Marine community ecology*, Sinauer, Sunderland, Mass., pp. 289-316
- Perillo, G.M.E., 1995. Definitions and geomorphologic classifications of estuaries. Chapter 2. En: Perillo, G.M.E. (ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology* 53, Elsevier Science, pp. 17-47
- Perillo, G.M.E. e Iribarne, O.O., 2003. Processes of tidal channel development in salt and freshwater marshes. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 1473-1482
- Perillo, G.M.E y Piccolo, M.C., 1991. Tidal response in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research* 7(2): 437-449
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Parodi, E.R. y Freije, R.H., 2001. The Bahía Blanca Estuary ecosystem: a review. En: Seelinger, U., Lacerda, L. y Kjerfve, B. (eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer Verlag, pp. 205-217

- Pezeshki, S.R., 2001. Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany* 46: 299-312
- Piccolo, M.C., 2008. Climatological features of the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Press, pp. 231-239
- Piccolo, M.C. y Perillo, G.M.E., 1990. Physical characteristics of the Bahía Blanca estuary (Argentina). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 303-317
- Piccolo, M.C., Perillo, G.M.E y Melo, W.D., 2008. The Bahía Blanca Estuary: an integrated overview of its geomorphology and dynamics. En: Neves, R., Baretta, J. y Mateus, M. (eds.), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Part C: From shallow water to the deep fjord: the study sites*, IST Press, pp. 219-229
- Poljakoff-Mayber, A., 1975. Morphological and anatomical changes in plants as a response to salinity stress. En: Poljakoff-Mayber, A. y Gale, J. (eds.), *Plants in Saline Environments, Ecological Studies, Analysis and Synthesis* 15, Springer, pp. 97-117
- Popovich, C.A y Marcovecchio, J. E., 2008. Spatial and temporal variability of phytoplankton and environmental factors in a temperate estuary of South America (Atlantic coast, Argentina). *Continental Shelf Research* 28: 236-244
- Popovich, C.A., Spetter, C.V., Marcovecchio, J.E. y Freije, R.H., 2008. Dissolved nutrient availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Reserch* 24: 95-102
- Portnoy, J.W. y Giblin, A.E., 1997. Effects of historic tidal restrictions on salt marsh sediment chemistry. *Biogeochemistry* 36: 275-303
- Poulin, P., Pelletier, E., Saint-Louis, R., 2007. Seasonal variability of denitrification efficiency in northern salt marshes; an example from the St. Lawrence Estuary. *Marine Environmental Research* 63: 490-505
- Pratolongo, P.D., Kirby, J.R., Plater, A. y Brinson, M.M., 2009. Temperate coastal wetlands: morphology, sediment processes, and plant communities. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R. y Brison, M.M. (eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (1° ed.), Elsevier, pp. 89-118
- Pratolongo, P.D., Perillo, G.M.E. y Piccolo, M.C., 2010. Combined effects of waves and plants on a mud deposition event at a mudflat-saltmarsh edge in the Bahía Blanca Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 207-212

- Purvaja, R., Ramesh, R., Ray, A.K. y Rixen, T., 2008. Nitrogen cycling: a review of the processes, transformations and fluxes in coastal ecosystems. *Current Science* 94: 1419-1438
- Quan, W.M., Han, J.D., Shen, A.L., Ping, X.Y., Qian, P.L., Li, C.J., Shi, L.Y. y Chen, Y.Q., 2007. Uptake and distribution of N, P and heavy metals in three dominant salt marsh macrophytes from Yangtze River estuary, China. *Marine Environmental Research* 64: 21-37
- Reddy, K.R. y DeLaune, R.D., 2008. *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. CRC Press, 744 pp.
- Rejmánková, E. y Houdková, K., 2006. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality?. *Biogeochemistry* 80: 245-262
- Richards, F.A. y Kletsch, R.A., 1964. The spectrophotometric determination of ammonia and labile amino compounds in fresh and sea water by oxidation to nitrite. En: Miyake, Y. y Koyoma, T. (eds.). *Recent Researches in the Fields of Hydrosphère, Atmosphère and Nuclear Geochemistry*, Maruzen Co, pp. 65-81
- Roman, C.T. y Daiber, F.C., 1984. Aboveground and belowground primary production dynamics of two Delaware Bay tidal marshes. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 111(1): 34-41
- Rothman, E. y Bouchard, V., 2007. Regulation of carbon processes by macrophyte species in a great lakes coastal wetland. *Wetlands* 27 (4): 1134-1143
- Rozema, J., Leendertse, P., Bakker, J. y van Wijnen, H., 2000. Nitrogen and vegetation dynamics in European salt marshes. En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 469-491
- Rysgaard, S., Thastum, P., Dalsgaard, T., Christensen, P.B. y Sloth, N.P., 1999. Effects of salinity on  $\text{NH}_4^+$  adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries* 22: 21-30
- Scarton, F., Day, J. y Rismondo, A., 2002. Primary production and decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Estuaries* 25 (3): 325-336
- Schubauer, J.P. y Hopkinson, C.S., 1984. Above-and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia. *Limnology and Oceanography* 29: 1052-1065

- Seitzinger, S.P., Gardner, W.S. y Spratt, A.K., 1991. The effect of salinity on ammonium sorption in aquatic sediments: implications for benthic nutrient cycling. *Estuaries* 14: 167-174
- Seliskar, J., Gallagher, J., Burdick, M. y Mutz, L. 2002. The regulation of ecosystem functions by ecotypic variation in the dominant plant: a *Spartina alterniflora* salt-marsh case study. *Journal of Ecology* 60: 1-11
- Shew, D.M., Linthurst, R.A. y Seneca, E.D., 1981. Comparison of production methods in a southeastern North Carolina *Spartina alterniflora* salt marsh. *Estuaries* 4: 97-109
- Smalley, A.E., 1959. The Role of Two Invertebrate Populations, *Littorina irrorata* and *Orchelimum fidicinum* in the Energy Flow of a Salt Marsh Ecosystem. Tesis doctoral, University of Georgia, Athens, EEUU
- Smith, D.C., Simon, M., Alldredge, A., y Azam, F., 1992. Intense hydrolytic enzyme activity on marine aggregates and implications for rapid particle dissolution. *Nature* 359: 139-142
- Smith, K.I., Good, R.E. y Good, N.E., 1979. Production dynamics for above and below ground components of a New Jersey *Spartina alterniflora* tidal marsh. *Estuarine Coastal Marine Science* 9: 189-201
- Sousa, A.L., Lillebø, A.I., Caçador, I. y Pardal, M.Â., 2008. Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems. *Environmental Pollution* 156 (3): 628-635
- Spetter, C.V., 2006. Ciclo biogeoquímico de nutrientes inorgánicos de nitrógeno en los humedales del estuario de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 147 pp.
- Stribling, J.M. y Cornwell, J.C., 2001. Nitrogen, phosphorus, and sulfur dynamics in a low salinity marsh system dominated by *Spartina alterniflora*. *Wetlands* 21: 629-638
- Strickland, J.D y Parsons, T.R., 1968. Determination of particulate organic carbon. En: Strickland, J.D. y Parsons T.R. (eds.), *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, Bulletin 167, Fisheries Research Board of Canada: 207-211
- Sullivan, M.J. y Currin, C.A., 2000. Community structure and functional dynamics of benthic microalgae in salt marshes. En: Weinstein, M., Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht, Netherlands, pp. 81-106

- Sundareshwar, P.V. y Morris, J.T., 1999. Phosphorous sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient. *Limnology and Oceanography* 44: 1693-1701
- Sundby. B., 2006. Transient state diagenesis in continental margin muds. *Marine Chemistry* 102: 2-12
- Sundby, B., Gobeil, C., Silverberg, N. y Mucci, A, 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37: 1129-1145
- Sundby, B., Vale, C., Caçador, I., Catarino, F., Madureira, M. y Caetano, M., 1998. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants: mechanisms and rate of formation. *Limnology and Oceanography* 43: 245-252
- Tappin, A.D., 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 885-901
- Taylor, D.I. y Allanson, B.R., 1995. Organic carbon fluxes between a high marsh and estuary, and the inapplicability of the outwelling hypothesis. *Marine Ecology Progress Series* 120: 263-270
- Technicon Autoanalyzer II®, 1973. *Industrial Methods* N° 186-72 W/B
- Thomas, C.R. y Christian, R.R., 2001. Comparison of nitrogen cycling in salt marsh zones related to sea-level rise. *Marine Ecology Progress Series* 221: 1-16
- Tobias, C.R., Anderson, I.C., Canuel, E.A. y Macko, S.A., 2001a. Nitrogen cycling through a fringing marsh-aquifer ecotone. *Marine Ecology Progress Series* 210: 25-39
- Tobias, C.R., Harvey, J.W. y Anderson, I.C., 2001b. Quantifying groundwater discharge through fringing wetlands to estuaries: seasonal variability, methods comparison, and implications for wetland-estuary exchange. *Limnology and Oceanography* 46: 604-615
- Tobias, C. y Neubauer, S.C., 2009. Salt marsh biogeochemistry – an overview. En: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R. y Brison, M.M. (eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (1° ed.), Elsevier, pp. 445-492
- Treguer, P. y Le Corre, P., 1975. Analyse des sels nutritifs sur Autoanalyzer II. *Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans l'Eau de Mer*, Univ. Bretagne Occidentale, France, 109 pp.
- Turner, R.E., Baustian, J.J., Swenson, E.M. y Spicer, J.S., 2006. Wetland sedimentation from hurricanes Katrina and Rita. *Science* 314: 449-452

- Tyler, A.C., Mastrorica, T.A. y McGlathery, K.J., 2003. Nitrogen fixation and nitrogen limitation of primary production along a natural marsh chronosequence. *Oecologia* 136: 431-438
- USEPA (United States Environmental Protection Agency.), 2002. Methods for evaluating wetland conditions: vegetation-based indicators of wetland nutrient enrichment, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-822-R-02-024
- Valiela, I., Cole, M.L., McClelland, J., Hauxwell, J., Cebrian, J. y Joye, S.B., 2000. Role of salt marshes as part of coastal landscapes. En: Weinstein, M. y Kreeger, D.A. (eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, pp. 23-38
- Valiela, I., Teal, J.M. y Persson, N.Y., 1976. Production and dynamics of experimentally enriched salt marsh vegetation: belowground biomass. *Limnology and Oceanography* 21: 245-252
- Verettoni, H., 1961. Las asociaciones halófilas del Partido de Bahía Blanca. Universidad Nacional del Sur, Talleres Gráficos Panzini Hnos. S.R.L. Press, 105 pp.
- Verhoeven, J.T.A., 1996. Nitrogen- or phosphorus- limited growth in herbaceous, wet mire vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 494-497
- Vitale, A.J., 2010. Modelado y simulación del balance energético en planicies de marea. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 329 pp.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Bayley, S.E., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. y Tilman, G.D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750
- Wang, Q., Wang, C.H., Zhao, B., Ma, Z.J., Luo, Y.Q., Chen, J.K. y Li, B., 2006. Effects of growing conditions on the growth of and interactions between salt marsh plants: implications for invasibility of habitats. *Biological Invasions* 8: 1547-1560
- Wells, J.T., 1995. Tide-dominated estuaries and tidal rivers. Chapter 6. En: Perillo, G.M.E. (ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. *Developments in Sedimentology* 53, Elsevier Science, pp. 179-206
- Wigand, C., Stevenson, J.C. y Cornwell, J.C., 1997. Effects of different submersed macrophytes on sediment biogeochemistry. *Aquatic Botany* 56: 233-244
- Wilson, J.O., Buchsbaum, R., Valiela, I. y Swain, T., 1986. Decomposition in salt marsh ecosystems: phenolic dynamics during decay of litter of *Spartina alterniflora*. *Marine Ecology Progress Series* 29: 177-187

- Windham, L., 2001. Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidal marshes of New Jersey, USA. *Wetlands* 21 (2): 179-188
- Windham, L. y Ehrenfeld, J.G., 2003. Net impact of a plant invasion on nitrogen-cycling processes within a brackish tidal marsh. *Ecological Applications* 13: 883-896
- Windham-myers, L., 2005. Dissolved inorganic nitrogen pools and surface flux under different brackish marsh vegetation types, common reed (*Phragmites australis*) and salt hay (*Spartina patens*). *Biogeochemistry* 75: 289-304
- Xu, S., Gao, X., Liu, M. y Chen, Z., 2001. China's Yangtze estuary II. Phosphorus and polycyclic aromatic hydrocarbons in tidal flat sediments. *Geomorphology* 41: 207-217
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis* (3<sup>o</sup> ed.). Prentice Hall, 662 pp.
- Zedler, J.B., 1980. Algal mat productivity: comparisons in a salt marsh. *Estuaries* 3: 122-131
- Zedler, J., Winfield, T., y Williams, P., 1980. Salt marsh productivity with natural and altered tidal circulation. *Oecologia (Berlín)* 44: 236-240.
- Zhou, J., Wu, Y., Kang, Q. y Zhang, J., 2007. Spatial variations of carbon, nitrogen, phosphorous and sulfur in the salt marsh sediments of the Yangtze estuary in China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 47-59

**ANEXO:**

**Características del agua de  
columna en Villa del Mar y Puerto  
Cuatrerros**

## INTRODUCCIÓN

El objetivo de esta tesis fue evaluar el rol de las marismas en la regulación y distribución de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes del estuario, por lo que las determinaciones se realizaron en el agua intersticial de las mismas. Sin embargo, para tener una visión más completa de la dinámica de estos compuestos en este sistema es importante conocer las características del agua de columna del estuario, con la cual el agua intersticial está en continua interacción a través de la inundación con la marea. Entonces, aquí se presentará la dinámica de nutrientes, materia orgánica, pigmentos fotosintéticos y parámetros fisicoquímicos en el agua de columna de ambas áreas estudiadas. Los datos acerca de Villa del Mar constituyen el primer registro de este tipo en el área y por lo tanto representa valiosa información de base. Puerto Cuatrerros, por su parte, ha sido ampliamente estudiado durante décadas pero conocer las características del ambiente en el mismo momento de tomadas las muestras de agua intersticial puede ser útil para posteriores trabajos.

Los parámetros físico-químicos determinados en el agua estuarial superficial fueron: temperatura, pH, conductividad/salinidad, oxígeno disuelto, turbidez y potencial redox (Eh). El último de los parámetros se midió utilizando una sonda y electrodo OAKTON (Vernon Hills, USA) y el resto mediante una sonda multisensor Horiba U-10, ambos calibrados contra métodos internacionalmente estandarizados. La recolección de las muestras de agua estuarial superficial (una muestra por fecha) para la determinación de nitrito, nitrato, fosfato y silicato disuelto, materia orgánica particulada (MOP) y pigmentos (clorofila *a* y feopigmentos) fue realizada con botellas de muestreo de terftalato de polietileno (PET) de 500 ml (APHA-AWWA-WEF, 1998). Antes de tomar cada muestra, los recipientes fueron enjuagados con el agua del lugar. Las muestras para la determinación de amonio disuelto fueron recolectadas individualmente en tubos de vidrio de 10 ml con una gota de ácido sulfúrico 3.6 N usado como preservante (APHA-AWWA-WEF, 1998). Todas las muestras fueron transportadas hasta el laboratorio en una heladera portátil, donde se mantuvieron refrigeradas ( $\sim 4$  °C) hasta su análisis.

En el laboratorio, aproximadamente la mitad del volumen de las muestras de las botellas fueron filtradas para la determinación de nitrito, nitrato, fosfato, silicatos y pigmentos, a baja intensidad luminosa, en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C, a presión de vacío controlada. Los filtros obtenidos fueron plegados, conservados en oscuridad en sobres de papel aluminio y refrigerados ( $\sim 4$  °C) para la posterior determinación de pigmentos (APHA-AWWA-WEF, 1998). Por otro lado, se tomaron entre 100 y 250 ml de la muestra

original (dependiendo de su turbidez) para la determinación de MOP. El filtrado se realizó de la manera previamente descrita para el de agua intersticial (capítulo 2).

Las determinaciones de nutrientes inorgánicos disueltos y de MOP se realizaron utilizando los métodos analíticos descritos en el capítulo 2. La determinación del contenido de clorofila *a* y feopigmentos se realizó de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA-AWWA-WEF (1998), que consiste en una extracción con solvente orgánico (acetona 90%) y el agregado de ácido clorhídrico 0,1 N. Las lecturas de absorbancias de los extractos se realizaron en un espectrofotómetro UV-visible, Beckman DU-2, utilizando celdas de 5 cm de camino óptico, a una longitud de onda de 750 y 665 nm para la determinación de clorofila *a* y de los feopigmentos, respectivamente.

NOTA: Las determinaciones analíticas de nutrientes, MOP y pigmentos estuvieron a cargo del personal del Laboratorio de Química Marina, del Área Oceanografía Química del IADO

## VILLA DEL MAR

La temperatura mostró el patrón esperado con mínimos valores en invierno y máximos en verano; el mínimo valor registrado fue de 6,1 °C en julio de 2007 y el máximo fue de 22,6 °C en febrero del mismo año. La salinidad varió entre 30,9 (abril 2007) y 36,6 (febrero 2008) y en general se observaron mayores valores en invierno y verano y mínimos en otoño y primavera (Fig. A.1 a).

El pH varió en un rango limitado (7,8 – 8,5); sin embargo, en febrero 2008 se observó un mínimo de 6,8. El máximo valor registrado fue en enero de 2007, pero no se apreció una dinámica estacional definida. El potencial redox fluctuó a lo largo del año pero siempre con valores positivos y sin mostrar un patrón estacional claro; el máximo valor observado fue de 297 mV en junio de 2007 y el mínimo, registrado en enero de 2007, fue de 94 mV (Fig. A.1 b).

En general, los valores de oxígeno disuelto son altos, siendo en casi todos los casos mayores a 7 mg/L; sin embargo, un valor bajo fue observado enero de 2007 (4,8 mg/L). Existió una tendencia a encontrarse menores valores en verano y máximos en invierno (11,4 mg/L en junio de 2007). Los porcentajes de saturación de oxígeno variaron entre 69 y 123 %, siendo la mayor parte del año superior a 100 % (Fig. A.1 c).

Los picos de turbidez coinciden con los picos de materia orgánica particulada; éstos se encontraron en invierno (de 2006 y 2007) y también a fines de la primavera de 2007. Los mínimos valores para ambos parámetros se observaron en febrero, tanto de 2007 como de 2008. Los rangos observados fueron de 0,47-14,5 mg/L y de 49,5-999 (el máximo valor que puede registrar el instrumental) UNT para MOP y turbidez, respectivamente (Fig. A.1 d).

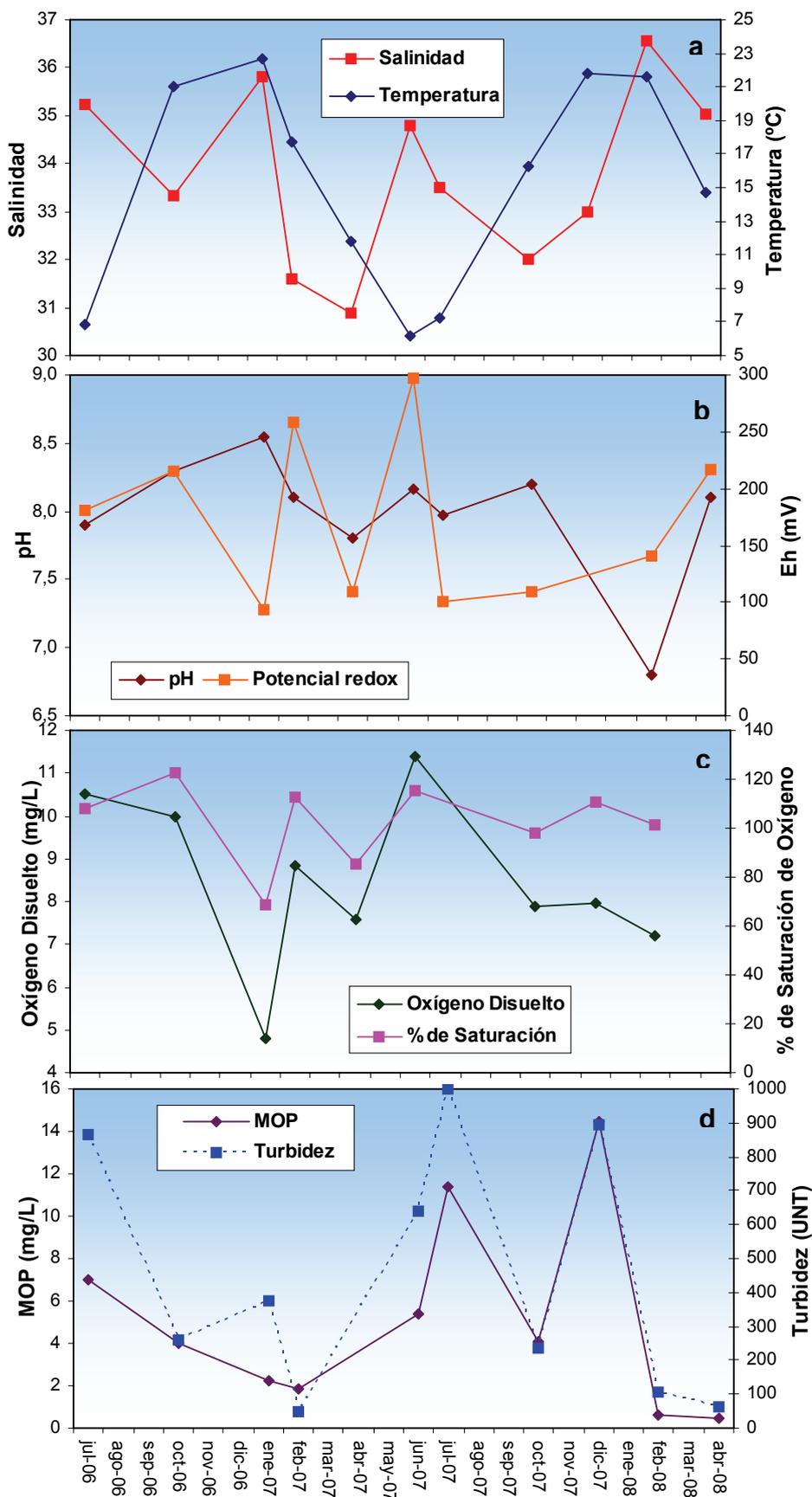
El amonio fue la especie dominante del DIN (nitrógeno inorgánico disuelto, del inglés: *dissolved inorganic nitrogen*), ya que sus valores (que variaron entre 3,86 y 29,9  $\mu\text{mol/L}$ ) fueron mayores que los de las otras especies nitrogenadas y su dinámica anual refleja la del DIN. La segunda especie nitrogenada en importancia fue el nitrato, seguida por el nitrito, con rangos de nd\*-8,5  $\mu\text{mol/L}$  y 0,063-2,2  $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente. Los tres nutrientes variaron ampliamente a lo largo del período de estudio. En general, hubo mayores valores de amonio y nitrato en invierno, mientras que los picos de nitrito se observaron en abril de 2007 y 2008 y en diciembre 2007 (Fig. A.2 a y b).

Las concentraciones de fosfatos y silicatos nunca registraron valores no detectables y no variaron tanto como la de los nutrientes nitrogenados, con rangos de 1,55-4,86  $\mu\text{mol/L}$  y de 51,73-125,35  $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente. Ninguno de los dos nutrientes presentó un patrón estacional claro, aunque mayores valores se observaron para ambos casos en abril 2007 y febrero 2008 (Fig. A.2 c).

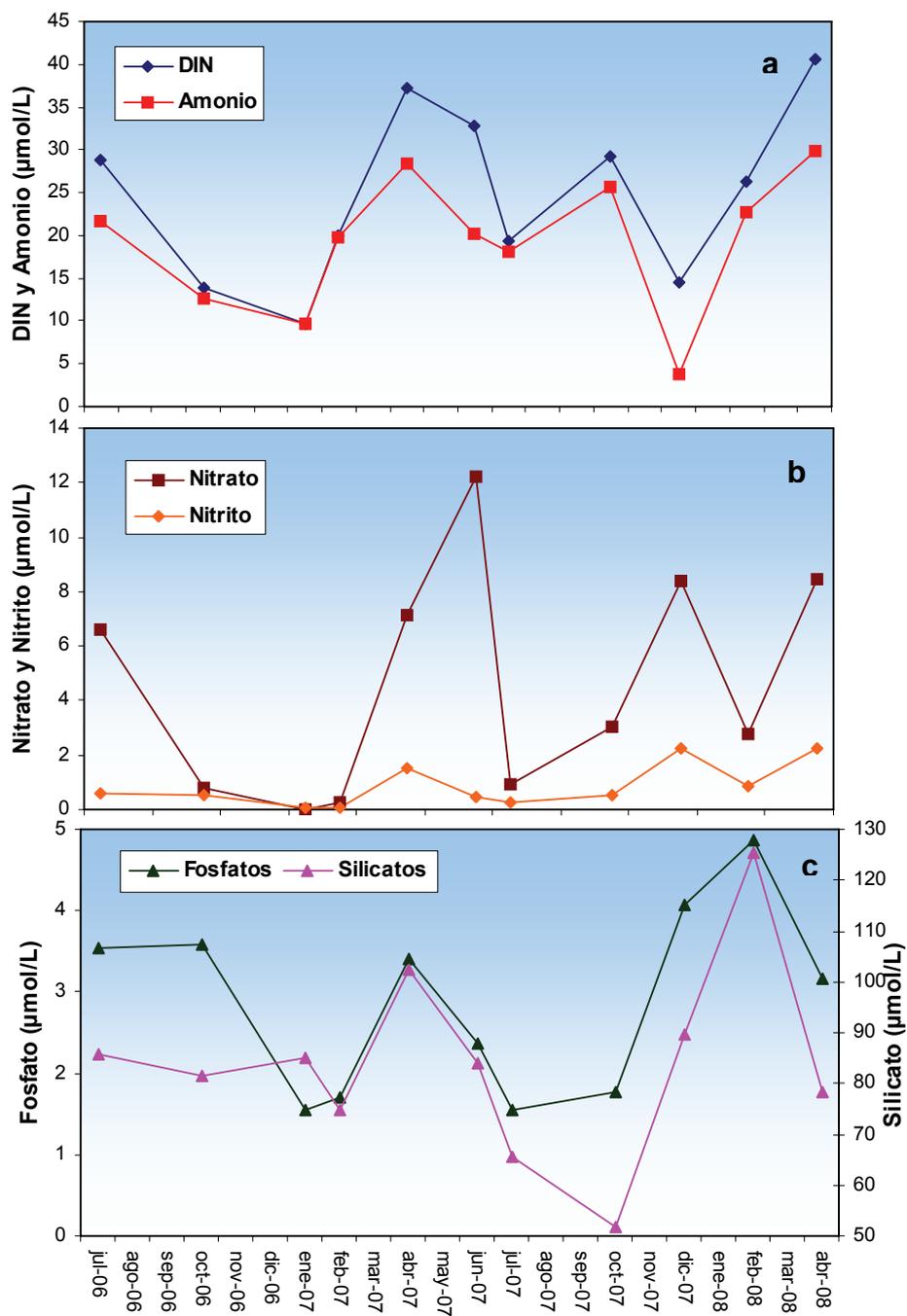
Las concentraciones de clorofila *a* y feopigmentos mostraron un patrón similar, con picos en abril y julio 2007 y mínimos valores principalmente en primavera (octubre de 2007 y 2008). Generalmente se observaron mayores valores de feopigmentos (2,94 - 49,3  $\mu\text{g/L}$ ) que de clorofila *a* (nd- 34,5  $\mu\text{g/L}$ ), aunque en febrero de 2007 y de 2008 se observó la tendencia contraria (Fig. A.3).

---

\* no detectable



**Fig. A.1.** Parámetros fisicoquímicos y MOP en agua de columna de Villa del Mar: (a) salinidad y temperatura, (b) pH y Eh, (c) oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno y (d) MOP y turbidez



**Fig. A.2.** Nutrientes inorgánicos disueltos en el agua de columna de Villa del Mar: (a) DIN y amonio, (b) nitrato y nitrito y (c) fosfato y silicato

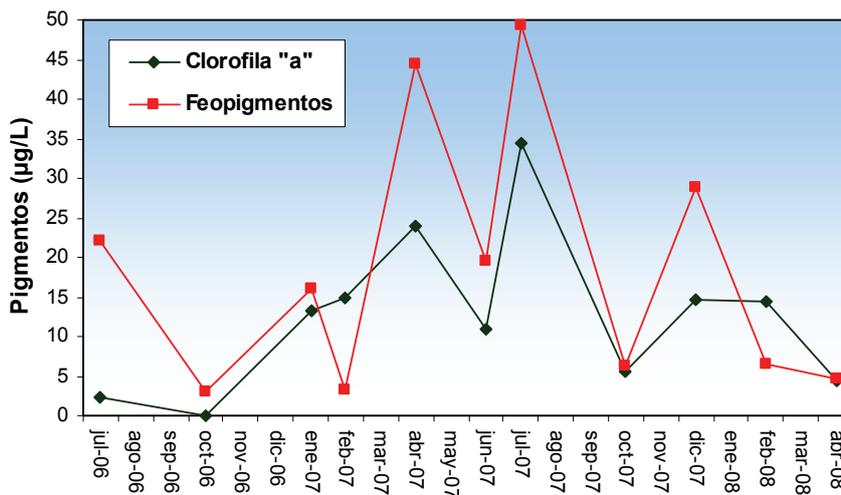


Fig. A.3. Clorofila *a* y feopigmentos en agua de columna de Villa del Mar

## PUERTO CUATREROS

La temperatura mostró el patrón esperado con mínimos valores en invierno (10,9 °C en julio) y máximos en primavera-verano con valores superiores a 20 °C. La salinidad varió entre 31,7 (noviembre 2007) y 38,5 (enero 2008), con mayores valores en primavera- verano (excepto noviembre 2007) y mínimos en invierno (Fig. A.4 a).

El pH presentó un pico de 8,7 en otoño (mayo) y un segundo pico a fines de invierno/principios de primavera (septiembre); el mínimo valor (7,8) se registró en verano (enero 2008). El potencial redox fue siempre mayor que 200 mV, siendo el mínimo de 202 mV en mayo y el máximo de 291 mV en marzo. Al principio del período de estudio ambos parámetros mostraron un patrón similar, pero luego, en mayo, la dinámica de ambas variables comenzó a diferir (Fig. A.4 b).

Los valores de oxígeno disuelto variaron entre 5,3 mg/L (noviembre 2008) y 8,1 mg/L (marzo). Este parámetro muestra una tendencia a aumentar en otoño-invierno y con menores valores en primavera- verano. Los porcentajes de saturación variaron entre 78 y 110 %, siendo durante la mayor parte del año inferiores al 100 % (Fig. A.4 c).

La materia orgánica (1,23 - 4,25 mg/L) presenta valores máximos en primavera (noviembre 2007) y otoño (mayo) mientras que menores valores se encuentran en verano e invierno. A diferencia de lo que ocurrió en Villa del Mar, en este caso los picos de turbidez y MOP no coinciden, sino que están desfasados, con el máximo de turbidez (239 UNT) en enero, entre los dos valores mayores de MOP. Así, el máximo de turbidez se encontró en verano, mientras que el mínimo fue en invierno (julio), de 24 UNT (Fig. A.4 d).

Aunque todos los nutrientes fluctuaron a lo largo del año, el que más lo hizo fue el amonio (rango = 2,17 - 57,9  $\mu\text{mol/L}$ ), con mínimos valores en verano e invierno y máximos en otoño y fines de invierno (septiembre). Este nutriente fue la especie dominante del DIN, siguiendo ambos una dinámica muy similar. El nitrato y el nitrito mostraron ambos mínimos valores a fines de invierno (0,25 y 0,10  $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente) y máximos en noviembre 2008 (17,6 y 3,31  $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente) (Fig. A.5 a y b).

Los fosfatos y silicatos siempre estuvieron presentes en el agua de columna. Ambos mostraron mínimos valores en invierno y máximos en la primavera del 2008, con rangos de 1,47- 6,03  $\mu\text{mol/L}$  y 47,6- 281  $\mu\text{mol/L}$ , respectivamente (Fig. A.5 c)

Los dos pigmentos presentaron valores bajos al principio del período de estudio (primavera) y aumentaron paulatinamente hasta un máximo en otoño (mayo) para luego volver a descender a valores mínimos en invierno-primavera de 2008. La concentración de feopigmentos (0,48 - 32  $\mu\text{g/L}$ ) fue mayor que la de clorofila *a* (1,27- 22,9  $\mu\text{g/L}$ ), excepto en noviembre 2007 (primavera) y en septiembre 2008 (fines de invierno), donde ambos pigmentos presentaron la misma concentración (Fig. A.6).

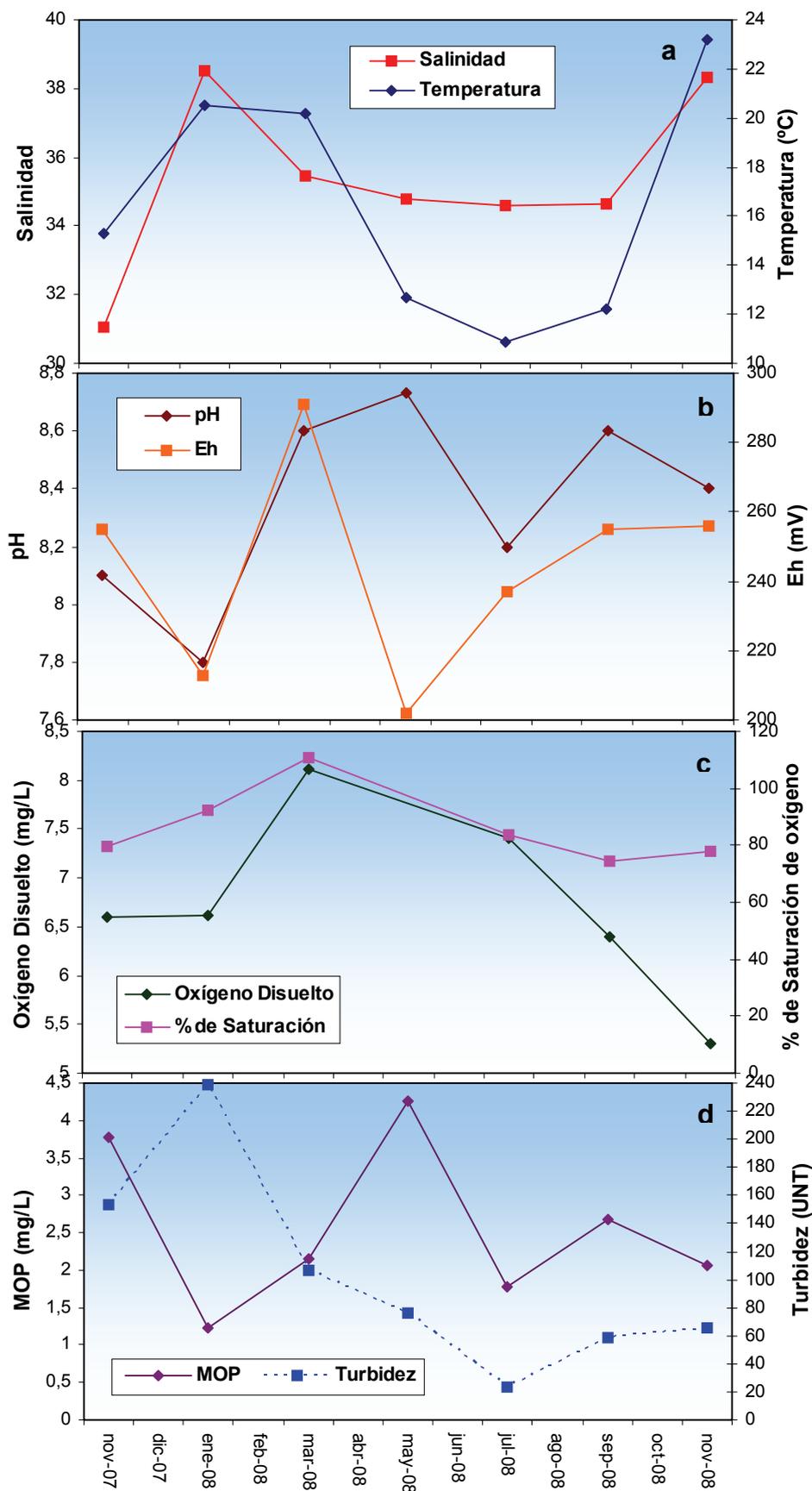
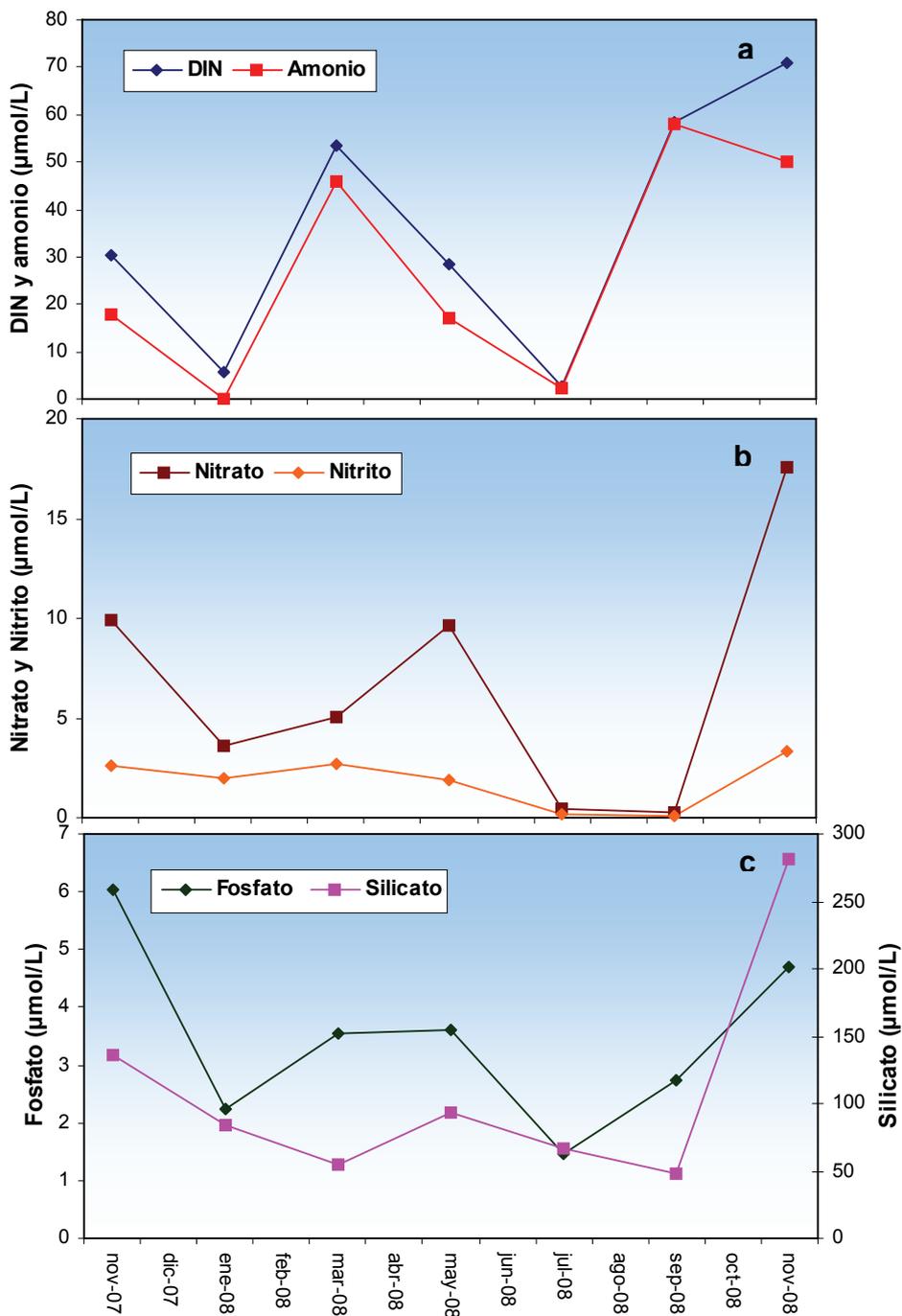
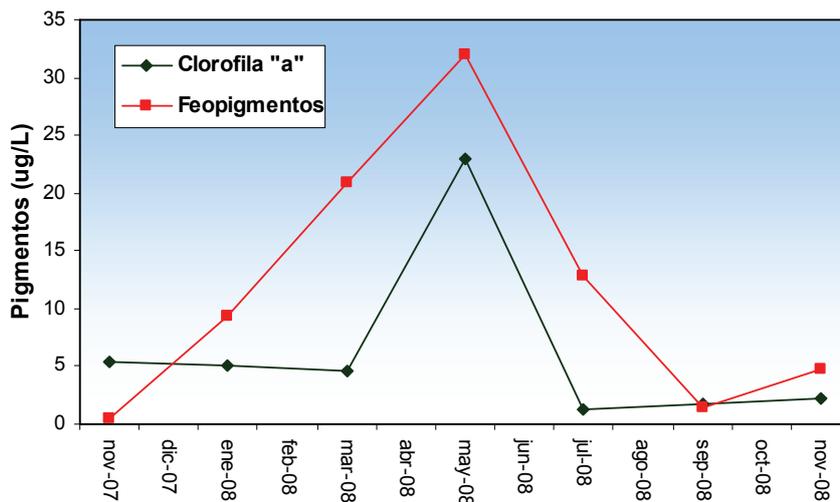


Fig. A.4. Parámetros fisicoquímicos y MOP en agua de columna de Puerto Cuatrerros: (a) salinidad y temperatura, (b) pH y Eh, (c) oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno y (d) MOP y turbidez



**Fig. A.5.** Nutrientes inorgánicos disueltos en el agua de columna de Puerto Cuatrerros: (a) DIN y amonio, (b) nitrato y nitrito y (c) fosfato y silicato



**Fig. A.6.** Clorofila *a* y feopigmentos en agua de columna de Puerto Cuatrerros

En la tabla A.1 se muestra el comportamiento de los parámetros analizados comparativamente para ambas áreas de estudio. En ella se pueden observar ciertas tendencias, como una mayor concentración de nutrientes en Puerto Cuatrerros pero una mayor concentración de MOP en Villa del Mar. Las posibles causas de esta y otras observaciones que puedan surgir de estos resultados escapan de los objetivos del presente anexo pero sientan la base para futuras investigaciones al respecto.

**Tabla A.1.** Parámetros fisicoquímicos y analitos determinados en agua de columna de ambas áreas estudiadas (nd=no detectable)

<b>Parámetro o analito</b>	<b>Villa del Mar</b>			<b>Puerto Cuatrerros</b>		
	<b>Media ± ES</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Media ± ES</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
<b>Temperatura (°C)</b>	15,25 ± 1,93	6,8	22,6	16,43 ± 1,83	10,9	23,2
<b>Salinidad</b>	33,8 ± 0,5	30,9	36,6	35,3 ± 1	31,07	38,54
<b>pH</b>	8 ± 0,1	6,8	8,5	8,3 ± 0,1	7,8	8,7
<b>Potencial redox (mV)</b>	173 ± 22	93	296	244 ± 11	202	291
<b>OD (mg/L)</b>	8,5 ± 0,7	4,8	11,4	6,7 ± 0,4	6,6	8,1
<b>% saturación de oxígeno</b>	102 ± 6	69	123	86 ± 5	78	110
<b>MOP (mg/L)</b>	5,15 ± 1,47	0,47	14,48	2,56 ± 0,41	1,23	4,25
<b>Turbidez (UNT)</b>	499 ± 117	50	999	103 ± 27	24	239
<b>Amonio (µmol/L)</b>	19,3 ± 2,40	3,86	29,86	30,92 ± 7,77	2,17	57,95
<b>Nitrato (µmol/L)</b>	4,6 ± 1,25	nd	12,19	6,66 ± 2,34	0,25	9,94
<b>Nitrito (µmol/L)</b>	0,84 ± 0,24	0,06	2,24	1,83 ± 0,47	0,11	331
<b>Fosfatos (µmol/L)</b>	2,87 ± 0,34	1,55	4,86	3,48 ± 0,58	1,47	4,71
<b>Silicatos (µmol/L)</b>	84,04 ± 8,95	51,74	125,35	108,80 ± 0,81	54,01	281,17
<b>Clorofila a (µg/L)</b>	12,60 ± 3,02	nd	23,85	6,17 ± 2,86	1,27	22,90
<b>Feopigmentos (µg/L)</b>	18,55 ± 4,96	2,94	49,31	11,65 ± 4,32	0,48	31,97