



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

**FLUJOS DE OXÍGENO Y NUTRIENTES ENTRE  
SEDIMENTO Y COLUMNA DE AGUA: CASO DE LAS  
ARENAS FINAS INFRALITORALES**

**TESIS DOCTORAL**

Autor:  
Javier Sospedra Císcar

Director:  
Dra. Silvia Falco Giaccaglia

Valencia, diciembre del 2014



## AGRAÏMENTS

Son moltes les persones que d'una manera o d'una altra han contribuït a la realització d'aquest treball. A totes elles voldria expressar el meu agraïment ja que sense elles tot açò no haguera sigut impossible.

En primer lloc, agrair a la Dra. Silvia Falco i al Dr. Miguel Rodilla per confiar en mi des del primer moment donant-me la possibilitat d'emprendre aquesta etapa i per la implicació, temps i esforços dedicats per a que aquest treball aplegara a bon terme. A Silvia per la seva constància, motivació i incondicional suport al llarg d'aquests anys. A Miguel per les idees i suggeriments aportats, pel sacrifici físic i mental emprat en els treballs de camp i per la seva perseverança pel bon fer de les coses.

A tots els companys sempre disposats a prestar la seva ajuda en qualsevol moment, pel seu suport i motivació i, sobre tot, pels nombrosos moments compartits. Especial agraïment per a Tania i Isa que em van ajudar des dels inicis, i per a Julia, Ferran i Júlia. Tampoc puc oblidar-me de Virginia, Rafa, Juan Diego, Diego, Rui i Paolo.

Son moltes les persones, de segur que se m'oblida alguna, que han prestat la seva ajuda desinteressadament en els mostrejos de camp patint fred, calor, marejos i fins i tot abordatges: Matías, Ángel, Lluís, Josep, Mónica, Yolanda, Toni, Ana, Estanis, Hugo i Carlos. També agrair a Alex la seva implicació així com als tècnics Javi, Carmen i Alicia. A Lara i Itziar per la seva contribució en els experiments *ex situ*.

Al Dr. Vicent Estruch per la seva ajuda en els conceptes matemàtics i estadístics.

A la Conselleria d'Educació de la Generalitat Valenciana que, mitjançant la concessió de la beca de formació de personal investigador de caràcter predoctoral, ha finançat part d'aquest estudi.

Finalment agrair a la meua família pel seu suport, comprensió i ajuda infinita per a seguir fins al final, així com als meus amics.



## RESUMEN

En el metabolismo bentónico de las zonas costeras y someras interactúan de forma compleja un gran número de procesos y factores tanto físicos como químicos y biológicos. La respiración bentónica y la regeneración de nutrientes en los fondos de arenas permeables del infralitoral han sido, tradicionalmente, poco estudiadas, sin embargo, éstas pueden tener una repercusión directa y trascendental en los ecosistemas costeros. Esta tesis tiene como propósito general la determinación de los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua. Además, se plantea estudiar las posibles interacciones entre distintas variables ambientales e identificar aquellas más influyentes en el metabolismo bentónico sobre fondos de arenas finas y homogéneas.

En este estudio se llevaron a cabo un total de ocho campañas de trabajo *in situ* en una estación de muestreo situada sobre fondos en los que se asienta la biocenosis de arenas finas bien calibradas y en cuya superficie se desarrollan tapices de microfitobentos. En estas campañas se tomaron muestras de la columna de agua, del sedimento y se instalaron trampas de sedimentación y cámaras de incubación bentónicas, tanto opacas como transparentes, sobre el sedimento a lo largo del ciclo anual. Además, se realizaron dos experimentos, bajo condiciones controladas en laboratorio, en los que se incubó la misma matriz granulométrica presente en la estación de muestreo y a la que se añadieron distintos niveles de materia orgánica y del bivalvo *Spisula subtruncata* respectivamente.

La respiración bentónica de estas arenas finas infralitorales estuvo regulada por una pequeña fracción de materia orgánica presente en el sedimento, compuesta por carbono biopolimérico y pigmentos cloroplásticos, en condiciones de oscuridad. Ello supuso un consumo de oxígeno por parte del sedimento y una liberación de nitrógeno inorgánico disuelto y ácido ortosilícico hacia la columna de agua. En condiciones de luz, la correlación detectada entre la producción primaria neta y la irradiancia media incidente sobre la superficie del sedimento indicó que el microfitobentos tuvo un papel destacado en la producción de

oxígeno y en el metabolismo de estos fondos. Las arenas finas bien calibradas, emplazadas en un ambiente meramente oligotrófico, se mostraron heterotróficas a lo largo del año, consumiendo oxígeno y liberando nitrógeno inorgánico disuelto y ácido ortosilícico a la columna de agua según los flujos diarios estimados, en los que se asumió que el intercambio ocurrido durante la fase diurna se corresponde con los flujos de las cámaras transparentes y los de la fase nocturna a los flujos en oscuridad. Únicamente durante la primavera, estos fondos fueron autotróficos debido a la mayor irradiancia incidente en esta estación que estimuló la producción primaria realizada por el microfitorbentos. Esta producción primaria bentónica fue superior a la producción planctónica en todas las campañas, realizadas todas ellas en circunstancias de estabilidad hidrodinámica sobre estos fondos someros.

Los experimentos *ex situ* mostraron que la respiración bentónica respondió de forma más acusada en condiciones oligotróficas, lo que también conllevó un mayor incremento en la liberación de nitrógeno inorgánico disuelto, que en situaciones eutróficas o hipereutróficas. La presencia de *S. subtruncata*, una de las especies más abundantes en la estación de muestreo, también implicó incrementos del 60-75 % en el consumo de oxígeno y del 65-100 % en la liberación de nitrógeno inorgánico disuelto a densidades comprendidas entre los 400 y 850 ind m<sup>-2</sup>, debido a su metabolismo y actividad.

## RESUM

En el metabolisme bentònic de les zones costaneres i poc profundes interactuen de forma complexa un gran nombre de processos y factors tant físics com químics i biològics. La respiració bentònica i la regeneració de nutrients en els fons d'arenas permeables del infralitoral han sigut, tradicionalment, poc estudiades, no obstant això, aquestes poden tenir una repercussió directa i transcendental en els ecosistemes costaners. Aquesta tesi té com a propòsit general la determinació dels fluxos d'oxigen dissolt i nutrients en la interfase sediment-aigua. A més, es planteja estudiar les possibles interaccions entre diferents variables ambientals i identificar aquelles més influents en el metabolisme bentònic sobre fons d'arenas fines i homogènies.

En aquest estudi es dugueren a terme un total de vuit campanyes de treball *in situ* en una estació de mostreig situada sobre fons en els que s'assenta la biocenosi d'arenas fines ben calibrades i en la superfície de les quals es desenvolupen tapisos de microfitobentos. En aquestes campanyes es van prendre mostres de la columna d'aigua, del sediment i s'instal·laren trapes de sedimentació i cambres d'incubació bentòniques, tant opaques com transparents, sobre el sediment al llarg del cicle anual. A més a més, es realitzaren dos experiments, sota condicions controlades en laboratori, en els que s'incubà la mateixa matriu granulomètrica present en l'estació de mostreig i a la que s'afegiren distints nivells de matèria orgànica i del bivalve *Spisula subtruncata* respectivament.

La respiració bentònica d'aquestes arenas fines infralitorals va estar regulada per una petita fracció de matèria orgànica present en el sediment, composta per carboni biopolimèric i pigments cloroplàstics, en condicions d'obscuritat. Això va suposar un consum d'oxigen per part del sediment i una alliberació de nitrogen inorgànic dissolt i àcid ortosilícic cap a la columna d'aigua. En condicions de llum, la correlació detectada entre la producció primària neta i la irradiància mitjana incident sobre la superfície del sediment indicà que el microfitobentos va tenir un paper destacat en la producció d'oxigen i en el metabolisme d'aquests fons. Les arenas fines ben calibrades, emplaçades en un ambient merament oligotròfic, es

mostraren heterotròfiques al llarg de l'any, consumint oxigen i alliberant nitrogen dissolt i àcid ortosilícic a la columna d'aigua segons els fluxos diaris estimats, en els quals es va assumir que l'intercanvi ocorregut durant la fase diürna es correspon amb els fluxos de les càmeres transparents i els de la fase nocturna amb els fluxos en obscuritat. Únicament, durant la primavera, aquests fons foren autotròfics degut a la major irradiància incident en aquesta estació que estimulà la producció primària realitzada pel microfitobentos. Aquesta producció primària bentònica fou superior a la producció planctònica en totes les campanyes, realitzades totes elles en circumstàncies d'estabilitat hidrodinàmica sobre aquests fons poc profunds.

Els experiments *ex situ* mostraren que la respiració bentònica va respondre de forma més acusada en condicions oligotròfiques, el que també va comportar un major increment en l'alliberació de nitrogen inorgànic dissolt, que en situacions eutròfiques o hipereutròfiques. La presència de *S. subtruncata*, una de les espècies més abundants en l'estació de mostreig, també implicà increments del 60-75 % en el consum d'oxigen i del 65-100 % en l'alliberació de nitrogen inorgànic dissolt a densitats compreses entre els 400 i 850 ind m<sup>-2</sup>, degut al seu metabolisme i activitat.

## **ABSTRACT**

A large number of processes and physical, chemical and biological factors, interact in a complex way in benthic metabolism of shallow coastal areas. Traditionally, benthic respiration and nutrient regeneration in infralittoral permeable sands have not been widely studied, although these sands can have a direct and transcendental impact in coastal ecosystems. The overall purpose of this dissertation is to determine oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface. Moreover, the study of possible interactions among environmental variables and the identification of those ones more influential on benthic metabolism in sorted fine sands it is considered.

In this study, eight sampling campaigns were carried out in a sampling station placed over well sorted fine sand bottoms, in which microphytobenthos biofilms are also developed in these surfaces. At each sampling campaign, water column and surface sediment were sampled, apart from dark and light benthic chambers, and sediment traps were deployed. Additionally, two experiments were performed under controlled conditions in laboratory, where the same granulometric matrix of the sampling station was incubated with different levels of organic matter and *Spisula subtruncata* respectively.

In dark conditions, the benthic respiration in these infralittoral fine sands were regulated by a very small fraction of organic matter at the sediment, composed of biopolymeric carbon and chloroplastic pigments. This resulted in an oxygen uptake by the sediment and a dissolved inorganic nitrogen and orthosilicic acid release into the water column. In light conditions, the strong correlation between the net primary production and the average of incident irradiance on the sediment surface indicated that microphytobenthos played a major role in the oxygen production and in the metabolism of these bottoms. According to daily fluxes, in which it was assumed that the exchange during daylight period corresponds to light chamber fluxes and nighttime exchange with the dark chamber fluxes, these well sorted fine sands, placed in an oligotrophic environment, were heterotrophic throughout the year. This meant that oxygen was consumed by sediments and

dissolved inorganic nitrogen and orthosilicic acid were released to water column over an annual cycle. Only during the spring, these bottoms were autotrophic due to a higher incident irradiance over sediments that promoted primary production by microphytobentos. In these shallow bottoms, the benthic primary production was higher than the planktonic primary production in all sampling campaigns, carried out under hydrodynamic stability circumstances.

*Ex situ* experiments showed that benthic respiration responded more markedly in oligotrophic conditions, which also lead to a greater increase in dissolved inorganic nitrogen release, than eutrophic or hypereutrophic situations. The presence of *S. subtruncata*, one of the most abundant species in the sampling station, involved an increase in both oxygen uptake, in 60-75 %, and dissolved inorganic nitrogen release, in 65-100 %, at densities between 400 and 850 ind m<sup>-2</sup>, because of its metabolism and activity.

# ÍNDICE

<b>1. Introducción .....</b>	<b>1</b>
1.1. Las zonas costeras marinas.....	3
1.1.1. Importancia de los nutrientes y materia orgánica en las zonas costeras..	4
1.2. El metabolismo bentónico .....	7
1.3. Los fondos de arenas finas bien calibradas.....	14
1.4. Métodos de estudio del metabolismo bentónico .....	15
<b>2. Objetivos .....</b>	<b>21</b>
<b>3. Zona de estudio.....</b>	<b>25</b>
3.1. Localización geográfica.....	27
3.2. Características generales.....	29
<b>4. Material y métodos .....</b>	<b>33</b>
4.1. Campañas de trabajo en la estación de muestreo .....	35
4.1.1. Descripción de las campañas <i>in situ</i> .....	35
4.1.2. Datos meteorológicos e hidrodinámicos .....	37
4.1.3. Tasas de sedimentación.....	39
4.1.3.1. <i>Técnicas de muestreo</i> .....	39
4.1.3.2. <i>Cadena de custodia y métodos analíticos</i> .....	40
4.1.3.3. <i>Estimación de las tasas de sedimentación</i> .....	41
4.1.4. Variables de la columna de agua .....	43
4.1.4.1. <i>Técnicas de muestreo</i> .....	43
4.1.4.2. <i>Cadena de custodia</i> .....	44
4.1.4.3. <i>Métodos analíticos</i> .....	45
4.1.5. Variables del sedimento.....	47
4.1.5.1. <i>Técnicas de muestreo</i> .....	47
4.1.5.2. <i>Cadena de custodia</i> .....	48
4.1.5.3. <i>Métodos analíticos</i> .....	49
4.1.6. Flujos de solutos en la interfase sedimento-agua .....	54
4.1.6.1. <i>Técnicas de muestreo</i> .....	55
4.1.6.2. <i>Cadena de custodia y métodos analíticos</i> .....	57
4.1.6.3. <i>Estimación de los flujos de solutos</i> .....	57
4.2. Incubaciones de sedimento en laboratorio .....	60
4.2.1. Recolección y tratamiento del sedimento.....	60
4.2.2. Diseño e implementación de los experimentos.....	61

4.2.3. Estimación de los flujos en la interfase sedimento-agua .....	66
4.3. Tratamiento estadístico .....	67
<b>5. Resultados y discusión .....</b>	<b>71</b>
5.1. Variables ambientales y procesos físicos y biogeoquímicos en la estación de muestreo.....	73
5.1.1. Datos meteorológicos e hidrodinámicos.....	73
5.1.2. Análisis de las tasas de sedimentación .....	83
5.1.3. Caracterización de la columna de agua.....	89
5.1.4. Caracterización de los sedimentos .....	101
5.1.4.1. <i>Caracterización físico-química de los sedimentos</i> .....	101
5.1.4.2. <i>Estudio de la macrofauna bentónica</i> .....	117
5.1.5. Flujos de solutos en la interfase sedimento-agua.....	127
5.1.5.1. <i>Análisis de la influencia de la luz en la interfase sedimento-agua</i> .....	127
5.1.5.2. <i>Evolución de los distintos solutos en condiciones de oscuridad</i> .....	135
5.1.5.3. <i>Flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua</i> .....	136
5.1.5.4. <i>Implicaciones de los flujos bentónicos de nutrientes sobre la producción primaria bentónica</i> .....	164
5.2. Flujos de solutos en la interfase sedimento-agua mediante incubaciones en laboratorio.....	169
5.2.1. Incubaciones con enriquecimiento orgánico.....	169
5.2.2. Incubaciones con <i>Spisula subtruncata</i> .....	178
5.2.3. Relevancia de la materia orgánica y macrofauna en el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua de las arenas finas .....	186
<b>6. Conclusiones .....</b>	<b>191</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>199</b>
<b>Anexo I .....</b>	<b>225</b>
<b>Anexo II.....</b>	<b>233</b>
<b>Anexo III .....</b>	<b>241</b>
<b>Anexo IV.....</b>	<b>247</b>
<b>Anexo V .....</b>	<b>255</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1.** Diagénesis de la materia orgánica (según Froelich et al., 1979). Las distintas reacciones redox están organizadas de menos a más (de abajo a arriba) en función de su energía liberada.
- Figura 3.1.** Localización geográfica del golfo de Valencia en el mar Mediterráneo.
- Figura 3.2.** Distribución de las arenas finas bien calibradas en el golfo de Valencia, elaborado a partir del MAGRAMA (2010).
- Figura 3.3.** Distribución de las arenas finas bien calibradas en el sector sur del golfo de Valencia (elaborado a partir del MAGRAMA).
- Figura 3.4.** Imágenes tomadas en la estación de muestreo en las que se puede apreciar la heterogeneidad del sedimento. A) Distribución en parches del microfitorobentos (manchas de color pardo) en el interior de una cámara de incubación y efectos de la bioturbación. B) Distribución de material orgánico particulado según las ondulaciones o *ripples*.
- Figura 3.5.** Localización geográfica de la estación de muestreo en la zona costera de Gandía.
- Figura 4.1.** Trampa de sedimentación compuesta por seis tubos de 12 ml.
- Figura 4.2.** Esquema del perfil del método de extracción (según Valeur, 1994). Ft = flujo total de deposición, Fp = flujo de deposición primaria, Fr = flujo de resuspensión de sedimentos, Dp = tasa de deposición primaria, Dr = tasa de deposición resuspendida, Dt = tasa de deposición total.
- Figura 4.3.** *Cover* relleno de sedimento inalterado.
- Figura 4.4.** Cámaras de incubación empleadas *in situ*.
- Figura 4.5.** Cámaras de incubación opacas y transparentes instaladas en la estación de muestreo.
- Figura 4.6.** Esquema del funcionamiento del mesocosmos en A) fase de aclimatación y B) extracción de alícuotas del agua incubada en la fase de incubación.
- Figura 4.7.** Diagrama del experimento durante la aclimatación. UV representa la lámpara ultravioleta, en funcionamiento únicamente en la última fase de la aclimatación.
- Figura 5.1.** Frecuencia e intensidad de la procedencia del viento durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.
- Figura 5.2.** Frecuencia e intensidad de la procedencia del oleaje (altura significativa espectral) durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.
- Figura 5.3.** Dirección y velocidad de la corriente en la columna de agua durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

- Figura 5.4.** Resultados de las Dp Cl-a y Dr Cl-a obtenidas en las campañas de trabajo.
- Figura 5.5.** Relaciones estequiométricas de los nutrientes en las muestras analizadas. Para cada área del gráfico, el nutriente potencialmente limitante para el fitoplancton está indicado en orden de prioridad.
- Figura 5.6.** Distribución de la irradiancia incidente sobre la superficie del sedimento a lo largo del día de las incubaciones *in situ* en cada campaña, en horario GMT.
- Figura 5.7.** SCl-a y Feo presentes en el sedimento en las distintas campañas y la relación entre ambos fitopigmentos
- Figura 5.8.** PRT y CHO presentes en el sedimento en las distintas campañas y la relación entre ambos componentes.
- Figura 5.9.** Compuestos biopoliméricos del carbono y su fracción correspondiente de proteínas, carbohidratos y lípidos, expresados en  $\mu\text{gC g}^{-1}$  en cada una de las campañas de trabajo.
- Figura 5.10.** Contribución de los fitopigmentos (SCl-a, Feo y PCE) a los compuestos biopoliméricos del carbono en las distintas campañas de trabajo.
- Figura 5.11.** Número de táxones de macrofauna bentónica hallados en cada campaña.
- Figura 5.12.** Porcentaje de la abundancia de los tipos de alimentación en las distintas campañas.
- Figura 5.13.** Diagrama de ordenación del análisis de correspondencia canónica en el que se muestran las relaciones de la densidad de los distintos grupos tróficos y las variables ambientales seleccionadas.
- Figura 5.14.** Evolución del OD observada en una cámara de incubación transparente durante las campañas de A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.
- Figura 5.15.** Concentración de OD en las cámaras bentónicas transparente y opaca y el flujo de irradiancia incidente en el sedimento frente al tiempo (según Jahnke et al., 2008).
- Figura 5.16.** Representación gráfica de los tres métodos aplicados para el cálculo de los flujos de OD, A) IF observados, B) ajuste lineal y C) ajuste polinómico de 3º para la cámara transparente nº2 de la campaña de Verano 2010.
- Figura 5.17.** Flujos de OD obtenidos a partir de la concentración inicial y final observada, de un ajuste lineal y polinómico de 3º para cada una de las campañas muestreadas.
- Figura 5.18.** Evaluación del metabolismo del ecosistema bentónico con el índice del estado trófico del oxígeno, *Trophic Oxygen State Index* (Viaroli y Christian, 2003; Bartoli et al., 2008). TH Totalmente Heterotrófico; NH Netamente Heterotrófico; NA Netamente Autotrófico; TA Totalmente Autotrófico.
- Figura 5.19.** Evolución del OD en condiciones de oscuridad observada en una cámara de incubación durante las campañas de A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C)

Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

- Figura 5.20.** Flujos de OD obtenidos en condiciones oscuridad y de luz para las distintas campañas.
- Figura 5.21.** PPB y PPN obtenidas en las distintas campañas de muestreo.
- Figura 5.22.** Relación entre los flujos de OD en condiciones de oscuridad y el CBP y PCE.
- Figura 5.23.** Relación entre la PPN y la  $\bar{I}_z$  obtenida en las ocho campañas de muestreo.
- Figura 5.24.** Flujos de NID obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.
- Figura 5.25.** Flujos de  $\text{NH}_4^+$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.
- Figura 5.26.** Flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.
- Figura 5.27.** Flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.
- Figura 5.28.** Flujos de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.
- Figura 5.29.** Relación entre los flujos diarios de OD y la irradiancia media incidente sobre la superficie del sedimento ( $\bar{I}_z$ ).
- Figura 5.30.** Concentraciones de proteínas, carbohidratos, lípidos y carbono biopolimérico en los tratamientos Control (C), Medio (M) y Alto (A).
- Figura 5.31.** Flujos de solutos obtenidos en los distintos tratamientos con enriquecimiento orgánico.
- Figura 5.32.** Relación entre los CBP y los flujos de OD (color negro) y de NID (color gris) para cada una de las tres réplicas de los tratamientos Control ( $\square$ ), Medio ( $\Delta$ ) y Alto ( $\circ$ ).
- Figura 5.33.** Concentraciones de proteínas, carbohidratos, lípidos y carbono biopolimérico en los tratamientos Control (C), Medio (M) y Alto (A) con adición de bivalvos.
- Figura 5.34.** Flujos de solutos obtenidos en los distintos tratamientos con adición de *S. subtruncata*.
- Figura 5.35.** Porcentaje que representa el carbono contenido en las PRT, CHO y LIP en el CBP.

## ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1.1.** Clasificación trófica de los sistemas marinos en función de la fijación de carbono anual (según Håkanson, 1994 y Nixon, 1995). PP = producción primaria, Cl-*a* = clorofila *a*, NT = nitrógeno total, PT = fósforo total y Dds = profundidad de disco Secchi, en las aguas costeras.
- Tabla 4.1.** Horas de funcionamiento de las trampas de sedimentación en las distintas campañas.
- Tabla 4.2.** Horarios de las tomas del agua incubada expresado en horas y en horario GMT, tiempo de incubación y fotoperiodo para cada experimento en las distintas campañas.
- Tabla 4.3.** Variables registradas durante la fase de aclimatación en cada uno de los experimentos.
- Tabla 5.1.** Altura media de ola ( $H_m$ ) y altura máxima de ola ( $H_{max}$ ) y periodo de ola promedio  $T_m$  (a partir de datos de Puertos del Estado).
- Tabla 5.2.** Velocidad promedio de la corriente en la estación de muestreo para cada campaña.
- Tabla 5.3.** Deposiciones totales (Dt) en las distintas campañas de muestreo.  $r$  es el coeficiente de correlación del ajuste exponencial y  $n$  es el número de muestras empleadas en el ajuste.
- Tabla 5.4.** Tasas de deposición total (Dt), de deposición primaria (Dp), de resuspensión (Dr).  $MO_{Di}$  representa el porcentaje de materia orgánica en la trampa instalada a 20 cm sobre el fondo y Dt org representa la deposición total de materia orgánica. En las siguientes columnas se muestran las tasas de deposición primaria de la clorofila *a* y de resuspensión de la clorofila *a* (Dp Cl-*a* y Dt Cl-*a*). Los guiones (-) representan aquellas ocasiones en las que no se pudieron obtener datos.
- Tabla 5.5** Tasas de deposición primaria en distintas localizaciones costeras en el Mediterráneo occidental.  
<sup>1</sup> Trampas instaladas a 3 m sobre el fondo.  
<sup>2</sup> Deposición primaria a 80 cm del fondo.  
<sup>3</sup> Deposición primaria a 100 cm del fondo.
- Tabla 5.6.** Variables observadas en cada muestra recogida en la columna de agua para las distintas campañas.
- Tabla 5.7.** Porcentajes de frecuencia del nutriente potencialmente limitante en la columna de agua. Para ello se consideraron todas las profundidades de las ocho campañas.
- Tabla 5.8.** Matriz de componentes rotados obtenida por el método de extracción de componentes principales y el método de rotación varimax con Kaiser. Medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin = 0.573.

- Tabla 5.9.** Distribución del tamaño de grano y parámetros granulométricos del sedimento superficial en la estación de muestreo para las distintas campañas. G= gruesas, MG=muy gruesas, M=medias, F=finas, MF=muy finas,  $\phi$ =phi correspondiente al tamaño medio. En la selección, MBS significa moderadamente bien seleccionada.
- Tabla 5.10.** Promedio y desviación estándar de las variables físico-químicas medidas en el sedimento superficial para las distintas campañas.
- Tabla 5.11** Tabla comparativa de la concentración de fitopigmentos (clorofila *a* y feopigmentos) y de componentes biopoliméricos (proteínas, carbohidratos y lípidos) en la superficie del sedimento obtenidos por otros autores en el Mediterráneo. 1. Golfo de Marconi, bahía de Prelo. Fondos de praderas de *Posidonia oceanica* (Italia). 2. Desembocadura del río Arno (Italia). 3. Golfo de Marconi. Arenas finas con presencia de *S.subtruncata* (Italia). 4. Mar de Creta (oligotrófico). 5. Mar Adriático septentrional influenciado por la pluma del río Po (Italia). 6. Costa Apuliana. Varios ambientes meso-oligotróficos (Italia). 7. Costa de Alicante. Fondos de *Posidonia oceanica*. (España).
- Tabla 5.12.** A) Criterios para la evaluación del estado trófico del sedimento (según Dell'Anno et al., 2002 y Puscedu et al., 2011) y B) valores obtenidos en la estación de muestreo en el sector sur del golfo de Valencia para cada campaña.
- Tabla 5.13.** Listado de táxones y su densidad en cada campaña de trabajo. Los táxones se clasificaron en función de su grupo trófico en detritívoros (Det), depredadores (Dep), suspensívoros (Sus) y carroñeros (Car). Aquellos con un asterisco (\*) indican su hábitat alimentario más frecuente, aunque según algunos autores pueden tener otros hábitos.
- Tabla 5.14.** Valores de riqueza específica (S), índice de diversidad Shannon-Wiener (H'), índice de equitatividad de Pielou (J), índice de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) y los índices de evaluación del estado ecológico MEDOCC y MEDOCC-RCE para cada campaña.
- Tabla 5.15.** Promedios y desviaciones estándar de los flujos en la interfase sedimento-agua usando un ajuste lineal, en condiciones de oscuridad (O) y de luz (L) para cada soluto y en cada campaña expresado en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . El símbolo (—) indica que en esas campañas y tratamiento no se pudo estimar ningún flujo entre el sedimento y la columna de agua.
- Tabla 5.16.** Tabla comparativa de flujos de oxígeno disuelto en condiciones de oscuridad obtenidos en diferentes zonas costeras.
- Tabla 5.17.** Cantidad de clorofila *a* presente en el área incubada de sedimento (microfitobentos) y en el volumen de agua incubada (fitoplancton), estimadas a partir de los datos de SCl-*a*, densidad aparente del sedimento en peso seco ( $1.36 \text{ g cm}^{-3}$ ) y superficie ocupada por cada cámara ( $0.125 \text{ m}^2$ ) y WCl-*a* y volumen de agua incubada por cada cámara (16.7 l).
- Tabla 5.18.** Tabla comparativa de los valores de PPN y PPB obtenidos en otras regiones costeras.

- Tabla 5.19.** Cociente P/R referidos al OD para cada campaña de trabajo.
- Tabla 5.20.** Tabla comparativa de flujos de nutrientes obtenidos en otras áreas costeras en condiciones de oscuridad.
- Tabla 5.21.** Tabla comparativa de flujos de nutrientes obtenidos en otras áreas costeras en condiciones de luz.
- Tabla 5.22.** Flujos diarios estimados resultados de la combinación de los flujos obtenidos en las cámaras opacas y transparentes en cada campaña y expresados en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ .
- Tabla 5.23.** Estimación de flujos diarios para cada estación del año y balance anual de OD,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , NID,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si}(\text{OH})_4$ .
- Tabla 5.24.** Matriz de componentes rotados obtenida por el método de extracción de componentes principales y el método de rotación varimax con Kaiser. Medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin = 0.504.
- Tabla 5.25.** Producción primaria bruta bentónica y contribución de los flujos bentónicos sobre los requerimientos estequiométricos del microfitobentos en cada estación del año. Los guiones (-) representan que no hubo aportación de tal nutriente en esa estación.
- Tabla 5.26.** Clorofila *a* integrada y producción primaria integrada en la columna de agua, % contribución de N, P y Si a la PP integrada para cada estación. Los guiones (-) representan que no hubo aportación de tal nutriente en esa estación.
- Tabla 5.27.** Promedios y desviaciones estándar de las variables medidas en la superficie del sedimento y de los flujos estimados en condiciones de oscuridad obtenidos de los distintos tratamientos con enriquecimiento orgánico.
- Tabla 5.28.** Promedio y desviación estándar de los parámetros morfométricos de los individuos de *Spisula subtruncata* recolectados para el ensayo con macrofauna.
- Tabla 5.29.** Promedios y desviaciones estándar de las variables medidas en la superficie del sedimento y de los flujos estimados en condiciones de oscuridad obtenidos de los distintos tratamientos con adición de *Spisula subtruncata*.

## ABREVIATURAS

<b>AF</b>	Análisis factorial
<b>ACC</b>	Análisis de correspondencias canónicas
<b>Car</b>	Carroñeros
<b>Cl-<i>a</i> int</b>	Clorofila <i>a</i> integrada en la columna de agua ( $\text{mg m}^{-2}$ )
<b>CBP</b>	Carbono biopolimérico ( $\mu\text{gC g}^{-1}$ )
<b>CHO</b>	Carbohidratos en el sedimento expresados en unidades de glucosa ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
<b>D<sub>ds</sub></b>	Transparencia obtenida por disco Secchi (m)
<b>Dep</b>	Depredadores
<b>Det</b>	Detritívoros
<b>Dp</b>	Tasa de deposición primaria ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Dp Cl-<i>a</i></b>	Tasa de deposición primaria de clorofila <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Dr</b>	Tasa de resuspensión ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Dr Cl-<i>a</i></b>	Tasa de resuspensión de clorofila <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Dt</b>	Tasa de deposición total ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Dt org</b>	Deposición total de materia orgánica ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b><i>f</i></b>	Fotoperiodo
<b>F<sub>D</sub></b>	Flujo sedimento-agua diario ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Feo</b>	Feopigmentos ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
<b>F<sub>L</sub></b>	Flujo sedimento-agua en condiciones de luz ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>F<sub>o</sub></b>	Flujo sedimento-agua en condiciones de oscuridad ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )
<b>Fp</b>	Flujo de deposición primaria
<b>Fr</b>	Flujo de resuspensión de sedimentos
<b>Ft</b>	Flujo total de deposición
<b>H'</b>	Índice de diversidad de Shannon-Wiener
<b>H<sub>m</sub></b>	Altura significante espectral del oleaje promedio (m)
<b>H<sub>max</sub></b>	Altura significante espectral del oleaje máxima (m)
<b>I<sub>z</sub></b>	Irradiancia incidente en la superficie del sedimento ( $\text{W m}^{-2}$ )
<b><math>\bar{I}_z</math></b>	Irradiancia incidente en la superficie del sedimento promedio ( $\text{W m}^{-2}$ )
<b>J</b>	Índice de equitatividad de Pielou
<b>LIP</b>	Lípidos en el sedimento expresados en unidades de tripalmitina ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )

<b>L y A</b>	Limos y arcillas
<b>MEDOCC</b>	Índice de calidad ambiental del Mediterráneo occidental
<b>MEDOCC-RCE</b>	MEDOCC Ratio de Calidad Ecológica
<b>MO</b>	Materia orgánica en el sedimento (%)
<b>MO<sub>Dt</sub></b>	Porcentaje de materia orgánica en la trampa instalada a 20 cm sobre el fondo (%)
<b>NID</b>	Nitrógeno inorgánico disuelto ( $\mu\text{M}$ )
<b>OD</b>	Oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ )
<b>PCE</b>	Pigmentos cloroplásticos equivalentes ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
<b>PPB</b>	Producción primaria bruta bentónica ( $\mu\text{molO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )
<b>PPB<sub>C</sub></b>	Producción primaria bruta bentónica en unidades de carbono ( $\mu\text{molC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )
<b>PP<sub>integrada</sub></b>	Producción primaria integrada en la columna de agua ( $\text{mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )
<b>PPN</b>	Producción primaria neta bentónica ( $\mu\text{molO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )
<b>PRT</b>	Proteínas en el sedimento expresadas en unidades de albúmina de suero bovino ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
<b>PRT:CHO</b>	Cociente proteínas/carbohidratos
<b>PT</b>	Fósforo total ( $\mu\text{M}$ )
<b>P/R</b>	Índice Producción/Respiración. PPB/R.
<b>R</b>	Respiración bentónica
<b>S</b>	Riqueza específica
<b>SCI-<i>a</i></b>	Clorofila <i>a</i> en el sedimento ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
<b>SCI-<i>a</i>:Feo</b>	Cociente clorofila <i>a</i> y feopigmentos del sedimento
<b>SS</b>	Sólidos suspendidos ( $\text{mg l}^{-1}$ )
<b>Sus</b>	Suspensívoros
<b>T<sub>m</sub></b>	Periodo medio espectral (s)
<b>TOSI</b>	“ <i>Trophic Oxygen State Index</i> ”
<b>WCI-<i>a</i></b>	Clorofila <i>a</i> en el agua ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
<b>%Feo_CBP</b>	Contribución algal de los feopigmentos al carbono biopolimérico (%)
<b>%PCE_CBP</b>	Contribución algal de los pigmentos cloroplásticos equivalentes al carbono biopolimérico (%)
<b>%SCI-<i>a</i>_CBP</b>	Contribución algal de las clorofilas <i>a</i> al carbono biopolimérico (%)
<b><math>\lambda</math></b>	Índice de dominancia de Simpson

$\rho_w$	Densidad del agua ( $1.02 \text{ g cm}^{-3}$ )
$\rho_s$	Densidad del sedimento ( $2.65 \text{ g cm}^{-3}$ )
$\varphi$	Porosidad del sedimento (adimensional)
$\Phi$	Tamaño medio de partícula expresado en la escala granulométrica de phi



## capítulo 1: **INTRODUCCIÓN**



## 1.1. LAS ZONAS COSTERAS MARINAS

El océano costero es aquella área comprendida entre el límite de salpicaduras provocadas por el agua de mar hasta el borde de la plataforma continental, el cual se ha estipulado alrededor de los 200 m de profundidad (Gattuso et al., 1998). En él, tierra, mar y aire están en continua e íntima interacción a través de las distintas relaciones físicas, geológicas, biológicas, químicas, económicas y sociales. A nivel mundial, esta franja costera representa únicamente un 8 % del total de la superficie marina, sin embargo, sus aguas sustentan uno de los ecosistemas marinos más productivos con el 25 % de la producción primaria oceánica total (Wollast, 2002), además de albergar una elevada biodiversidad (Alongi, 1998) y cerca del 95 % de la biomasa oceánica total (Trujillo y Thurman, 2011). La radiación solar, el intercambio de materia y energía con el continente y con el mar abierto y el intenso acoplamiento entre el sistema pelágico y bentónico son los principales responsables de la importancia biogeoquímica de estas regiones, llegando a ser una de las zonas más activas de la biosfera (Gattuso et al., 1998; Denis y Grenz, 2003).

No obstante, debido a sus recursos naturales y proximidad a los continentes, las zonas costeras han sufrido, y siguen sufriendo, el impacto de las actividades antrópicas, lo que ha llevado a considerarlas como una de las áreas más sensibles y amenazadas del planeta (UNEP, 2006). Estas áreas concentran el 90 % de la pesca extractiva mundial (Pauly y Christensen, 1995), son fuente de recursos naturales como las arenas y albergan instalaciones portuarias destinadas al tráfico marítimo. Otros efectos del desarrollo humano son la urbanización (el 50 % de la población mundial se asienta a lo largo de la línea de costa), el aumento de la industria del turismo y la colonización e invasión de especies alóctonas. Además, las zonas costeras son las que reciben en primera instancia las descargas de materiales, ya sea de forma directa o indirecta, puntual o difusa, procedentes del continente. En este sentido, las áreas costeras son las que principalmente sufren los vertidos antrópicos, los cuales pueden contener contaminantes como metales

pesados, hidrocarburos aromáticos, compuestos organoclorados, materia orgánica y nutrientes. La evacuación de estos vertidos antrópicos a los sistemas costeros, en especial la de nutrientes y materia orgánica, puede variar a lo largo del año así como también lo pueden hacer en una escala espacial dependiendo de las características regionales o locales (Smayda, 2005).

Debido al desarrollo humano de los últimos siglos, especialmente a partir de la segunda mitad de siglo XX de la mano de la intensificación agrícola (Matson et al., 1997), se ha observado un aumento de nutrientes y materia orgánica en los ecosistemas marinos (Smith, 2002). Las entradas antrópicas de nutrientes están principalmente compuestas por nitrógeno y fósforo cuyas descargas naturales alteradas por la actividad humana alcanzan los 500 y 30 Gmol año<sup>-1</sup> de N y P disuelto respectivamente, en contraste con las entradas naturales de nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto que se estiman en 225 Gmol N año<sup>-1</sup> y 12 Gmol P año<sup>-1</sup> respectivamente (Meybeck, 1993). Sin embargo, en el caso particular del silicio, la actividad humana ha disminuido su entrada al mar debido a la regulación de los caudales fluviales (Billen et al., 1991; Morris y Fan, 1998; Friedrich et al., 2002). Este proceso de enriquecimiento en la carga orgánica y de nutrientes de las aguas, conocido como eutrofización, supone uno de los principales problemas actuales relativos a los ecosistemas costeros marinos (Smith, 2002).

### **1.1.1. IMPORTANCIA DE LOS NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA EN LAS ZONAS COSTERAS**

Los nutrientes y la materia orgánica en las zonas costeras son trascendentales ya que propician y regulan la producción primaria y la abundancia y sucesión de las macroalgas, el fitoplancton y el microfítobentos (Smayda, 2005) dando lugar a la base de la red trófica en este ecosistema.

En condiciones naturales existen zonas costeras eutróficas, con una elevada concentración de nutrientes tales como estuarios, deltas, zonas de afloramientos o lagunas costeras. Estas áreas se caracterizan por presentar una elevada carga

orgánica en suspensión, alta producción primaria marina y periodos prolongados o permanentes de aguas hipóxicas o anóxicas alternados con periodos de sobresaturación de oxígeno. Por otro lado, también existen zonas pobres en nutrientes como los arrecifes, giros tropicales o incluso muchas áreas del mar Mediterráneo (Mc Gill, 1965; Krom et al., 1991; Lucea et al., 2005). Estas zonas, conocidas como oligotróficas, se caracterizan por poseer una escasa producción primaria y concentración de nutrientes (Tabla 1.1).

<b>Estado trófico</b>	<b>PP</b> g C m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>	<b>Cl-<i>a</i></b> mg m <sup>-3</sup>	<b>NT</b> mg m <sup>-3</sup>	<b>PT</b> mg m <sup>-3</sup>	<b>Dds</b> m
Oligotrófico	<100	<1	<260	<10	>6
Mesotrófico	100-300	1-3	260-350	10-30	3-6
Eutrófico	301-500	3-5	350-400	30-40	1.5-3
Hipertrófico	>500	>5	>400	>40	<1.5

**Tabla 1.1.** Clasificación trófica de los sistemas marinos en función de la fijación de carbono anual (según Håkanson, 1994 y Nixon, 1995). PP = producción primaria, Cl-*a* = clorofila *a*, NT = nitrógeno total, PT = fósforo total y Dds = profundidad de disco Secchi, en las aguas costeras.

Algunos autores como Grall y Chauvaud (2002) y Smayda (2005), sugieren que un reducido aporte antrópico de nutrientes en un área oligotrófica podría tener incluso efectos positivos en el ecosistema al aumentar la producción primaria y beneficiar la cadena trófica, ya que pone a disposición de los organismos ramoneadores y suspensívoros mayores cantidades de alimento. Asimismo, la fertilización de los mares podría favorecer la fijación de dióxido de carbono disminuyendo las emisiones de gases de efecto invernadero (Williamson et al., 2012). Sin embargo, un aporte antrópico excesivo o continuo, tanto en zonas eutróficas como oligotróficas, implicaría la degradación del ecosistema (Cloern, 2001), ya que podría desencadenar la aparición de floraciones masivas de algas y/o alterar la estequiometría entre los distintos nutrientes favoreciendo el desarrollo de unas especies en detrimento de otras (Karydis y Kitsiou, 2012). Además, la eutrofización puede originar un descenso crítico en los niveles de oxígeno cuando

esta materia orgánica se degrada llegando incluso a encontrarse situaciones de anoxia o hipoxia como en los casos registrados en el golfo de Trieste (Emili et al., 2011), las costas septentrionales del golfo de México (Pokryfki y Randall, 1987) o en aguas profundas del mar Báltico (Pohl y Fernández-Otero, 2012). Igualmente, la excesiva producción primaria puede llegar a ser un problema por su deposición sobre las playas, además de degradar el aspecto visual de las aguas y disminuir la transparencia de la columna de agua, lo que conlleva una menor irradiancia sobre los sedimentos y por tanto el debilitamiento y desaparición de las praderas marinas (Orth et al., 2006). Por otro lado, ciertas especies de fitoplancton, como algunos dinoflagelados o diatomeas, exudan sustancias tóxicas y mucilaginosas cuando se encuentran en elevadas densidades provocando floraciones tóxicas, las cuales pueden repercutir negativamente en la sociedad y en la economía local.

Los aportes de nutrientes y materia orgánica al ecosistema marino y sus efectos han sido ampliamente estudiados a lo largo de las últimas décadas tanto a nivel global (Meybeck, 1993; Nixon, 1995; Jørgensen y Richardson, 1996; Migon y Sandroni, 1999; Orth et al., 2006) como regional (EEA, 1999; Olivos et al., 2002; Sandroni et al., 2007; Karidis y Kitsiou, 2012). En el mar Balear existen trabajos sobre las entradas de nutrientes al mar desde los ríos como Falco et al. (2010) en el río Ebro y entradas de nutrientes desde acuíferos kársticos en la isla de Mallorca (García-Solsona et al., 2010) o las descargas producidas por los drenajes agrícolas y zonas húmedas a través de acequias como los estudios de Sebastiá et al. (2012) y Gadea et al. (2013) localizados en el golfo de Valencia.

La eutrofización también puede llegar a afectar al sistema bentónico. Este proceso en el sedimento conlleva, al igual que en la columna de agua, una excesiva producción primaria generada por el fitobentos (Karydis y Kitsiou, 2012), la acumulación de materia orgánica sobre los sedimentos y la consecuente aparición de procesos anóxicos o hipóxicos en la misma superficie de estos sedimentos (Jørgensen y Richardson, 1996) que merman considerablemente las poblaciones

bentónicas (Karydis y Kitsiou, 2012) y posibilitan la sustitución de unas especies por otras. En estos sedimentos anóxicos, se producen procesos heterotróficos implicados en la degradación de la materia orgánica que producen sustancias tóxicas como el sulfuro o el metano y la salida de nitrógeno del ecosistema en forma de nitrógeno gas.

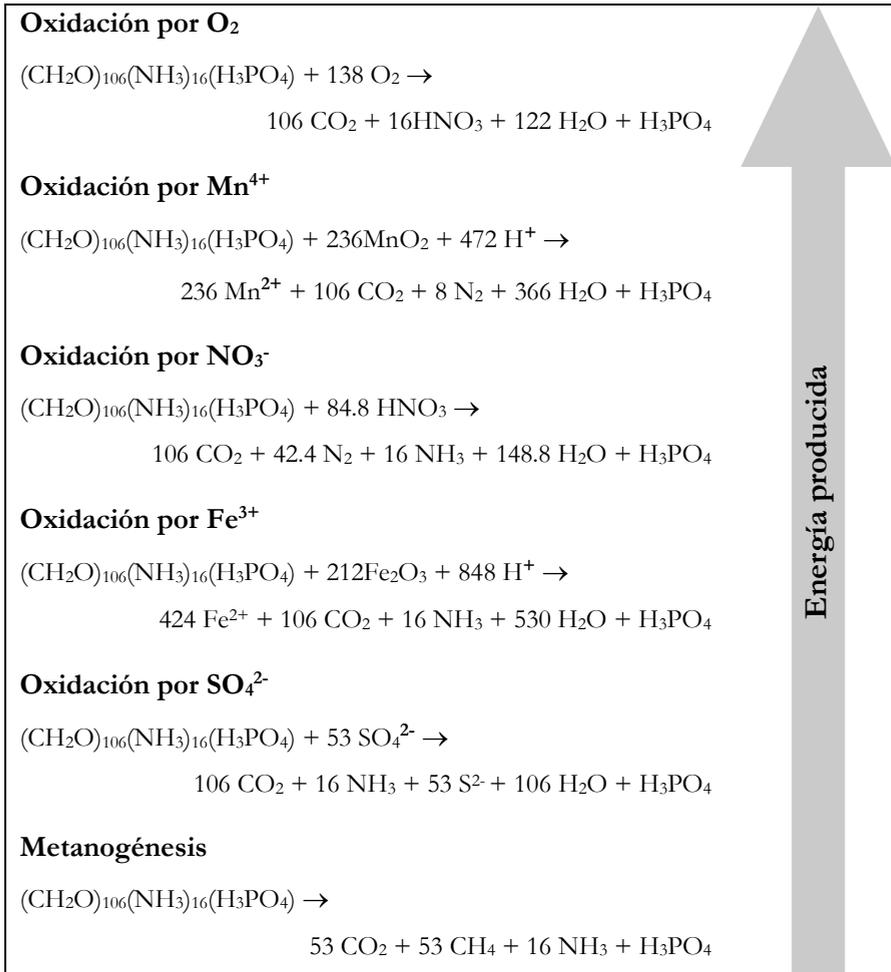
## 1.2. EL METABOLISMO BENTÓNICO

En los ecosistemas costeros existe una intensa interacción entre el sistema pelágico y el bentónico. La sedimentación de la materia orgánica en las áreas costeras es mucho más importante que la ocurrida en las zonas oceánicas debido a que estas áreas, someras y próximas al continente, son la principal entrada de materia orgánica al mar. Así por ejemplo, esta sedimentación se estima que es entre el 75-90 % del total del material suspendido transportado por las descargas fluviales según Mantoura et al. (1991) y Pernetta y Milliman (1995). Al mismo tiempo, la producción primaria realizada en la columna de agua conlleva la deposición de una parte de ésta al sistema bentónico. Jørgensen (1996) estimó que entre el 25-50 % del C, N y P producido por el fitoplancton sedimenta sobre los fondos. El material orgánico depositado en los sedimentos, conjuntamente con aquel generado en el sistema bentónico, es la fuerza precursora (*driving force*) de la mineralización de la materia orgánica en los sedimentos costeros, la cual representa un 90 % de la mineralización bentónica de todos los océanos (Mantoura et al., 1991; Pernetta y Milliman, 1995). Del mismo modo, esta materia orgánica y los nutrientes generados en los sedimentos pueden ser transportados hacia la columna de agua por advección a causa de la resuspensión generada por el hidrodinamismo (Lampitt, 1985) así como transferidos por difusión en el caso de los compuestos solubles. Este mecanismo que suministra nutrientes a la columna de agua, conocido como recarga interna (*internal loading*), ha sido generalmente estudiado en zonas con elevadas concentraciones de materia

orgánica en los sedimentos (Forja et al., 1994; Clavero et al., 2000; Niencheski y Jahnke, 2002; Pratihary et al., 2009). En algunas áreas marinas, este transporte desde el sedimento a la columna de agua puede satisfacer más del 50 % de la demanda de algunos nutrientes por parte de los productores primarios planctónicos (Dalsgaard, 2003; Pratihary et al., 2009).

El modelo conceptual de la degradación de la materia orgánica fue desarrollado por Froelich et al. (1979). En él se detallan las principales reacciones y aceptores de electrones empleados así como la energía liberada en cada proceso (Figura 1.1). Únicamente, la oxidación por oxígeno disuelto como aceptor de electrones se realiza en las capas oxigenadas del sedimento, correspondientes a las capas más superficiales. En zonas anóxicas, y por orden de sucesión, se lleva a cabo la oxidación por los óxidos de manganeso, por los nitratos, por los óxidos de hierro, por los sulfatos y por debajo de estos, en zonas con potencial redox más negativo, se realiza la fermentación de la materia orgánica con producción de metano. Esta sucesión se da en el eje vertical de los sedimentos, en la que la profundidad de cada uno de los procesos variará en función de las condiciones locales. En zonas con sedimentos alterados, debido a una elevada cantidad de materia orgánica, el oxígeno disuelto como primer aceptor de electrones es rápidamente consumido y en gran cantidad, por lo que en la misma superficie del sedimento se pueden producir procesos eminentemente anaerobios.

La interacción entre la materia orgánica y los procesos biogeoquímicos ocurridos en el sedimento es compleja, más aún en zonas costeras en las que la radiación solar puede penetrar hasta el sedimento (Engelsen et al., 2008). Los flujos de oxígeno y nutrientes producidos en la interfase sedimento-agua de estas zonas someras están regulados principalmente por la comunidad bacteriana, la macrofauna bentónica, los productores primarios del sistema bentónico y la cantidad y calidad del material orgánico aunque estos, a su vez, dependen de un gran número de factores ambientales.



**Figura 1.1.** Diagénesis de la materia orgánica (según Froelich et al., 1979). Las distintas reacciones redox están organizadas de menos a más (de abajo a arriba) en función de su energía liberada.

Las bacterias son los principales catalizadores biológicos del ciclo de nutrientes en los fondos marinos. La degradación y mineralización de la materia orgánica y de muchos procesos redox son dependientes de catalizadores bacterianos, los cuales pueden acelerar tales procesos en más de  $10^{20}$  veces a través de la amplia diversidad catalítica y enzimática de la comunidad bacteriana (Jørgensen, 2006). Existen poblaciones de bacterias adaptadas a cada eslabón del proceso de la mineralización de la materia orgánica donde el producto de una

reacción se transforma en el reactivo de la siguiente ya que en el sedimento se encuentran tanto especies quimioautótrofas como fotoautótrofas y quimioheterótrofas. La actividad microbiana depende de numerosos factores como la temperatura, macrofauna, presión (Jørgensen, 2006) y la calidad y cantidad del sustrato (materia orgánica) (Danovaro et al., 1998) por lo que a una mayor actividad y densidad existirá una mayor tasa de mineralización. La mayor temperatura del agua de mar induce una mayor actividad microbiana y por consiguiente, una mayor regeneración bentónica de la materia orgánica (Ortega et al., 2008). Además, esta estimulación de la actividad bacteriana por la temperatura se hace más patente en las zonas costeras ya que en el 85 % de los océanos no se superan los 5 °C (Jørgensen, 2006). Por el contrario, la macrofauna bentónica, debido a su acción depredadora sobre la comunidad bacteriana, mengua la población y por tanto disminuye su actividad (Fenchel y Blackburn, 1979; Meyer-Reil, 1983). Respecto al sustrato, algunos autores observaron que la población bacteriana aumenta de forma significativa con la concentración de proteínas y fitopigmentos en sedimentos del mar Egeo (Danovaro et al., 1999) y en fondos profundos en la isla de Creta (Danovaro et al., 1998).

La macrofauna bentónica, debido a su actividad (herbivorismo, depredación, bioturbación, bioirrigación, excreción de heces y pseudoheces) puede promover ciertos procesos biogeoquímicos en detrimento de otros. Esta actividad va a depender de la densidad de individuos, las especies presentes y su modo de alimentación, su tamaño, su hábitat y movilidad (Kristensen, 2000). Por ejemplo, la bioturbación (acción generada por la movilidad de los organismos bentónicos sobre la matriz del sedimento) redistribuye las partículas presentes en los sedimentos modificando las propiedades físicas, químicas y biológicas del propio sedimento (Gerino, 1990; Gilbert et al., 1995). La bioirrigación facilita la eliminación de los solutos del agua intersticial hacia la columna de agua y al mismo tiempo, permite la penetración de oxidantes estimulando los procesos oxidativos

(Aller y Aller, 1998; Heilskov et al., 2006). Algunos autores han constatado, que en general, la actividad de la macrofauna aumenta los flujos de los distintos nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua (Bartoli et al., 2001; Pratihary et al., 2009). También se ha observado que la acción de la macrofauna favorece la disolución de la sílice biogénica presente en las diatomeas debido a la ingesta de estas microalgas por parte de la fauna bentónica, que degrada la película protectora de las frústulas (Bartoli et al., 2001). Cada grupo trófico de la macrofauna bentónica se comporta de un modo diferente y por tanto tienen efectos distintos sobre los procesos bioquímicos de los sedimentos (Heilskov y Holmer 2001; Mermillod-Blondin et al., 2005). Así por ejemplo, los organismos filtradores que se alimentan del material en suspensión en el agua, como puedan ser los bivalvos, relacionan los ambientes pelágico y bentónico adquiriendo la materia del agua y depositándola en el sedimento en forma de heces y pseudoheces. Estos organismos incrementan la liberación de nitrógeno debido a sus excreciones en forma de amonio (Mortimer et al., 1999; Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006). Por otro lado, tanto algunos crustáceos detritívoros como algunos poliquetos, ambos constructores de galerías, estimulan el consumo de oxígeno disuelto y la comunidad bacteriana en las capas superficiales del sedimento favoreciendo la mineralización de la materia orgánica (Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006). Sin embargo, una elevada bioturbación y bioirrigación podría llegar a estimular la precipitación del fosfato con los oxihidroxidos de hierro y por tanto su retención en las capas aerobias del sedimento así como el consumo del amonio para su oxidación a nitrito y nitrato mediante el proceso de nitrificación (Henriksen y Kemp, 1988; Mortimer et al., 1999).

Los productores primarios también son un factor a considerar en la dinámica de la regeneración bentónica. La materia orgánica fruto de la producción primaria enriquece de material orgánico lábil la superficie del sedimento proporcionando

un sustrato para las bacterias y la macrofauna detritívora. En primera instancia, el microfitobentos, las macroalgas y las plantas vasculares repercuten en la dinámica de los nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo y sílice, fijándolos desde el agua adyacente de la columna de agua o desde el agua intersticial para su anabolismo. Por otro lado, una elevada producción primaria bentónica puede conllevar una oxigenación de las capas más superficiales del sedimento (Henriksen y Kemp, 1988; Nedwell et al., 1999; Mermillod-Blondin et al., 2008) estimulando los procesos oxidativos como la nitrificación, la oxidación del sulfuro o la adsorción del fósforo. La producción primaria bentónica realizada por el microfitobentos puede llegar a ser un proceso determinante en el ciclo del carbono, del oxígeno y de los nutrientes en la plataforma continental (Jahnke et al., 2000; Gattuso et al., 2006), aprovechando tanto los nutrientes presentes en los sedimentos como en la columna de agua (Billerbeck et al., 2007). El microfitobentos puede representar más del 50 % de la producción primaria total en las zonas costeras (Perissinotto et al., 2002; Montani et al., 2003). No obstante, no fue hasta hace un par de décadas cuando se empezó a tener en consideración la importancia de la producción primaria microfitobentónica en el ecosistema (Cahoon y Cooke, 1992; Underwood y Kromkamp, 1999) y en la retención de CO<sub>2</sub>. Además, el microfitobentos es considerado como un importante sumidero de nutrientes y fuente de materia orgánica para la producción secundaria del ecosistema por lo que los tapices de microfitobentos adquieren una relevancia destacada tanto en los procesos biogeoquímicos como en las cadenas tróficas del sedimento y de la columna de agua (Buffan-Dubau y Carman, 2000). La radiación que alcanza la superficie de los sedimentos es indispensable para la realización de la fotosíntesis bentónica. Esta depende de la transparencia de la columna de agua por lo que existe cierta dependencia entre la densidad del fitoplancton y del fitobentos, ya que un mayor desarrollo del fitoplancton acarrea una disminución de la irradiancia sobre el sedimento y en consecuencia limita el desarrollo del

microfitobentos (Glud, 2005). La producción planctónica ha sido ampliamente estudiada y estimada a escala global mientras que las estimaciones globales de la producción bentónica son escasas. Por ello, algunos autores hacen hincapié en la necesidad de realizar estudios bentónicos complementarios (MacIntyre et al., 1996; Cahoon, 1999; Ní Longphuirt et al., 2007). Un mayor conocimiento de la dinámica, funcionamiento y producción primaria del microfitobentos ayudará a conocer mejor los ciclos del carbono y nutrientes y las redes tróficas en las que está implicado (Ní Longphuirt et al., 2007).

La cantidad y calidad de la materia orgánica presente en los sedimentos así como la presencia de nutrientes disueltos son factores que pueden fomentar ciertos procesos y propiciar cambios en el bentos. La materia orgánica depositada sobre los sedimentos estimula el metabolismo bentónico y la regeneración de los nutrientes (Hall et al., 1990), debido a las modificaciones en la composición y densidad de la comunidad bacteriana y de la macrofauna. Incluso grandes aportes de materia orgánica pueden desencadenar cambios drásticos en la interfase sedimento-agua, como un consumo excesivo de oxígeno, el descenso del potencial redox y la estimulación de los procesos reductores (Holmer y Kristensen, 1992). Algunas de las reacciones químicas sucedidas en la interfase sedimento-agua pueden estar influenciadas por la mayor o menor cantidad de nutrientes en la columna de agua, como la desnitrificación, la cual es estimulada por la presencia de nitratos en la columna de agua (Sakamaki et al., 2006; Morata et al., 2012). La degradación de la materia orgánica puede verse reflejada en la rápida desaparición de su fracción lábil. Esta fracción está compuesta por moléculas simples (monosacáridos y aminoácidos libres) o combinadas y biopolímeros (como proteínas y ácidos nucleicos), los cuales, junto con ciertos polisacáridos y lípidos, pueden ser considerados como la fracción de carbono orgánico más rápidamente disponible para los consumidores bentónicos (Dell'Anno et al., 2000). En los últimos años, la composición bioquímica de la materia orgánica ha suscitado un

creciente interés por su valor nutricional y relevancia en la diagénesis y estado trófico en el sistema bentónico (Dell'Anno et al., 2002; Venturini et al., 2011). El valor nutricional de la materia orgánica se ha caracterizado a través de la determinación de su composición bioquímica en forma de contenido de proteínas, carbohidratos y lípidos (Fabiano et al., 1995) y pigmentos fotosintéticos (clorofila y feopigmentos) en el caso del carbono orgánico de origen autotrófico (Stefanija et al., 2009). Algunos autores (Arnosti y Holmer, 2003; Pastor et al., 2011) afirman que una pequeña fracción de la materia orgánica, como los fitopigmentos y carbohidratos, podría ser la responsable de la variación en el consumo de oxígeno.

### **1.3. LOS FONDOS DE ARENAS FINAS BIEN CALIBRADAS**

Los fondos blandos están formados por partículas sueltas desde arcillas hasta guijarros cuya distribución está determinada por el efecto del hidrodinamismo. En el infralitoral, aquellos sedimentos comprendidos entre la zona sumergida permanentemente hasta una profundidad limitante para el crecimiento de las fanerógamas marinas y algas fotófilas (15-80 m de profundidad según Pfannschmidt et al., 2004), es donde generalmente se encuentran los fondos blandos y permeables. Los sedimentos permeables se caracterizan por estar compuestos por partículas con tamaños superiores a los 63  $\mu\text{m}$  y por una alta permeabilidad (capacidad del propio sedimento de transmitir un fluido a través de su matriz). Estos fondos permeables cubren alrededor del 70 % de las plataformas continentales (Boudreau et al., 2001) y gran parte de las zonas costeras a nivel mundial (Huettel y Webster, 2001). Los fondos arenosos se caracterizan principalmente por ser móviles y presentar una elevada porosidad (Meysman et al., 2007) la cual oscila entre el 20 y 50 % (McLachlan y Brown, 2006) y por tener una buena oxigenación.

Las arenas permeables pueden albergar distintas biocenosis, fuertemente ligadas a las características abióticas del sedimento tales como su granulometría.

Una de las biocenosis más abundantes en el infralitoral mediterráneo es la conocida como arenas finas bien calibradas (Augier, 1982), codificada en el sistema europeo de información natural como A5.236, la cual se extiende desde los 2 hasta incluso los 40 m de profundidad y abarca extensas superficies a lo largo del Mediterráneo occidental. La comunidad de arenas finas bien calibradas se instala sobre fondos desnudos, aparentemente desérticos y homogéneos con una granulometría muy constante de arenas muy finas (entre 63 y 125  $\mu\text{m}$ ) y finas (entre 125 y 250  $\mu\text{m}$ ) según la escala de Wentworth (McLachlan y Brown, 2006). A pesar de su monótona apariencia, en estos fondos blandos habita una biodiversidad considerable y de vital importancia para el funcionamiento del ecosistema marino (del-Pilar-Ruso et al., 2011). Entre las especies características de esta biocenosis se encuentran poliquetos como *Sigalion mathildae*, *Onuphis eremita*, *Myxicola infundibilum* o *Diopatra neapolitana*, crustáceos (*Ampelisca brevicornis*, *Idothea linearis*, *Liocarcinus vernalis*), equinodermos (*Astropecten* sp., *Echinocardium cordatum*, *Holothuria tubulosa*) y algunos moluscos tanto gasterópodos (*Nassarius pygmaea*, *Neverita josephinia*, *Turritella turbona*) como escafópodos (*Dentalium* sp.) y bivalvos (*Callista chione*, *Cardium tuberculatum*, *Chamelea gallina*, *Mactra corallina*, *Spisula subtruncata* o *Tellina fabula*) (García-Carrascosa et al., 1989; Nieto, 2000; Heb, 2004; Bellan-Santini et al., 2012). En particular, el molusco *Spisula subtruncata* es uno de los bivalvos más abundantes en el mar Mediterráneo (Fraschetti et al., 1997; Sardá et al., 2000; Martí et al., 2007; Deval y Göktürk, 2008) además de ser considerado como la principal fuente de alimentación para crustáceos (Pihl y Rosenberg, 1984), peces demersales (Braber y De Groot, 1973) e incluso para algunas aves acuáticas (Essink et al., 2005).

#### 1.4. MÉTODOS DE ESTUDIO DEL METABOLISMO BENTÓNICO

En los últimos años, y a raíz de la importancia contrastada que han ido adquiriendo los sedimentos en los ecosistemas marinos, y en particular los sedimentos de

arenas finas, se hace imprescindible estudiar estos sedimentos para obtener una visión holística de los procesos biogeoquímicos y las afecciones producidas de forma antrópica en las zonas costeras, considerando tanto la columna de agua como el propio sedimento. Por ello, la comunidad científica ha ido desarrollando herramientas para poder evaluar el estado del sedimento, al igual que se hicieron para evaluar la calidad ambiental de las aguas marinas. Estas herramientas se basan en la cuantificación de la materia orgánica y en sus componentes más fácilmente degradables como los fitopigmentos, proteínas, carbohidratos, lípidos, ácidos nucleicos... (Dell'Anno et al., 2002; Pusceddu et al., 2011), en cuantificar el metabolismo bentónico de forma indirecta considerando el consumo y la producción de oxígeno disuelto y/o de carbono inorgánico (Viaroli y Christian, 2003; Eyre et al., 2011) como indicadores de los procesos biogeoquímicos ocurridos en el sedimento o analizando la comunidad bentónica (Borja et al., 2000; Pinedo y Jordana, 2008).

Entre los métodos más empleados para el estudio del metabolismo y la producción primaria en la interfase sedimento-agua están las incubaciones de sedimento inalterado *in situ* mediante cámaras bentónicas (Hardgrave y Connolly, 1978; Berelson et al., 1998; Freitas et al., 2008; De Vittor et al., 2012) ya sean automatizadas o manuales, incubaciones *in situ* de sedimento con alteraciones de factores ambientales (Clavier et al., 2005; Lohrer et al., 2011), incubaciones de sedimento en condiciones reguladas de laboratorio (Hall et al. 1996; Risgaard-Petersen, 2003; Bartoli et al., 2012) y el análisis de los gradientes verticales de solutos en el agua intersticial (Qu et al., 2005; Pratihary et al., 2009) aplicando la primera ley de Fick de la difusión (Viollier et al., 2003). En cada método se analiza la evolución de los distintos solutos objeto de estudio respecto del tiempo o del perfil vertical del sedimento ya sea mediante la extracción de alícuotas de agua o con la inserción de sensores de alta resolución. Cada técnica tiene sus propias ventajas e inconvenientes tanto a nivel metodológico como teórico. Por ejemplo,

la estimación de los flujos a partir del gradiente vertical del agua intersticial no integra la actividad de la macrofauna y los volúmenes de agua extraídos son limitados. Además, conservar intactos los gradientes de los solutos en el agua intersticial de las muestras extraídas conlleva gran dificultad (Jahnke et al., 2005). Los microsensores electroquímicos u ópticos, aparte de su elevado coste, están sujetos a interferencias, incrustaciones... debido a su empleo directamente en el sedimento (Viollier et al., 2003). Por otro lado, las cámaras de incubación o testigos en condiciones *ex situ* pueden alterar las condiciones ambientales por la recolección, transporte y aclimatación del sedimento además de poder representar una menor área incubada y por tanto, una mayor heterogeneidad. El empleo de técnicas *in situ* conlleva el riesgo de trabajar a merced de las condiciones del mar, por lo que es difícil caracterizar las condiciones de la interfase sedimento-agua en aquellas situaciones meteorológicas desfavorables (Jahnke et al., 2008). Finalmente, en las incubaciones *in situ* y *ex situ*, se omite la advección realizada por la acción de la corriente, el oleaje y los gradientes horizontales de presión (Huettel et al., 1996) así como una posible alteración de las condiciones de luz reales por las características de la cámara, la luz artificial o de la sedimentación del seston sobre las cámaras de incubación *in situ*.

Mayoritariamente, el estudio del metabolismo bentónico se ha centrado en los sedimentos eutróficos (Gibbs et al., 2005) e impermeables situados en zonas confinadas (Sandwell et al., 2009), como sistemas estuarinos y deltaicos (Clavero et al., 2000; Ortega et al., 2002, 2005 y 2008; Pratihary et al., 2009; Lohrer et al., 2011; Pastor et al., 2011), zonas afectadas por la acuicultura (Nizzoli et al., 2007; Ferrón et al., 2009a; Morata et al., 2012), bahías (Gómez-Parra y Forja, 1992, 1993; Forja et al., 1994; Forja y Gómez-Parra, 1998; Mortavazi et al., 2012), sistemas lagunares costeros (Niencheski y Jahnke, 2002; Windom y Niencheski, 2003; De Vittor et al., 2012), rías (Ospina-Alvarez et al., 2014) o golfos (Ferrón et al., 2009b), en los que dominan procesos de difusión (Viollier et al., 2003; Jahnke et al., 2005;

Eyre y Ferguson, 2006). Los sedimentos permeables han sido obviados ya que se tenía la creencia de que los procesos bioquímicos, los flujos de solutos así como las comunidades biológicas encontradas en estos sedimentos eran insignificantes por ser pobres en materia orgánica (Boudreau et al., 2001). Sin embargo esta tendencia ha ido cambiando desde que se empezaron a plantear estudios acerca de los procesos bioquímicos ocurridos en estos sedimentos arenosos y pobres en materia orgánica (Cahoon y Cooke, 1992; Marinelli, 1992; Marinelli et al., 1998). Desde entonces, se ha observado que los sedimentos permeables pueden presentar tasas metabólicas comparables e incluso tan altas como aquellas observadas en sedimentos impermeables y ricos en materia orgánica (Boudreau et al., 2001; Sansone et al., 2008). En el Mediterráneo occidental, se ha abordado el estudio del metabolismo bentónico con cámaras *in situ* en una instalación acuícola en el golfo de Valencia (Morata et al., 2012), en la bahía de Alfaques (Delta del Ebro) sobre sedimentos muy someros (Vidal et al., 1989, 1992, 1997; Vidal y Morguá, 2000), en la laguna costera de Thau, Francia (Thouzeau et al., 2007) y en fondos dominados por praderas de *Posidonia oceanica*, en las costas mallorquinas (Gazeau et al., 2005; Barrón et al., 2006) y en las costas corsas (Lepoint et al., 2004). Sin embargo, no se han encontrado trabajos en los que se haya acometido, específicamente, el estudio del metabolismo bentónico sobre arenas finas bien calibradas en esta región del Mediterráneo.

Las incubaciones *ex situ* permiten el estudio del metabolismo bentónico en unas condiciones controladas en todo momento durante la incubación y además facilitan la modificación de aquellos factores objeto de estudio, como la irradiancia, macrofauna, temperatura, materia orgánica... En los últimos años se han llevado a cabo numerosos estudios sobre el papel que desempeña la macrofauna en el metabolismo bentónico. Las especies ampliamente empleadas para tal fin han sido los poliquetos errantes *Nereis diversicolor* (Mortimer et al., 1999; Biles et al., 2003) y *Tubifex tubifex* (Mermillod-Blondin et al., 2008), el crustáceo

*Corophium volutator* (Mortimer et al., 1999) y moluscos como el mejillón *Mytilus edulis* (Biles et al., 2003), el berberecho *Cerastoderma edule* (Biles et al., 2002), la almeja japonesa *Venerupis philippinarum* (Nizzoli et al., 2007) o *Macoma balthica* (Mortimer et al., 1999) y en menor frecuencia otras muchas especies ya sea de forma individual, con varias especies simultáneamente (Emmerson et al., 2001; Solan et al., 2008) o con toda la comunidad macrobentónica (Engelsen et al., 2008; Bartoli et al., 2012). A pesar de los numerosos estudios con macrofauna, no se han encontrado experimentos con incubaciones de la especie *Spisula subtruncata*. Por otro lado, pocos trabajos han planteado, en condiciones controladas de laboratorio, el estudio del efecto de los aportes orgánicos en el sedimento sobre el metabolismo bentónico. Estos escasos estudios se han centrado en los sedimentos marinos afectados por instalaciones acuícolas (Heilskov et al., 2006; Carlsson et al., 2010) y en zonas de descargas fluviales (Pastor et al., 2011). Actualmente, no se tiene constancia de estudios relativos a las implicaciones que tiene la materia orgánica en zonas oligotróficas no alteradas y con materia orgánica de distinta tipología añadida al propio sedimento. Además, muy pocos han sido los estudios focalizados en la evaluación de las repercusiones que puedan tener los descriptores orgánicos lábiles (proteínas, carbohidratos, lípidos, pigmentos...) presentes en el sedimento sobre el metabolismo bentónico (Pastor et al., 2011).



## capítulo 2: **OBJETIVOS**



La presente tesis tiene como objetivo general la determinación de los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua sobre fondos de arenas finas y homogéneas mediante experimentos de incubación tanto *in situ* como en laboratorio.

Para los experimentos *in situ*, se trabaja en una estación de muestreo situada sobre fondos de arenas finas bien calibradas, donde también se analizan las posibles interacciones entre el intercambio de los solutos citados y las distintas variables ambientales. Para tal fin se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Cuantificar las tasas de sedimentación, desglosadas en sus distintos componentes, en la zona de estudio y determinar los posibles factores reguladores de las mismas a lo largo del ciclo anual.
- Caracterizar la columna de agua en la estación de muestreo a lo largo del ciclo anual.
- Caracterizar los sedimentos de la zona de estudio en función de variables físicas, bioquímicas y biológicas a lo largo del ciclo anual.

En los experimentos de incubación en condiciones reguladas en laboratorio se plantea como objetivo específico determinar la respuesta en el metabolismo bentónico a distintos niveles de enriquecimiento orgánico y de densidades del bivalvo *Spisula subtruncata*.

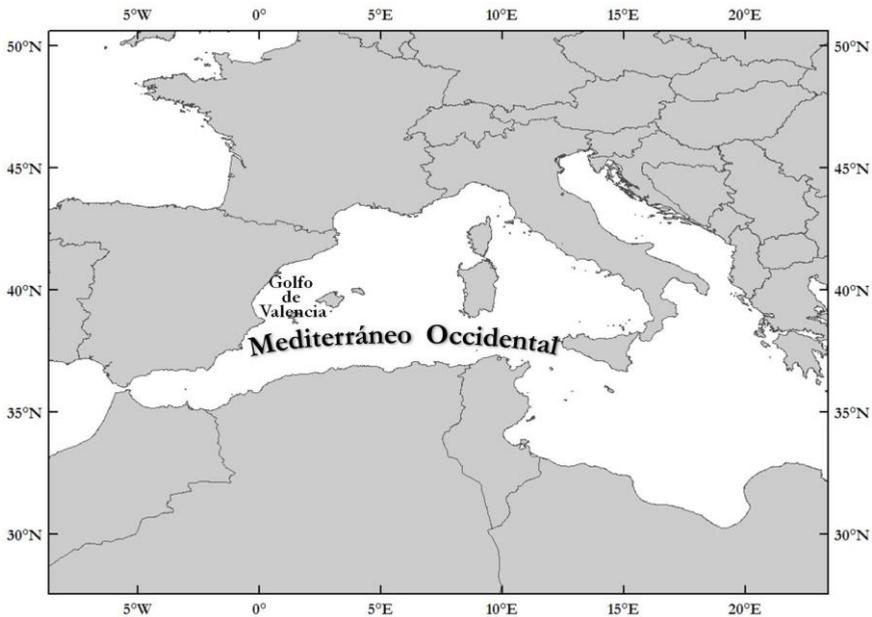


## capítulo 3: **ZONA DE ESTUDIO**

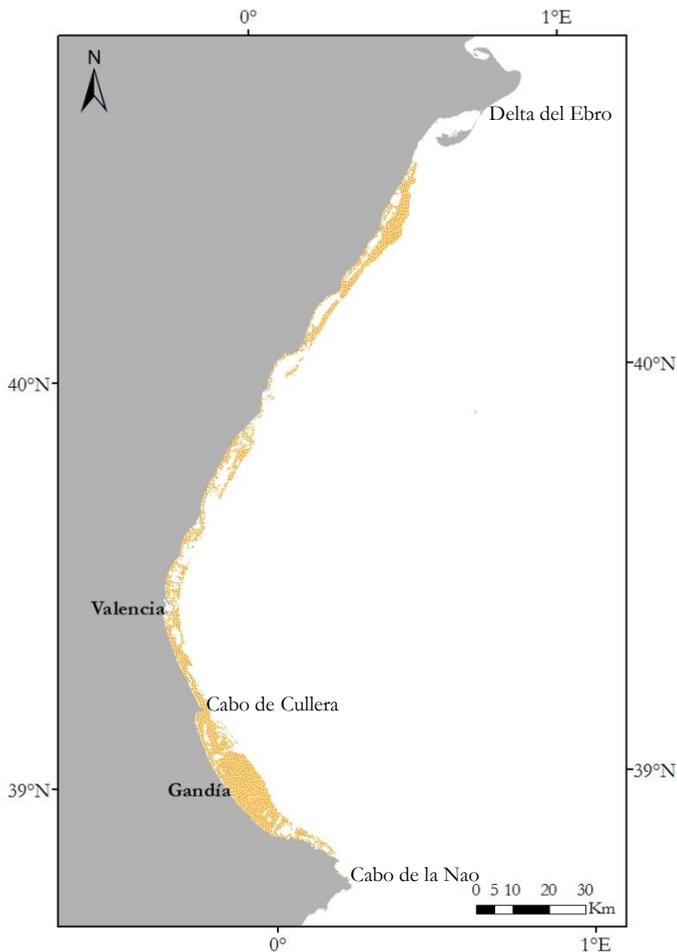


### 3.1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

La biocenosis de las arenas finas bien calibradas abarca una extensa área sobre la plataforma continental a lo largo del mar Mediterráneo desde los 2 hasta los 25 m de profundidad en general (Pérès y Picard, 1964; Augier, 1982; Bellan-Santini et al., 1994). En el caso del golfo de Valencia, situado en el mar Balear, entre el delta del Ebro al norte y el cabo de la Nao al sur (Figura 3.1), esta biocenosis representa un área aproximada de 640 km<sup>2</sup> entre el límite de la provincia de Tarragona y el cabo de la Nao. A partir de la cartografía marina elaborada por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) se estima que esta biocenosis representa un 34 % del área total comprendida en esta zona y hasta una profundidad de 40 m (Figura 3.2).

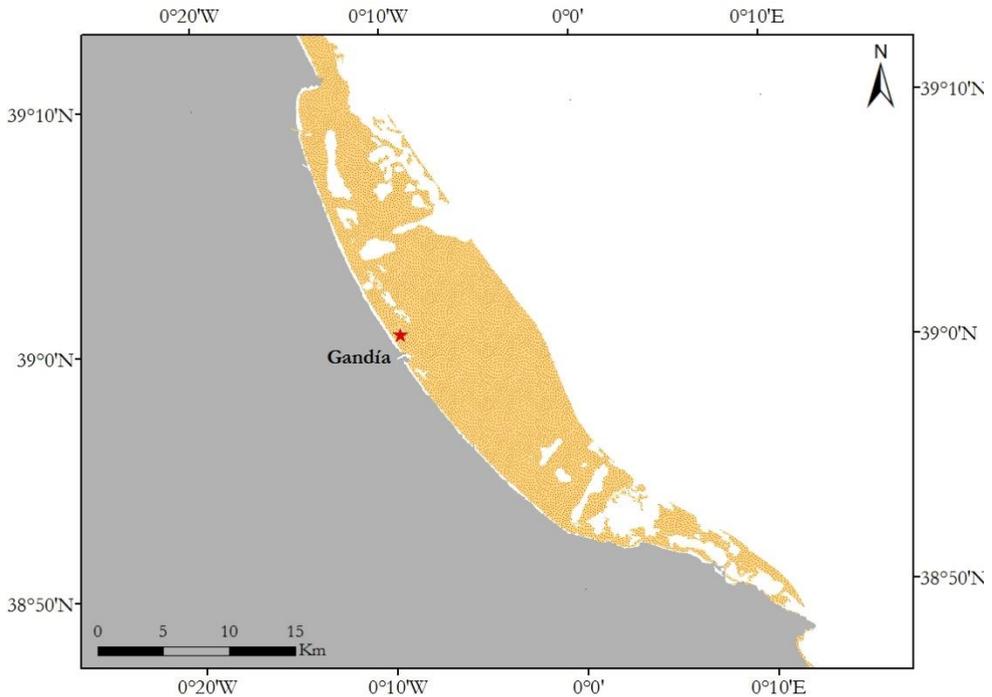


**Figura 3.1.** Localización geográfica del golfo de Valencia en el mar Mediterráneo.



**Figura 3.2.** Distribución de las arenas finas bien calibradas en el golfo de Valencia, elaborado a partir del MAGRAMA (2010).

En el sector más meridional del golfo de Valencia, región comprendida entre el cabo de Cullera al norte y el cabo de la Nao al sur, las arenas finas bien calibradas pasan a ocupar vastas regiones desde los 3 hasta incluso los 40 m de profundidad tal y como se aprecia en la Figura 3.3. Otros autores sitúan el límite de esta biocenosis en los 10-12 m de profundidad en las costas valencianas (García-Carrascosa et al., 1989) donde a partir de dicho límite aparecen progresivamente las arenas enfangadas.

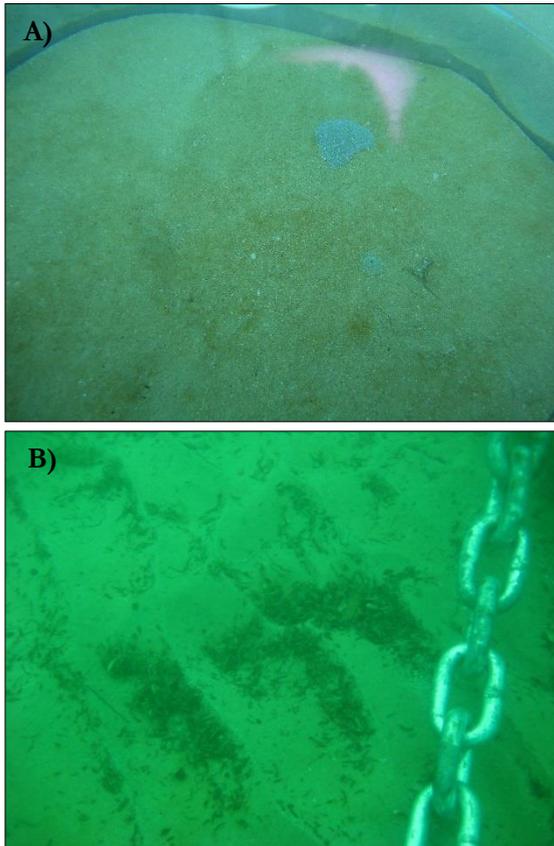


**Figura 3.3.** Distribución de las arenas finas bien calibradas en el sector sur del golfo de Valencia (elaborado a partir del MAGRAMA).

### 3.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES

La biodiversidad de esta biocenosis está representada principalmente por organismos endobiontes (organismos que viven en el interior del sedimento) y especies suprabentónicas y nectónicas que aprovechan estos sedimentos, dando una apariencia de fondos desérticos y monótonos. Ello es debido a la inestabilidad del sedimento provocada por el hidrodinamismo constante por lo que la presencia de organismos epibiontes (organismos que viven sobre la superficie del sedimento) y de macroalgas bentónicas es escasa (Calvín, 1995). La comunidad de las arenas finas bien calibradas está compuesta principalmente por crustáceos, poliquetos, tanto sésiles como errantes, equinodermos y moluscos (gasterópodos, bivalvos, cefalópodos y escafópodos) así como algunos peces (García-Carrascosa et al., 1989; Nieto, 2000; Heb, 2004; Martí et al., 2007). Además, a consecuencia

de la escasa profundidad en la que se encuentra este hábitat y a la transparencia que generalmente presentan las aguas en el mar Mediterráneo, se posibilita el desarrollo del microfitobentos sobre la superficie de los fondos sedimentarios (Figura 3.4.A).



**Figura 3.4.** Imágenes tomadas en la estación de muestreo en las que se puede apreciar la heterogeneidad del sedimento. A) Distribución en parches del microfitobentos (manchas de color pardo) en el interior de una cámara de incubación y efectos de la bioturbación. B) Distribución de material orgánico particulado según las ondulaciones o *ripples*.

La percepción de una apariencia monótona y homogénea cambia por completo cuando estos fondos son observados a una escala de mayor detalle. Se trata de sedimentos móviles a merced del oleaje y de la corriente que modifican la topografía de su superficie constantemente. Las pequeñas ondulaciones formadas por el hidrodinamismo crean zonas de deposición de partículas en las que se favorece la acumulación de partículas orgánicas ligeras como el microfitobentos y

otras zonas de erosión compuestas por partículas de mayor masa, por lo que la distribución de los organismos vivos y del material orgánico es heterogénea sobre la superficie del sedimento (Wenzhöfer y Glud, 2004), como se puede apreciar en la Figura 3.4.B.

Los trabajos de campo realizados en este estudio se llevaron a cabo en un área somera y con fondos de arenas permeables localizada en el sector sur del golfo de Valencia, concretamente en la zona costera del municipio de Gandía (Figura 3.5), en la provincia de Valencia. La estación de muestreo en la que se realizaron las diversas campañas de trabajo se ubicó enfrente de la playa Norte de dicho municipio, a 700 m mar adentro de la línea de costa y cuya columna de agua abarcaba una profundidad de 9 m. Sus coordenadas geográficas son: 39° 00' 37" N; 00° 09' 19" W. La estación de muestreo, emplazada sobre arenas finas bien calibradas, se eligió por situarse a una profundidad equidistante entre los límites de la distribución de esta biocenosis. Con ello se pretende que este punto integre los valores intermedios de las características del sedimento de toda la distribución de esta biocenosis en el sector sur del golfo de Valencia, por lo que este punto podría considerarse representativo de un área mucho mayor debido a la extensión de esta biocenosis en dicho golfo. También se consideró su localización relativamente próxima al puerto de Gandía para facilitar las labores de logística y reducir los tiempos de transporte entre la estación de muestreo y el laboratorio.



**Figura 3.5.** Localización geográfica de la estación de muestreo en la zona costera de Gandía

## capítulo 4: MATERIAL Y MÉTODOS



## 4.1. CAMPAÑAS DE TRABAJO EN LA ESTACIÓN DE MUESTREO

En la zona de estudio del litoral de Gandía se realizaron una serie de campañas a lo largo del tiempo en las que se recopilaban datos para el estudio del hidrodinamismo del área, tasas de sedimentación, columna de agua, sedimento y la estimación de los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua.

### 4.1.1. DESCRIPCIÓN DE LAS CAMPAÑAS *IN SITU*

En la estación de muestreo anteriormente descrita se llevaron a cabo ocho campañas de trabajo desde agosto del 2009 hasta marzo del 2012 con la intención de abarcar las distintas variaciones estacionales que tienen lugar en la zona costera objeto de estudio. Las fechas de las campañas se eligieron en base a aquellos factores variables a lo largo del ciclo anual, y a la vez influyentes en los procesos biogeoquímicos que tienen lugar en la superficie de estos sedimentos, como puedan ser la temperatura o la radiación solar. Por ello, se eligieron fechas en las que la temperatura y radiación solar tenían sus máximos o mínimos con el fin de estudiar la influencia de estos factores en el comportamiento global del sedimento y la columna de agua adyacente en el área de estudio. Cada campaña de trabajo se prolongó entre tres y cuatro días en los que se fondeó un correntímetro, se instalaron trampas de sedimentación, se recogieron muestras de la columna de agua y del sedimento y se realizaron incubaciones *in situ* mediante el empleo de cámaras bentónicas en la misma estación de muestreo. Las ocho campañas de muestreo se realizaron:

**1ª campaña: Verano 2009.** Entre el 4 y el 6 de agosto de 2009 se realizó la primera campaña de muestreo en la cual la temperatura del agua de mar fue muy alta, alrededor de 27 °C, además de presentar una elevada radiación solar. El correntímetro fue instalado el 4 de agosto y retirado el 6 de agosto. A lo largo del día 5 se desarrollaron los experimentos de incubación y además se muestreó la columna de agua y el sedimento. Esta fue la única campaña en la que no se

instalaron las trampas de sedimentación para la estimación de las tasas de deposición y resuspensión.

**2ª campaña: Invierno 2010.** La campaña de Invierno 2010 transcurrió entre los días 15 y 18 de marzo en los que se emplazaron el correntímetro y las trampas de sedimentación. En esta ocasión la temperatura se situó en torno a los 11 °C. Al mismo tiempo, aunque próximo al equinoccio de primavera, la radiación solar todavía es escasa en estas fechas invernales. El día 16 de marzo se destinó para llevar a cabo la recogida de muestras en la columna de agua y el sedimento y realizar las incubaciones *in situ*.

**3ª campaña: Primavera 2010.** La tercera campaña, realizada entre el 16 y 18 de junio del 2010, se hizo coincidir en las proximidades del solsticio de verano cuando el fotoperiodo alcanza su máximo y la radiación solar es muy elevada. La temperatura durante esta campaña fue de unos 20 °C. El correntímetro y las trampas de sedimentación estuvieron instaladas desde el 16 al 18 mientras que las incubaciones de sedimento y la recogida de muestras de la columna de agua y del sedimento se llevaron a cabo el día 17.

**4ª campaña: Verano 2010.** Entre los días 6 y 9 de septiembre del 2010 se llevó a cabo la cuarta campaña de trabajo, próxima al equinoccio de otoño y en la que la temperatura del agua del mar se situó alrededor de los 25 °C. El correntímetro y las trampas de sedimentación se instalaron entre los días 6 y 9 de septiembre, mientras que el día 7 se procedió al muestreo de la columna de agua y sedimentos y la realización de los experimentos con cámaras de incubación.

**5ª campaña: Primavera 2011.** Durante los días 14 y 16 de junio 2011 se instalaron el correntímetro y entre el 14 y 15 las trampas de sedimentación. El día 15 estuvo reservado para la ejecución de los experimentos de incubación y la obtención de muestras de la columna de agua y del sedimento. Esta campaña se realizó en una época de elevada radiación solar y temperatura moderada al igual que en la campaña de Primavera 2010.

**6ª campaña: Verano 2011.** La sexta campaña de trabajo se prolongó entre los días 29 y 31 de agosto del 2011 durante los cuales se registraron datos de las corrientes y las trampas de sedimentación estuvieron en funcionamiento. Las condiciones de radiación solar y temperatura observadas en esta campaña fueron similares a aquellas en las campañas de Verano 2009 y 2010. La instalación y el desarrollo de los experimentos de incubación *in situ* se realizaron a lo largo del día 30, al igual que la extracción de muestras de la columna de agua y del sedimento.

**7ª campaña: Otoño 2011.** La séptima campaña se realizó a principios de diciembre del 2011 en unas condiciones de radiación solar baja y temperatura del agua de mar también escasa ( $\approx 16$  °C). Entre los días 6 y 8 de este mes se registraron datos de las corrientes y se implementaron las trampas de sedimentación. El muestreo de la columna de agua y del sedimento así como la instalación y extracción de muestras de las incubaciones *in situ* se realizaron el día 7 de diciembre.

**8ª campaña: Invierno 2012.** Durante los días 14 y 16 de marzo de 2012 se realizó la octava campaña de trabajo en unas condiciones de temperatura y radiación solar similares a las encontradas en la campaña de Invierno 2010. Entre el 14 y 16 de marzo se fondeó el correntímetro y se emplazaron las trampas de sedimentación. El día 15 se llevaron a cabo las incubaciones para la estimación de los flujos en la interfase sedimento-agua y la recolección de muestras de la columna de agua y del sedimento.

Las campañas de trabajo siempre se llevaron a cabo en situaciones aptas para la navegación, para el trabajo en la embarcación y para poder realizar las inmersiones.

#### **4.1.2. DATOS METEOROLÓGICOS E HIDRODINÁMICOS**

Se recopiló información relativa a la meteorología e hidrodinamismo en el área estudiada a lo largo de las distintas campañas de muestreo.

Los registros de datos meteorológicos se obtuvieron de la estación meteorológica (Campbell Scientific, EE.UU.) localizada en el campus universitario de Gandía de la *Universitat Politècnica de València*, el cual se encuentra a 2 km de distancia de la estación de muestreo. Los datos meteorológicos pertenecientes a la primera campaña, Verano 2009, fueron obtenidos de la estación agroclimática que la red SIAR (Servicio de Información Agroclimática para el Regadío de la *Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat Valenciana*) dispone en el municipio de Gandía a 8 km de la estación de muestreo. En las dos últimas campañas, Otoño 2011 e Invierno 2012, se recurrió, además, a la estación meteorológica ubicada en el Real Club Náutico de Gandía (cortesía de Josemi Borja) localizada a 1.5 km de la estación de muestreo para la obtención de los datos de radiación solar debido a problemas técnicos en la estación meteorológica ubicada en el campus universitario. Los datos de radiación solar empleados abarcaron únicamente el periodo de incubación de las cámaras *in situ*, desde la salida hasta la puesta del sol para cada campaña. Las series de datos de velocidad y dirección del viento analizadas comprendieron todo el periodo de muestreo de las trampas de sedimentación, entre 2 y 3 días. La resolución de los datos fue quinceminutal para aquellos obtenidos en la estación del campus universitario, cada 30 minutos para aquellos de la red SIAR y cada minuto para los datos de la estación del Club Náutico de Gandía.

Los datos relativos al oleaje fueron obtenidos de las series de datos modelados WANA del sistema de predicción de Puertos del Estado en colaboración con la Agencia Estatal de Meteorología. Los registros de oleaje fueron tomados del punto WANA-2083108 (0.08°W, 39.0°N), situado a unos 5 km frente a la costa de Gandía, por ser el más cercano a la estación de muestreo. Las variables analizadas fueron la altura de ola, el periodo de ola y la dirección del oleaje dominante durante el tiempo en el que estuvieron instaladas las trampas de

sedimentación en cada campaña. La resolución temporal de estos datos fue de tres horas.

Al mismo tiempo, en cada campaña se registraron datos de la velocidad y dirección de las corrientes en el conjunto de la columna de agua de la estación de muestreo. Para ello se fondeó un correntímetro ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler, Argonaut XR SonTek, EE.UU.) sobre la superficie del sedimento en la propia estación de muestreo y durante el mismo periodo de tiempo que las trampas de sedimentación. La resolución temporal fue cincominutal.

#### **4.1.3. TASAS DE SEDIMENTACIÓN**

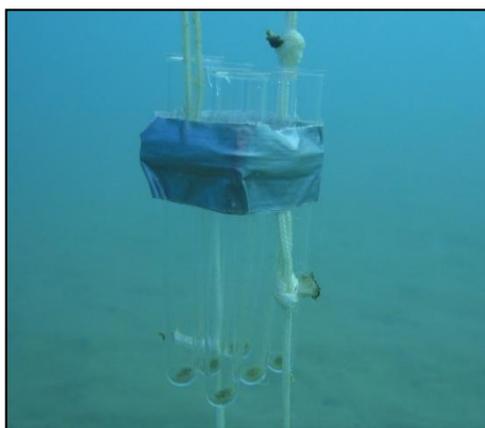
En cada campaña de muestreo se instalaron trampas de sedimentación para la estimación de las tasas de deposición total, primaria y resuspensión. A continuación se describen las características de las trampas, las variables analizadas en el material sedimentado y cómo se estiman y desglosan los distintos componentes de las tasas de sedimentación.

##### ***4.1.3.1. Técnica de muestreo***

Para hallar las distintas tasas de sedimentación (deposición total,  $D_t$ ; deposición primaria,  $D_p$ ; y resuspensión,  $D_r$ ) se recurrió a la instalación de pequeñas trampas de sedimentación en cada una de las campañas de muestreo, excepto en la primera campaña de muestreo (Verano 2009) en la que no se instalaron. Cada trampa consistía en seis tubos de plástico (nueve para las trampas situadas a 20 cm del fondo) con un volumen de 12 ml, 16 mm de diámetro ( $\phi$ ) y 100 mm de altura (h) (Figura 4.1) donde se cumple una relación  $h:\phi$  superior a cinco para evitar la resuspensión interna en el mismo tubo de sedimentación (Hardgrave y Burns, 1979; Blomqvist y Håkanson, 1981).

En cada campaña se colocaron un total de cuatro trampas repartidas a lo largo de la columna de agua desde los 20 cm por encima de la superficie del sedimento,

a 40 cm, a 60 cm y hasta los 80 cm basándose en el trabajo de Gacia et al. (1999) desarrollado en áreas costeras con profundidades y características similares a las del litoral de Gandía. Las trampas se instalaron separadas entre ellas unos 50 cm con la ayuda de buzos para evitar el efecto pantalla que provocarían las superiores sobre las inferiores. El periodo de recolección del material sedimentable varió entre las 24 y 50 horas, según cada campaña (Tabla 4.1).



**Figura 4.1.** Trampa de sedimentación compuesta por seis tubos de 12 ml.

Campaña	Tiempo (h)
Verano 2009	-
Invierno 2010	50
Primavera 2010	32
Verano 2010	50
Primavera 2011	24
Verano 2011	47
Otoño 2011	48
Invierno 2012	42

**Tabla 4.1.** Horas de funcionamiento de las trampas de sedimentación en las distintas campañas.

#### **4.1.3.2. Cadena de custodia y métodos analíticos**

Al finalizar el periodo de muestreo, las trampas eran selladas antes de su recolección. Una vez en la embarcación eran conservadas en oscuridad y refrigeradas hasta la llegada al laboratorio, cuyo transporte no sobrepasó una hora.

El material interceptado en cada una de las trampas era filtrado a través de una membrana de acetato de celulosa de  $0.45\ \mu\text{m}$  para determinar la cantidad total del material seco llevando las muestras a  $60\ ^\circ\text{C}$  durante 24 horas (Pejrup et al., 1996; Gacia et al., 1999). El material depositado seco se determinó por triplicado para cada trampa, empleando el contenido de tres tubos por trampa.

Por otro lado, se analizó la clorofila *a* depositada en las trampas instaladas a 20 cm y a 80 cm por el método tricromático basado en espectrofotometría (APHA et al., 2012) usando para ello las ecuaciones descritas por Jeffrey y Humprey (1975). El contenido depositado en un tubo era filtrado, también, a través de una membrana de acetato de celulosa de  $0.45\ \mu\text{m}$ . El filtro y el material retenido en él fue congelado y posteriormente sumergido en acetona tamponada para facilitar la extracción de la clorofila *a*. La absorbancia de la solución resultado se midió a cuatro longitudes de onda distintas (630, 647, 664 y 750 nm). Los análisis se realizaron por triplicado en cada trampa.

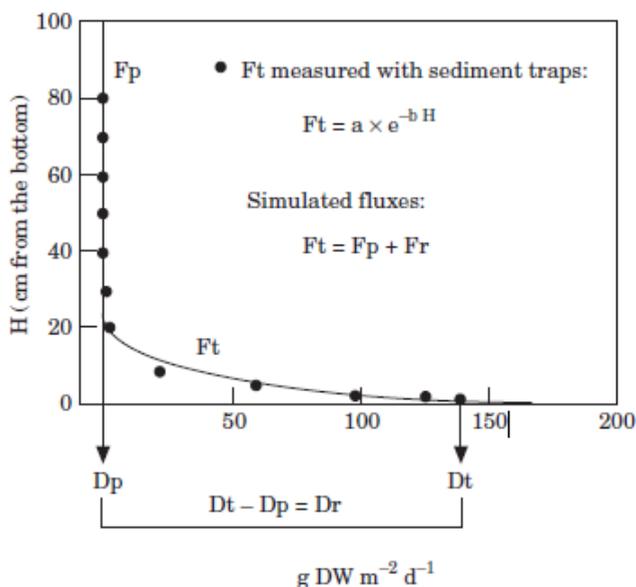
La materia orgánica presente en el material sedimentado fue determinada sólo en las trampas a 20 cm del fondo por calcinación. Para ello se filtraba el volumen de un tubo (12 ml) a través de un filtro de fibra de vidrio ( $0.7\ \mu\text{m}$  de poro y 25 mm de diámetro) y se depositaba el filtro con su material retenido en la mufla a  $450\ ^\circ\text{C}$ , previo secado en estufa a  $60\ ^\circ\text{C}$  (Pusceddu et al., 2004). La materia orgánica se estimó por triplicado en cada campaña.

#### ***4.1.3.3. Estimación de las tasas de sedimentación***

A partir de los datos obtenidos del material sedimentado en las distintas trampas se calcula el flujo de deposición total en cada una de las distintas alturas expresado en  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . A estos flujos se les aplica un ajuste exponencial el cual expresa la función de deposición total simulada (denominada como  $F_t$ ) tal y como se presenta en la Figura 4.2. El flujo de deposición total está compuesto por los flujos de deposición primaria ( $F_p$ ) y de resuspensión ( $F_r$ ), por lo que a partir de la función  $F_t$  se pueden desglosar tanto las funciones  $F_p$  y  $F_r$ . La  $F_p$ , constituida por

una función lineal, está representada por la asíntota vertical tal y como se aprecia en la Figura 4.2, mientras que la diferencia entre  $F_t$  y  $F_p$  da como resultado  $F_r$ , aquel material previamente sedimentado (Valeur, 1994; Pejrup et al., 1996).

Por tanto, la tasa de deposición total ( $D_t$ ) equivale al flujo de deposición total ( $F_t$ ) en la superficie del sedimento y la tasa de deposición primaria ( $D_p$ ) es equivalente al flujo de deposición primaria en la superficie del sedimento. La tasa de resuspensión ( $D_r$ ) es la diferencia entre ambas tasas  $D_t$  y  $D_p$ . Este método de estimación de las tasas de sedimentación, validado por Pejrup et al. (1996), se basa en la asunción de la existencia de una deposición primaria uniforme a lo largo de la columna de agua (Gacia y Duarte, 2001) en las que rigen unas condiciones iniciales estacionarias.



**Figura 4.2.** Esquema del perfil del método de extracción (según Valeur, 1994).  $F_t$  = flujo total de deposición,  $F_p$  = flujo de deposición primaria,  $F_r$  = flujo de resuspensión de sedimentos,  $D_p$  = tasa de deposición primaria,  $D_r$  = tasa de deposición resuspendida,  $D_t$  = tasa de deposición total.

#### 4.1.4. VARIABLES DE LA COLUMNA DE AGUA

En la columna de agua de la estación de muestreo se caracterizaron: salinidad, temperatura, oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos (SS), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito y nitrato ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), fósforo total (PT), ácido ortosilícico  $\text{Si}(\text{OH})_4$ , clorofila *a* (WCl-*a*) y transparencia ( $D_{\text{ds}}$ ). En este apartado se detalla cómo se recogieron las muestras de agua y sus correspondientes métodos analíticos.

##### 4.1.4.1. Técnicas de muestreo

En cada campaña, el día en el que se realizaron los experimentos de incubación y coincidiendo con la instalación de las cámaras bentónicas, se recogieron muestras a distintas profundidades de la columna de agua mediante el lanzamiento de una botella oceanográfica horizontal modelo Van Dorn de 5 l (KC Denmark, Dinamarca). Se tomaron muestras a cuatro profundidades repartidas equidistantemente a lo largo de la columna de agua (en superficie, a 3 m, 6 m y en el fondo de la columna de agua, a 9 m de profundidad). La toma de la muestra más profunda se realizó a 0.5 m por encima de la superficie del sedimento para evitar la resuspensión de las partículas y por tanto la alteración de la muestra de agua. Estas muestras de agua recogidas con la botella oceanográfica eran inmediatamente transferidas a un bote de plástico de 2 l para la determinación de salinidad, sólidos suspendidos, amonio, nitrito y nitrato, fosfato, fósforo total, ácido ortosilícico y clorofila *a*.

También se empleó un disco Secchi (30 cm de diámetro) para la estimación de la transparencia del agua ( $D_{\text{ds}}$ ), coincidiendo con cada una de las tomas de agua incubada durante la realización de los experimentos *in situ* practicadas en cada campaña. Esta se midió por triplicado y siempre de cara al sol para evitar el efecto pantalla y la sombra de la embarcación (Lorenti y De Falco, 2004).

La temperatura y el OD fueron medidos directamente en la estación de muestreo a cada una de las profundidades con sonda óptica (proODO YSI, EE.UU.).

#### **4.1.4.2. Cadena de custodia**

Las muestras de agua eran conservadas en oscuridad y refrigeradas dentro de neveras portátiles, generalmente no transcurría más de una hora desde la toma hasta la llegada al laboratorio. La celeridad en el transporte y pretratamiento de las muestras es crucial para garantizar una adecuada medida de las distintas variables, especialmente en el caso del  $\text{NH}_4^+$ . Todos los envases utilizados para almacenar el agua muestreada fueron previamente limpiados con jabón libre de fosfatos y enjuagados con agua ultrapura.

Una vez en el laboratorio, las muestras almacenadas en botellas de 2 l eran homogeneizadas y subdivididas en alícuotas para las distintas variables. Dos de estas alícuotas de 100 ml sin filtrar eran depositadas en vasos de polietileno translúcido para el análisis del PT y la medición de la salinidad (Multi 340i WTW, Alemania). Posteriormente se filtraban 1600 ml de muestra de agua con el empleo de dos membranas de acetato de celulosa con un tamaño de poro de  $0.45 \mu\text{m}$  para separar la fracción soluble de la particulada, se filtraban 800 ml por cada membrana. El agua filtrada era repartida en recipientes de polietileno de 100 ml para su almacenaje a  $-20 \text{ }^\circ\text{C}$  hasta su posterior análisis (nunca más de un mes después de la campaña de muestreo) a excepción de los destinados al  $\text{NH}_4^+$  que eran determinados inmediatamente. Las membranas usadas en el filtrado eran empleadas para la determinación de los SS, mediante secado, y para el análisis de la  $\text{WCl-}a$ , cuyo filtro era protegido de la luz y conservado a  $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ .

#### 4.1.4.3. Métodos analíticos

Los métodos analíticos empleados para la determinación de las distintas variables obtenidas en la columna de agua se describen a continuación:

##### *Sólidos suspendidos (SS)*

La estimación de los sólidos suspendidos en la columna de agua se basa en la metodología descrita en APHA et al. (2012). Los filtros de membrana de acetato de celulosa son secados a 105 °C y pesados previamente. Estos filtros son usados para separar la fracción soluble de la particulada. Posteriormente al filtrado, la membrana es depositada en estufa a 105 °C hasta peso constante. Por diferencia de pesos se obtiene la cantidad de partículas sólidas (tanto orgánicas como inorgánicas) en suspensión.

##### *Amonio ( $\text{NH}_4^+$ )*

Para la determinación de este compuesto se ha seguido la metodología propuesta en Aminot y Chaussepied (1983) que se basa en la reacción de Berthelot. Esta técnica consiste en la reacción del amonio con el hipoclorito en medio alcalino para dar lugar a una monocloroamina, la cual, en presencia de fenol y catalizado por nitroprusiato, da lugar a la formación de azul de indofenol. A esta solución se le adiciona citrato trisódico para eliminar las interferencias generadas por la presencia de calcio y magnesio. El amonio es un compuesto muy inestable y volátil por lo que su determinación se lleva a cabo inmediatamente después del procesado de la muestra. El límite de detección es de 0.1  $\mu\text{M}$ .

##### *Nitrito y nitrato ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ )*

La determinación del nitrito y nitrato se llevó a cabo según la metodología descrita en Aminot y Chaussepied (1983). Esta se basa en la reducción de los nitratos a nitritos a través de una columna de cobre y cadmio en medio básico, lo que se conoce como la reacción de Griess. El ion nitrito reacciona con la sulfanilamida para formar un diazocompuesto que junto con la N-naftiletildiamina genera un

complejo de color rosado. La intensidad de la coloración es proporcional a la cantidad de nitritos presentes. La precisión del método es del 5 % y su límite de detección se sitúa en 0.1  $\mu\text{M}$ .

#### *Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ )*

Para la determinación del  $\text{PO}_4^{3-}$  se ha seguido la metodología descrita en Aminot y Chaussepied (1983) conocida como método colorimétrico del azul de molibdeno. Mediante la adición de molibdato amónico y tartrato de antimonio en medio ácido se forma el complejo fosfomolibdato de antimonio, el cual es reducido por el ácido ascórbico para dar lugar al fosfomolibdato reducido, de coloración azulada. No obstante, con esta técnica la concentración real de  $\text{PO}_4^{3-}$  puede ser sobrestimada a causa de la presencia de otras formas químicas, como los ésteres fosfóricos, debido a su hidrólisis catalizada por el molibdato, capaces de reaccionar de forma similar con el molibdato de antimonio (Rodríguez, 2010). Su límite de detección es de 0.01  $\mu\text{M}$  mientras que su precisión es del 5 %.

#### *Fósforo total (PT)*

Para hallar la concentración de fósforo total presente en el agua se realizó una digestión de las muestras sin filtrar con persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido sódico en autoclave a 121 °C (Valderrama, 1981) previamente a su determinación según el mismo método analítico descrito para  $\text{PO}_4^{3-}$ . Con esta digestión se consigue determinar tanto el fósforo disuelto en el agua como el fósforo particulado.

#### *Ácido ortosilícico ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ )*

La técnica empleada para la determinación del ácido ortosilícico disuelto en el agua de mar consiste en la reacción de este ácido con el molibdato amónico según se describe en Aminot y Chaussepied (1983). El método radica en la formación de un compuesto amarillento a partir del  $\text{Si}(\text{OH})_4$  y el molibdato amónico, que a su vez es reducido con el metolsulfito para formar el silicomolibdato, un complejo

azulado cuya absorción máxima se da a 810 nm. Su límite de detección es de 0.1  $\mu\text{M}$ . Su precisión alcanza el 3 %.

#### *Clorofila a (WCl-a)*

La clorofila *a* fue determinada por el método tricromático basado en espectrofotometría visible al igual que para la clorofila *a* en las trampas de sedimentación. La precisión de este método es de 0.02  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Todos los análisis de nutrientes y WCl-*a* se llevaron a cabo por duplicado.

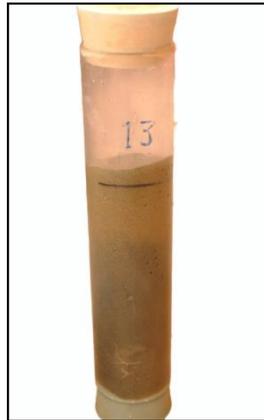
### **4.1.5. VARIABLES DEL SEDIMENTO**

Durante las ocho campañas de muestreo también se calculó la irradiancia incidente sobre el sedimento, además de recoger muestras para la medida del potencial redox, porosidad, caracterización granulométrica, materia orgánica, compuestos biopoliméricos y fitopigmentos así como la caracterización de la macrofauna.

#### **4.1.5.1. Técnicas de muestreo**

Para la recolección de las muestras de sedimento se emplearon testigos (*corers*) de metacrilato transparente (Figura 4.3) de 6.5 cm de diámetro interno y 30 cm de alto, con la ayuda de buzos. Con esta técnica se consiguieron muestras inalteradas del propio sedimento de 15-20 cm de profundidad. En cada campaña se recogieron un total de 12 *corers*:

- 6 *corers* para la caracterización de la macrofauna
- 4 para la caracterización de compuestos biopoliméricos y fitopigmentos
- 2 para granulometría, porosidad y materia orgánica



**Figura 4.3.** *Corer* relleno de sedimento inalterado.

#### **4.1.5.2. Cadena de custodia**

Inmediatamente después de la extracción de los *corers* se medía el potencial redox insertando la sonda provista de un electrodo metálico en los 0.5 cm más superficiales. El error de la medida era de  $\pm 1$  mV (Crison PH25, España). Las muestras de sedimento destinadas para el estudio de la macrofauna bentónica eran procesadas en la misma embarcación empleando para ello un tamiz de 0.5 mm de luz. El material retenido en el tamiz era inmediatamente sumergido en cloruro magnésico al 7 % (Davies et al., 2001). Esta solución actúa como anestésico y relajante muscular lo que facilita la posterior identificación debido a la expansión de los músculos. El resto de *corers* eran transportados verticalmente en neveras para evitar cualquier perturbación en la capa superficial del sedimento.

Una vez en el laboratorio, el agua sobrenadante en los *corers* era eliminada cuidadosamente con una jeringa para evitar la perturbación de la capa más superficial del sedimento y se seccionaba el primer centímetro superficial. Estas muestras de sedimento superficial eran conservadas a  $-20$  °C hasta su análisis.

### 4.1.5.3. Métodos analíticos

A continuación se detallan las distintas metodologías empleadas para el análisis de las variables del sedimento:

#### *Granulometría*

La composición granulométrica del sedimento presente en la estación de muestreo se realizó a partir de una alícuota de 25 g de sedimento perteneciente al centímetro superficial. Para ello se siguió la metodología descrita en Shepard (1954). Consiste en una batería de siete tamices con diferente luz de malla y superpuestos en orden decreciente vertiéndose la muestra de sedimento en la parte superior. A continuación la batería de tamices fue colocada en un tamizador (Orto Alresa, España) para conseguir la distribución de los granos de sedimento en función de su tamaño y su clasificación según la escala granulométrica de Wentworth. Los parámetros granulométricos del sedimento superficial (media, selección, asimetría, agudeza) fueron calculados empleando el método analítico de los momentos (Krumbein y Pettijohn, 1938; Friedman y Sanders, 1978).

#### *Porosidad ( $\varphi$ )*

El mismo sedimento empleado para la granulometría y la materia orgánica servía para la estimación de la porosidad de la matriz del sedimento de la zona de estudio. El contenido de agua en el sedimento superficial ( $\%_{0w}$ ) fue hallado como la diferencia de pesos entre antes y después del secado a 105 °C (Vidal et al., 1997) hasta peso constante. La porosidad se estimó aplicando la ecuación 4.1:

$$\text{Ecuación 4.1} \quad \varphi = (\%_{0w}/\rho_w) / (((1-\%_{0w})/\rho_s) + \%_{0w}/\rho_w)$$

Donde  $\rho_w$  y  $\rho_s$  son las densidades del agua de mar y del sedimento marino respectivamente. Se emplearon los valores de  $\rho_w$  y  $\rho_s$  usados también por Danovaro et al. (1999), Dell'Anno et al. (2002) y Morata et al. (2012).

*Irradiancia incidente en la superficie del sedimento ( $I_z$ )*

A partir de la transparencia obtenida en cada una de las tomas de agua incubada durante la realización de los experimentos *in situ* realizados en cada campaña y de la radiación solar en ese momento, se estimaron las distintas irradiancias incidentes sobre la superficie del sedimento ( $I_z$ ). Para ello se aplicó la relación exponencial de la ley de Lambert-Beer propuesta en Lorenti y De Falco (2004), Ecuación 4.2:

**Ecuación 4.2** 
$$I_z = I_0 \cdot e^{-Kz}$$

Donde  $I_z$  es la irradiancia que incide sobre la superficie del sedimento expresada en  $W\ m^{-2}$ .

$I_0$  es la radiación atmosférica a nivel del mar obtenida en las estaciones meteorológicas ( $W\ m^{-2}$ ).

$K$  es el coeficiente de atenuación vertical obtenido como  $K = 1.7/D_{ds}^{0.96}$ .

$z$  es la altura de la columna de agua sobre el sedimento que en el caso de la estación de muestreo fue de 9 m.

A partir de las  $I_z$  obtenidas puntualmente se calculó un promedio diario ( $\bar{I}_z$ ) para el día de incubación de cada campaña.

*Materia orgánica (MO)*

La materia orgánica se determinó siguiendo la metodología descrita por el Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, MMA (1994) que consiste en la adición de HCl al 5 % para su lavado y eliminación de carbonatos que pueden interferir en la determinación de la materia orgánica. A partir de la cantidad de materia orgánica oxidada durante la calcinación se obtiene el porcentaje de materia orgánica total.

*Composición bioquímica de la materia orgánica*

*Proteínas (PRT):* Para la determinación de las proteínas en muestras naturales se pueden usar diferentes protocolos analíticos aunque los más empleados son los

métodos descritos por Bradford (1976) y por Hartree (1972). Por ello, aquí se ha seguido el protocolo descrito por Hartree aunque posteriormente modificado por Rice (1982) y Pusceddu et al. (2004). Este método colorimétrico radica en la reacción de las proteínas con el tartrato rameico y el reactivo de Folin-Ciocalteu en un medio básico (pH=10). Esta reacción genera una coloración azulada estable cuya intensidad es proporcional a la cantidad de proteínas totales. El resultado es comparado con patrones de albúmina de suero bovino (BSA  $\geq 96\%$ ; Sigma-Aldrich). Las proteínas totales son expresadas como  $\mu\text{g g}^{-1}$  de sedimento seco.

*Carbohidratos (CHO)*: Esta técnica se basa en la metodología descrita por Dubois et al. (1956) aunque posteriormente fue optimizada por Gerchakov y Hatcher (1972) para los sedimentos marinos y más recientemente modificada por Pusceddu et al. (2004). Consiste en la reacción originada entre los azúcares y fenol en presencia de ácido sulfúrico que genera una coloración marrón en función de la concentración de carbohidratos totales ya que esta técnica permite la determinación de etilos, oligosacáridos y polisacáridos. Para la calibración se emplean soluciones de glucosa (D-(+)-Glucosa  $\geq 99.5\%$ ; Sigma-Aldrich). Los CHO se expresaron en  $\mu\text{g g}^{-1}$  de sedimento seco.

*Lípidos (LIP)*: Los lípidos totales presentes en el sedimento fueron analizados según Bligh y Dyer (1959) y Marsh y Weinstein (1966) aunque teniendo en consideración las modificaciones realizadas por Pusceddu et al. (2004). La técnica se basa en la carbonización a 200 °C del extracto lipídico con ácido sulfúrico. El extracto lipídico es obtenido mediante la adición de cloroformo y metanol a la matriz del sedimento y posteriormente evaporado a 80-100 °C. Los patrones de calibración utilizados fueron obtenidos a partir de tripalmitina (Tripalmitina  $\geq 85\%$ ; Sigma-Aldrich). Al igual que las proteínas y carbohidratos, los valores de lípidos totales obtenidos son expresados en  $\mu\text{g g}^{-1}$  de sedimento seco.

Por otro lado, los valores obtenidos de CHO, LIP y PRT fueron convertidos a equivalentes de carbono aplicando los factores de conversión de 0.40, 0.75 y 0.49  $\mu\text{gC } \mu\text{g}^{-1}$  de CHO, LIP y PRT respectivamente al igual que Fichez (1991), Fabiano y Danovaro (1994), Dell'Anno et al. (2002) y Pusceddu et al. (2011). La suma de estas tres fracciones expresadas en  $\mu\text{gC } \text{g}^{-1}$  de sedimento seco representa el carbono biopolimérico (CBP) que se corresponde con la fracción lábil de la materia orgánica presente en los sedimentos marinos.

#### *Fitopigmentos*

*Clorofila a (SCl-a)*: La clorofila *a* fue determinada según la metodología descrita por Plante-Cuny (1974) y posteriormente modificada por Pusceddu et al. (2004). La extracción de la clorofila *a* presente en la matriz del sedimento se realizó con la adición de acetona y la aplicación de ultrasonidos (Sonopuls Bandelin, Alemania). La clorofila *a* es expresada en  $\mu\text{g } \text{g}^{-1}$  (sedimento seco) y puede ser utilizada como una medida indirecta del microfitobentos presente.

*Feopigmentos (Feo)*: La determinación de los feopigmentos, compuestos resultado de la degradación de los pigmentos activos, se llevó a cabo siguiendo el procedimiento descrito en Pusceddu et al. (2004) idéntico al empleado en la SCl-*a* pero aplicando distintas ecuaciones. Las unidades en las que se representan los feopigmentos son  $\mu\text{g } \text{g}^{-1}$  de sedimento seco.

La suma de la clorofila *a* y los feopigmentos dan lugar a los pigmentos cloroplásticos equivalentes (PCE) que sirven como medida de la materia fitodetrítica en el bentos (Danovaro et al., 2002; Stefanija et al., 2009). Para convertir los fitopigmentos a unidades de carbono se emplea la razón C:SCl-*a* la cual puede oscilar entre 10 hasta 100 en función del grado de madurez y fuente del material algal (Banse, 1977). En este estudio se empleó una razón C:SCl-*a* de 40  $\mu\text{gC } \mu\text{g}^{-1}$  PCE (De Jonge, 1980; Pusceddu et al. 1999) para así establecer la contribución del microfitobentos al carbono biopolimérico, lo que se conoce como contribución algal (Pusceddu et al., 2009; Pusceddu et al., 2011; Venturini

et al., 2011) y permitir la comparación con otros estudios. El porcentaje de fitopigmentos en el CBP se calculó tanto para el sumatorio de ambos pigmentos (%PCE\_CBP), como para la SCL-*a* (%SCL-*a*\_CBP) y para los feopigmentos (%Feo\_CBP).

#### *Macrofauna bentónica*

Una vez las muestras de macrofauna eran trasladadas al laboratorio, se reemplazaba la solución de cloruro de magnesio por formaldehído tamponado al 10 % para la conservación a largo plazo de los organismos. Para tamponar la solución de formaldehído se empleaba hexametilentetramina al 5 % aproximadamente (HELCOM, 2013). Con el empleo de lupa se hizo una primera criba para separar la fracción orgánica de la inorgánica y al mismo tiempo clasificar la macrofauna en cuatro o cinco grandes grupos (crustáceos, moluscos, poliquetos, equinodermos y otros filos). El siguiente paso consistió en una segunda criba para la identificación de cada taxon hasta el mayor nivel de detalle posible. Para ello también fue imprescindible el uso de microscopio a 100x, 200x e incluso 400x. En general, se realizaron tres réplicas por campaña para la determinación de las distintas variables físico-químicas. En el caso de los componentes biopoliméricos y fitopigmentos se realizaron tres réplicas por cada corer, doce réplicas por campaña.

Los distintos táxones de macrofauna se clasificaron en función de sus hábitos alimentarios (grupo trófico): detritívoros (Det), suspensívoros (Sus), depredadores (Dep) y carroñeros (Car). La información relativa a los grupos tróficos pertenecientes a cada taxon fue obtenida a partir de la bibliografía disponible (Fauchald y Jumars, 1979; Damianidis y Chintiroglou, 1998; Tselepides et al., 2000a; Mistri et al., 2001; Koulouri et al., 2006; Hermand et al., 2008; Dolbeth et al., 2009; Rueda et al., 2009; Macdonald et al., 2010; Pelletier et al., 2010; Nebra et al., 2011; Guerra-García et al., 2014). Además, se calcularon los índices de riqueza específica (S), de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), de equitatividad de Pielou

(J) y de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) para los táxones encontrados aplicando las Ecuaciones 4.3, 4.4 y 4.5 donde  $p_i = n/N$ , es decir,  $p_i$  es igual a la abundancia de la especie  $i$  ( $n$ ) respecto a la abundancia total ( $N$ ). Los índices de Shannon-Wiener y de Pielou fueron estimados empleando logaritmos en base 2 (Albayrak et al., 2006; del-Pilar-Ruso et al., 2011).

**Ecuación 4.3.** 
$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2(p_i)$$

**Ecuación 4.4.** 
$$J = \frac{-\sum p_i \cdot \log_2(p_i)}{\log_2(S)}$$

**Ecuación 4.5.** 
$$\lambda = \sum p_i^2$$

Al mismo tiempo, también se estimó el índice de calidad ambiental MEDOCC (Índice del Mediterráneo Occidental) desarrollado por Pinedo y Jordana (2008) basado en la capacidad de respuesta de las comunidades bentónicas frente a las variaciones y alteraciones ambientales, en especial, al enriquecimiento orgánico. Este índice agrupa las diferentes especies en función de su sensibilidad al enriquecimiento orgánico y pondera las respectivas abundancias relativas de cada uno de los grupos, tal y como se expresa en la Ecuación 4.6:

**Ecuación 4.6:** 
$$MEDOCC = \frac{0x(\%GrupoI)+2x(\%GrupoII)+4x(\%GrupoIII)+6x(\%GrupoIV)}{100}$$

donde las especies de los grupos I, II, III y IV son aquellas catalogadas como sensibles, indiferentes, tolerantes y oportunistas, respectivamente.

#### 4.1.6. FLUJOS EN LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA

En la superficie del sedimento se instalaron cámaras de incubación con el fin de estimar la producción y/o consumo de los distintos solutos analizados por parte del sedimento y todos los procesos que en él intervienen. A continuación se describen las técnicas de muestreo empleadas, los métodos analíticos utilizados y el tratamiento de

las concentraciones obtenidas para el cálculo de los flujos y los distintos índices empleados.

#### ***4.1.6.1. Técnicas de muestreo***

Para la estimación de los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes (amonio, nitrito y nitrato, fosfato y ácido ortosilícico) en la interfase sedimento-agua se emplearon cámaras bentónicas semiesféricas, opacas y transparentes, como las descritas en Freitas et al. (2008) y en Morata et al. (2012). En la estación de muestreo se instalaron tres cámaras transparentes y tres opacas con el fin de integrar la heterogeneidad presente en el hábitat de la comunidad de las arenas finas bien calibradas. Estas cámaras, construidas en metacrilato, tienen un diámetro de 40 cm y una altura de 20 cm lo que les confiere un volumen y un área de incubación de 16.7 l y de 0.125 m<sup>2</sup> respectivamente. Llevan un faldón de 10 cm de largo en la parte inferior que se inserta en el sedimento para evitar el desplazamiento de las mismas (Figuras 4.4 y 4.5).

Las cámaras se instalaban en el sedimento a primera hora de la mañana del mismo día que se realizaban las incubaciones y se dejaban hasta la puesta de sol, abarcando todo el período diurno (Tabla 4.2). De este modo se obtenía la evolución de las distintas variables químicas en el agua incubada a lo largo del día en condiciones de luz y en condiciones de oscuridad.

Se tomaron entre cinco y seis alícuotas de agua incubada repartidas equidistantemente en el tiempo y con la ayuda de buzos (Tabla 4.2). Las muestras se obtuvieron con el empleo de jeringas de plástico de 60 ml que se insertaban a una goma de silicona conectada a la válvula de la cámara de incubación (Figura 4.4).



Figura 4.4. Cámaras de incubación empleadas *in situ*.

Campaña	1 <sup>a</sup> toma	2 <sup>a</sup> toma	3 <sup>a</sup> toma	4 <sup>a</sup> toma	5 <sup>a</sup> toma	6 <sup>a</sup> toma	T inc.	f
Verano 2009 05/08/2009	06:15	10:30	14:00	16:50	18:30	-	12:15	14:06
Invierno 2010 16/03/2010	07:30	10:00	12:30	15:00	17:20	-	09:50	12:00
Primavera 2010 17/06/2010	05:45	08:15	10:50	13:10	15:50	19:05	13:20	15:00
Verano 2010 07/09/2010	06:10	08:02	10:10	12:38	15:15	17:55	11:45	12:48
Primavera 2010 14/06/2011	05:24	07:47	10:33	13:18	16:05	18:30	13:06	14:54
Verano 2011 30/08/2011	06:22	08:54	11:07	13:23	15:35	17:35	11:13	13:06
Otoño 2011 07/12/2011	07:28	09:01	10:56	12:30	14:05	16:00	08:32	09:30
Invierno 2012 15/03/2012	07:00	08:57	11:08	13:00	15:10	17:32	10:32	11:18

Tabla 4.2. Horarios de las tomas del agua incubada expresado en horas y en horario GMT, tiempo de incubación y fotoperiodo para cada experimento en las distintas campañas.

Antes de cada toma se homogeneizaba el agua incubada mediante un agitador manual incorporado para evitar la formación de gradientes (Niencheski y Jahnke 2002). No se consideró el efecto de la dilución del agua reemplazada ya que el volumen de agua extraída únicamente representó como máximo un 6 % del agua incubada.



**Figura 4.5.** Cámaras de incubación opacas y transparentes instaladas en la estación de muestreo.

#### ***4.1.6.2. Cadena de custodia y métodos analíticos***

Las alícuotas de agua recogidas del interior de las cámaras de incubación eran inmediatamente transportadas, en oscuridad, en un contenedor adaptado hasta el laboratorio. El tiempo transcurrido entre la toma de muestras y la llegada al laboratorio siempre fue inferior a una hora. Una alícuota de 45 ml era destinada a la determinación inmediata del OD mediante la metodología descrita en Aminot y Chaussepied (1983) basada en el método iodométrico clásico de Winkler y adaptada a microvolúmenes. El resto de muestra era filtrado a través de una membrana de 0.45  $\mu\text{m}$  y distribuida en cuatro alícuotas para el análisis de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si}(\text{OH})_4$ . Todas estas variables se conservaron y analizaron siguiendo las mismas técnicas analíticas descritas en la columna de agua aunque tuvieron que ser adaptadas a microvolúmenes.

#### ***4.1.6.3. Estimación de los flujos en la interfase sedimento-agua***

Los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua fueron estimados a partir de los cambios de concentración en el agua incubada dentro de las cámaras en función del tiempo. Se ajustó un modelo matemático a la evolución

de las concentraciones analizadas respecto del tiempo para hallar las concentraciones iniciales y finales, a partir de las cuales estimar el flujo según la función empleada por Nizzoli et al. (2007), Freitas et al. (2008), Lohrer et al. (2011) y Morata et al. (2012) (Ecuación 4.7):

**Ecuación 4.7** 
$$F = \frac{(C_{final} - C_{inicial}) \cdot V \cdot 24}{A \times t_i}$$

Donde F es el flujo resultante expresado en  $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ .  $C_{final}$  es la concentración en el tiempo final de la incubación según el ajuste matemático en  $\mu\text{M}$ .  $C_{inicial}$  es la concentración en el tiempo inicial de la incubación según el ajuste matemático en  $\mu\text{M}$ , V es el volumen total del agua incubada en el interior de la cámara, 16.7 l, A representa el área de incubación de cada cámara,  $0.125 \text{ m}^2$  y  $t_i$  es el tiempo de incubación para cada campaña expresado en horas.

Al aplicar un ajuste matemático se integra la tendencia general observada al cálculo de los flujos y se minimizan posibles errores en el caso de tomar únicamente dos concentraciones (inicial y final). Los flujos son expresados en unidades de masa respecto a una superficie y un tiempo dado. Generalmente los flujos de solutos en el agua de mar se pueden encontrar expresados tanto en  $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  como en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  o referenciados a horas, en función de los flujos encontrados en cada zona de estudio. En este trabajo se expresaron en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . El sentido positivo de los flujos significa un aumento en la concentración del determinado soluto en el agua incubada en el interior de las cámaras, lo que representa una producción y/o liberación desde el sedimento. Por otro lado, los flujos negativos representan un consumo y/o fijación desde la columna de agua hacia el sedimento.

Se obtuvieron flujos en la interfase sedimento-agua tanto en condiciones de luz como en oscuridad para oxígeno y nutrientes. Además se calculó la producción primaria y la respiración que tienen lugar en el sedimento. A continuación se describen los diversos flujos e índices que se calcularon:

$F_O$  es el flujo calculado a partir de las cámaras opacas ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) para cada uno de los solutos analizados.

El  $F_O$  calculado para el OD (Ecuación 4.8) es considerado como la respiración bentónica (R) o demanda de oxígeno del sedimento (Migné et al., 2002; Ní Longphuirt et al., 2007; Bartoli et al., 2008; De Vittor et al., 2012). En las cámaras opacas tienen lugar los procesos consumidores de oxígeno ya que la producción primaria fotosintética queda inhibida por la falta de luz. Esta tasa engloba el oxígeno consumido por parte del sedimento en todos los procesos biogeoquímicos ocurridos en el mismo, como la respiración aeróbica u oxidación química. Es representada con valores negativos, el sentido del flujo se dirige desde la columna de agua hacia el sedimento.

$F_L$  es el flujo estimado en condiciones de luz, en las cámaras transparentes, y expresado en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ .

El  $F_L$  para el OD (Ecuación 4.9) es equivalente a la producción primaria neta bentónica (PPN) (Sundbäck et al., 2003; Bartoli et al., 2008; De Vittor et al., 2012).

Por otro lado, la producción primaria bruta bentónica (PPB, Ecuación 4.10) llevada a cabo por el microfitobentos es expresada como la diferencia entre la producción de OD en condiciones de luz y el consumo de OD realizado en condiciones de oscuridad expresado en valor absoluto (Gibbs et al., 2005; Eyre et al., 2011).

El cociente P/R obtenido entre la producción primaria bruta (PPB) y la respiración bentónica (R) es una herramienta útil para caracterizar el estado trófico del ecosistema (Qu et al., 2005). Es una medida del balance existente entre la producción autotrófica y la respiración heterotrófica en los sistemas bentónicos (Eyre et al., 2011).

Similar al índice P/R es el índice TOSI (*Trophic Oxygen State Index*) que es el cociente entre la PPN y la R (Viaroli et al., 1996; Sundbäck et al. 2000).

El flujo diario estimado ( $F_D$ , Ecuación 4.11) para cada soluto fue calculado como la suma de  $F_L$  ponderado por las horas de luz y de  $F_O$  ponderado por las horas de oscuridad donde  $f$  es el fotoperiodo (Thorbergdóttir et al., 2004; Nizzoli et al., 2007; Bartoli et al., 2008; De Vittor et al., 2012). En este caso, se asume que el sedimento tiene el mismo comportamiento durante las incubaciones realizadas en oscuridad que durante la fase nocturna por lo que los flujos estimados en condiciones de oscuridad representan los flujos durante la fase nocturna.

**Ecuación 4.8:** Tasa respiración comunitaria,  $R$  ( $\mu\text{mol OD m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ):

$$R = \frac{F_O OD}{24}$$

**Ecuación 4.9:** Tasa producción primaria neta ( $\mu\text{mol OD m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ):

$$PPN = \frac{F_L OD}{24}$$

**Ecuación 4.10:** Tasa producción primaria bruta ( $\mu\text{mol OD m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ):

$$PPB = \frac{F_L OD + |F_O OD|}{24}$$

**Ecuación 4.11:** Flujo diario estimado ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ):

$$F_D = \frac{F_L}{24} \cdot f + \frac{F_O}{24} \cdot (24 - f)$$

## 4.2. INCUBACIONES DE SEDIMENTO EN LABORATORIO

Se realizaron dos experimentos en condiciones reguladas en laboratorio en los que se incubó sedimento procedente de la estación de muestreo. En un experimento el sedimento fue enriquecido con materia orgánica a distintas concentraciones mientras que en el otro, este sedimento fue incubado con distintas densidades del bivalvo *Spisula subtruncata*.

### 4.2.1. RECOLECCIÓN Y TRATAMIENTO DEL SEDIMENTO

El sedimento empleado para ambos experimentos fue recogido en la estación de muestreo en la que se realizaron las campañas *in situ*. Este sedimento era tamizado

y homogeneizado con el fin de eliminar partículas y organismos mayores de 1 mm y posteriormente congelado a -20 °C durante al menos siete días para matar aquellos organismos más pequeños (Emmerson et al., 2001; François et al., 2002; Biles et al., 2002; Ciutat et al., 2005; Nogaro et al., 2008; Solan et al., 2008). El sedimento procesado contenía una concentración de materia orgánica alrededor del 1 % en peso seco. Para la implementación de los experimentos, se rellenaban las cámaras con este sedimento tamizado y sin fauna, denominado a partir de ahora sedimento base.

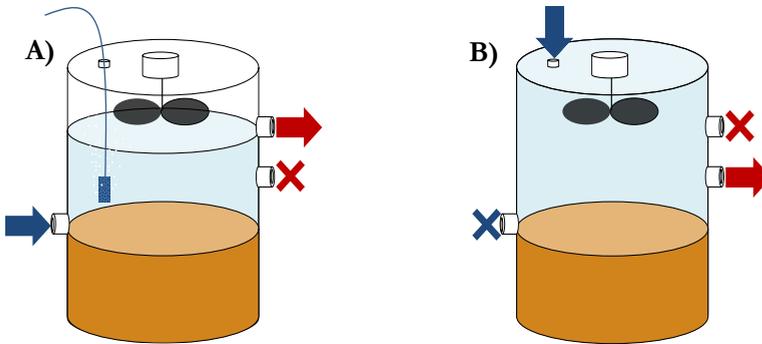
#### **4.2.2. DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE LOS EXPERIMENTOS**

Las cámaras en las que se realizaron los experimentos de incubación eran cilindros de metacrilato transparente con un diámetro de 20 cm y altura de 30 cm. En total se emplearon nueve cámaras de incubación en cada uno de los experimentos, conteniendo unos 12 cm de sedimento y 12 cm de agua cada una de ellas durante la aclimatación (Figura 4.6.A).

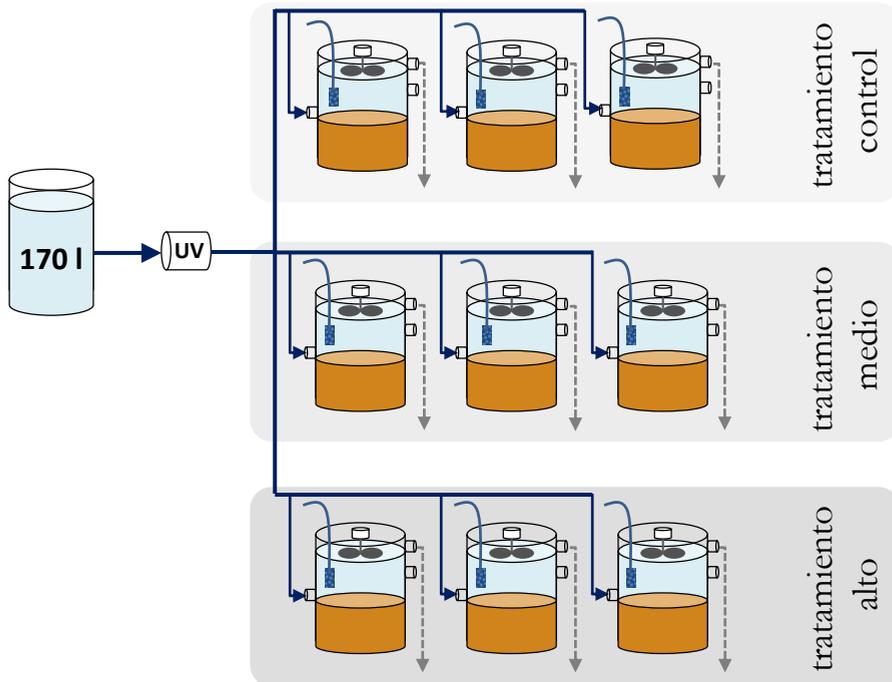
En cada experimento se aplicaron tres tratamientos diferentes en función de la concentración de materia orgánica o densidad de bivalvos para recrear distintos mesocosmos (Figura 4.7). Tres cámaras fueron utilizadas como control en las que únicamente se les añadió sedimento base; tres más albergaron sedimento con una cantidad media de materia orgánica o macrofauna y a las tres restantes se les añadió una cantidad alta de materia orgánica o macrofauna.

Las nueve cámaras se colocaron dentro de una cámara termostaticada equipada con sistema de regulación de luz. Los mesocosmos fueron sometidos a un periodo de aclimatación del sedimento que permitió la colonización de éste por parte de microorganismos. La cámara termostaticada en la que se instalaron las cámaras de incubación mantuvo una temperatura constante durante cada uno de los dos experimentos (Tabla 4.3). La temperatura escogida estuvo en torno a los 19 °C, valor promedio observado por Mayer et al. (2012) a lo largo de tres años en una instalación acuícola emplazada en el golfo de Valencia. Durante la etapa de

aclimatación, se ajustó un fotoperiodo de 12 horas de luz (François et al., 1999; Nogaro et al., 2008; Solan et al., 2008) proporcionada por lámparas fluorescentes de 2000 lux y 12 horas de oscuridad.



**Figura 4.6.** Esquema del funcionamiento del mesocosmos en A) fase de aclimatación y B) extracción de alícuotas del agua incubada en la fase de incubación.



**Figura 4.7.** Diagrama del experimento durante la aclimatación. UV representa la lámpara ultravioleta, en funcionamiento únicamente en la última fase de la aclimatación.

Variable	Promedio	
	Materia orgánica	<i>Spisula subtruncata</i>
OD (mg l <sup>-1</sup> )	7.45 ± 0.19	7.19 ± 0.07
OD (%)	98.6 ± 3.1	99.1 ± 0.7
Temperatura (°C)	18.2 ± 0.4	20.4 ± 0.1
Caudal (l d <sup>-1</sup> )	11.7 ± 0.5	11.2 ± 0.8
Renovación (d <sup>-1</sup> )	3.1 ± 0.1	2.9 ± 0.2

**Tabla 4.3.** Variables registradas durante la fase de aclimatación en cada uno de los experimentos.

El agua de mar se suministraba en circuito abierto desde un tanque con aireación continua a cada una de las nueve cámaras (Figura 4.7) y era evacuada por gravedad por el orificio superior de cada una de ellas durante la aclimatación (Figura 4.6.A). El agua suministrada se hacía circular con un caudal aproximado de 12 l d<sup>-1</sup> en cada una de las cámaras para garantizar una renovación completa de la misma de tres veces por día (Tabla 4.3). Otros autores también emplean una renovación del agua de tres veces por día como François et al. (1999) en experimentos en laboratorio con cámaras de 23 cm de alto y 9.35 cm de diámetro. Además, cada cámara de incubación contenía un aireador para mantener niveles de OD altos y constantes a lo largo de la aclimatación (Emmerson et al., 2001; Mermillod-Blondin et al., 2008). El porcentaje de saturación en todas las cámaras y para ambos experimentos se mantuvo muy próximo al 100 % (Tabla 4.3).

La fase final de la aclimatación, llevada a cabo el día previo a la incubación, consistió en la circulación de agua de mar filtrada y esterilizada para reducir la carga sólida y biológica del agua introducida y minimizar los procesos bioquímicos que pudiesen darse en la columna de agua durante la fase de incubación (Emmerson et al., 2001; Biles et al., 2002; Solan et al., 2008). Toda el agua empleada en esta fase final de la aclimatación era prefiltrada a través de una malla de 50 µm y además, un 40 % de ésta era filtrada a través de membranas de 2 µm. Posteriormente, toda el agua se hacía pasar por una lámpara UV para esterilizarla (Solan et al., 2008).

Después de la aclimatación, se rellenaron completamente de agua todas las cámaras, se cerraron todas las válvulas en cada una de éstas y se dejaron incubar en condiciones de oscuridad durante un periodo de tiempo variable en función de la evolución del OD. En esta fase de incubación se extrajeron entre 6-8 tomas de agua, de 180 ml cada una, con el empleo de jeringas de plástico por el orificio intermedio, previa homogeneización del agua incubada mediante un agitador manual. El agua extraída fue reemplazada por agua de mar filtrada y con concentraciones conocidas de los distintos solutos, desde la parte superior de la cámara de incubación (Figura 4.6.B).

Una vez extraídas, las muestras eran inmediatamente procesadas siguiendo los mismos métodos analíticos empleados para la determinación de los distintos solutos (OD,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si}(\text{OH})_4$ ) que en las incubaciones *in situ*.

Finalizada la fase de incubación, se extrajeron unas 10 muestras inalteradas del primer centímetro superficial del sedimento incubado con el empleo de pequeños *corers* de 1.5 cm de diámetro. Estas muestras de sedimento eran inmediatamente conservadas a  $-20\text{ }^\circ\text{C}$  para la posterior determinación de MO, PRT, CHO, LIP y en el caso del experimento con bivalvos, también se analizó la SCl-*a* y los Feo. Las metodologías empleadas en estos sedimentos fueron exactamente las mismas que las utilizadas en las variables del sedimento de las campañas de muestreo *in situ*, descritas anteriormente.

Cada experimento presentó unas peculiaridades en función del material u organismos empleados que se detallan a continuación.

En el caso del experimento con enriquecimiento orgánico, se realizaron varias pruebas con diferentes tipos de materia orgánica y modos de adición al sedimento para finalmente elegir una mezcla de carne de mejillón seco triturado más cultivo concentrado de diatomeas. La forma de incorporación escogida, consistió en la adición y mezcla del material orgánico a los 4 cm de sedimento base más

superficiales al inicio del experimento, cuando comienza la aclimatación. La carne de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*), en primer lugar, fue secada a 60 °C durante 24 horas y posteriormente triturada mediante mortero y tamizada hasta alcanzar un tamaño inferior a 2 mm. Para el concentrado de fitoplancton se utilizó un cultivo de diatomeas de cadena larga, compuesto principalmente por especies del género *Chaetoceros*, en estado senescente previamente concentrado por decantación y congelado, con una concentración aproximada de clorofila *a* de 66.48 µg l<sup>-1</sup>. Se realizó la adición y homogeneización del material orgánico únicamente a los 4 cm más superficiales del sedimento para facilitar la disponibilidad de este material a los organismos colonizadores del mismo y para evitar el desarrollo de fenómenos anaerobios quimioautotróficos, como la metanogénesis, en el interior del sedimento que podrían provocar su expansión. En el tratamiento control se recreó por triplicado un mesocosmos sin enriquecimiento orgánico, en el tratamiento medio se añadieron 23.5 g de mejillón, que representó el 1.5 % respecto del sedimento seco en los 4 cm más superficiales, más 50 ml de concentrado de fitoplancton a cada una de las tres cámaras y el tratamiento alto fue enriquecido con 42.5 g de mejillón, 2.5 % del peso seco, y 100 ml del concentrado de fitoplancton para cada una de las tres cámaras restantes. En este experimento, el periodo de aclimatación duró cuatro días. La incubación se prolongó durante dos días en el caso del tratamiento control, nueve horas para las cámaras con tratamiento medio y ocho horas en el caso de las cámaras con un tratamiento alto. Se tomaron siete alícuotas de agua en las cámaras control y seis en las restantes cámaras.

Por otro lado, antes del experimento con macrofauna se probó con distintas especies relativamente abundantes en la biocenosis de las arenas finas bien calibradas para finalmente desarrollar este experimento con el bivalvo *Spisula subtruncata*. Se trata de unas de las especies de bivalvos más abundante en la zona de estudio, con un tamaño y biomasa que hacen posible su manipulación y la

observación de sus efectos sobre el sedimento en un breve periodo de tiempo. Los individuos de esta especie fueron recolectados en la zona costera del sector sur del golfo de Valencia y mantenidos en acuarios con temperatura y fotoperiodo regulados hasta la puesta en marcha del experimento. Las densidades estipuladas para llevar a cabo el experimento fueron de 414 individuos  $m^{-2}$  en el tratamiento con media densidad y 863 individuos  $m^{-2}$  para el tratamiento con alta densidad, lo que representó el empleo de 12 y 25 individuos por cámara en el tratamiento con densidad media y alta respectivamente. En ambos tratamientos se representaron densidades encontradas en condiciones naturales en la estación de muestreo del litoral de Gandía. Además, se destinaron tres cámaras como control en las que no se añadieron individuos. La aclimatación para este experimento comenzó con la estabilización del sedimento base en cada una de las 9 cámaras durante tres días, para posteriormente incorporar los individuos de *S. subtruncata* en las diferentes cámaras para su adaptación durante ocho días más antes de la incubación. Durante la fase de incubación se extrajeron siete tomas de agua en cada una de las nueve cámaras, repartidas a lo largo de 24 horas.

#### 4.2.3. ESTIMACIÓN DE LOS FLUJOS EN LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA

Debido a que el volumen de agua incubada extraída representó entre el 18 y 25 % del volumen total incubado, fue necesario considerar la dilución provocada por el agua de reemplazo. Así pues, en primera instancia se calcularon los moles corregidos,  $n_{Ct}$ , (aquella cantidad de moles teórica que habría en el interior de cada cámara si no se realizase la extracción y reemplazo de agua) para cada tiempo de toma de muestras a partir de los moles medidos ( $n_t$ ) en cada tiempo  $t$ , añadiendo los moles extraídos y restando los introducidos por el agua de reemplazo en el tiempo anterior según la Ecuación 4.12:

**Ecuación 4.12:**

$$n_{C0} = C_0 * V$$

$$n_{C1} = n_0 + (C_1 - C_0) * V + C_{e0} * V_{e0} - C_{i0} * V_{i0}$$

$$n_{C2} = n_1 + (C_2 - C_1) * V + C_{e1} * V_{e1} - C_{i1} * V_{i1}$$

$$\begin{aligned}
 n_{C3} &= n_2 + (C_3 - C_2) * V + C_{e2} * V_{e2} - C_{i2} * V_{i2} \\
 n_{C4} &= n_3 + (C_4 - C_3) * V + C_{e3} * V_{e3} - C_{i3} * V_{i3} \\
 &\vdots \\
 &\vdots \\
 n_{Ct} &= n_{t-1} + (C_t - C_{t-1}) * V + C_{et-1} * V_{et-1} - C_{it-1} * V_{it-1}
 \end{aligned}$$

Donde  $n_{Ct}$  representa los moles corregidos en el tiempo  $t$ ;  $n_t$  la cantidad de moles medidos en el tiempo  $t$ ;  $C_{it}$  y  $V_{it}$  corresponden a la concentración y volumen del agua insertada en el tiempo  $t$ ;  $C_{et}$  y  $V_{et}$  a la concentración y volumen extraídos en el tiempo  $t$  y  $(C_t - C_{t-1}) * V$  son los moles producidos o consumidos durante el intervalo de tiempo entre  $t$  y  $t-1$ .  $V$  es el volumen incubado en cada una de las cámaras (aproximadamente 6 l). Posteriormente los moles corregidos ( $n_{Ct}$ ) eran convertidos a unidades de concentración ( $\mu\text{M}$ ) dividiendo por el volumen de agua incubado de cada cámara.

Para la estimación de los flujos en las incubaciones en laboratorio, se ajustó una función matemática lineal a la serie de concentraciones corregidas en los distintos tiempos para cada cámara y soluto analizado en función del tiempo. A partir de estos ajustes se calculaba la concentración inicial y final que eran usadas para la estimación de los flujos aplicando la Ecuación 4.7, aunque modificando tanto el volumen de agua incubado, que fue de 6 l y el área incubada en cada cámara, que fue de  $0.03 \text{ m}^2$ .

### 4.3. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

La mayoría de las variables medidas no siguieron una distribución normal por lo que se emplearon análisis estadísticos no paramétricos como las correlaciones de Spearman y el test Kruskal-Wallis.

Las correlaciones de rango, o de Spearman, fueron realizadas para determinar las correlaciones entre las distintas variables investigadas en el presente trabajo, tanto las pertenecientes a las tasas de deposición, columna de agua, sedimentos, flujos en la interfase sedimento-agua obtenidos en las campañas de muestreo y en los sedimentos

y flujos obtenidos a partir de los experimentos en laboratorio. Los distintos niveles de confianza están indicados (0.1, 0.05 o 0.01).

El análisis estadístico Kruskal-Wallis fue empleado para probar la existencia de diferencias significativas entre las medianas de las distintas variables en función de la estación y campaña así como también de la profundidad para las variables de la columna de agua. En el caso de los experimentos en laboratorio, el análisis Kruskal-Wallis fue empleado para determinar la existencia de diferencias entre los distintos tratamientos.

Los análisis factoriales (AF) fueron empleados a los datos de la columna de agua por un lado y a las variables del sedimento y flujos diarios por otro, con el objetivo de explicar y reducir el conjunto de las variables a un menor número de variables no observadas o latentes. Las distintas variables empleadas para ejecutar el AF fueron seleccionadas en función de su medida de adecuación muestral, rechazándose aquellas que presentaron una baja medida de adecuación muestral. El número de factores se redujo a aquellos con un autovalor superior a 1. Para contrastar la adecuada aplicación y verificar la calidad del análisis estadístico se obtuvo el índice de Kaiser-Meyer-Olkin, el cual debe ser siempre tolerable, superior a 0.5, y se analizaron los residuos de los factores, que deben ser, en gran medida, relativamente pequeños (Peña, 2002).

La influencia de las variables físico-químicas sobre la macrofauna bentónica fue evaluada con el empleo de un análisis de correspondencias canónicas (ACC). Las variables ambientales empleadas fueron las correspondientes a la columna de agua, sedimentos así como también los flujos en la interfase sedimento-agua. No obstante, se realizó un análisis previo para detectar aquellas variables con mayor contribución al ACC. Las distintas especies fueron agrupadas según sus características tróficas en depredadoras, suspensívoras, detritívoras y carroñeras. Los datos de densidad de los distintos grupos tróficos fueron transformados con

la función logarítmica  $\log_{10}(x + 1)$  (Albayrak et al., 2006; Specchiulli et al., 2010). El ACC se ejecutó con el programa estadístico CANOCO 5 (Microcomputer Power, EE.UU.). La significancia de las relaciones entre las variables ambientales extraídas del ACC fue comprobada con el empleo del test de permutaciones Monte Carlo del programa CANOCO (ter Braak, 1987).



## capítulo 5: **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**



## **5.1. VARIABLES AMBIENTALES Y PROCESOS FÍSICOS Y BIOGEOQUÍMICOS EN LA ESTACIÓN DE MUESTREO**

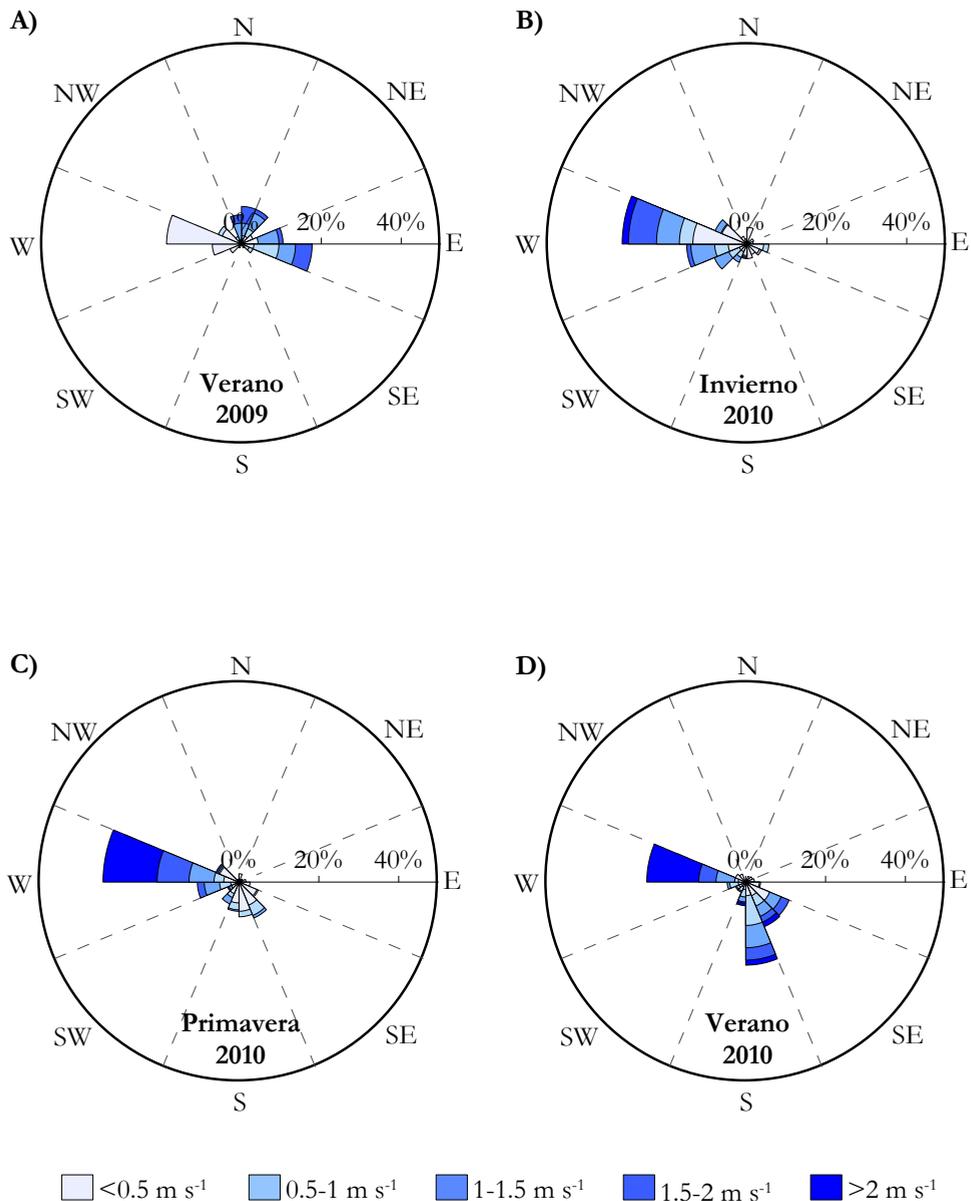
A continuación se van a tratar los resultados conseguidos durante las ocho campañas llevadas a cabo en la estación de muestreo situada en el sector sur del golfo de Valencia así como su discusión.

### **5.1.1. DATOS METEOROLÓGICOS E HIDRODINÁMICOS**

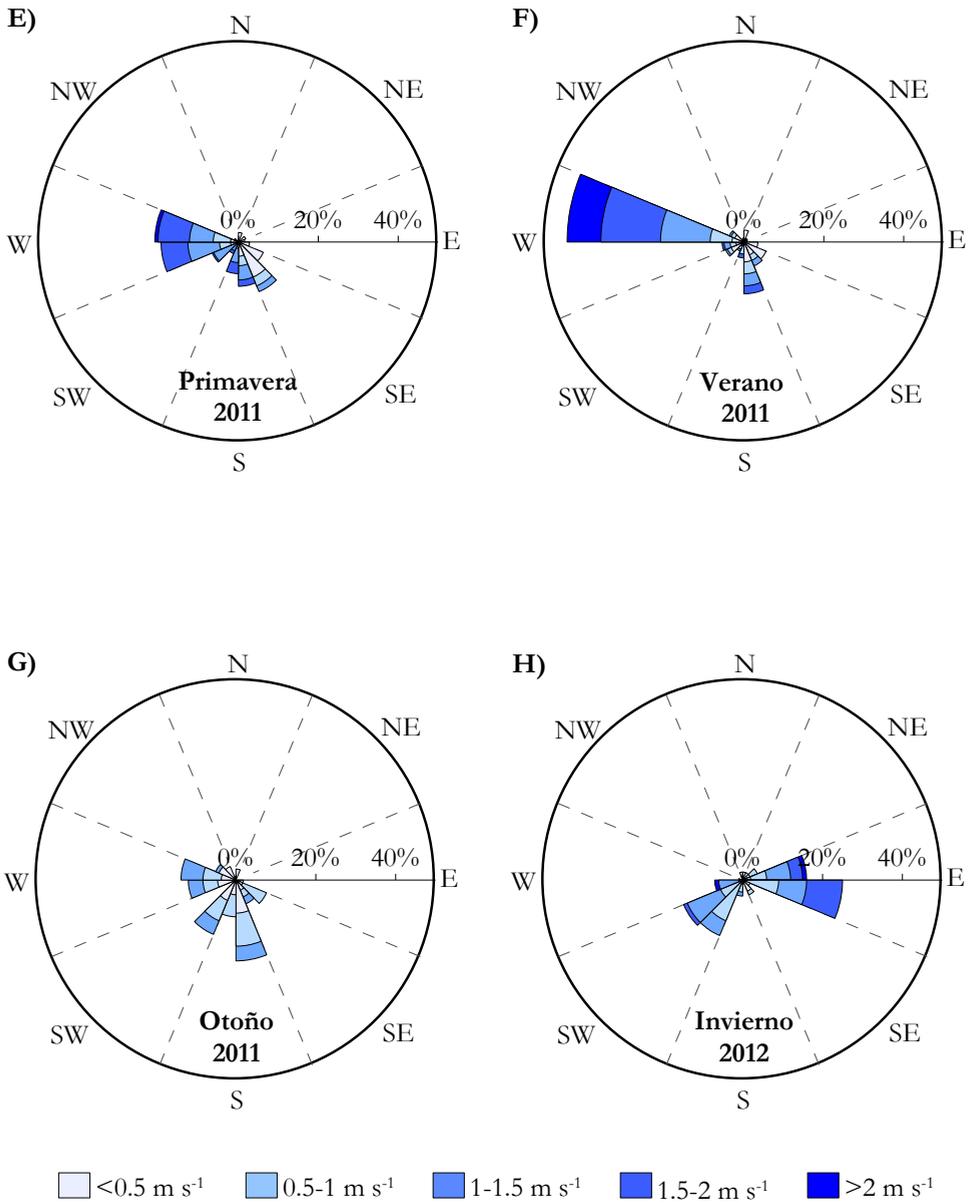
Los datos meteorológicos e hidrodinámicos tratados en este estudio fueron solo aquellos que tuvieron una repercusión directa o indirecta en los procesos físicos y biogeoquímicos sucedidos en la columna de agua y en el sedimento marino como lo fueron el viento, el oleaje o las corrientes marinas.

Los datos de viento registrados durante el tiempo de funcionamiento de las trampas de sedimentación revelaron que en el 37.9 % del tiempo analizado soplaron vientos procedentes del W, un 15.8 % y un 14.1 % con vientos procedentes del S y SE respectivamente, el 10.8 % lo representaron vientos procedentes del SW, mientras que los vientos del E constituyeron un 8.4 % y los del NW un 6.2 %, para el conjunto de las ocho campañas. Los vientos con menor presencia fueron los procedentes del N y del NE, que representaron únicamente un 3.8 % y un 3.1 % respectivamente.

Individualmente para cada campaña de muestreo, los vientos predominantes en cuatro de las ocho campañas de trabajo (Invierno 2010, Primavera 2010, Primavera 2011 y Verano 2011) procedieron del W, en las que representaron más del 40 % de la frecuencia observada en cada una de estas campañas (Figuras 5.1.B, C, E y F). En las campañas de Verano 2010 y Otoño 2011 los vientos de componente W y S mostraron frecuencias similares (Figuras 5.1.D y 5.1.G).



**Figura 5.1.** Frecuencia e intensidad de la procedencia del viento durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010 y D) Verano 2010.

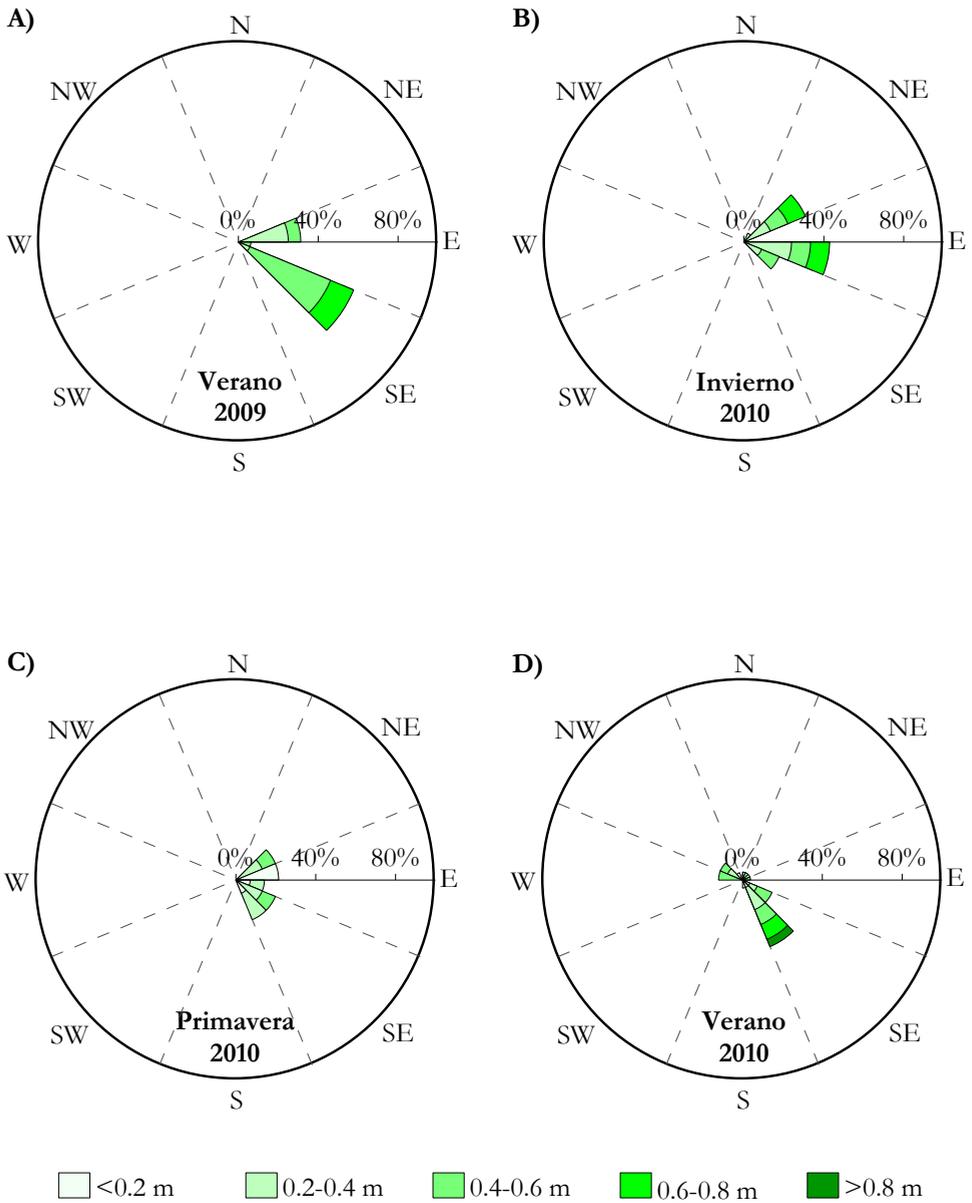


**Figura 5.1. (cont.).** Frecuencia e intensidad de la procedencia del viento durante cada campaña: E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

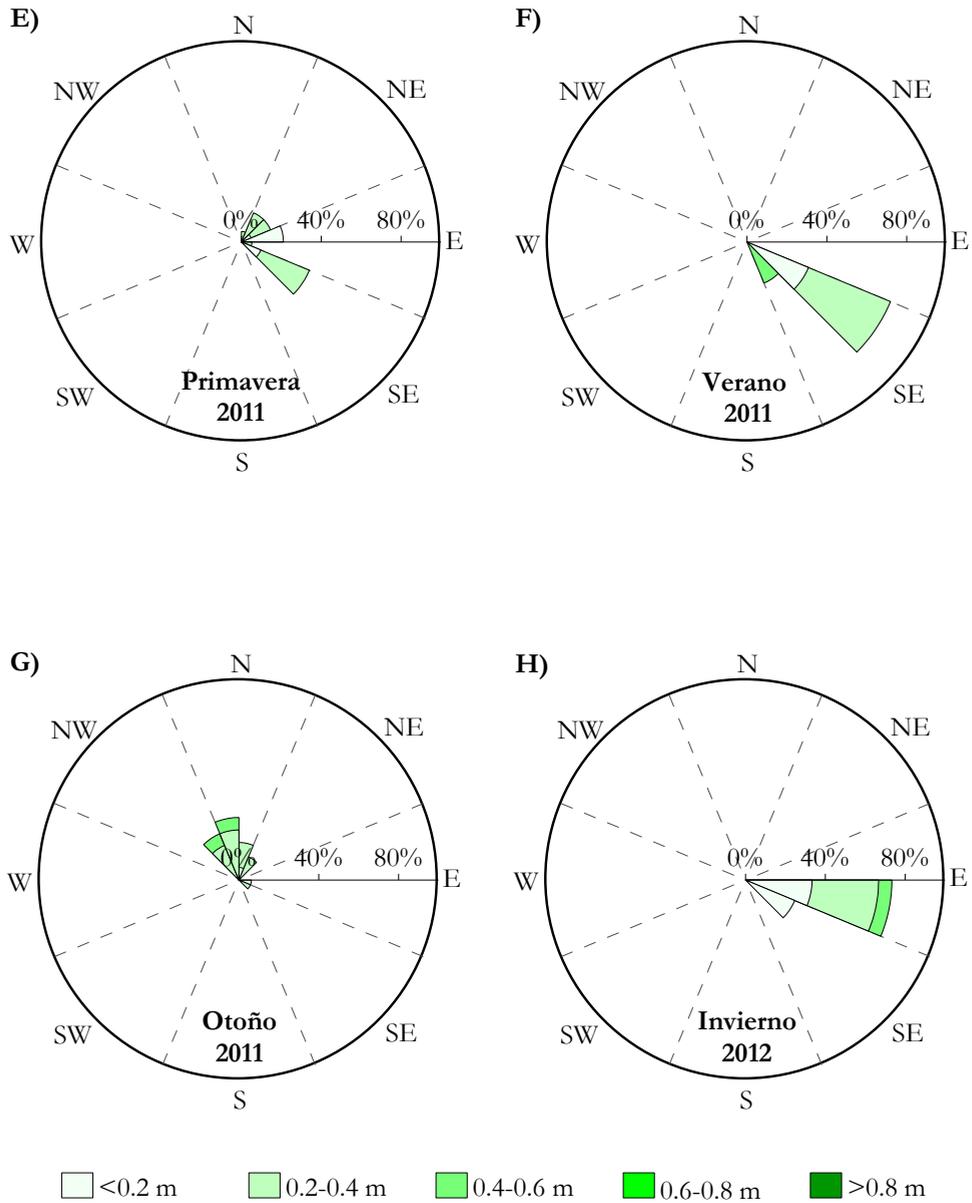
Por otro lado, los vientos de levante y poniente (E y W) fueron los dominantes en las campañas de Verano 2009 con frecuencias del 28.1 y 26.0 % respectivamente (Figura 5.1.A), mientras que durante la campaña de Invierno 2012 los vientos de componente E representaron el 41.0 % del tiempo y los vientos del SW, *garbí*, representaron el 31 % (Figura 5.1.H).

La velocidad media de los vientos en cada una de las ocho campañas de trabajo, varió desde 0.6 m s<sup>-1</sup> en Invierno 2010 y Otoño 2011, hasta 1.2 m s<sup>-1</sup> de Verano 2010. Las intensidades más elevadas se detectaron para los vientos procedentes de poniente (W), principalmente en las campañas de Primavera 2010, Verano 2010 y Verano 2011 con velocidades superiores a 2.5 m s<sup>-1</sup> (Figuras 5.1.C, 5.1.D, 5.1.F) y máximas puntuales de 4.3 m s<sup>-1</sup> durante Verano 2011. La intensidad de los vientos varió en una escala diaria debido a los cambios entre el día y la noche con vientos más intensos durante el día.

A partir de las series de datos modelados WANA, registrados durante el tiempo de funcionamiento de las trampas de sedimentación, se observó un oleaje dominante de procedencia SE y E con frecuencias del 44 % y 26 % respectivamente en el conjunto de datos para todas las campañas. El oleaje procedente del NE representó el 15 % mientras que los oleajes de procedencia NW y N representaron un 6 % y 7 % respectivamente. Por el contrario, la suma de las frecuencias del oleaje procedente del S, SW y W no llegó a alcanzar el 3 % de los datos registrados entre todas las campañas. En los muestreos estivales (Verano 2009, Verano 2010 y Verano 2011) y en Primavera 2011 se detectó un patrón dominante de procedencia SE con frecuencias superiores al 40 % (Figuras 5.2.A, D, F y E). En las campañas de invierno, otoño y en la de Primavera 2010, los componentes E y N adquirieron mayor importancia (Figuras 5.2.B, H, G y C), principalmente durante la campaña de Invierno 2012 en la que el oleaje procedió casi exclusivamente del E con una frecuencia superior al 70 % (Figura 5.2.H).



**Figura 5.2.** Frecuencia e intensidad de la procedencia del oleaje (altura significativa espectral) durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010 y D) Verano 2010.



**Figura 5.2. (cont.)** Frecuencia e intensidad de la procedencia del oleaje (altura de ola) durante cada campaña: E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

Por otro lado, la altura significativa espectral del oleaje promediada ( $H_m$ ) durante el periodo de funcionamiento de las trampas de sedimentación osciló entre los 0.2 m en Invierno 2012 y 0.5 m en las campañas de Verano 2009, Invierno 2010 y Verano 2010. Las alturas significativas espectrales del oleaje máximas registradas ( $H_{max}$ ) se dieron durante las campañas de Invierno 2010 con valores de 0.8 m procedentes del NE y en Verano 2010 con 0.9 m de altura desde el SE. El periodo de ola promedio varió desde los 2.4 s para la campaña de Invierno 2012 hasta los 3.5 s durante la campaña de Invierno del 2010 (Tabla 5.1).

<b>Campaña</b>	<b><math>H_m</math> (m)</b>	<b><math>H_{max}</math> (m)</b>	<b><math>T_m</math> (s)</b>
Verano 2009	0.5	0.7	3.0
Invierno 2010	0.5	0.8	3.5
Primavera 2010	0.3	0.6	3.0
Verano 2010	0.5	0.9	2.6
Primavera 2011	0.3	0.4	2.5
Verano 2011	0.3	0.6	2.7
Otoño 2011	0.4	0.6	2.5
Invierno 2012	0.2	0.5	2.4

**Tabla 5.1.** Altura media de ola ( $H_m$ ) y altura máxima de ola ( $H_{max}$ ) y periodo de ola promedio  $T_m$  (a partir de datos de Puertos del Estado).

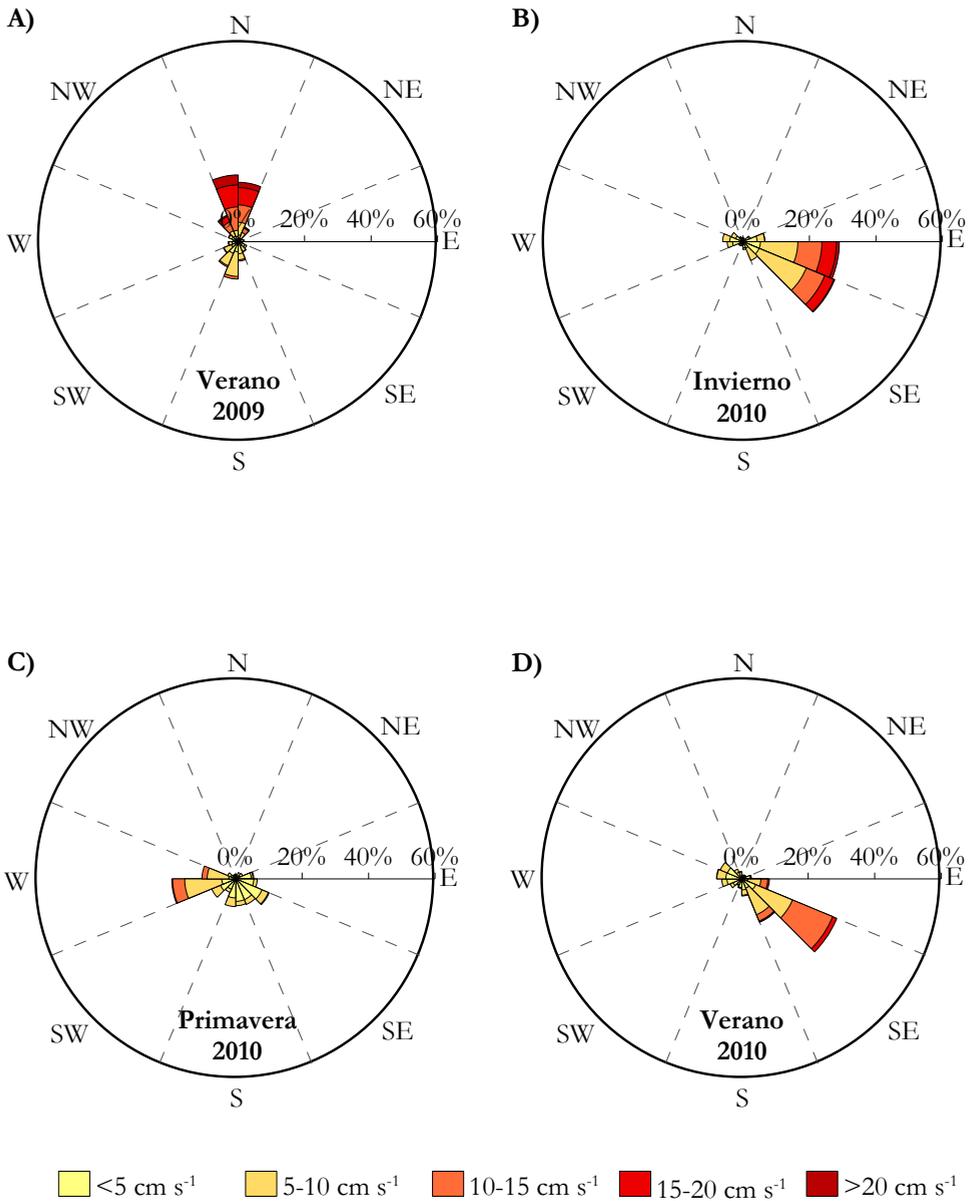
Respecto a la corriente, la dirección de las corrientes dominantes en la columna de agua integrada mostró una mayor frecuencia en las direcciones E y SE con el 25 % y 21 % en el cómputo global de todas las campañas. Les siguieron las corrientes con dirección NW, W y N con un 11 % aproximadamente de la frecuencia observada para cada una de ellas. Por el contrario, la presencia de corrientes con dirección S, NE y SW fueron las más escasas con el 6 – 8 % de los datos registrados para cada una. Tratando cada campaña por separado, no se observó una pauta estacional clara. En tres de las campañas de trabajo, Invierno 2010, Verano 2010 y Primavera 2011 (Figura 5.3.B, D y E), existió una dominancia en las corrientes con dirección E-SE con frecuencias superiores al 50 %. En Verano 2009 predominaron las corrientes con dirección N sobre las demás (Figura

5.3.A), mientras que durante la campaña de Otoño 2011 (Figura 5.3.G) las corrientes con dirección NW llegaron a representar más del 60 % del tiempo. En las restantes campañas (Primavera 2010, Verano 2011 e Invierno 2012) existió un mayor equilibrio entre las direcciones de corriente tal y como se puede apreciar en las Figuras 5.3.C, F y H.

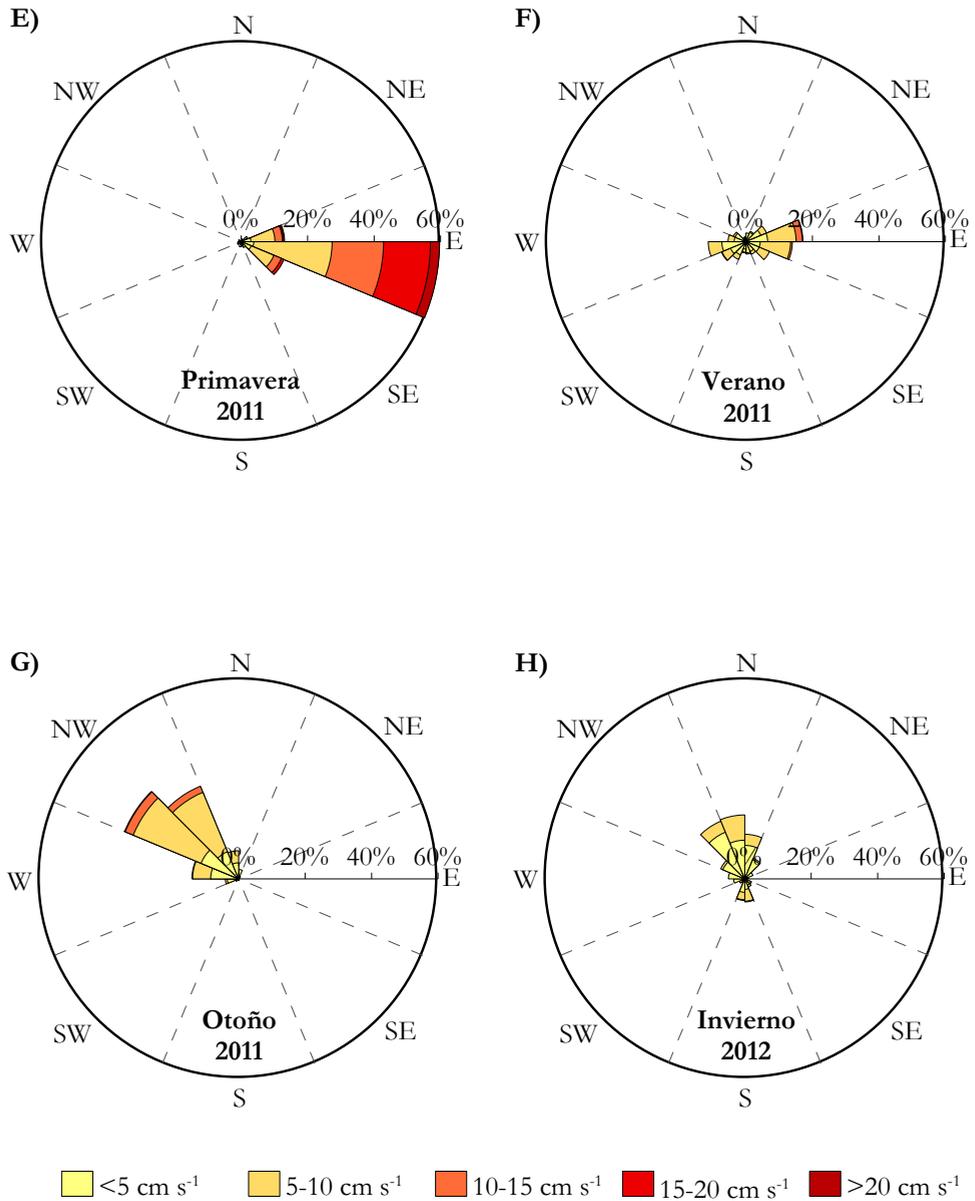
Las velocidades medias más altas se encontraron para las direcciones N y NW con 13.8 y 9.1 cm s<sup>-1</sup> respectivamente y las más bajas en aquellas corrientes con dirección W y SE con una velocidad media de 4.4 y 4.6 cm s<sup>-1</sup> respectivamente. Considerando cada campaña individualmente, se aprecia que durante las campañas de Verano 2009 y Primavera 2011 se registraron las corrientes con mayor velocidad media, mientras que en Verano 2011 e Invierno 2012 se observaron las velocidades medias más bajas con 4.5 y 3.7 cm s<sup>-1</sup> respectivamente (Tabla 5.2).

En la bahía de Cullera, situada a 20 km del litoral de Gandía, Mösso et al. (2007), trabajando a lo largo de un año en el que realizaron nueve campañas de muestreos, encontraron vientos superiores (de hasta 7.9 m s<sup>-1</sup>) aunque con velocidades de las corrientes marinas similares a las halladas en el presente estudio.

Las direcciones del oleaje en las que se registraron las alturas significantes espectrales más altas fueron aquellas que presentan un mayor *fetch* en el sector sur del golfo de Valencia (dirección NE y SE), coincidiendo con lo observado por Sánchez-Arcilla et al. (2008) en la costa catalana, donde las olas más altas procedieron, en su caso, de las direcciones NE y E, las de mayor *fetch* para aquel emplazamiento.



**Figura 5.3.** A) Dirección y velocidad de la corriente en la columna de agua durante cada campaña: A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010.



**Figura 5.3. (cont.).** A) Dirección y velocidad de la corriente en la columna de agua durante cada campaña: E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

Campaña	v (cm s <sup>-1</sup> )
Verano 2009	9.2
Invierno 2010	7.1
Primavera 2010	5.0
Verano 2010	6.3
Primavera 2011	9.4
Verano 2011	4.5
Otoño 2011	5.7
Invierno 2012	3.7

**Tabla 5.2.** Velocidad promedio de la corriente en la estación de muestreo para cada campaña.

A pesar de la estrecha interacción entre el viento y la superficie marina y sus implicaciones en la generación del oleaje o en la circulación en áreas costeras (Pairaud et al., 2011), en este trabajo no se ha encontrado una relación entre el campo de viento y el hidrodinamismo en la columna de agua, al igual que Mösso et al. (2007) en la bahía de Cullera. No obstante, en algunas campañas, los vientos dominantes procedentes del W coincidieron con corrientes en dirección E como en Invierno 2010, Verano 2010 y Primavera 2011. También se encontró una relación significativa entre la velocidad de la corriente y la altura promedio de ola de forma positiva ( $r=0.67$ ;  $p<0.10$ ) por lo que en aquellas situaciones de mayor oleaje se encontraron también corrientes más intensas, aunque sin una correspondencia entre las direcciones de ambas variables. Todo ello hace pensar en la elevada complejidad hidrodinámica de la zona de estudio en parte debida a su proximidad a la costa, su topografía local integrada por los relieves orográficos, por su batimetría y por su *fetch*.

### 5.1.2. ANÁLISIS DE LAS TASAS DE SEDIMENTACIÓN

Las tasas de deposición total (Dt) fueron estimadas a partir de sus respectivos ajustes exponenciales (Ft) para una altura de 20 cm sobre el sedimento (Gacia y Duarte, 2001) cuyos valores y coeficientes de correlación se presentan en la Tabla 5.3. Estas Dt mostraron niveles muy similares a los valores obtenidos

directamente de las trampas de sedimentación instaladas a 20 cm sobre el fondo. Se observaron dos grupos de campañas de muestreo en función de la Dt: por un lado, las campañas de Invierno 2010 y Verano 2010 con Dt muy elevadas (5634, 3536 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> respectivamente), de uno e incluso dos órdenes de magnitud por encima de las Dt de las restantes campañas, cuyos valores se situaron entre los 94 y 212 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Tabla 5.3).

Campaña	Dt g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	r <sup>2</sup>	n
Verano 2009	–	–	–
Invierno 2010	5634	0.82	12
Primavera 2010	188	0.92	12
Verano 2010	3536	0.76	12
Primavera 2011	127	0.74	12
Verano 2011	212	0.92	12
Otoño 2011	94	0.71	12
Invierno 2012	193	0.92	12

**Tabla 5.3.** Deposiciones totales (Dt) en las distintas campañas de muestreo. r es el coeficiente de correlación del ajuste exponencial y n es el número de muestras empleadas en el ajuste.

Respecto a las tasas de deposición primaria (Dp), éstas fueron calculadas directamente a 80 cm sobre el sedimento al igual que Gacia et al. (1999), variando entre 38 y 141 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en Verano 2011 e Invierno 2010 respectivamente (Tabla 5.4). Las tasas de resuspensión (Dr), obtenidas a partir de la diferencia entre las Dt y Dp, fueron muy superiores en Invierno 2010 y Verano 2010 (5493 y 3489 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> respectivamente) cuando también lo fueron las de Dt, mientras que en las demás campañas estas tasas oscilaron entre 52 y 174 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Tabla 5.4).

Campaña	Dt	Dp	Dr	MO <sub>Dt</sub>	Dt org	Dp Cl-a	Dr Cl-a
	g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>			%	g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	
Verano 2009	–	–	–	–	–	–	–
Invierno 2010	5634	141	5493	–	–	1.52	5.35
Primavera 2010	188	80	108	6.1	11	3.29	2.56
Verano 2010	3536	47	3489	2.0	71	1.89	12.77

Campaña	Dt	Dp	Dr	MO <sub>Dt</sub>	Dt org	Dp Cl- <i>a</i>	Dr Cl- <i>a</i>
	g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>			%	g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	
Primavera 2011	127	43	82	11.1	14	0.47	0.09
Verano 2011	212	38	174	4.5	10	2.53	–
Otoño 2011	94	42	52	10.1	9	3.93	0.43
Invierno 2012	193	65	128	5.2	10	4.39	2.57

**Tabla 5.4.** Tasas de deposición total (Dt), de deposición primaria (Dp), de resuspensión (Dr). MO<sub>Dt</sub> representa el porcentaje de materia orgánica en la trampa instalada a 20 cm sobre el fondo y Dt org representa la deposición total de materia orgánica. En las siguientes columnas se muestran las tasas de deposición primaria de la clorofila *a* y de resuspensión de la clorofila *a* (Dp Cl-*a* y Dr Cl-*a*). Los guiones (–) representan aquellas ocasiones en las que no se pudieron obtener datos.

El porcentaje de materia orgánica obtenida en el material depositado en las trampas instaladas a 20 cm (MO<sub>Dt</sub>) osciló entre 2.0 % y 11.1 % para las campañas de Verano 2010 y Primavera 2011 respectivamente. Asumiendo que el contenido depositado en estas trampas fue muy similar a la Dt estimada, se pudo calcular la cantidad de materia orgánica presente en la deposición total en cada una de las campañas (Dt org). Esta materia orgánica varió desde los 9 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en la campaña de Otoño 2011 hasta los 71 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en Verano 2010 (Tabla 5.4). Por otro lado, las tasas de deposición primaria de clorofila *a* (Dp Cl-*a*), obtenidas de las trampas instaladas a 80 cm, variaron desde los 0.47 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en Primavera 2011 hasta los 4.39 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en Invierno 2012 (Tabla 5.4). Las tasas de resuspensión de clorofila *a* (Dr Cl-*a*) fueron halladas como la diferencia entre las tasas de deposición total de clorofila *a* (obtenidas de las trampas a 20 cm) y la deposición primaria de clorofila *a* (Dp Cl-*a*). Las Dr Cl-*a* oscilaron entre 0.09 y 12.77 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de Primavera 2011 y Verano 2010 respectivamente, mientras que en la campaña de Verano 2011 no se pudo estimar por problemas técnicos (Tabla 5.4).

La sedimentación del material particulado es un proceso relevante en los ciclos biogeoquímicos dentro del sistema marino. El empleo de trampas para la recolección de las partículas sedimentables es útil para cuantificar los aportes a la superficie del fondo marino desde la columna de agua y estimar la resuspensión

de las partículas presentes en el sedimento. Sin embargo, el uso de estas técnicas tiene sus limitaciones tales como la necesaria recolección de muestra suficiente para los distintos análisis a realizar, la preservación de las muestras orgánicas en aquellas trampas instaladas durante un largo periodo de tiempo, la actividad de la macrofauna que consume el material depositado o el garantizar la verticalidad de las trampas, especialmente en zonas someras con mayor acción del oleaje (Grémare et al., 1997; Danovaro et al., 2000).

Las dos pautas de Dt y Dr observadas en las distintas campañas, no se correspondieron con ningún tipo de patrón estacional a lo largo del año como sí observaron otros autores trabajando en el Mediterráneo occidental (Mónaco et al., 1990; Bavestrello et al., 1995; Charles et al., 1995; Grémare et al., 1997). Estos autores, en general, detectaron una pauta ocurrida entre verano y principios de otoño con bajas tasas de deposición y otra, entre primavera, finales de otoño e invierno en la que las tasas son más elevadas, inducidas por la mayor frecuencia de temporales y lluvias. En este sentido, en el litoral de Gandía se observó una correlación entre la altura significativa espectral máxima del oleaje con las Dt ( $r=0.67$ ,  $p<0.10$ ) y con las Dr ( $r=0.67$ ,  $p<0.10$ ). Se observó que en aquellos episodios con una altura de ola máxima de 0.8 m o superior (Tabla 5.1) se produjeron las tasas de deposición total y resuspensión más altas (Invierno 2010 y Verano 2010). En estos eventos de altura significativa espectral máxima elevada, el oleaje fue capaz de transmitir su energía a mayor profundidad provocando la perturbación de los fondos arenosos de la zona de estudio situada a 9 m de profundidad. Además, en estas dos campañas con elevadas Dt y Dr (Invierno 2010 y Verano 2010), se observaron patrones de oleaje de procedencia NE y SE, procedencias con mayor *fetch* en el sector sur del golfo de Valencia. Otros autores también constataron que la altura del oleaje (Pejrup et al., 1996), el viento como generador del oleaje (Charles et al., 1995) y el *fetch* (Puig et al., 2001) desencadenan la resuspensión en zonas con escasa oscilación mareal, como es el Mediterráneo.

Puig et al. (2001), trabajando en la plataforma continental del delta del Ebro a unos 60 m de profundidad, observaron que la altura del oleaje significativo procedente del NE (procedencia de mayor *fetch* en aquellas localizaciones), junto con el periodo, fue el principal responsable de la resuspensión de los sedimentos en situaciones de oleaje superior a 4.5 m. En la estación de muestreo, al tratarse de una zona somera y formada por arenas finas, homogéneas y desnudas, se ha visto que aquellas condiciones del mar con una altura de ola por encima de 0.8 - 0.9 m pueden ser suficientes para desencadenar una elevada resuspensión. Por tanto, y al igual que los autores anteriormente citados, los temporales y sus efectos en el oleaje se perfilan como los desencadenantes de las elevadas tasas de deposición total y resuspensión, si bien, en este trabajo no se pudo apreciar tal pauta estacional debido a la menor resolución temporal de las campañas de trabajo. Con el propósito de estimar la frecuencia de estos episodios con altura de ola superior a 0.8 m se analizó la serie completa de datos modelados cada tres horas del punto WANA-2083108 proporcionada por Puertos del Estado desde agosto del 2009 hasta junio del 2012. Se apreció que la frecuencia en la que se dan estas situaciones alcanzó entre el 17 y 23 % del tiempo a lo largo del año. Por otro lado, la resuspensión contribuyó de forma importante en las fluctuaciones de las Dt ya que representó entre el 54 % y el 99 % de las Dt, principalmente en episodios de elevadas tasas.

Los valores de Dp obtenidos en el presente estudio fueron del mismo orden de magnitud que los presentados por otros autores en distintas zonas costeras del Mediterráneo occidental (Tabla 5.5). Tal y como se comenta posteriormente en el apartado 5.1.3, se encontró una correlación significativa y positiva entre la concentración media de sólidos suspendidos en la columna de agua y las Dp ( $r=0.76$ ;  $p<0.05$ ). Por lo tanto, el seston (compuesto tanto por material particulado de origen orgánico como inorgánico) puede representar una importante entrada de materia orgánica en el sistema bentónico.

Lugar	Profundidad	Dp (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Referencia
Bahía de Banyuls-sur-mer (Francia)	18 m arena	0.6 – 107.8 <sup>1</sup>	Charles et al., 1995
Bahía de Banyuls-sur-mer (Francia)	18 m arena	0.6 – 317.8 <sup>1</sup>	Grémare et al., 1997
Costa Catalana (España)	2–15 m arena	4.7 – 33.8 <sup>2</sup>	Gacia et al., 1999
Punta Fanals (España)	15 m arena	1.93 – 46.27 <sup>3</sup>	Gacia y Duarte (2001)
Golfo Valencia	9m arena	38 – 141	Presente estudio

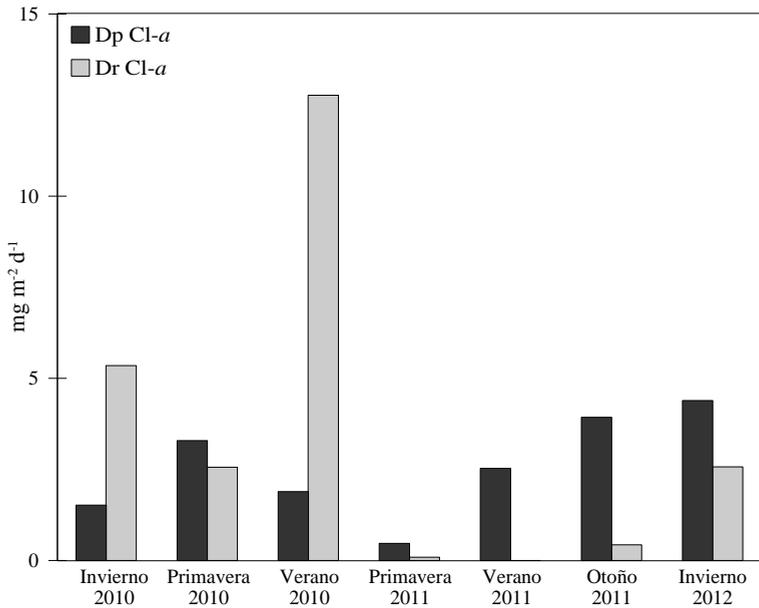
**Tabla 5.5.** Tasas de deposición primaria en distintas localizaciones costeras en el Mediterráneo occidental.

<sup>1</sup> Trampas instaladas a 3 m sobre el fondo.

<sup>2</sup> Deposición primaria a 80 cm del fondo.

<sup>3</sup> Deposición primaria a 100 cm del fondo.

Respecto a la composición de las tasas de sedimentación, la fracción orgánica adquirió una mayor importancia relativa en las Dt en episodios de baja resuspensión (Tabla 5.4), al igual que observaron Charles et al. (1995) en el Mediterráneo noroccidental. En las campañas en las que las Dr fueron bajas, las Dp Cl-a fueron superiores a las Dr Cl-a (Figura 5.4) mostrando una mayor relevancia de las entradas de pigmentos fotosintéticos desde la columna de agua que desde el material previamente depositado ya sea de la propia zona o de zonas adyacentes. Ello indica una diferenciación en la composición entre el material sedimentable y el resuspendido debido a que este último ha sido previamente sedimentado, una o varias veces, aunque estas diferencias serán menores cuando menor sea el tiempo transcurrido entre la deposición y resuspensión de este material (Pejrup et al., 1996; Danovaro et al., 2000). Además, las Dp Cl-a fueron mayores cuando la velocidad de la corriente fue menor ( $r=-0.85$ ,  $p<0.05$ ) por lo que la deposición de las partículas más livianas, como el fitoplancton, alcanzarían más fácilmente la superficie del sedimento en aquellas condiciones de baja velocidad de la corriente. Por tanto, en estas situaciones de baja corriente, los sedimentos podrían sufrir un enriquecimiento orgánico.



**Figura 5.4.** Resultados de las Dp Cl-a y Dr Cl-a obtenidas en las campañas de trabajo.

En general, los sedimentos de arenas finas de la estación de muestreo se mostraron muy dinámicos, donde las Dr siempre fueron superiores a las Dp, por lo que una cantidad superior a la que reciben desde la columna agua es puesta en movimiento, pudiendo ser exportada a otras zonas adyacentes del sedimento. La altura significativa espectral máxima del oleaje, concretamente del oleaje procedente del NE y SE, se perfila como posible factor determinante en la resuspensión de los fondos someros localizados en áreas con poca amplitud mareal, como esta zona de estudio.

### 5.1.3. CARACTERIZACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA

Los resultados obtenidos en la columna de agua durante las campañas de muestreo se presentan en la Tabla 5.6. La temperatura del agua de mar en el área de trabajo mostró una estacionalidad muy marcada variando en un amplio rango entre las distintas campañas. En los muestreos estivales la temperatura osciló entre los 25 y 27 °C alcanzándose la máxima en Verano 2009. En primavera, la temperatura se

situó entre los 20 y 23 °C siendo la campaña de Primavera 2010 ligeramente más fría que la realizada en la Primavera 2011. Por otro lado, las campañas invernales y la de Otoño 2011 fueron las que presentaron las temperaturas más bajas. El agua de mar no superó los 17 °C en Otoño del 2011 mientras que en las dos campañas realizadas en invierno las temperaturas bajaron hasta los 14 °C en el 2012 y 11 °C en el 2010.

La salinidad de la columna de agua varió desde los 36.7 hasta los 38.1. Se observó que en la campaña de Primavera 2011 y en la de Invierno 2010 la salinidad descendió ligeramente por debajo de los 37. Por el contrario, en las campañas de Otoño 2011 e Invierno 2012 los valores de esta variable fueron superiores a 38.

Los sólidos suspendidos (SS) no mostraron grandes variaciones a lo largo del ciclo anual, las campañas con las mayores concentraciones de éstos fueron las de Invierno 2010 e Invierno 2012 en las que se encontraron valores entre los 12 y 14 mg l<sup>-1</sup>. Las concentraciones mínimas de SS se obtuvieron en las campañas de Primavera 2011 a 3 m de profundidad con 4 mg l<sup>-1</sup>. Durante las campañas de muestreo, la transparencia ( $D_{ds}$ ) varió desde los 4.3-4.4 m observados en Invierno 2010 e Invierno 2012 hasta los 9 m en ambas campañas primaverales donde se llegaba a vislumbrar la superficie del sedimento.

La concentración de oxígeno disuelto (OD) en el agua fue mínima durante la campaña de Verano 2009 con 7.0 mg l<sup>-1</sup> y máxima durante la de Invierno 2012 con 9.8 mg l<sup>-1</sup>. Se pueden distinguir tres patrones estacionales en función de su nivel de OD: 1) las campañas de invierno con valores superiores a 9 mg l<sup>-1</sup>, 2) la campaña otoñal del 2011 con valores en torno a 8.4 mg l<sup>-1</sup> y 3) las campañas de verano y primavera, las cuales presentaron los valores más bajos (entre 7.0 y 7.9 mg l<sup>-1</sup>).

Campania	Prof.	T °	Sal.	SS	Dds	OD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NID	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	PT	Si(OH) <sub>4</sub>	WCl-a	N:P	Si:N	Si:P
	m	°C		mg l <sup>-1</sup>	m	mg l <sup>-1</sup>	μM	μM	μM	μM	μM	μM	μg l <sup>-1</sup>			
V09	0	27.0	37.6	10	5.8	7.4	0.5	1.5	2.0	0.15	-	2.3	2.71	13.3	1.2	15.3
V09	3	27.0	37.9	12		7.0	<0.1	1.5	1.5	0.13	-	2.2	1.33	11.5	1.5	16.9
V09	6	27.0	37.8	8		7.0	<0.1	0.8	0.8	0.17	-	3.9	1.80	4.7	4.9	22.9
V09	9	26.5	37.9	10		7.0	<0.1	<0.1	<0.1	0.15	-	3.1	1.80	0.3	62.0	20.7
I10	0	11.6	36.9	12	4.4	9.2	0.8	3.5	4.3	0.14	0.26	3.4	1.35	30.7	0.8	24.3
I10	3	11.7	36.8	12		9.2	0.2	3.9	4.1	0.13	0.28	3.4	1.91	31.5	0.8	26.2
I10	6	11.4	36.8	14		9.1	<0.1	4.0	4.0	0.10	0.16	3.2	1.82	40.0	0.8	32.0
I10	9	11.1	36.9	14		9.2	0.2	2.9	3.1	0.04	0.32	3.2	1.60	77.5	1.0	80.0
P10	0	20.6	37.0	10	8.9	7.6	1.1	4.7	5.8	0.06	0.16	1.7	0.50	96.7	0.3	28.3
P10	3	20.7	37.0	9		7.7	0.8	11.6	12.4	0.05	0.20	2.3	0.52	310.0	0.2	57.5
P10	6	20.5	36.9	10		7.8	1.5	6.7	8.2	0.04	0.21	2.0	0.46	164.0	0.2	40.0
P10	9	20.2	36.9	10		7.8	3.0	<0.1	3.0	0.03	0.21	1.9	0.94	100.0	0.6	63.3
V10	0	25.1	37.4	12	6.1	7.9	0.8	<0.1	0.8	0.09	0.11	1.9	0.67	8.9	2.3	21.1
V10	3	25.1	37.4	10		7.9	0.9	7.1	8.0	0.09	0.14	2.0	0.57	88.9	0.3	22.2
V10	6	25.0	37.5	10		7.9	0.8	0.8	1.6	0.08	0.14	1.8	0.62	20.0	1.1	22.5
V10	9	24.8	37.4	11		7.8	1.9	<0.1	1.9	0.11	0.11	1.5	0.64	17.3	0.8	13.6
P11	0	23.1	36.8	7	9.3	7.4	0.1	4.9	5.0	0.05	0.12	2.6	0.54	100.0	0.5	52.0
P11	3	23.1	36.7	4		7.4	<0.1	3.2	3.2	0.03	0.11	1.7	0.47	106.7	0.5	56.7
P11	6	23.0	36.8	6		7.2	<0.1	1.6	1.6	<0.01	0.13	1.3	0.33	320.0	0.8	260.0
P11	9	23.0	36.8	11		7.2	<0.1	1.8	1.8	0.02	0.13	1.1	0.44	90.0	0.6	55.0
V11	0	26.6	37.5	8	6.2	7.4	0.3	1.9	2.2	0.05	0.14	1.9	0.65	44.0	0.9	38.0
V11	3	26.6	37.5	8		7.4	0.2	2.4	2.6	<0.01	0.16	1.4	0.53	520.0	0.5	280
V11	6	26.6	37.4	8		7.4	0.4	0.7	1.1	0.08	0.09	1.5	0.54	13.8	1.4	18.8
V11	9	26.6	37.3	6		7.3	0.4	0.6	1.0	0.04	0.13	2.1	0.67	25.0	2.1	52.5
O11	0	16.6	38.0	8	6.9	8.4	0.5	2.5	3.0	0.03	0.14	2.1	0.67	100.0	0.7	70.0
O11	3	16.4	38.1	9		8.5	0.6	2.0	2.6	0.03	0.15	2.7	0.71	86.7	1.0	90.0
O11	6	16.4	38.1	9		8.4	0.6	1.8	2.4	0.04	0.13	2.4	0.81	60.0	1.0	60.0
O11	9	16.1	38.1	6		8.4	0.4	1.5	1.9	0.04	0.22	2.6	0.99	47.5	1.4	65.0
I12	0	14.4	38.0	13	4.3	9.8	0.2	0.6	0.8	0.08	0.36	0.2	1.53	10.0	0.3	2.5
I12	3	14.4	38.0	14		9.8	0.3	0.7	1.0	0.04	0.17	0.2	1.28	25.0	0.2	5.0
I12	6	14.3	38.0	13		9.8	<0.1	0.5	0.5	0.04	0.20	<0.1	0.93	12.5	0.1	1.3
I12	9	14.3	38.1	12		9.7	0.2	0.5	0.7	0.06	0.21	0.3	1.69	11.7	0.4	5.0

Tabla 5.6. Variables observadas en cada muestra recogida en la columna de agua para las distintas campañas.

Las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en la estación de muestreo oscilaron desde valores por debajo del límite de detección ( $0.1 \mu\text{M}$ ), los cuales se repitieron en un 25 % de las muestras tomadas, hasta  $3.0 \mu\text{M}$  de máxima (observada en Primavera 2010). Las concentraciones de nitrito y nitrato ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) oscilaron entre valores por debajo del límite de detección ( $0.1 \mu\text{M}$ ) hasta  $11.6 \mu\text{M}$  en Primavera 2010. El fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) fue el soluto que presentó las menores concentraciones entre todos los analizados. La máxima concentración de  $\text{PO}_4^{3-}$  se observó en la campaña de Verano 2009 con  $0.17 \mu\text{M}$  en la que además, se encontraron los valores más altos para cada una de las profundidades. El fósforo total (PT) presente en la columna de agua obtuvo un valor máximo de  $0.32$  y  $0.36 \mu\text{M}$  en Invierno 2010 e Invierno 2012 respectivamente, mientras que su concentración mínima se observó en Verano 2011 con  $0.09 \mu\text{M}$ . El ácido ortosilícico ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ ) osciló entre las distintas campañas muestreadas observándose sus valores más bajos en la campaña de Invierno 2012 ( $<0.1 - 0.3 \mu\text{M}$ ), mientras que en las dos primeras campañas, Verano 2009 e Invierno 2010, se encontraron los valores más elevados ( $3.9$  y  $3.4 \mu\text{M}$  respectivamente).

En cuanto a la clorofila *a* (WCl-*a*), ésta osciló entre los  $0.33$  y  $2.71 \mu\text{g l}^{-1}$  de Primavera 2011 y Verano 2009 respectivamente. En general, la WCl-*a* se presentó más elevada durante las campañas de Verano 2009, Invierno 2010 e Invierno 2012 mientras que fue menor durante las campañas de Primavera 2010 y Primavera 2011.

Para analizar la variación temporal, se agruparon las distintas campañas en función de la estación anual. El análisis no paramétrico Kruskal-Wallis indicó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre la temperatura de las estaciones anuales ( $p < 0.01$ ). A partir del diagrama de caja y bigotes (*boxplot*) se puede extraer que las diferencias significativas de temperatura se dieron entre cada una de las cuatro estaciones (Anexo I). La pauta estacional de la temperatura en la

zona de estudio es la pauta normalmente observada en el Mediterráneo occidental con las temperaturas mínimas alcanzadas a mediados y finales de invierno y las máximas a mediados de verano (Lucea et al., 2005; Puigserver et al., 2010; Mayer et al., 2012). En el caso concreto del litoral de Gandía, los valores registrados en el presente trabajo oscilaron dentro de los rangos observados por Gadea et al. (2013) (entre 13.16 y 27.30 °C) o Sebastiá et al. (2012) (entre 12.3 °C en invierno y 27.9 °C en verano) en esta misma zona. Por otro lado, las temperaturas se mantuvieron constantes a lo largo de la columna de agua en cada una de las campañas, donde las máximas oscilaciones fueron solo de 0.5 °C.

La salinidad fue significativamente distinta entre las estaciones anuales ( $p < 0.01$ ), en concreto la estación de otoño mostró salinidades mayores a las de verano y esta última mayores a las de primavera (Anexo I). En función de la temperatura, salinidad y densidad se pueden caracterizar las masas de agua (Salat y Cruzado, 1981; Font et al., 1988; Salat, 1995), por lo que en la zona de estudio las masas de agua se correspondieron con las aguas mediterráneas durante las campañas de Verano 2009, Otoño 2011 e Invierno 2012 principalmente, caracterizadas por presentar una alta salinidad ( $> 37.8$ ) (Segura-Noguera, 2007). En aquellas campañas en las que la salinidad osciló entre los 36.7 y 37.0, como en las campañas primaverales, las masas de agua podrían estar influenciadas por las aguas continentales (Castellón et al., 1990; Sabatés et al., 2001). Sebastiá et al. (2013) y Gadea et al. (2013) trabajando en esta misma zona de estudio, apreciaron descensos similares de salinidad como consecuencia de los aportes continentales (río Vaca al norte y río Serpis y drenajes del marjal de la Safor en el puerto de Gandía al sur). Al igual que con la temperatura, no se observaron diferencias verticales en ninguna de las ocho campañas. Generalmente, las variaciones verticales en la columna de agua se deben a la estratificación de ésta promovida por los cambios de temperatura, salinidad y densidad a lo largo del ciclo anual, aunque a causa de la escasa profundidad en la que se halla la estación de muestreo

y al hidrodinamismo, no se han detectado cambios en la temperatura o la salinidad respecto a la profundidad. Por tanto, se trata de un área costera con una columna de agua homogeneizada en cada una de las distintas estaciones anuales, por lo que aquellos procesos acaecidos en la superficie del agua o del sedimento pueden repercutir en toda la columna de agua.

La cantidad de SS en la columna de agua está sujeta a la concentración de partículas en suspensión como el fitoplancton, zooplancton y tripton que, a su vez, varían en función de la corriente, descargas, viento, oleaje, producción primaria... La cantidad de SS fue significativamente distinta entre estaciones ( $p < 0.01$ ) aunque únicamente estas diferencias se observaron para el invierno con valores por encima de las demás estaciones. En la zona de estudio, se observó que altas concentraciones de SS se correspondieron con bajos valores de transparencia ( $r = -0.66$ ;  $p < 0.01$ ) ya que los SS aumentan la turbidez del agua, aumentando la absorción y dispersión de la radiación. Del mismo modo, los SS pueden sedimentar y alcanzar la superficie del sedimento, principalmente en episodios de mar en calma, tal y como se refleja en la correlación significativa encontrada entre los SS y las Dp ( $r = 0.76$ ;  $p < 0.05$ ). En general, las concentraciones de SS en cada campaña fueron muy similares a lo largo de la columna de agua.

La concentración de OD en la columna de agua es el resultado del balance entre los distintos procesos como el intercambio con la atmosfera y la solubilidad de esta molécula en el agua, la respiración celular, la diagénesis de la materia orgánica y la fotosíntesis. El comportamiento temporal observado en la estación de trabajo mostró diferencias estadísticas en las medianas del OD ( $p < 0.01$ ) en concreto entre los tres patrones mencionados, con concentraciones superiores en Invierno, seguidas por el Otoño y con niveles inferiores durante el Verano y la Primavera. Estas diferencias fueron, principalmente, influenciadas por los cambios de temperatura, tal y como se refleja en la correlación estadísticamente significativa entre el OD y la temperatura ( $r = -0.84$ ;  $p < 0.01$ ), que afecta a la

solubilidad del OD en el agua. Los niveles de OD fueron constantes entre las distintas profundidades dentro de cada campaña y similares a los encontrados por Gadea et al. (2013) en la misma zona de estudio.

Las concentraciones de NID variaron desde valores inferiores a  $0.1 \mu\text{M}$  en el Verano 2009 hasta  $12.4 \mu\text{M}$  observado en la campaña de Primavera 2010 (Tabla 5.6). En el 87.5 % de los datos, los  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  representaron la mayor proporción del NID, llegando incluso a constituir el 99 % de éste. La distribución de estos compuestos nitrogenados entre las distintas estaciones no evidenció diferencias significativas. Por otro lado, en cuatro de las ocho campañas se observó que el NID descendió con la profundidad si bien interpretar esta tendencia es complicado ya que el ciclo del nitrógeno es, quizás, el más complejo y en el que intervienen más procesos y compuestos entre los ciclos biogeoquímicos ocurridos en el mar (Gruber, 2008).

Las medianas de las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  fueron significativamente diferentes entre las estaciones anuales ( $p=0.03$ ). En concreto, el  $\text{PO}_4^{3-}$  hallado en verano fue estadísticamente más elevado que en otoño y primavera, observado a partir del diagrama de caja y bigotes (Anexo I). Gadea et al. (2013), trabajando en la misma zona de estudio, también detectaron los valores más elevados durante la campaña de verano. Sin embargo, este patrón estival se muestra opuesto al observado por otros autores en zonas oligotróficas del Mediterráneo occidental donde la máxima disponibilidad de nutrientes se suele alcanzar a finales de otoño e invierno mientras que el mínimo suele darse a finales de primavera y durante el verano (Lucea et al.; 2005; Segura-Noguera, 2007) a causa de la influencia que ejerce el desarrollo del fitoplancton (Leblanc et al., 2003) y las pautas hidrológicas de la región. Esta discrepancia entre lo observado en el litoral de Gandía y lo habitualmente detectado en el Mediterráneo pudiera ser consecuencia del carácter antrópico de las entradas continentales (descargas de los ríos Serpis y Vaca alterados en función del regadío y del drenaje de zonas húmedas o la evacuación

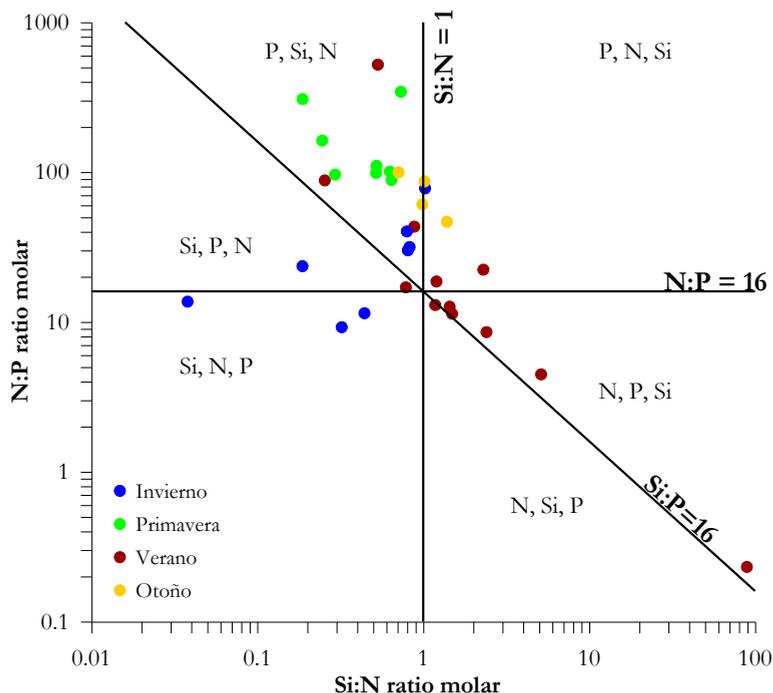
de aguas residuales por el emisario submarino). En cuanto al PT, también se observaron diferencias entre estaciones ( $p < 0.01$ ), durante el invierno se detectaron niveles estadísticamente más elevados que durante el verano (Anexo I). Las concentraciones de PT se correlacionaron con los valores de WCl-*a* ( $r = 0.59$ ;  $p < 0.01$ ), al igual que detectó Smith (2006) en su revisión a escala global, ya que a altas salinidades, el PT puede ser un indicador de la respuesta ejercida por el medio a causa del fósforo integrado en los organismos (Hermosilla, 2009). No se encontraron variaciones entre las distintas profundidades en ninguna de las campañas de muestreo ni para  $\text{PO}_4^{3-}$  ni PT.

El  $\text{Si}(\text{OH})_4$  depende en gran medida de los aportes de agua dulce desde el continente y de la absorción y redisolución de las diatomeas, grupo más abundante del fitoplancton en nuestra zona de estudio (Gadea et al., 2013) cuyas paredes celulares están compuestas por Si. No se encontraron diferencias significativas en las medianas de las concentraciones de este soluto entre las estaciones anuales. Tampoco se encontraron diferencias de este soluto a lo largo de la columna de agua en ninguna de las ocho campañas.

La concentración de WCl-*a*, indicador de la densidad de fitoplancton en la columna de agua, mostró diferencias significativas entre estaciones ( $p < 0.01$ ), concretamente entre las estaciones de invierno, primavera y otoño. En verano se observó una gran dispersión de los datos mostrando únicamente diferencias significativas con el invierno (Anexo I). Los valores de WCl-*a* encontrados en el presente trabajo se corresponden con valores típicamente oligotróficos situándose dentro del rango observado por otros autores en el Mediterráneo occidental como Olivos et al. (2002) en la costa catalana, Puigserver et al. (2010) en las islas Baleares o incluso en la misma zona de estudio (Sebastiá et al., 2012; Gadea et al., 2013). En el Mediterráneo, las máximas densidades de fitoplancton y por tanto de WCl-*a*, suelen sucederse a finales de invierno y en la primavera y las mínimas en verano y otoño (Ribera d'Alcalà et al., 2004; Siokou-Frangou, 2010) del mismo modo que

observaron Gadea et al. (2013) en la zona de estudio del presente trabajo. Los valores de  $WCl-a$  detectados en invierno y verano, excepto Verano 2009, coincidieron con la pauta generalmente observada en el Mediterráneo. Sin embargo, la  $WCl-a$  mínima encontrada durante primavera, no se correspondió con lo observado por otros autores, probablemente debido a que los muestreos se realizaron durante la primavera tardía, a finales de junio. Se detectó una correlación significativa entre la  $WCl-a$  y la transparencia de la columna de agua ( $r=-0.64$ ;  $p<0.01$ ), por lo que la mayor o menor densidad de fitoplancton influyó sobre la transparencia del agua.

Las concentraciones de los nutrientes analizados ( $NH_4^+$ ,  $PO_4^{3-}$  y  $Si(OH)_4$ ) oscilaron dentro de los rangos encontrados por otros autores en la misma zona del sector sur del golfo de Valencia como Gadea et al. (2013) y Sebastiá et al. (2013) y coinciden con los niveles de zonas oligotróficas del Mediterráneo occidental como la bahía de Blanes (Lucea et al., 2005). A partir de los requerimientos nutricionales del fitoplancton definidos por Redfield et al. (1963), de 16:16:1 (Si:N:P), y las relaciones de estos solutos presentes en la columna de agua, se estimó la disponibilidad de nutrientes para la comunidad fitoplanctónica. Cualquier variación en la relación de estos nutrientes puede ser interpretada como una limitación potencial para el desarrollo del fitoplancton (Olivos et al., 2002). En la Figura 5.5 se representan las relaciones estequiométricas de los nutrientes para los distintos puntos muestreados. En ella se pueden distinguir distintas áreas, definidas por los ejes correspondientes a las relaciones de Redfield, en las que se representan y ordenan los nutrientes potencialmente limitantes según su prioridad por parte del fitoplancton. El P, tal y como se desprende de esta figura, actuó como nutriente potencialmente limitante en la mayor parte de los casos, al igual que se detecta de forma generalizada en el Mediterráneo (Sala et al., 2002; Krom et al., 2004; Lucea et al., 2005), aunque no sin cierta discrepancia (Domingues et al., 2011).



**Figura 5.5.** Relaciones estequiométricas de los nutrientes en las muestras analizadas. Para cada área del gráfico, el nutriente potencialmente limitante para el fitoplancton está indicado en orden de prioridad (Carić et al., 2011).

Posteriormente, algunos autores (Dortch y Whitledge, 1992; Justic et al., 1995; Gadea et al., 2013) han estipulado y empleado una serie de criterios en los que se incluyen unos rangos de oscilaciones con el fin de incorporar el estado de equilibrio en el balance entre los nutrientes potencialmente limitantes en función de los requerimientos nutricionales del fitoplancton. Para determinar el nutriente potencialmente limitante se deben cumplir dos de los siguientes criterios simultáneamente:

- 1) P como nutriente potencialmente limitante:  $Si:P > 22$  y  $N:P > 22$
- 2) N como nutriente potencialmente limitante:  $Si:N > 1$  y  $N:P < 10$
- 3) Si como nutriente potencialmente limitante:  $Si:P < 10$  y  $Si:N < 1$
- 4) Equilibrio entre los tres macronutrientes:  $10 < Si:P < 22$  y  $10 < N:P < 22$

Como se observa en la Tabla 5.7, el P fue el nutriente potencialmente limitante más frecuente a lo largo de las ocho campañas de muestreo (63 % de los casos totales), comportamiento detectado durante la primavera y el otoño. El P, también fue encontrado por Gadea et al. (2013) y Sebastiá y Rodilla (2013) como el principal nutriente potencialmente limitante en esta zona de estudio. Por otro lado, el N únicamente fue el nutriente potencialmente limitante en algunas muestras de las campañas realizadas durante el verano representando el 25 % de los casos muestreados durante esta estación y el 9 % del total (Tabla 5.7). En el Mediterráneo, también se ha encontrado al N como nutriente limitante en algunas ocasiones (Olivos et al., 2002; Morata et al., 2013). Respecto al Si, éste solamente actuó como nutriente potencialmente limitante en la campaña invernal del 2012, representando el 13 % del total. Otros autores como Olivos et al. (2002), Vila y Masó (2005) observaron que el Si puede actuar como limitante para el desarrollo del fitoplancton. Incluso Gadea et al. (2013) detectaron que el Si se comportó como el nutriente potencialmente limitante durante un invierno seco en el litoral de Gandía. Finalmente, los tres nutrientes estaban presentes de forma equilibrada en la columna de agua en un 16 % del total de los datos, situación ocurrida únicamente durante el verano (Tabla 5.7), según los criterios empleados.

<b>Estaciones</b>	<b>N %</b>	<b>P %</b>	<b>Si %</b>	<b>Equilibrio%</b>
Invierno	0	50	50	0
Primavera	0	100	0	0
Verano	25	33	0	42
Otoño	0	100	0	0
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>63</b>	<b>13</b>	<b>16</b>

**Tabla 5.7.** Porcentajes de frecuencia del nutriente potencialmente limitante en la columna de agua. Para ello se consideraron todas las profundidades de las ocho campañas.

Con el fin de condensar y explicar la información proporcionada por el conjunto de las variables de la columna de agua a unas pocas variables latentes u ocultas, se realizó un Análisis Factorial (AF) (Tabla 5.8). De este AF realizado se

extrajeron tres componentes, variables latentes, con autovalores mayores a 1, que explicaron el 75.6 % de la varianza total. El primer componente (36.4 % de la varianza total) relacionó, de forma inversa, la temperatura con OD, SS y PT, de modo que durante aquellas campañas más frías, los niveles de OD, SS y PT fueron mayores. Este factor indica una marcada estacionalidad en la composición particulada del agua, donde durante el invierno se detectan los niveles más elevados de seston. El segundo componente (22.0 % de la varianza total) pone de manifiesto la relación existente entre la WCl-*a* y los nutrientes PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y Si(OH)<sub>4</sub>, requeridos por el fitoplancton por lo que en aquellas ocasiones con elevadas concentraciones de estos nutrientes, la clorofila también fue más abundante. Este factor representa la producción primaria fitoplanctónica y sus requerimientos nutricionales. El tercer componente (17.2 % de la varianza total) identificó la relación entre la salinidad y el NID y el Si(OH)<sub>4</sub> por lo que ambos nutrientes fueron menores cuando la salinidad fue más elevada, reflejando los escasos contenidos en nutrientes asociados al agua mediterránea.

	Componente		
	1	2	3
<b>Temperatura</b>	-0.919	0.105	0.168
<b>Salinidad</b>	0.046	-0.026	0.715
<b>SS</b>	0.722	0.302	0.245
<b>OD</b>	0.939	-0.109	0.177
<b>NID</b>	0.057	-0.197	-0.741
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	-0.025	0.929	0.088
<b>PT</b>	0.789	0.245	-0.116
<b>Si(OH)<sub>4</sub></b>	-0.133	0.640	-0.606
<b>WCl-<i>a</i></b>	0.432	0.803	0.160

**Tabla 5.8.** Matriz de componentes rotados obtenida por el método de extracción de componentes principales y el método de rotación varimax con Kaiser. Medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin = 0.573.

## 5.1.4. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS

### 5.1.4.1. Caracterización físico-química de los sedimentos

En las Tablas 5.9 y 5.10 se exponen los resultados de las variables físico- químicas obtenidas de la capa más superficial del sedimento en la estación de muestreo para las distintas campañas. Los sedimentos estuvieron compuestos, predominantemente, por arenas finas (125-250  $\mu\text{m}$ ) y arenas muy finas (63-125  $\mu\text{m}$ ) con porcentajes situados entre los 43.3 y 63.7 % para las arenas finas, y entre los 27.9 y 48.3 % para las arenas muy finas (Tabla 5.9). La fracción de limos y arcillas (<63  $\mu\text{m}$ ) osciló entre 2.3 % durante la campaña de Primavera 2011 y 5.1 % durante Invierno 2010. Las gravas (>2000  $\mu\text{m}$ ) fueron inapreciables en la mayor parte de las campañas, mientras que las arenas gruesas y muy gruesas (500-2000  $\mu\text{m}$ ) representaron entre el 0.6 y el 2.9 % y las arenas medias (250-500  $\mu\text{m}$ ) entre 0.9 y 3.9 %. El tamaño medio de partícula se situó entre los 120 y 152  $\mu\text{m}$ , equivalente a 3.06 y 2.72 en la escala phi ( $\Phi$ ). Se trata de unos sedimentos moderadamente bien seleccionados, lo que indica que su composición es parcialmente homogénea, siendo el tamaño de sus granos similar en gran medida. En todas las campañas la agudeza del sedimento, indicador de la forma de la distribución (King y Galvin, 2002), se mostró como platicúrtica. En cuanto a su asimetría, grado de simetría de la distribución respecto a su media (King y Galvin, 2002), se determinó que fue positiva para cinco de las ocho campañas, debido a que los sedimentos estuvieron compuestos, eminentemente, por partículas finas, mientras que aquellas que presentaron porcentajes más elevados de arenas muy finas se caracterizaron como simétricas (Verano 2009, Otoño 2011 e Invierno 2012).

En la estación de muestreo, la porosidad en la capa superficial del sedimento ( $\varphi$ ) se mantuvo prácticamente constante entre las distintas campañas muestreadas, oscilando entre 0.44, valor observado durante la campaña de Invierno 2012 y 0.51 de la de Invierno 2010 (Tabla 5.10).

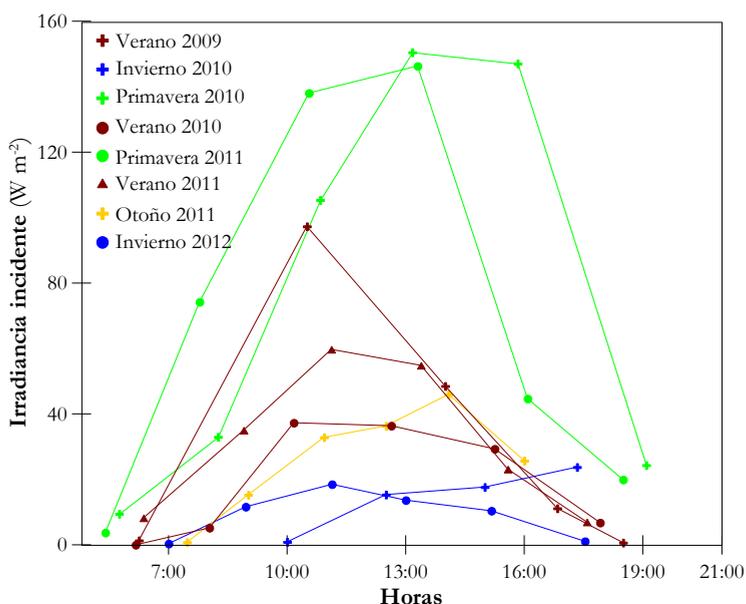
Campaña	Verano 2009	Invierno 2010	Primavera 2010	Verano 2010	Primavera 2011	Verano 2011	Otoño 2011	Invierno 2012
<b>Gravas</b>	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
<b>Arenas G y MG</b>	0.6	2.2	2.9	0.6	0.5	1.7	0.7	0.7
<b>Arena M</b>	0.9	3.9	2.5	3.0	2.8	2.7	3.3	2.0
<b>Arenas F</b>	49.9	60.9	60.7	60.9	63.7	63.1	43.3	50.7
<b>Arenas MF</b>	44.6	27.9	29.0	32.2	30.6	29.3	48.3	44.2
<b>Limos y Arcillas</b>	4.0	5.1	4.7	3.3	2.3	3.1	4.5	2.4
<b>Tamaño medio</b>	128	152	151	147	150	152	120	131
<b>Tamaño medio <math>\Phi</math></b>	2.97	2.72	2.73	2.76	2.73	2.72	3.06	2.93
<b>Selección</b>	0.65 MBS	0.67 MBS	0.66 MBS	0.64 MBS	0.62 MBS	0.64 MBS	0.67 MBS	0.64 MBS
<b>Agudeza</b>	0.74 platicúrtica	0.85 platicúrtica	0.84 platicúrtica	0.81 platicúrtica	0.84 platicúrtica	0.85 platicúrtica	0.74 platicúrtica	0.74 platicúrtica
<b>Asimetría</b>	0.05 simétrica	0.25 asimétrica positiva	0.24 asimétrica positiva	0.22 asimétrica positiva	0.23 asimétrica positiva	0.24 asimétrica positiva	-0.06 simétrica	0.06 simétrica

**Tabla 5.9.** Distribución del tamaño de grano y parámetros granulométricos del sedimento superficial en la estación de muestreo para las distintas campañas. G= gruesas, MG=muy gruesas, M=medias, F=finas, MF=muy finas,  $\Phi$ =phi correspondiente al tamaño medio. En la selección, MBS significa moderadamente bien seleccionada.

	Verano 2009	Invierno 2010	Primavera 2010	Verano 2010	Primavera 2011	Verano 2011	Otoño 2011	Invierno 2012
$\varphi$	0.48±0.03	0.51±0.02	0.47±0.00	0.45±0.01	0.47±0.03	0.45±0.01	0.47±0.11	0.44±0.01
$\bar{I}_z$	31.1	14.4	78.3	19.2	71.3	31.3	26.2	9.3
<b>MO</b>	0.95±0.25	1.10±0.31	1.23±0.24	1.40±0.57	0.89±0.20	0.52±0.00	1.14±0.00	1.23±0.74
<b>Redox</b>	13±32	108±27	45±34	90±25	59±21	40±29	120±55	112±20
<b>SCI-a</b>	2.89±0.02	2.65±0.78	2.83±0.61	2.37±0.41	1.88±0.30	2.87±0.93	1.81±0.19	2.78±0.25
<b>Feo</b>	0.47±0.06	1.19±0.69	1.93±0.44	0.74±0.20	0.64±0.11	0.50±0.14	0.45±0.23	0.47±0.14
<b>PCE</b>	3.36	3.84	4.76	3.11	2.52	3.37	2.26	3.25
<b>PRT</b>	579±55	744±384	530±64	396±104	392±45	732±92	473±62	160±29
<b>CHO</b>	584±195	702±52	325±58	315±39	401±55	296±42	330±45	415±70
<b>LIP</b>	256±110	123±52	1113±712	248±200	302±87	272±93	136±18	110±17
<b>CBP</b>	709	738	1224	506	579	681	466	327

**Tabla 5.10.** Promedio y desviación estándar de las variables físico-químicas medidas en el sedimento superficial para las distintas campañas.

En la Figura 5.6 se representan las irradiancia incidentes sobre la superficie del sedimento ( $I_z$ ), correspondientes a los valores obtenidos a partir de la transparencia de la columna de agua y radiación atmosférica, tomadas de forma puntual a lo largo del día en el que tuvieron lugar los experimentos *in situ* con las cámaras bentónicas. En ella, se puede apreciar la gran variabilidad que sufrió la  $I_z$  a lo largo del día. En ambas campañas primaverales se alcanzaron los valores máximos puntuales, alrededor de los  $150 \text{ W m}^{-2}$ , seguidas por los  $100 \text{ W m}^{-2}$  del Verano 2009 o los  $60 \text{ W m}^{-2}$  del Verano 2011. Por otro lado, la variación diaria durante el invierno fue escasa y se mantuvo, en gran medida, constante a lo largo del día. Los valores promedios de la irradiancia incidente sobre la superficie del sedimento ( $\bar{I}_z$ ), mostrados en la Tabla 5.10, fueron máximos durante las campañas primaverales ( $71.3\text{-}78.3 \text{ W m}^{-2}$ ), mientras que en ambas campañas invernales estos valores oscilaron entre  $9.3$  y  $14.4 \text{ W m}^{-2}$ .



**Figura 5.6.** Distribución de la irradiancia incidente sobre la superficie del sedimento a lo largo del día de las incubaciones *in situ* en cada campaña, en horario GMT.

La materia orgánica varió desde 0.52 hasta 1.40 % de las campañas de Verano 2011 y Verano 2010 respectivamente, situándose en general, alrededor del 1 % (Tabla 5.10).

El potencial redox medido en la superficie de los sedimentos fue positivo en todos los muestreos realizados aunque más bajo en los de Verano 2009 y Verano 2011 así como en Primavera 2010 (entre 13 y 45 mV). En cambio, los valores más altos se encontraron en ambas campañas de invierno y en la de Otoño, en las que se superaron los 100 mV (Tabla 5.10).

Respecto al contenido en fitopigmentos y la composición bioquímica de la materia orgánica, la clorofila *a* analizada en la superficie del sedimento (SCL-*a*) fue mínima en Otoño 2011 con  $1.81 \mu\text{g g}^{-1}$  y su máximo se dio en el Verano 2009 y Verano 2011 con casi  $2.90 \mu\text{g g}^{-1}$  (Tabla 5.10). Los feopigmentos (Feo) variaron entre  $0.45 \mu\text{g g}^{-1}$  de Otoño 2011 hasta  $1.93 \mu\text{g g}^{-1}$  en la campaña de Primavera 2010. Los pigmentos cloroplásticos equivalentes (PCE), obtenidos como la suma de SCL-*a* y Feo, fueron más elevados en la campaña de Primavera 2010 en la que se alcanzó una concentración de  $4.76 \mu\text{g g}^{-1}$  mientras que en Primavera 2011 y Otoño 2011 se observaron los niveles más bajos con  $2.52$  y  $2.26 \mu\text{g g}^{-1}$  respectivamente. Las PRT variaron en un amplio rango entre las distintas campañas. Su concentración mínima fue observada en Invierno 2012 con  $160 \mu\text{g g}^{-1}$ , en tanto que los valores más altos se apreciaron en las campañas de Invierno 2010 y Verano 2011 con niveles superiores a  $700 \mu\text{g g}^{-1}$ . Los CHO variaron en un rango similar al observado para las PRT. Su valor más bajo fue de  $296 \mu\text{g g}^{-1}$  en Verano 2011 y el más alto de  $702 \mu\text{g g}^{-1}$  en la campaña de Invierno 2010. Por otro lado, los LIP fueron en general más escasos en relación con las PRT y los CHO excepto en la campaña de Primavera 2010 donde se observó un valor sobresaliente al resto con  $1113 \mu\text{g g}^{-1}$ . En las restantes campañas los LIP se situaron entre los  $110$  y  $302 \mu\text{g g}^{-1}$  (Tabla 5.10).

La composición granulométrica del sedimento no sufrió grandes variaciones entre las distintas campañas. Del mismo modo, ninguna variable de las analizadas en el sedimento superficial presentó diferencias estacionales significativas según el análisis Kruskal-Wallis llevado a cabo. Estos sedimentos, homogéneos y compuestos en su mayoría por arenas finas y muy finas, cuyos porcentajes sumaron entre el 88.8 y el 95.2 %, conforman el biotopo en el que se halla la biocenosis de las arenas finas bien calibradas (Pérès y Picard, 1964; Bellan-Santini et al., 1994; Glémare y Bellan-Santini, 2004). Además, se apreció una correlación significativa entre el tamaño medio de partícula y el periodo de ola ( $r=0.68$ ;  $p<0.10$ ) de modo que en aquellas situaciones de mayor hidrodinamismo se suelen encontrar sedimentos con tamaños medios mayores (McLachlan y Brown, 2006). Ello indica el papel que desempeña el hidrodinamismo en la clasificación y distribución del sedimento en aquellas áreas someras (Woodroffe, 2002), en especial en estos hábitats de arenas finas bien calibradas donde el hidrodinamismo es lo suficientemente importante para evitar la sedimentación de las partículas más finas (Pérès y Picard, 1964; Bellan-Santini et al., 1994; Glémare y Bellan-Santini, 2004).

La porosidad del sedimento depende de la composición, forma y naturaleza de las partículas que lo componen (McLachlan y Brown, 2006). Los valores hallados en el sedimento superficial de la zona de estudio se situaron dentro de los rangos encontrados por otros autores en zonas similares del Mediterráneo como observaron Dell'Anno et al. (2002) en sedimentos de arenas finas de la costa Apuliana (Italia) o en arenas muy finas como los valores encontrados por Morata et al. (2013) en el golfo de Valencia. Se trata de valores altos ya que la composición granulométrica fue muy uniforme, por lo que el sedimento carecía de partículas de distintos tamaños para rellenar los huecos intersticiales producidos por los granos de mayor tamaño (McLachlan y Brown, 2006). Se observó una correlación significativa entre la porosidad y la velocidad de la corriente en la columna de agua

( $r=0.69$ ;  $p<0.10$ ) indicando el efecto de la velocidad sobre el fondo y su acción ejercida en la distribución del tamaño de las partículas.

Los valores mínimos de  $\bar{I}_z$  se dieron en aquellas situaciones con escasa transparencia en la columna de agua debido a las mayores concentraciones de partículas suspendidas, correlación entre  $D_{ds}$  y SS ( $r=-0.66$ ,  $p<0.01$ ) y entre  $D_{ds}$  y WCl-*a* ( $r=-0.64$ ,  $p<0.01$ ), que dispersan y absorben la radiación (Kirk, 2000). Estas menores  $\bar{I}_z$  se detectaron durante las campañas invernales, coincidiendo con los máximos niveles de WCl-*a*, siguiendo la pauta generalmente observada en esta región del Mediterráneo en la que durante el invierno se producen proliferaciones de fitoplancton (Ribera d'Alcalà et al., 2004; Siokou-Frangou, 2010; Gadea et al., 2013) y una mayor frecuencia de temporales (Gacia y Duarte, 2001). Las máximas  $\bar{I}_z$ , detectadas durante las campañas primaverales, coincidieron con las radiaciones atmosféricas más elevadas y con concentraciones bajas de WCl-*a*. Por otro lado, la campaña de Otoño 2011, a pesar de presentar la radiación solar atmosférica más baja, obtuvo una  $\bar{I}_z$  similar a algunas campañas de verano, las cuales se desarrollaron con una radiación solar más elevada pero con una menor transparencia.

La materia orgánica acumulada en los sedimentos puede ser considerada como testigo de los procesos ocurridos en la columna de agua adyacente (Fabiano y Danovaro, 1994) y es uno de los principales factores que influyen en el bentos y el metabolismo bentónico (Mills, 1975; Graf et al., 1983). La MO, al igual que el resto de las demás variables bioquímicas analizadas en los sedimentos superficiales, no mostró diferencias significativas estacionales. En la determinación de esta variable por calcinación, las concentraciones pueden ser sobrestimadas debido a que algunos componentes inorgánicos son oxidados a temperaturas sobre los 500 °C (Bretschko y Leichtfried, 1987), a las posibles uniones covalentes del O e H con el C y N en el material orgánico, así como a la hidratación de este último (Mook y Hoskin, 1982; Sargent et al., 1983; Fabiano et

al., 1995). Aun así, las concentraciones fueron bajas, en torno al 1 %, ya que las entradas desde la columna de agua fueron también bajas debido a su carácter oligotrófico. En comparación con otras zonas semejantes, la concentración de MO en la estación de muestreo, se encontró dentro de los rangos observados por Morata et al. (2013), entre 0.2 y 1.0 %, situados también sobre sedimentos de arenas muy finas en el golfo de Valencia, o aquellos observados por Fabiano et al. (1995), entre los 0.9 y 2.9 %, en el golfo de Marconi (golfo de Génova) y por Dell'Anno et al. (2002) en los puntos considerados oligo-mesotróficos de la costa Apuliana ( $\approx 1-2.5$  %).

El potencial de reducción/oxidación medido en los sedimentos es determinante en los ciclos biogeoquímicos de los elementos y por ende, en la diagénesis de la materia orgánica, en sus procesos y productos y en los organismos que en ella intervienen (Teasdale et al., 1998). En aquellas campañas con mayor temperatura y menor concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua se observó un menor potencial redox tal y como se desprende de sus respectivas correlaciones estadísticas ( $r=-0.79$ ;  $p<0.05$  para temperatura y  $r=0.84$ ;  $p<0.01$  para OD). Como se desarrolló en el apartado 5.1.3, la temperatura influye en la disolución del oxígeno en el agua, el cual se relaciona empíricamente con el potencial redox, si bien esta relación es poco sensible (Rodríguez, 2010). En ningún momento se detectaron condiciones reductoras por lo que se trata de una zona en la que los procesos dominantes fueron siempre oxidantes, al menos en la capa más superficial de los sedimentos. Estos valores fueron, en general, más altos que aquellos encontrados por Morata et al. (2013) sobre arenas muy finas.

En cuanto a los fitopigmentos, la SCl-*a* apenas sufrió variaciones entre las distintas campañas de trabajo, a diferencia de la clorofila *a* observada en la columna de agua (apartado 5.1.3) que mostró valores claramente más elevados en invierno. En realidad, es difícil separar los pigmentos procedentes del microfitorobentos de aquellos procedentes del fitoplancton (Fabiano et al., 1995;

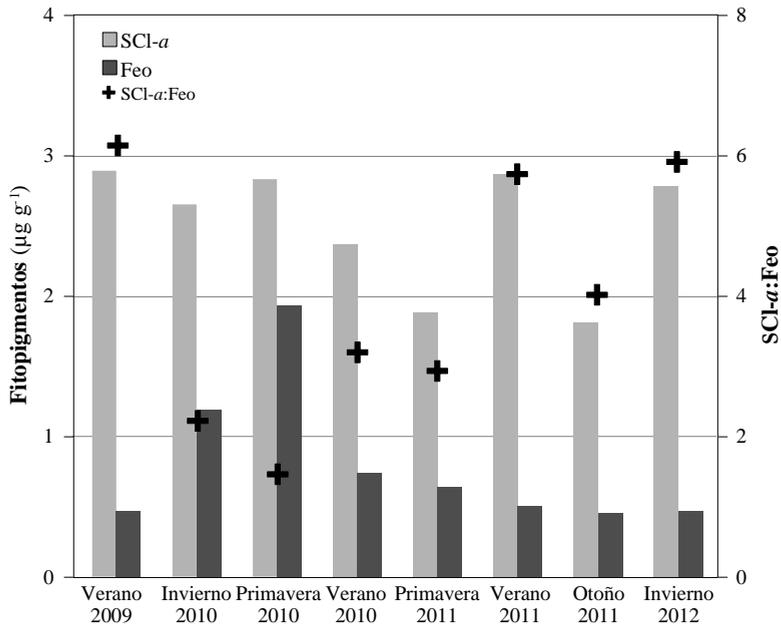
Pusceddu et al., 2011). De hecho, Delgado et al. (1991) consideran artificial la separación entre ambos, especialmente en zonas someras, ya que existe un intercambio activo entre el sedimento y la columna de agua. Los feopigmentos son compuestos degradados procedentes de las clorofilas y principalmente están formados por feofitina y feoforbida (Bianchi et al., 1995; Wetzel, 2001). Estas moléculas analizadas representan tanto el microfitobentos como el fitoplancton muerto o senescente presente en el sedimento superficial. Los datos obtenidos en este trabajo, tanto de SCl-*a* como de Feo, fueron similares a aquellos también obtenidos en ambientes oligotróficos del Mediterráneo como se aprecia en la Tabla 5.11. La razón entre la clorofila *a* y los feopigmentos en el sedimento (SCl-*a*:Feo) indica la dominancia de uno u otro pigmento. La SCl-*a* siempre fue superior a la concentración de Feo, del orden de 1.5-6.1 veces superior (Figura 5.7) lo que indica que los fitopigmentos estuvieron comprendidos en su mayoría por pigmentos activos (De Jonge, 1985; De Jonge y Van der Bergs, 1987). En comparación con otros estudios, en aquellos sedimentos más finos (Garrigue, 1998; Stefanija et al., 2009) o alterados por impactos antrópicos (Dell'Anno et al., 2002; Venturini et al., 2011), el ratio SCl-*a*:Feo tiende a ser inferior a 1, lo que conlleva una mayor proporción de material detrítico en la fracción lábil del sedimento, en contraste a lo observado en el litoral de Gandía.

Los compuestos bioquímicos lábiles son empleados para evaluar el estado trófico del sistema bentónico, las entradas de material orgánico lábil y su degradación (Nixon, 1995; Dell'Anno et al., 2002) aunque estos descriptores bioquímicos han sido muy poco usados con esa finalidad a día de hoy (Pastor et al., 2011). Los principales componentes orgánicos estudiados para tal fin son las proteínas, carbohidratos y lípidos, que destacan por su abundancia y su valor nutricional (Fabiano et al., 1995). En el Mediterráneo, se han determinado las concentraciones de estos compuestos en diversos ambientes: desde zonas eutróficas como estuarios hasta zonas oligotróficas como zonas profundas del mar

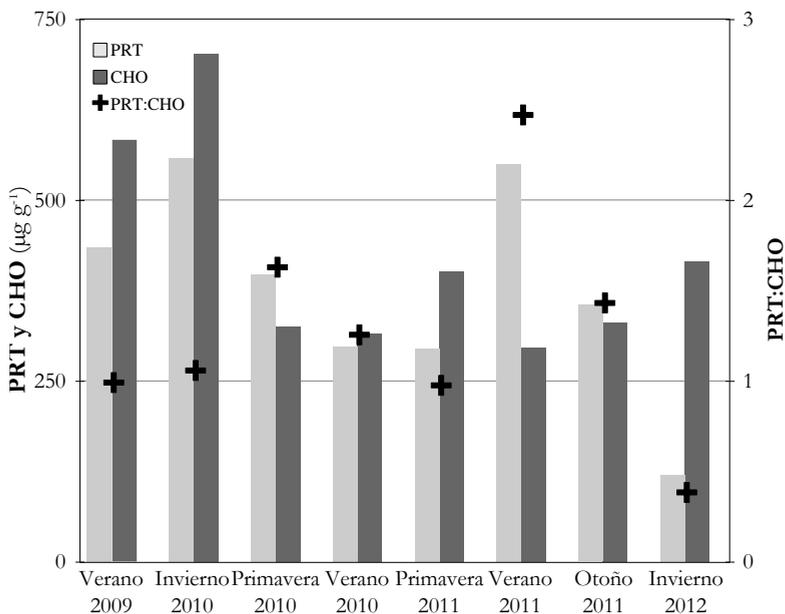
de Creta (Tabla 5.11). Las concentraciones de los distintos compuestos biopoliméricos, sobre fondos de arenas finas en el sector sur del golfo de Valencia, se encontraron dentro de los rangos observados por otros autores en zonas del Mediterráneo sin alterar o poco alteradas, pero siendo inferiores a los hallados en zonas más cerradas y alteradas (Tabla 5.11). La relación entre el contenido en proteínas y carbohidratos (PRT:CHO) puede ser empleada para caracterizar los sedimentos y reflejar patrones del enriquecimiento nutricional (Dell'Anno et al., 2002). En seis de las ocho campañas, tanto las PRT como los CHO presentaron una pauta similar, por lo que la razón PRT:CHO fue próxima a 1, mientras que en la campaña de Verano 2011 se observó un elevado ratio y en Invierno de 2012 una baja relación (Figura 5.8). Las bajas relaciones sugieren una composición orgánica más madura (Danovaro et al., 1993) ya que el nitrógeno orgánico y las proteínas son más rápidamente utilizados que los carbohidratos (Newell y Field, 1983; Vezzulli y Fabiano, 2006) por lo que las proteínas pudieron ser el factor limitante para los consumidores bentónicos (Fabiano et al., 1995). Los ratios PRT:CHO aquí encontrados fueron superiores a aquellos hallados por Danovaro et al. (1993) y Danovaro et al. (1999) en sedimentos batiales del Mediterráneo oriental y en las estaciones oligotróficas situadas a más de 100 m de profundidad en el mar de Creta (Tselepides et al., 2000b) quizás debido a la presencia de material orgánico más maduro en los fondos batiales que en los costeros. Sin embargo, los ratios PRT:CHO estimados sobre las arenas finas del litoral de Gandía fueron inferiores a los ratios determinados por Danovaro et al. (2002) en áreas influenciadas por descargas fluviales y en lagunas costeras ya que mayores ratios PRT:CHO se atribuyen a ambientes más eutróficos y alterados (Fabiano et al., 1995; Danovaro et al., 1999).

Área	Prof. (m)	SCL- <i>a</i> ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Feo ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	PRT ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	CHO ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	LIP ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Referencia
Mar de Liguria <sup>1</sup>	4	0.14–2.87	0.27–15.8	370–13990	800–11991	100–2440	Danovaro et al., 1994
Mar de Tirreno <sup>2</sup>	10–50	0.09–1.50	0.03–1.90	250–1670	250–1580	3–13	Fabiano y Danovaro, 1994
Mar de Liguria <sup>3</sup>	10	1.95–3.96	1.92–4.12	15–69	129–669	25–214	Fabiano et al., 1995
Mediterráneo oriental <sup>4</sup>	40–950	0.00–2.57	0.52–4.71	116–747	463–1543	71–359	Danovaro et al., 1998
Mar Adriático <sup>5</sup>	13–66	0.5–4.0	0.7–17.7	158–3849	38–852	73–1083	Danovaro et al., 2002
Mar Adriático <sup>6</sup>	10–50	4–40	15–225	370–7500	200–9500	100–900	Dell'Anno et al., 2002
Mediterráneo occidental <sup>7</sup>	35	–	–	2000	7200	700	Corinaldesi et al., 2007
Mediterráneo occidental	9	1.81–2.89	0.45–1.93	160–744	296–702	110–1113	Presente estudio

**Tabla 5.11.** Tabla comparativa de la concentración de fitopigmentos (clorofila *a* y feopigmentos) y de componentes biopoliméricos (proteínas, carbohidratos y lípidos) en la superficie del sedimento obtenidos por otros autores en el Mediterráneo. 1. Golfo de Marconi, bahía de Prelo. Fondos de praderas de *Posidonia oceanica* (Italia). 2. Desembocadura del río Arno (Italia). 3. Golfo de Marconi. Arenas finas con presencia de *S.subtruncata* (Italia). 4. Mar de Creta (oligotrófico). 5. Mar Adriático septentrional influenciado por la pluma del río Po (Italia). 6. Costa Apuliana. Varios ambientes meso-oligotróficos (Italia). 7. Costa de Alicante. Fondos de *Posidonia oceanica*. (España).

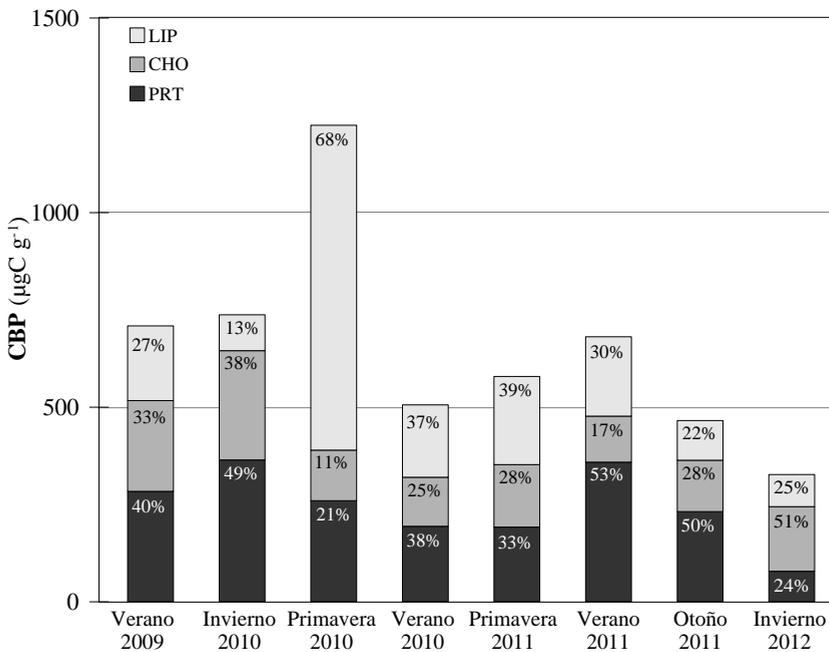


**Figura 5.7.** SCl-a y Feo presentes en el sedimento en las distintas campañas y la relación entre ambos fitopigmentos.



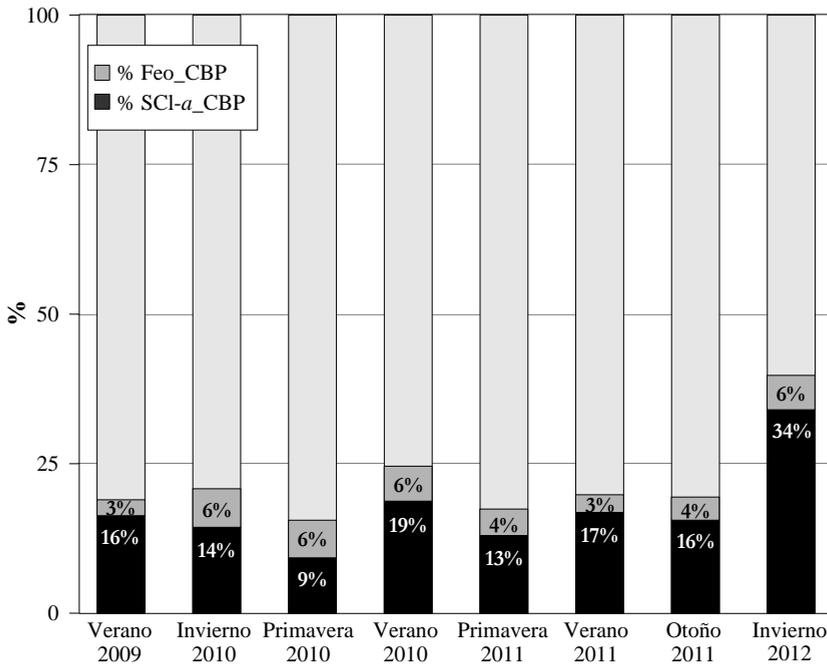
**Figura 5.8.** PRT y CHO presentes en el sedimento en las distintas campañas y la relación entre ambos componentes.

Las concentraciones de PRT, CHO y LIP fueron convertidos a equivalentes de carbono para poder determinar la fracción biopolimérica del carbono presente en los sedimentos (CBP). Los niveles de CBP variaron mucho de unas campañas a otras, desde los 1224  $\mu\text{gC g}^{-1}$  determinados en la Primavera de 2010, hasta los 327  $\mu\text{gC g}^{-1}$  en Invierno 2012 (Tabla 5.10 y Figura 5.9). Se observó una correlación positiva entre el CBP y el porcentaje de limos y arcillas ( $r=0.63$ ;  $p<0.10$ ) ya que las partículas más finas del sedimento tienden a acumular más compuestos orgánicos (Christensen y Blackburn, 1982), debido a la mayor superficie específica de estas partículas que favorece la sorción y ralentiza la descomposición de estas moléculas (Gordon y Millero, 1985; Wang y Lee, 1993; Cotano y Villate, 2006).



**Figura 5.9.** Compuestos biopoliméricos del carbono y su fracción correspondiente de proteínas, carbohidratos y lípidos, expresados en  $\mu\text{gC g}^{-1}$  en cada una de las campañas de trabajo.

Al igual que las PRT, CHO y LIP, los PCE fueron convertidos a unidades de carbono (De Jonge, 1980; Pusceddu et al., 1999) para hallar la contribución del carbono procedente de los fitopigmentos al carbono orgánico biopolimérico (%PCE\_CBP), conocido también como contribución algal (Pusceddu et al., 2011; Venturini et al., 2011). La contribución algal al CBP es empleada como un descriptor de la calidad nutricional de la materia orgánica del propio sedimento (Pusceddu et al., 2009) e indica el material orgánico fresco. Por tanto, altas contribuciones de este material microalgal sobre el CBP indicarían un material orgánico más fresco y de una calidad nutricional comparativamente alta (Dell'Anno et al., 2002) tal y como se observó en la campaña de Invierno 2012, en la que los fitopigmentos representaron el 40 % del CBP (Figura 5.10). Un mayor porcentaje algal al CBP significa un sistema más autotrófico dando una falsa estimación de la disponibilidad de la fracción lábil (Fabiano et al., 1995), por lo que en esta campaña, la disponibilidad de material orgánico lábil debió ser menor, en términos relativos, ya que un 34 % del CBP fue compuesto por organismos fitobentónicos activos (%SCL-*a*\_CBP). La menor contribución algal al CBP se detectó en la campaña de Primavera 2010 con el 15 %. Entre las variables PCE y CBP se detectó una correlación significativa ( $r=0.83$ ;  $p<0.05$ ), lo que resalta la contribución de estos pigmentos activos y senescentes, procedentes del propio microfitobentos o del fitoplancton, al CBP, al igual que observaron Cotano y Villate (2006) en el estuario del río Mundaka y Pusceddu et al. (2011) en las costas italianas del Veneto y de la Campania.



**Figura 5.10.** Contribución de los fitopigmentos (SCl-a, Feo y PCE) a los compuestos biopoliméricos del carbono en las distintas campañas de trabajo.

A partir de los compuestos bioquímicos en la superficie del sedimento se puede evaluar el estado trófico bentónico desde un punto de vista bioquímico, empleando para ello los criterios establecidos por Dell'Anno et al (2002) y Pusceddu et al. (2011) mostrados en la Tabla 5.12.A. Por tanto, se puede afirmar que, en general, el estado trófico de los sedimentos compuestos por arenas finas y homogéneas en el sector sur del golfo de Valencia fue oligotrófico ya que las concentraciones de PRT, CHO y CBP se situaron por debajo de los límites establecidos por estos autores (Tabla 5.12.B). Únicamente en una de las dos campañas de primavera (Primavera 2010) se observaron niveles de CBP superiores a  $1 \text{ mgC g}^{-1}$  por lo que esta campaña fue ligeramente mesotrófica debido a los elevados valores de LIP hallados en la misma. Sin embargo, basándose en el criterio de la contribución algal al CBP, se trataría en general de un sedimento mesotrófico, a excepción de las campañas de Verano 2010 e Invierno 2012 (Tabla 5.12.B). Esta discordancia encontrada entre los distintos

indicadores sugiere enfoques diferentes. Probablemente, el empleo de la contribución autotrófica al CBP sea menos adecuado en sistemas oligotróficos ya que la relación entre este descriptor y el CBP, parece ser más sensible para evaluar sedimentos que reciben elevadas cantidades de CBP como áreas sujetas a impactos antrópicos o sistemas muy productivos, donde el material algal es progresivamente diluido en la matriz orgánica de estos ambientes eutróficos (Pusceddu et al., 2009). Además, los rangos de contribución algal descritos por Pusceddu et al. (2011) son establecidos considerando tanto el material autotrófico activo (clorofila) como el senescente o muerto (feopigmentos). Al mismo tiempo, no se puede diferenciar entre los pigmentos fotosintéticos procedentes de la columna de agua o del propio sedimento, por lo que la contribución algal al CBP podría verse afectada en función de la columna de agua que soporta y de sus tasas de sedimentación.

A)	PRT mg g <sup>-1</sup>	CHO mg g <sup>-1</sup>	CBP mg g <sup>-1</sup>	% algal al CBP
Hipertrófico	> 4.0	> 7.0	-	-
Eutrófico	1.5-4.0	5.0-7.0	>3	<12
Mesotrófico	<1.5	<5.0	1-3	12-25
Oligotrófico	<1.5	<5.0	< 1	>25
B)	PRT mg g <sup>-1</sup>	CHO mg g <sup>-1</sup>	CBP mgC g <sup>-1</sup>	% algal al CBP
Verano 2009	0.58	0.58	0.71	19
Invierno 2010	0.74	0.70	0.74	21
Primavera 2010	0.53	0.33	1.22	16
Verano 2010	0.40	0.32	0.51	25
Primavera 2011	0.40	0.40	0.58	17
Verano 2011	0.73	0.30	0.68	20
Otoño 2011	0.47	0.33	0.47	19
Invierno 2012	0.16	0.42	0.33	40

**Tabla 5.12.** A) Criterios para la evaluación del estado trófico del sedimento (según Dell’Anno et al., 2002 y Pusceddu et al., 2011) y B) valores obtenidos en la estación de muestreo en el sector sur del golfo de Valencia para cada campaña.

#### 5.1.4.2. Estudio de la macrofauna bentónica

En las ocho campañas de trabajo se recogió un total de 4978 individuos de los que 4085 fueron recolectados en Invierno 2010, mientras que en las restantes campañas se contabilizaron entre 73 (para la campaña de Verano 2009) y 276 individuos (para la de Invierno 2012). De estos, el 95.6 % se pudieron identificar hasta el nivel de especie, el 1.7 % hasta el nivel de género, un 1.8 % al nivel de familia o superior mientras que el 0.6 % de los individuos no pudieron ser identificados. La densidad total, referida en individuos por metro cuadrado, varió desde 3667 en Verano 2009 hasta los 205175 ind m<sup>-2</sup> encontrados en la campaña de Invierno 2010 (Tabla 5.13). En total se identificaron 96 táxones, 44 de los cuales pertenecieron al filo Annelida (clase Polychaeta), 27 a Mollusca, 19 a Arthropoda (subfilo Crustacea) y los restantes correspondieron a los filos Echinodermata, Nemertea, Sipuncula, Nematoda e incluso al filo Chaetognata a pesar de ser planctónico (Tabla 5.13 y Anexo II). El número de táxones, riqueza específica, encontrado en cada campaña varió desde 16 en Invierno 2010 hasta 38 en Invierno 2012 como se puede apreciar en la Figura 5.11. En cuatro de las ocho campañas (Verano 2009, Verano 2010, Primavera 2011 y Otoño 2011) los poliquetos fueron el grupo taxonómico que dominó la comunidad bentónica además de presentar una alta recurrencia en las restantes (Tabla 5.13). Esta dominancia de la clase Polychaeta coincide con la pauta frecuentemente observada en otras zonas costeras sobre fondos blandos a nivel mundial (Diener et al., 1995; Tselepides et al., 2000a; Probert et al., 2001; Ellingsen, 2002; Zalmon et al., 2013). En cambio, en las campañas de Verano 2011 e Invierno 2012 los crustáceos fueron el grupo más abundante con el 53 y 68 % de la abundancia total. En Primavera 2010 y principalmente en Invierno 2010, Mollusca fue el filo más importante según su abundancia. En esta campaña invernal, los bivalvos presentaron una elevadísima densidad debido exclusivamente a los numerosos individuos de pequeño tamaño (0.5-2 mm) de la especie *Spisula subtruncata*, que

Phylum	Classis	Familia	Species	GT	V-09	I-10	P-10	V-10	P-11	V-11	O-11	I-12		
Annelida	Polychaeta	Capitellidae	<i>Heteromastus filiformis</i>	Det	301	<50	201	<50	50	<50	<60	100		
			<i>Nomastus lateralis</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	151		
		Maldanidae	<i>Capitellidae S.I.</i>	Det	<50	100	352	50	<50	60	<50	<50	<50	
			<i>Eteone</i> sp.	Det	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	
		Cirratulidae	<i>Maldanidae S.I.</i>	Det	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	251
			<i>Cirratulus cirratus</i>	Det	<50	<50	<50	<50	251	<50	<50	<50	<50	100
		Dorvilleidae	<i>Sebistomus neolecta</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	<50
			<i>Marphysa samuensis</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	<50
		Lumbrineridae	<i>Lumbrineridae S.I.</i>	Dep	<50	301	<50	<50	<50	352	100	301	603	50
			<i>Onuphis eremita</i>	Dep*	50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50
		Orbinidae	<i>Seolobus armiger</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	50	100	<50	<50	<50
			<i>Orbinidae S.I.</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	50	<50	<50
		Paraonidae	<i>Aricidea erruit</i>	Det	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
			<i>Aricidea suecica</i>	Det	<50	<50	<50	<50	151	<50	<50	<50	60	<50
			<i>Aricidea</i> sp.	Det	100	100	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	151
			<i>Paradoneis armata</i>	Det	<50	452	<50	<50	552	<50	452	1607	1025	402
			<i>Paradoneis drachi</i>	Det	<50	904	<50	<50	<50	<50	301	50	422	804
			<i>Paradoneis</i> sp.	Det	<50	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50
			<i>Paraonides neapolitana</i>	Det	<50	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	50
			<i>Glycera tessellata</i>	Dep	<50	50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
		Glyceridae	<i>Glycera</i> sp.	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50
			<i>Micronephthys stammeri</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	201	<50	50	50	<50	<50
		Nephtyidae	<i>Nephtys homberghii</i>	Dep	<50	50	<50	<50	<50	251	<50	50	60	<50
<i>Nephtys bursaris</i>	Dep		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	121	<50		
Pholoidae	<i>Nephtyidae S.I.</i>	Dep	50	<50	<50	<50	<50	50	<50	50	<50	<50		
	<i>Pholoe inornata</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50		
Phyllocidae	<i>Eteone</i> sp.	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50		
	<i>Phyllocida maculata</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50		
Pilaridae	<i>Saccobryca tentaculata</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	50		
	<i>Saccobryca</i> sp.	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<50	100		
Saccobrycidae	<i>Saccobryca</i> sp.	Dep	50	<50	<50	<50	<50	50	151	50	<50	151		
	<i>Exogone</i> sp.	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	151	50	<50	<50	<50		
Oweniidae	<i>Galathonema oculata</i>	Det*	201	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50		
	<i>Owenia fusiformis</i>	Det*	100	100	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	402		

**Tabla 5.13.** Listado de táxones y su densidad en cada campaña de trabajo. Los táxones se clasificaron en función de su grupo trófico en detritívoros (Det), depredadores (Dep), suspensivoros (Sus) y carroñeros (Car). Aquellos con un asterisco (\*) indican su hábitat alimentario más frecuente aunque según autores pueden tener otros hábitats.

Phylum	Classis	Familia	Species	GT	V-09	J-10	P-10	V-10	P-11	V-11	O-11	J-12			
Annelida	Polychaeta	Sabellidae	<i>Chone dumeri</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	<50			
		Magelomidae	<i>Magelona tilthornis</i>	Det	653	<50	<50	<50	352	452	201	241	151		
			<i>Magelona tobystoni</i>	Det	<50	<50	<50	<50	50	100	151	60	50		
			<i>Magelona minuta</i>	Det	251	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	60	<50	
			<i>Magelona mirabilis</i>	Det	50	<50	<50	<50	<50	100	151	<60	50		
		Spionidae	<i>Prionospio steenstrabi</i>	Det*	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50	
			<i>Prionospio sp.</i>	Det*	151	<50	<50	<50	251	<50	<50	50	<60	<50	
		Ampharetidae	<i>Melinna balmata</i>	Det	<50	<50	<50	<50	151	100	<50	<50	<60	<50	
			<i>Ampharetidae S.I.</i>	Det	<50	<50	<50	<50	50	201	<50	<50	<60	<50	
		Pectinariidae	<i>Laeis koreni</i>	Det	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<50	<60	<50	
			<i>Polychaeta S.I.</i>		50	100	<50	<50	<50	50	<50	<50	<60	<50	
			<b>Polychaeta total</b>		2210	2160	352	3566	2511	2963	3014	3064			
		Arthropoda	Malacostraca	Ampeliscidae	<i>Ampelisca brevicornis</i>	Sus	301	<50	452	<50	100	100	60	352	
				Atyidae	<i>Atylus maasilensis</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50
					<i>Bathyporeia pelagica</i>	Det	<50	151	151	<50	<50	<50	<50	<60	100
				Bathyporeiidae	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	100	50	181	352
				Ischyroceridae	<i>Syphnocoetes sabatieri</i>	Det	<50	<50	<50	<50	<50	<50	352	<60	151
Leucothoidae	<i>Leucothoe sp.</i>			Dep*	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<50	<60	<50	
	<i>Leuconastidea S.I.</i>			Car	<50	<50	50	<50	50	50	<50	<50	<60	<50	
Maeridae	<i>Elasmopus rubax</i>			Det*	<50	<50	50	50	<50	<50	<50	50	<60	<50	
	<i>Urothoe boreoidis</i>			Det*	<50	<50	<50	<50	201	50	50	121	301	<50	
Bodotriidae	<i>Amphipoda S.I.</i>				<50	<50	<50	<50	<50	100	<50	<50	<60	<50	
	<i>Ibhinne serrata</i>			Det	<50	<50	251	50	151	50	241	50	241	<50	
Cragonidae	<i>Ibhinne sp.</i>			Det	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	<50	
	<i>Camaxa S.I.</i>				50	<50	201	<50	50	50	<60	50	<60	50	
Dioconidae	<i>Philocheirus monacanthus</i>			Dep	<50	<50	<50	<50	<50	100	<50	<50	<60	<50	
	<i>Diocones buxiflor</i>			Car	100	<50	<50	<50	352	<50	50	<50	<60	<50	
Mysidae	<i>Gastrosaccus saucius</i>			Det	<50	50	<50	<50	50	<50	50	<50	181	<50	
	<i>Amphalina agilis</i>			Det	<50	50	<50	<50	<50	<50	<50	50	<60	<50	
Anseuidae	<i>Apsendes boreacsi</i>	Det	402	<50	100	100	50	201	3566	1808	8187				
	<i>Malacostraca S.I.</i>		<50	<50	50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50			
	<b>Malacostraca total</b>		854	251	1356	653	954	4370	2652	9493					
Chaetognat															
			<i>Chaetognata S.I.</i>	Dep	<50	<50	50	<50	<50	<50	<60	<50			

Tabla 5.13 (cont.). Listado de taxones y su densidad en cada campaña de trabajo. Los taxones se clasificaron en función de su grupo trófico en detritívoros (Det), depredadores (Dep), suspensívoros (Sus) y carroceros (Car). Aquellos con un asterisco (\*) indican su hábitat alimentario más frecuente aunque según autores pueden tener otros hábitats.

Phylum	Classis	Familia	Species	GT	V-09	I-10	P-10	V-10	P-11	V-11	O-11	I-12		
Echinodermata	Echinoida Ophiuroidea	Loxeniidae	<i>Echinomithium sp.</i>	Det	<50	<50	<50	50	<50	50	<60	<50		
		Ophiuridae	<i>Ophiura alba</i>	Det*	<50	<50	<50	<50	<50	<50	100	<60	<50	
		Panuloridae	<i>Panulora truncativalvis</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	50	
		Pharidae	<i>Panulora bimaculata</i>	Dep	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	50	
		Urociidae	<i>Pharus californicus</i>	Sus	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<60	<50	
		Loricifera	Loricifera	<i>Urociella thalassina</i>	Sus	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<60	251
				<i>Loricifer laevis</i>	Sus	<50	<50	251	151	100	100	50	<60	50
				<i>Loricella divaricata</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	100	100	<50	<60	50
		Donacoidea	Donacidae	<i>Myraea spinifera</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	50
				<i>Donax sensivittatus</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50
				<i>Donax vitatus</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<60	<50
				<i>Donax sp.</i>	Sus	402	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<60
		Macrinoidea	Macruidae	<i>Macra stultorum</i>	Sus	<50	<50	<50	100	<50	100	50	<60	100
				<i>Macra sp.</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	50
				<i>Spisella subtruncata</i>	Sus	<50	202312	1708	<50	<50	301	<50	<60	<60
		Montaculoidea	Montaculidae	<i>Tellina tenuisosa</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	100	<50	<50	<60	<50
				<i>Alma tenuis</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	100	<60	<50
		Tellinoidea	Tellinidae	<i>Tellina albicans</i>	Det	<50	<50	<50	<50	50	100	<50	<60	100
				<i>Tellina danoviana</i>	Det	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<60	<50
<i>Tellina labula</i>	Det			<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	100	<60	<50	
<i>Tellina tenuis</i>	Det			<50	<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<60	<50	
<i>Tellina sp.</i>	Det			<50	<50	<50	50	<50	<50	<50	<50	<60	<50	
Veneroidea	Veneridae	<i>Chamaea vailhiana</i>	Sus	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	<50		
		<i>Dosinia luteipes</i>	Det	<50	352	50	<50	<50	<50	<50	121	50		
		<i>Brachia S.I.</i>		100	<50	<50	50	<50	<50	151	181	201		
		<i>Brachia S.I.2</i>		<50	<50	50	<50	<50	<50	50	60	151		
Gastropoda	Naticidae	<i>Nerita isophima</i>	Dep	50	<50	50	50	50	<50	<50	<60	<50		
		<i>Chamaea tumidula</i>	Dep	<50	<50	<50	100	<50	<50	<50	<60	<50		
		<i>Nassarius trivittatus</i>	Car	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	60	50		
Mollusca total	Nematoda			552	202664	2461	703	804	552	603	1205	1205		
				50	100	50	<50	100	251	121	100	100		
				<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
Nemertea	Nemertea			<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
				<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
				<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
Sipuncula	Sipuncula			3667	205175	4269	5023	4420	8287	6389	13862	13862		
				<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
				<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<60	<50		
<b>TOTAL</b>														

Tabla 5.13 (cont.). Listado de táxones y su densidad en cada campaña de trabajo. Los táxones se clasificaron en función de su grupo, trófico en detritívoros (Det), depredadores (Dep), suspensivivos (Sus) y carroñeros (Car). Aquellos con un asterisco (\*) indican su hábitat alimentario más frecuente aunque según autores pueden tener otros hábitos.

presentaron una densidad de 202312 ind m<sup>-2</sup>, coincidiendo con su periodo de reclutamiento (Fraschetti et al., 1997). Las grandes diferencias detectadas en la densidad entre ambas campañas invernales pueden considerarse normales y se deben a su mismo ciclo biológico y a los factores ambientales que influyen sobre éste. En este sentido, las poblaciones de *S. subtruncata* se caracterizan por presentar grandes fluctuaciones interanuales en abundancia y biomasa (Sardá et al., 2000) en función del éxito en las fases de desove y de reclutamiento (Fraschetti et al., 1997).

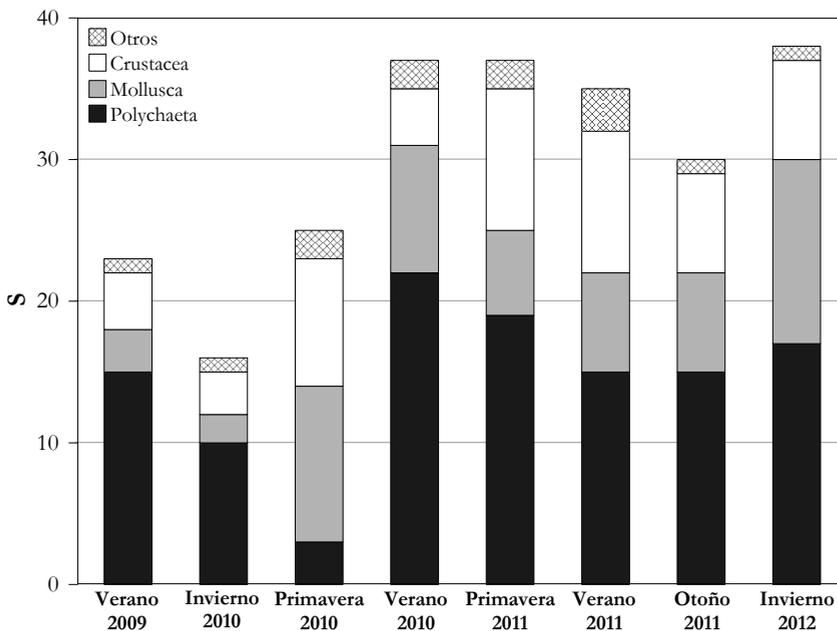


Figura 5.11. Número de táxones de macrofauna bentónica hallados en cada campaña.

Ningún taxon se encontró presente en todas y cada una de las ocho campañas de trabajo, únicamente *Apsendes bacescui* y Nematoda fueron hallados en siete de ellas, mientras que el 36 % de los táxones aparecieron solo una vez. El crustáceo *Apsendes bacescui* fue la especie más abundante en tres campañas, Verano 2011, Otoño 2011 e Invierno 2012 en las que representó el 43.0, 28.3 y 56.1 % de la abundancia total de la comunidad macrobentónica respectivamente. En otras tres

campañas, algunas especies de poliquetos fueron las más abundantes. En Verano 2009 *Magelona filiformis* representó la mayor densidad con el 17.8 % del total, así como en Primavera 2011 donde junto con *Paradoneis armata* fueron las especies más abundantes. En la campaña de Verano 2010 *Paradoneis armata* también fue el taxon más numeroso con el 11.0 %. *Spisula subtruncata* fue la especie más abundante en las campañas de Invierno 2010 con un 98.6 % y en Primavera 2010 con un 40.0 % de la abundancia.

La riqueza específica, la densidad total, así como la densidad de los principales grupos de macrofauna no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las distintas estaciones, como tampoco lo hicieron las demás variables físico-químicas del sedimento.

El enriquecimiento en materia orgánica lábil, expresado como CBP, y el porcentaje de limos y arcillas del sedimento, pudieron tener un papel destacado en la composición de la comunidad macrobentónica ya que se detectaron sendas correlaciones estadísticamente significativas con la riqueza específica ( $r=-0.84$ ,  $p<0.01$  para el CBP y  $r=-0.89$ ,  $p<0.01$  para el porcentaje de limos y arcillas). Por lo que en aquellas campañas en las que se determinaron mayores niveles de material orgánico lábil y porcentaje de limos y arcillas se observó un menor número de táxones, como Verano 2009, Invierno 2010 o Primavera 2010 (Tabla 5.9, 5.10 y 5.14), al igual que detectaron Albayrak et al. (2006) en el mar Mármara con el carbono orgánico total y el porcentaje de fangos.

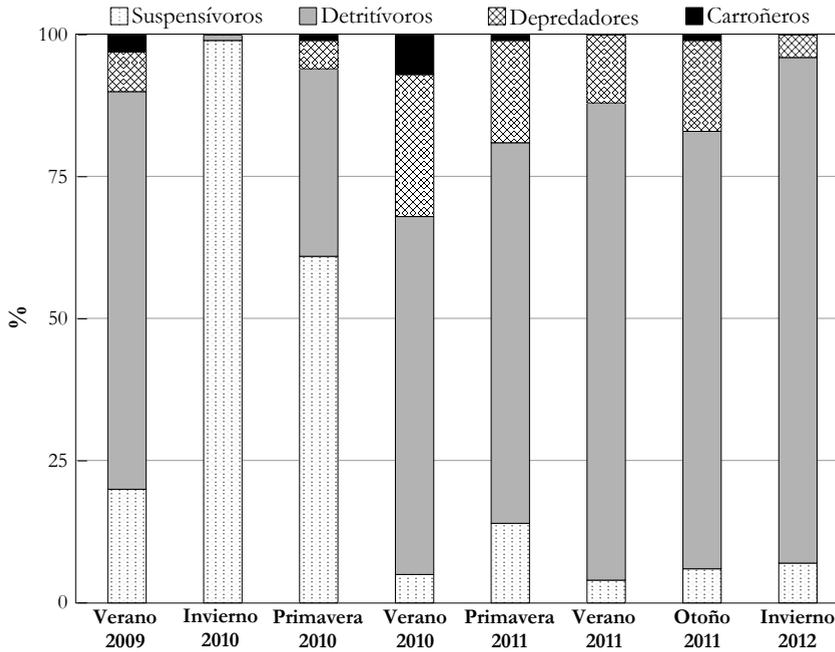
Campaña	V-09	I-10	P-10	V-10	P -11	V-11	O-11	I-12
<b>S</b>	23	16	25	37	37	35	30	38
<b>H'</b>	4.12	0.15	3.53	4.79	5.08	3.27	3.82	2.90
<b>J</b>	0.91	0.04	0.76	0.92	0.97	0.64	0.78	0.55
$\lambda$	0.09	0.97	0.19	0.05	0.05	0.23	0.13	0.36
<b>MEDOCC</b>	1.37	0.01	0.45	1.92	0.77	1.32	1.08	1.40
<b>MEDOCC-RCE</b>	0.77	1.00	0.93	0.68	0.87	0.78	0.82	0.77

**Tabla 5.14.** Valores de riqueza específica (S), índice de diversidad Shannon-Wiener (H'), índice de equitatividad de Pielou (J), índice de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) y los índices de evaluación del estado ecológico MEDOCC y MEDOCC-RCE para cada campaña.

La comunidad bentónica presentó una diversidad ( $H'$ ) entre 2.90 y 5.08 para las campañas de Invierno 2012 y Primavera 2011, con la excepción de Invierno 2010 en la que la diversidad fue muy baja, 0.15 (Tabla 5.14). Sin tener en cuenta esta última campaña, en general estos valores fueron comparables a la de otras comunidades macrobentónicas someras estudiadas sobre arenas en el Mediterráneo como en el mar Mármara (Albayrak et al., 2006), o en ecosistemas marinos helénicos (Simboura y Zenetos, 2002). La equitatividad ( $J$ ) de la comunidad macrobentónica varió en un amplio rango desde 0.04 hasta 0.97. En los muestreos realizados en Verano 2009, Verano 2010 y Primavera 2011 la equitatividad alcanzó los valores más elevados (Tabla 5.14) por lo que se puede afirmar que la comunidad macrobentónica presentó valores de diversidad próximos al máximo que podrían obtener. En los muestreos de Primavera 2010, Verano 2011, Otoño 2011 e Invierno 2012 se obtienen equitatividades intermedias entre 0.55 y 0.78, mientras que en Invierno 2010 se halló una equitatividad extremadamente baja (0.04) junto a una diversidad de 0.15 y una dominancia ( $\lambda$ ) prácticamente máxima, al presentarse abundancias considerablemente altas de juveniles de la especie *Spisula subtruncata*. Aquellas campañas que se caracterizaron por tener una diversidad y equitatividad elevadas presentaron los valores más bajos de dominancia (entre 0.05 y 0.09).

También se analizó la comunidad macrobentónica desde un punto de vista funcional, a través de la clasificación de los distintos táxones encontrados según sus hábitos alimentarios o tróficos. En la Tabla 5.13 también aparece reflejado el grupo trófico al que pertenece cada taxon, mientras que en la Figura 5.12 se muestran las abundancias relativas de los distintos hábitos de alimentación en cada campaña. En seis de las ocho campañas, la comunidad macrobentónica estuvo compuesta principalmente por organismos detritívoros (entre el 63 y 89 %) ya que las especies más abundantes de poliquetos y crustáceos, como los géneros *Paradoneis* y *Magelona* o *Apsendes bacescui*, se incluyen dentro de este grupo. En los

dos muestreos restantes (Invierno 2010 y Primavera 2010) fueron los suspensívoros quienes dominaron la comunidad de macrofauna bentónica debido al reclutamiento de *Spisula subtruncata*, especialmente en la campaña invernal donde este bivalvo representó el 99 % del total de individuos. No obstante, si se omite este evento de reclutamiento en ambas campañas, se observa una comunidad bentónica con una composición muy similar a la encontrada en las restantes campañas donde los detritívoros alcanzarían el 58-68 % de la abundancia de la comunidad. Los depredadores representaron, como máximo, el 25 % en la campaña de Verano 2010, mientras que los carroñeros, llegaron a componer el 7 % de la comunidad macrobentónica en esta misma campaña. La abundancia de los organismos suspensívoros, se correlacionó negativamente con los organismos depredadores ( $r=-0.82$ ,  $p<0.05$ ) y carroñeros ( $r=-0.72$ ,  $p<0.05$ ) siendo más abundantes los organismos suspensívoros en aquellas situaciones con mayores niveles de PT en la columna de agua ( $r=0.62$ ;  $p<0.10$ ), el cual integra tanto el fósforo soluble como el presente en el material particulado. Los detritívoros presentaron una correlación negativa con el CBP ( $r=-0.84$ ;  $p<0.10$ ) mostrando una tendencia opuesta a la constatada por otros autores, en la que la abundancia de estos organismos suele estar asociada con la materia orgánica, la fracción granulométrica más fina y en ambientes con menor hidrodinamismo (Dolbeth et al., 2009; Pelletier et al., 2010). Es necesario recalcar las condiciones oligotróficas que presentaron estos sedimentos en función de la cantidad y calidad de compuestos orgánicos, por lo que la interpretación de esta pauta inversa entre detritívoros y enriquecimiento orgánico lábil debe ser contextualizada en un entorno pobre en materia orgánica. En cuanto a la riqueza específica de cada grupo, los detritívoros fueron integrados por 46 táxones, seguidos por los depredadores que fueron compuestos por 25 y los suspensívoros, formados por 18. En cambio, únicamente se encontraron tres especies que se catalogaron como carroñeras.



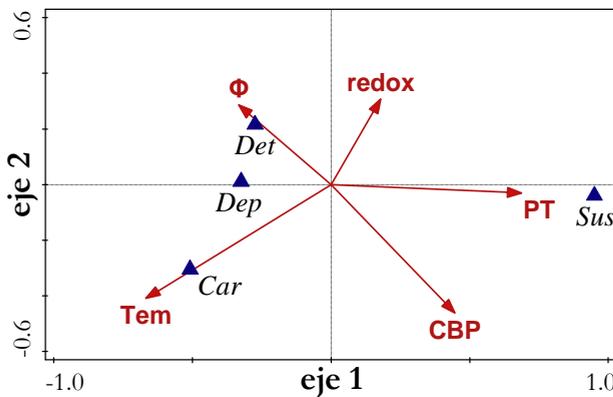
**Figura 5.12.** Porcentaje de la abundancia de los tipos de alimentación en las distintas campañas.

Se aplicó el índice biótico MEDOCC reajustado, de 0 a 1, para obtener los valores de Ratio de Calidad Ecológica (Pinedo y Jordana, 2008) con el fin de evaluar el estado ecológico de la comunidad macrobentónica, según determina la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000). Este índice consiste en agrupar las distintas especies halladas en función de su sensibilidad/tolerancia, principalmente a la materia orgánica, para posteriormente cuantificar y ponderar sus respectivas densidades. Los valores del índice MEDOCC-RCE aplicado para cada campaña se situaron siempre por encima de 0.68 (Tabla 5.14). Por tanto, en siete de las ocho campañas de trabajo, se pudo determinar un estado ecológico muy bueno ( $0.73 < \text{MEDOCC-RCE} < 1.00$ ), mientras que en Verano 2010, el estado ecológico se asignó como bueno ( $0.47 < \text{MEDOCC-RCE} < 0.73$ ) (Pinedo y Jordana, 2008; Occhipinti Ambrogi et al., 2009). Un 43 % del total de los táxones encontrados en estos sedimentos, principalmente compuestos por poliquetos, se

encuadraron dentro del grupo trófico I (sensibles al enriquecimiento orgánico), establecido por Borja et al. (2000) y modificado posteriormente por Pinedo y Jordana (2008) para la zona noroccidental del Mediterráneo. Sin embargo, una comunidad que represente un estado ecológico muy bueno puede presentar al mismo tiempo una diversidad y equitatividad escasas, como sucedió en la campaña de Invierno 2010 en la que la especie dominante, *Spisula subtruncata*, se encuadró en el grupo I, pudiendo dar lugar a conclusiones confusas. Por tanto, ambos tipos de índices son complementarios y no deben ser confundidos ni reemplazados los unos por los otros: unos índices estiman parámetros de la estructura de la comunidad como la dominancia, diversidad o equitatividad mientras que índices como el MEDOCC emplean el grado de sensibilidad a la contaminación de las especies encontradas en el hábitat para inferir sobre el estado ecológico y la calidad ambiental.

Finalmente, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (ACC) para estudiar el efecto de las variables ambientales sobre la composición de la comunidad de la macrofauna bentónica en función de su comportamiento trófico. Después de un análisis preliminar, se encontró que las variables más significantes fueron: temperatura, fósforo total, potencial redox, CBP y tamaño medio de partícula del sedimento, las cuales se emplearon para el ACC. El test de permutación Monte Carlo mostró que tanto el primer eje ( $p < 0.05$ ) como el conjunto de todos los ejes canónicos ( $p < 0.10$ ), fueron estadísticamente significativos. Los dos primeros ejes resultantes de este análisis de ordenación explicaron un 91.9 % de la varianza, 81.4 y 7.8 % para el primer y segundo ejes respectivamente. El ACC sugiere que la presencia de organismos suspensívoros fue más abundante en aquellas situaciones con mayor concentración de fósforo total en la columna. El PT podría ser usado como un indicador de la respuesta del medio debido al fósforo que está incluido en los organismos fotosintéticos y éstos, a su vez, son una de las fuentes de alimentación para los organismos

suspensivos. Mientras, los detritívoros y depredadores tuvieron mayor presencia en condiciones de menor tamaño medio de grano y menores niveles de componentes biopoliméricos (Figura 5.13). La gran mayoría de las especies detritívoras halladas son catalogadas como especies sensibles al enriquecimiento orgánico según el índice MEDOCC, por lo que este grupo trófico tuvo mayor presencia en condiciones más pobres de material orgánico lábil. Este ACC también indicó que los organismos carroñeros estuvieron fuertemente relacionados con la temperatura de forma positiva y con el potencial redox de manera inversa aunque no se haya podido establecer una posible causa.



**Figura 5.13.** Diagrama de ordenación del análisis de correspondencia canónica en el que se muestran las relaciones de la densidad de los distintos grupos tróficos y las variables ambientales seleccionadas.

### 5.1.5. FLUJOS DE SOLUTOS EN LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA

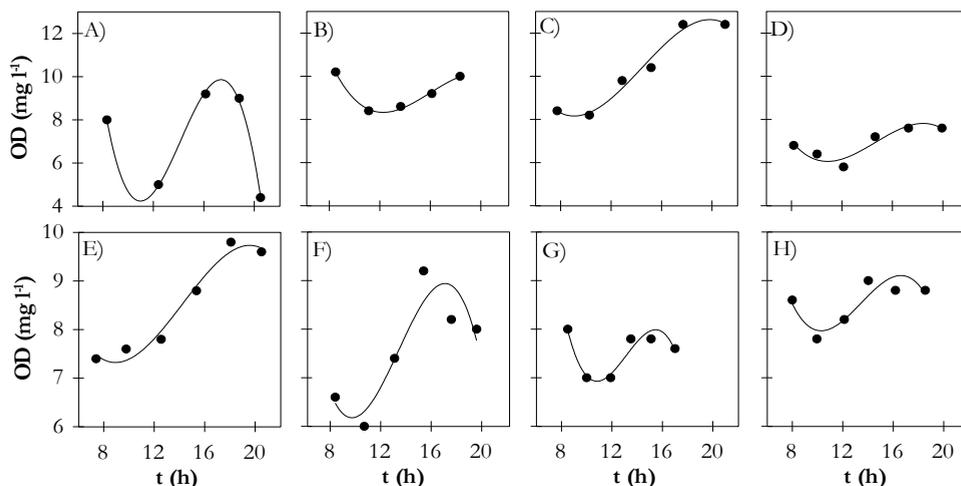
En cada una de las ocho campañas de trabajo se calcularon los flujos de oxígeno disuelto, amonio, nitrito y nitrato, fosfato y ácido ortosilícico que tienen lugar entre el sedimento y la columna de agua sobre fondos de arenas finas bien calibradas.

#### 5.1.5.1. Análisis de la influencia de la luz en la interfase sedimento-agua

##### *Evolución del oxígeno disuelto en condiciones de luz*

La evolución del OD observada en las cámaras transparentes, instaladas sobre el sedimento, se puede apreciar en los ejemplos mostrados en la Figura 5.14. En

general, los niveles de OD en la primera toma (aproximadamente en el momento de la salida del sol) fueron superiores a la toma o dos tomas siguientes realizadas a media mañana. A partir de aquí, los niveles de OD se incrementaron hasta pasado el mediodía solar donde se alcanzaron los niveles máximos. En numerosos casos, el OD obtenido en la última toma (aproximadamente en el momento de la puesta de sol) fue menor que las concentraciones obtenidas en las tomas inmediatamente precedentes.



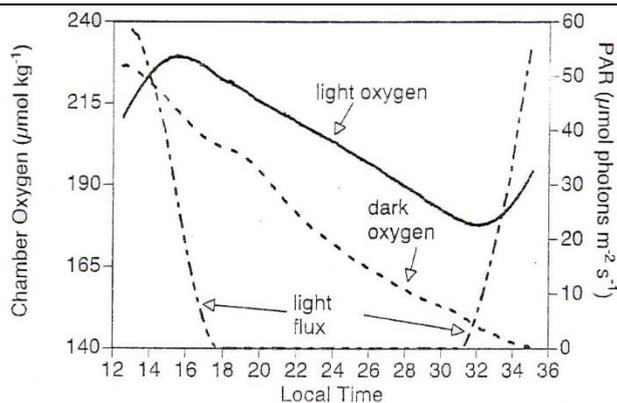
**Figura 5.14.** Evolución del OD observada en una cámara de incubación transparente durante las campañas de A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

Esta variación diaria del OD fue debida a que, en las zonas costeras oligotróficas y someras, la radiación solar puede penetrar en la columna de agua y alcanzar la superficie de estos fondos marinos, posibilitando el desarrollo de tapices de microfitobentos sobre los sedimentos. Estos microorganismos bentónicos requieren de la absorción de la radiación como productor de la energía requerida para realizar la fotosíntesis, de modo que, a una mayor irradiancia se observa una mayor tasa fotosintética hasta alcanzar un umbral a partir del cual la tasa fotosintética se estabiliza e incluso puede decrecer (King y Schramm, 1976; Kirk, 2000). Este proceso consiste en la fijación de carbono inorgánico e implica

la excreción de oxígeno a consecuencia de la fotólisis del agua ( $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + h\nu \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$ ), por lo que el oxígeno disuelto responde directamente a los cambios en la irradiancia. En la estación de muestreo, la irradiancia incidente sobre el sedimento ( $I_z$ ) no fue constante si no que varió a lo largo del día tal y como se detalló en el apartado 5.1.4.1.

Este patrón observado en las cámaras transparentes también ha sido reflejado en trabajos de otros autores (Jahnke et al., 2000, 2008; Billerbeck et al., 2007; Covelli et al., 2008; Freitas et al., 2008; De Vittor et al., 2012) como se aprecia en el ejemplo de la Figura 5.15 extraída de Jahnke et al. (2008). En ella se constata que la concentración de OD desciende en las primeras horas de luz, a pesar de la producción bruta de OD por la fotosíntesis, ya que ésta es todavía inferior a la tasa de consumo de OD generada por la respiración celular, mineralización de la materia orgánica y/o oxidación de compuestos reducidos, dando lugar a un consumo neto de OD. Conforme aumenta la  $I_z$ , se observa un punto de inflexión donde ambos procesos, producción y consumo, estarían en equilibrio, denominado punto de compensación de luz (Kirk, 2000). A partir de este punto, la tendencia negativa del OD se invierte y se empieza a observar una producción neta de este soluto generando un incremento de su concentración en el agua hasta alcanzar de nuevo el punto de compensación pasado el mediodía solar, conforme disminuye la  $I_z$ . A partir de aquí, deja de percibirse una producción neta de OD.

Por todo esto, los cambios en la  $I_z$  pueden ser uno de los principales responsables en la evolución del OD a lo largo del día en el que se realizó cada una de las incubaciones. El OD es quizás el soluto más importante a tener en cuenta en el metabolismo bentónico por su implicación directa en los procesos más significativos que se producen en los sedimentos y en la columna de agua. A partir de él, se puede estimar la producción primaria y la tasa de respiración bentónica así como indicar las principales vías metabólicas que llevan a cabo la mineralización de la materia orgánica.



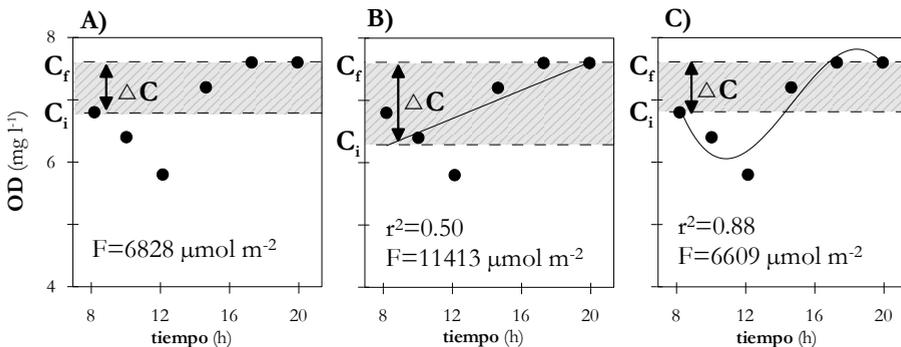
**Figura 5.15.** Concentración de OD en las cámaras bentónicas transparente y opaca y el flujo de irradiancia incidente en el sedimento frente al tiempo (según Jahnke et al., 2008).

#### *Comparación del flujo de oxígeno disuelto en condiciones de luz mediante tres métodos distintos*

Los flujos de OD, como los de cualquier otro soluto, obtenidos en las cámaras de incubación *in situ*, se estimaron teniendo en consideración la diferencia entre una concentración final y otra inicial y referenciados a una unidad de tiempo y de superficie de sedimento, tal y como queda reflejado en el capítulo 4 (Ecuación 4.7). En general, para el cálculo de estas concentraciones inicial y final, los distintos autores han empleado dos metodologías. La primera de ellas considera la concentración inicial y final como aquellas directamente observadas en el agua de incubación (Thorbergsdóttir et al., 2004; Clavier et al., 2005; Sakamaki et al., 2006; Ní Longphuirt et al., 2007, 2009; Tang y Kristensen, 2007; Taddei et al., 2008). Con este método se requieren dos mediciones del agua incubada únicamente, aunque por el contrario, no se tiene en consideración cómo varían los compuestos durante el tiempo transcurrido entre las dos mediciones. La otra técnica consiste en el ajuste de una ecuación lineal a los datos observados para, a partir de la misma, recalcular las concentraciones inicial y final (Mazouni et al., 1996; Bertuzzi et al., 1997; Eyre y Ferguson, 2006; Freitas et al., 2008; Eyre et al., 2011; Lee et al., 2011). De este modo se optimiza el error entre los distintos puntos tomados a lo largo del tiempo pero por el contrario se simplifica su evolución a una tendencia lineal y se asume que la tasa de flujo es constante a lo largo del periodo de incubación.

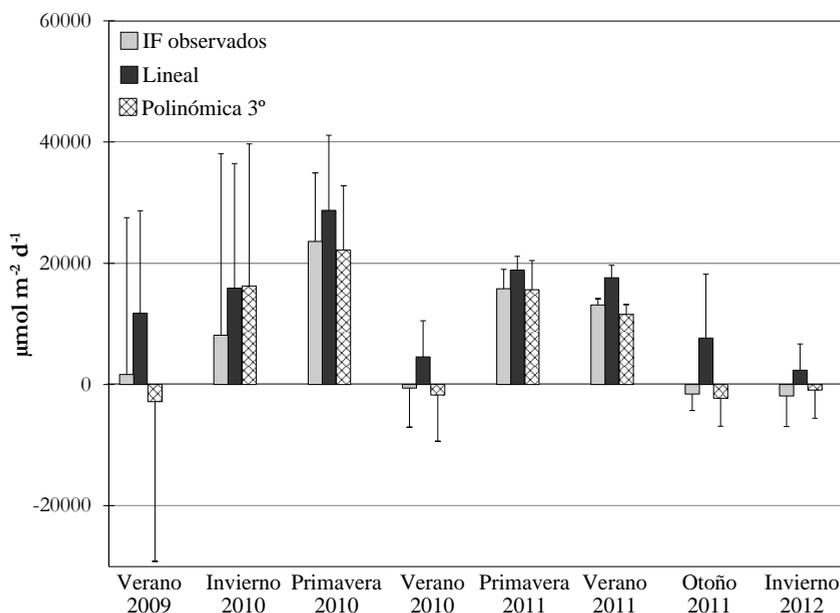
Sin embargo, como se ha descrito anteriormente, la evolución del OD no siempre se comporta de forma lineal en las cámaras de incubación transparentes. Ello llevó a plantear otra forma de hallar las concentraciones inicial y final que representase mejor esta realidad con el menor error posible incorporando la totalidad de los tiempos muestreados. Por ello se determinaron los flujos de OD aplicando un ajuste polinómico de 3° grado, además de los dos comentados, para su posterior comparación entre estas tres técnicas.

En la Figura 5.16 se aprecian las diferencias entre la concentración final e inicial obtenidas para cada uno de los tres métodos en el caso concreto de una cámara durante la campaña de Verano 2010. El cálculo de los flujos empleando únicamente las concentraciones inicial y final observadas (Figura 5.16.A) dio como resultado flujos menores en comparación con los flujos estimados a partir de un ajuste lineal (Figura 5.16.B). Ello fue debido a que la concentración inicial recalculada con el ajuste lineal se situó por debajo del valor de OD observado y la concentración final hallada a partir de la recta por encima del medido. El ajuste polinómico de 3° (Figura 5.16.C) fue mucho más semejante a las concentraciones observadas, mostrando un mayor coeficiente de correlación, por lo que los flujos obtenidos por esta técnica fueron más similares a los calculados aplicando solo las concentraciones inicial y final observadas.



**Figura 5.16.** Representación gráfica de los tres métodos aplicados para el cálculo de los flujos de OD, A) IF observados, B) ajuste lineal y C) ajuste polinómico de 3° para la cámara transparente nº2 de la campaña de Verano 2010.

En la Figura 5.17 se observan gráficamente los flujos de OD correspondientes a las tres metodologías comentadas anteriormente. En ella se aprecia que los flujos de OD calculados a partir de un ajuste polinómico fueron similares, en signo y magnitud, en siete de las ocho campañas a los estimados usando solo los valores inicial y final observados. Únicamente se diferenciaron en la campaña de Verano 2009 donde el ajuste polinómico resultó en un flujo negativo. En cambio, los flujos hallados por ajuste lineal siempre fueron positivos y además superiores a los calculados con el ajuste polinómico y las concentraciones observadas, a excepción de la campaña de Invierno 2010.



**Figura 5.17.** Flujos de OD obtenidos a partir de la concentración inicial y final observada, de un ajuste lineal y polinómico de 3º para cada una de las campañas muestreadas.

La utilización de una u otra técnica puede tener repercusiones en la caracterización del sistema bentónico objeto de estudio. Por ejemplo, al aplicar el índice TOSI (*Trophic Oxygen Status Index*) (Viarelli et al., 1996) para evaluar la disponibilidad/déficit de oxígeno potencial en el sistema, el estado del sedimento se ve modificado en función de la metodología usada. Este índice no es más que

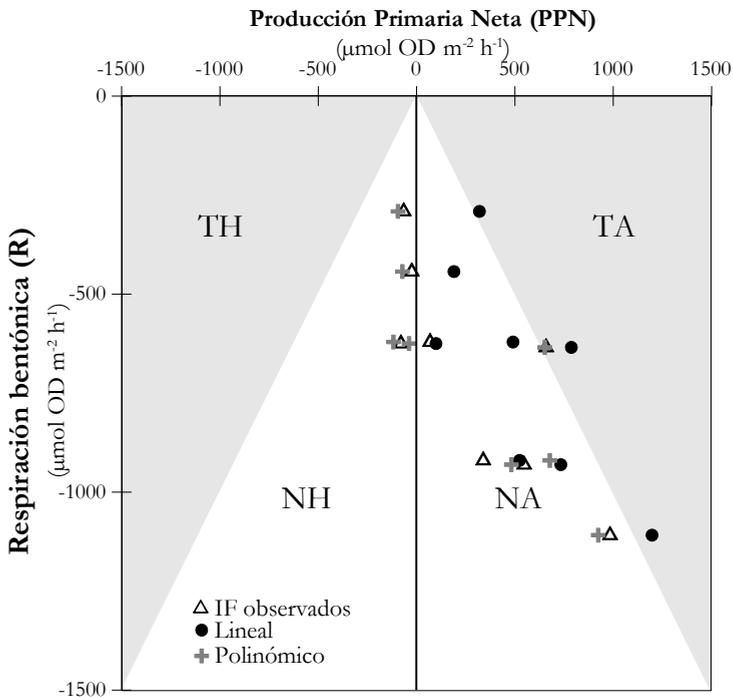
el ratio entre los flujos de oxígeno en las cámaras transparentes (PPN) y opacas (R) y es útil para evaluar de forma rápida y sencilla el metabolismo (Bartoli et al., 2008) y el riesgo potencial de desoxigenación del sistema bentónico (Viaroli y Christian, 2003). Este índice TOSI clasifica el metabolismo bentónico en cuatro categorías (Figura 5.18):

Totalmente heterotrófico: cuando  $PPN \leq R < 0$ .

Netamente heterotrófico: cuando  $R < PPN \leq 0$ .

Netamente autotrófico: cuando  $0 < PPN \leq R$ .

Totalmente autotrófico: cuando  $0 < R < PPN$ .



**Figura 5.18.** Evaluación del metabolismo del ecosistema bentónico con el índice del estado trófico del oxígeno, *Trophic Oxygen State Index* (Viaroli et al., 1996; Viaroli y Christian, 2003; Bartoli et al., 2008). TH Totalmente Heterotrófico; NH Netamente Heterotrófico; NA Netamente Autotrófico; TA Totalmente Autotrófico.

Así pues, cuando se aplica un ajuste lineal, todas las campañas resultaron ser autotróficas (Figura 5.18), tres totalmente autotróficas y las restantes netamente autotróficas. Sin embargo, estos sedimentos únicamente se comportaron como totalmente autotróficos en una campaña (Primavera 2011) según los flujos de OD obtenidos por ajuste polinómico y por la concentración inicial y final observada. Además, se aprecia que hubo campañas heterotróficas, tres en el caso de los flujos calculados a partir de las concentraciones observadas y cuatro para los ajustes polinómicos.

Entre los distintos tratamientos aplicados para la obtención de los flujos en las cámaras transparentes no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las medianas, con un nivel del 95 % de confianza, según el análisis Kruskal-Wallis. A pesar de ello, el ajuste polinómico de 3º resultó ser el que mejor se adapta para describir el comportamiento del OD en la interfase sedimento-agua en condiciones de luz a lo largo del fotoperiodo. Sin embargo, no se han encontrado trabajos en los que se hayan aplicado ajustes polinómicos para explicar el comportamiento del OD en condiciones de luz por lo que es difícil la comparación de estos flujos con aquellos obtenidos en otras zonas por otros autores.

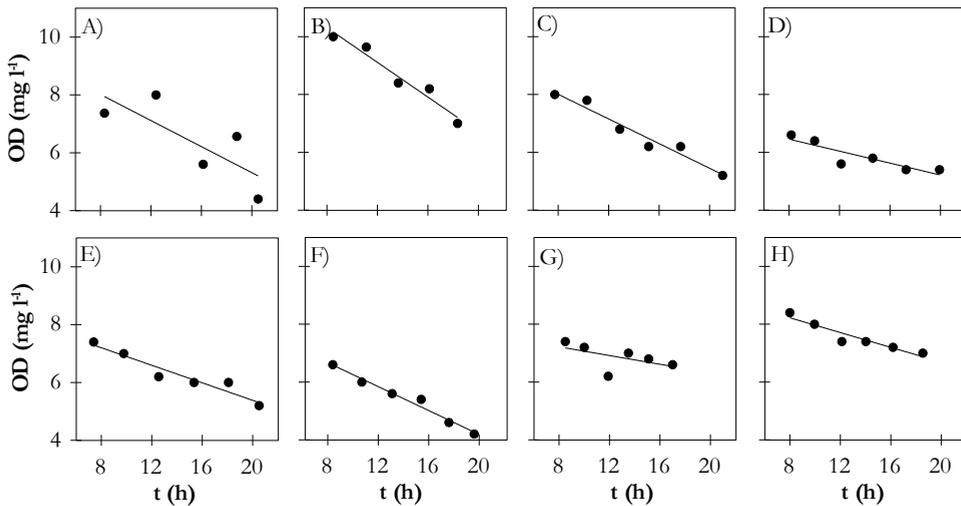
#### *Evolución de los nutrientes en condiciones de luz*

Los demás solutos, amonio, nitrito y nitrato, fosfato y ácido ortosilícico, al no participar de manera directa, ni en tal magnitud en el proceso de la fotosíntesis como lo hace el OD, no se ha constatado que sigan una evolución dependiente en gran medida de la irradiancia incidente sobre el sedimento. Por tanto, no se consideró necesario obtener sus flujos aplicando los distintos métodos de ajuste. Los flujos de estos solutos fueron estimados mediante el empleo de un ajuste lineal, siguiendo la misma metodología empleada por numerosos autores (Jahnke et al., 2000; Niencheski y Jahnke, 2002; Freitas et al., 2008; Morata et al., 2012).

### 5.1.5.2. Evolución de los distintos solutos en condiciones de oscuridad

En el caso de las cámaras opacas *in situ*, la evolución temporal del OD fue próxima a una tendencia lineal (Figura 5.19). En estas condiciones, al eliminar el efecto de la luz, se inhibe la fotosíntesis, y por tanto la producción de OD, por lo que los procesos biogeoquímicos dominantes son la respiración de los organismos, la oxidación de compuestos reducidos mediante la actividad de los microorganismos, la mineralización de la materia orgánica así como la oxidación de algunos compuestos inorgánicos sin intervención de bacterias.

Para los demás solutos también se observó en general una tendencia lineal, tanto positiva como negativa. En algunas campañas, apenas existieron variaciones en las concentraciones de algunos nutrientes como en el caso de los  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  para las campañas de Primavera 2010 y Verano 2010.



**Figura 5.19.** Evolución del OD en condiciones de oscuridad observada en una cámara de incubación durante las campañas de A) Verano 2009, B) Invierno 2010, C) Primavera 2010, D) Verano 2010, E) Primavera 2011, F) Verano 2011, G) Otoño 2011 y H) Invierno 2012.

El empleo de ajustes lineales para hallar los flujos en condiciones de oscuridad es, probablemente, el método más empleado, si bien es cierto que en algunos casos

concretos se han aplicado ajustes exponenciales o polinómicos, especialmente a bajas concentraciones de OD (Pratihary et al., 2009). Por lo tanto, se decidió utilizar un ajuste lineal considerando todos los datos obtenidos durante la incubación para recalcular la concentración final e inicial y estimar los flujos de todos los solutos estudiados en las cámaras opacas, al igual que emplearon Hall et al. (1996), Niencheski y Jahnke (2002), Ferrón et al. (2009a) o Morata et al. (2012) entre otros muchos autores.

### ***5.1.5.3. Flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua***

Con el fin de poder realizar comparaciones entre las incubaciones en condiciones de luz y oscuridad, todos los flujos, incluyendo los de oxígeno disuelto en las cámaras transparentes, fueron estimados mediante el empleo de ajustes lineales. Ello permite obtener otros flujos e índices que requieren la combinación de ambos tratamientos, así como la posibilidad de compararlos con los flujos obtenidos por otros autores que emplearon esta misma técnica. Por tanto, todos los flujos que se tratarán a partir de este punto han sido calculados mediante un ajuste lineal, cuyos valores se muestran en la Tabla 5.15.

#### *Flujos de oxígeno disuelto*

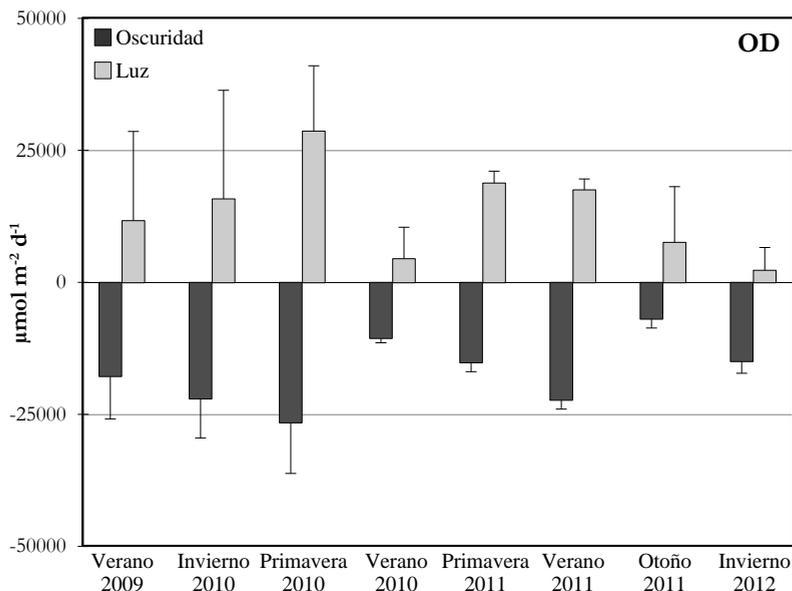
La demanda de oxígeno del sedimento o respiración bentónica, R, fue calculada como el flujo de OD resultante de las incubaciones en condiciones de oscuridad. Estos flujos mostraron signos negativos para todas las campañas (Figura 5.20), lo que indicó una demanda de OD por parte del sedimento ya que únicamente se llevan a cabo procesos biogeoquímicos consumidores de esta molécula bajo estas condiciones. La demanda de OD fue menor en las campañas de Otoño 2011 y Verano 2010, en los que se observó un flujo de  $-6986$  y  $-10635 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  respectivamente. En cambio, el consumo de OD más elevado se estimó en la campaña de Primavera 2010 con un flujo de  $-26610 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ .

	OD	NID	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Si(OH) <sub>4</sub>	
<b>Verano 2009</b>	Fo	-17826±8020	887	444±158	443±283	14±21	-24±972
	F <sub>L</sub>	11770±16904	378	201±47	177±31	6±38	-1212±1421
<b>Invierno 2010</b>	Fo	-22080±7369	1534	809±300	725±579	-10±16	1720±685
	F <sub>L</sub>	15898±20554	1339	1024±1198	314±425	-27±35	849±1451
<b>Primavera 2010</b>	Fo	-26610±9587	137	137±167	—	2±13	442±109
	F <sub>L</sub>	28734±12377	233	313±364	-81±76	-12±39	-443±260
<b>Verano 2010</b>	Fo	-10635±800	966	966±280	—	-1±1	754±1425
	F <sub>L</sub>	4559±5957	-446	284±236	-731±663	-14±6	-122±677
<b>Primavera 2011</b>	Fo	-15230±1693	180	95±97	84±306	-5±8	371±308
	F <sub>L</sub>	18888±2266	100	-135±91	235±159	-4±3	-32±106
<b>Verano 2011</b>	Fo	-22338±1652	1474	849±79	625±203	27±12	457±56
	F <sub>L</sub>	17608±2061	320	395±319	-75±149	7±4	-95±164
<b>Otoño 2011</b>	Fo	-6986±1656	2638	2092±514	546±129	-2±2	265±167
	F <sub>L</sub>	7672±10531	801	930±483	-128±163	-4±3	-18±205
<b>Invierno 2012</b>	Fo	-14997±2205	610	326±50	284±151	10±8	167±64
	F <sub>L</sub>	2368±4322	459	167±295	292±32	-7±15	-3±190

**Tabla 5.15.** Promedios y desviaciones estándar de los flujos en la interfase sedimento-agua usando un ajuste lineal, en condiciones de oscuridad (O) y de luz (L) para cada soluto y en cada campaña expresado en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . El símbolo (—) indica que en esas campañas y tratamiento no se pudo estimar ningún flujo entre el sedimento y la columna de agua.

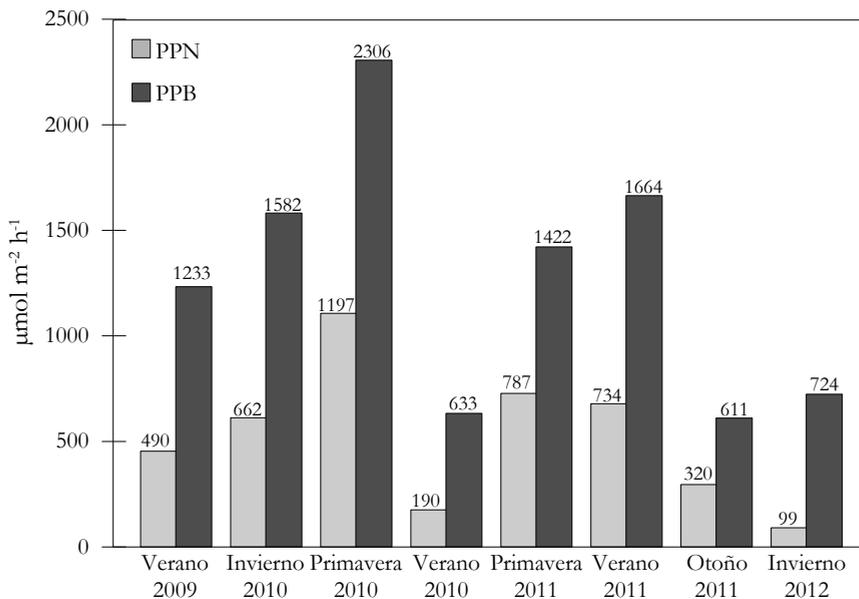
En las cámaras transparentes se observaron flujos positivos en todas las campañas de trabajo, siendo más bajos en las de Invierno 2012 y Verano 2010 con una liberación de 2368 y 4559  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  respectivamente (Figura 5.20), mientras que obtuvo su máxima producción en el muestreo de Primavera 2010 con 28734  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ .

Ambos flujos, en condiciones de oscuridad y luz, fueron significativamente diferentes a partir del test no paramétrico Kruskal-Wallis ( $p < 0.01$ ). Es más, en cada una de las campañas, ambos flujos se comportaron de forma totalmente opuesta: cuando mayor fue el consumo, mayor fue la liberación de esta molécula salvo en Invierno 2012. Este contraste de flujos representa los cambios experimentados en el metabolismo bentónico entre el día y la noche y refleja el balance existente entre la producción y el consumo de OD llevado a cabo en el bentos.



**Figura 5.20** Flujos de OD obtenidos en condiciones oscuridad y de luz para las distintas campañas.

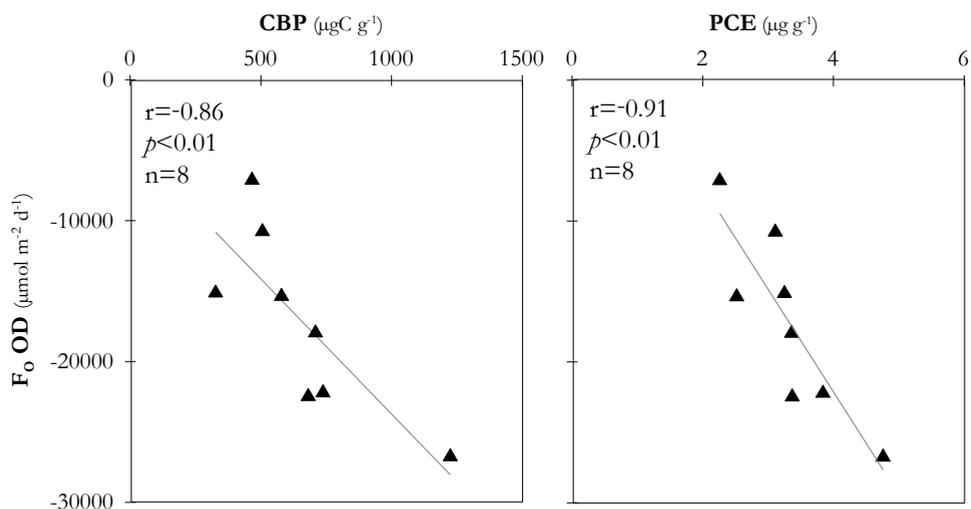
En la Figura 5.21 se observan los valores de la producción primaria bruta (PPB) y neta (PPN) en las distintas campañas, expresadas en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . La primera de ellas representa la producción primaria incluyendo las pérdidas de  $\text{O}_2$  debidas a la respiración y otros procesos ocurridos en la superficie del sedimento, mientras que la producción neta (PPN) es sinónimo del flujo de OD liberado sin tener en consideración las pérdidas de esta molécula (Wetzel, 2001). En la estación de muestreo, los niveles máximos para ambas producciones se observaron en la campaña de Primavera 2010 donde se alcanzaron los 2306 y 1197  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para PPB y PPN respectivamente. Por otro lado, las campañas de Verano 2010, Otoño 2011 e Invierno 2012 fueron las que presentaron la menor producción primaria, no se superaron los 1000  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  de PPB y los 400  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  de PPN.



**Figura 5.21.** PPB y PPN obtenidas en las distintas campañas de muestreo.

Algunos descriptores de la calidad del material orgánico del sedimento, como el CBP y PCE, mostraron una alta correlación con el consumo de OD (Figura

5.22). Esta relación entre los flujos de OD en oscuridad con distintos componentes lábiles de la materia orgánica, también la detectaron Pastor et al. (2011) en ensayos con sedimentos inalterados del prodelta del Ródano (Francia), especialmente con el carbono orgánico, carbohidratos, aminoácidos así como con la clorofila *a* y los feopigmentos del sedimento. Sin embargo, al contrario de lo que se ha constatado en otras zonas litorales por Ní Longphuir et al. (2007) y Ferrón et al. (2009a), *R* no mostró relación alguna con la temperatura, a pesar de que cambios de esta variable podrían inducir modificaciones en los procesos heterotróficos (Hancke y Glud, 2004; Yvon-Durocher et al., 2010). Por tanto, *R* respondió mejor frente a cambios cuantitativos de la fracción lábil (CBP y PCE), que a cambios cuantitativos de la MO total o a la temperatura, en esta zona de estudio sobre arenas finas.



**Figura 5.22.** Relación entre los flujos de OD en condiciones de oscuridad y el CBP y PCE.

Por ello, el CBP y PCE parecen ser responsables directos de las diferencias observadas en la *R* entre las distintas campañas muestreadas, a pesar de la pequeña fracción que representan estos compuestos respecto de la MO total, entre el 2.7 y 13.1 % de la MO para el CBP y entre 0.020 y 0.065 % (0.20 y 0.65 ‰) para los PCE. Ello concuerda con la idea propuesta por Arnosti y Holmer (2003) y por

Pastor et al. (2011) en la que una muy pequeña fracción de la materia orgánica (en el caso de Pastor et al. (2011) la clorofila y los feopigmentos representaron una cantidad ligeramente inferior al 1 % de la materia orgánica total) podría ser la responsable de la respiración bentónica.

Al comparar con los resultados de otros autores, los flujos obtenidos en condiciones de oscuridad en este trabajo mostraron, en general, consumos menores que aquellos encontrados en zonas estuarinas (Ortega et al., 2008; Pratihary et al., 2009) o en lagunas costeras o marismas (Niencheski y Jahnke, 2002; Ferrón et al., 2009a) e incluso ligeramente menores que en otros fondos de arenas finas como los del piso intermareal en el mar Báltico (Billerbeck et al., 2007). Sin embargo, en zonas más profundas, se observaron en general, consumos más pequeños a los encontrados en esta zona de estudio del litoral de Gandía, como los que hallaron Berelson et al. (2003) (Tabla 5.16). En el Mediterráneo occidental, los flujos encontrados en zonas muy someras de la bahía de Alfaques (Vidal et al., 1989) fueron más negativos, mientras que los flujos de este estudio estuvieron comprendidos dentro del rango observado por Morata et al. (2012) en el mismo golfo de Valencia aunque a una mayor profundidad (Tabla 5.16).

Lugar	Prof. (m)	F <sub>OD</sub> ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Referencia
Bahía Alfaques (España)	<5	-28896 – (-28512)	Vidal et al., 1989
Laguna de los Patos (Brasil)	<5	-159330 – (-45580)	Niencheski y Jahnke, 2002
Bahía Monterrey (EEUU)	95–100	-13300 – (-5000)	Berelson et al., 2003
Mar de Wadden (Alemania)	1.5–2	-36000 – (-12000)	Billerbeck et al., 2007
Estuario Tinto y Odiel (España)	2–5	-120000 – (-50000)	Ortega et al., 2008
Marismas de Cádiz (España)	3–5	-79000 – (-16000)	Ferrón et al., 2009a
Estuario Mandovi (India)	2	-98910 – (-35130)	Pratihary et al., 2009
Golfo de Valencia	18	-57000 – (-4000)	Morata et al., 2012
Golfo de Valencia	9	-26610 – (-6986)	Presente estudio

**Tabla 5.16.** Tabla comparativa de flujos de oxígeno disuelto (valores mínimos y máximos) en condiciones de oscuridad obtenidos en diferentes zonas costeras.

El análisis del OD en condiciones de luz es más complejo ya que en estas circunstancias se dan simultáneamente tanto procesos productores como consumidores de esta molécula. Los flujos de OD fueron equivalentes a la producción primaria neta (PPN) realizada casi exclusivamente en el sistema bentónico, ya que el microfitobentos representó más del 99 % de la clorofila *a* presente en el interior de las cámaras de incubación (Tabla 5.17). Las cantidades de clorofila *a* mostrados en esta tabla fueron calculadas a partir de los datos de la concentración de clorofila *a* en el sedimento, densidad aparente del sedimento en peso seco ( $1.26 \text{ g cm}^{-3}$ ) y la superficie de cada cámara de incubación para el microfitobentos y a partir de la clorofila *a* del agua y el volumen de agua interna en cada cámara de incubación (16.7 l).

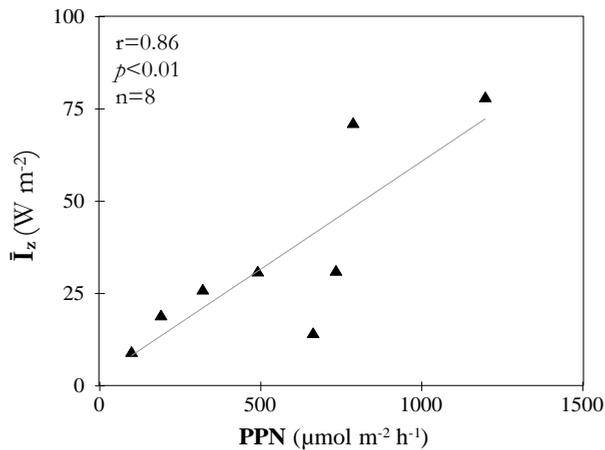
Campaña	Cl- <i>a</i> microfitobentos (mg)	Cl- <i>a</i> fitoplancton (mg)	% del microfitobentos
Verano 2009	4.90	0.03	99.4
Invierno 2010	4.49	0.03	99.4
Primavera 2010	4.80	0.02	99.7
Verano 2010	4.02	0.01	99.7
Primavera 2011	3.19	0.01	99.8
Verano 2011	4.87	0.01	99.8
Otoño 2011	3.07	0.02	99.5
Primavera 2012	4.71	0.03	99.4

**Tabla 5.17.** Cantidad de clorofila *a* presente en el área incubada de sedimento (microfitobentos) y en el volumen de agua incubada (fitoplancton).

La PPN se correlacionó de manera positiva con el promedio de la irradiancia incidente sobre el sedimento durante el tiempo de la incubación (Figura 5.23), de modo que en aquellas campañas con mayor  $\bar{I}_z$  se observaron las PPN más elevadas, como en las dos campañas primaverales.

Gazeau et al. (2005) también detectaron en la bahía de Palma una mayor PPN bentónica a finales de primavera sobre sedimentos desnudos próximos a praderas de posidonia (*Posidonia oceanica*). Las PPN estimadas en los fondos de arenas finas del litoral de Gandía fueron superiores a aquellas estimadas en esta zona de la

bahía de Palma (Gazeau et al., 2005) posiblemente debido a las variaciones en la cantidad y composición de los detritos orgánicos producidos por la cercanía a praderas de posidonia (Tabla 5.18). En comparación con otras zonas de sedimentos permeables, los flujos observados en el litoral de Gandía estuvieron comprendidos dentro del rango detectado por Marinelli et al. (1998) en el golfo de Georgia (EE.UU.) a 20-40 m de profundidad y fueron ligeramente superiores a los estimados por Morata et al. (2012) en el mismo golfo de Valencia quizás debido a la menor irradiancia incidente al situarse a 18 m de profundidad. En zonas con mayor influencia antrópica y descargas fluviales, como el golfo de Trieste, no se observaron flujos positivos de OD en ninguna época del año en condiciones de luz (Bertuzzi et al., 1997).



**Figura 5.23.** Relación entre la PPN y la  $\bar{I}_z$  obtenida en las ocho campañas de muestreo.

En cuanto a la PPB estimada, ésta fue en general, ligeramente inferior al rango presentado por Billerbeck et al. (2007) observado sobre fondos de arenas finas en el piso intermareal en el mar de Wadden (Tabla 5.18).

Lugar	Prof. (m)	PPN ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )	PPB ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )	Referencia
Golfo de Trieste (Italia)	20	-4000–(-10000)		Bertuzzi et al., 1997
<i>South Atlantic Bight</i> (EE.UU)	20–40	-291–3065		Marinelli et al., 1998
Bahía de Palma Mallorca (España)	4–22	-267–238		Gazeau et al., 2005
Mar de Wadden (Alemania)	15–2		1158–3398	Billerbeck et al., 2007
Golfo de Valencia	18	-417–708		Morata et al., 2012
Golfo de valencia	9	99–1197	611–2306	Presente estudio

**Tabla 5.18.** Tabla comparativa de los valores de PPN y PPB obtenidos en otras regiones costeras.

Al considerar el índice TOSI, mostrado previamente mediante círculos negros en la Figura 5.18, se puede observar que el metabolismo bentónico se caracterizó como autotrófico en todas las campañas de muestreo según los criterios de los autores de tal índice (Viaroli et al., 1996). Incluso en tres de los muestreos, (Primavera 2010, Primavera 2011 y Otoño 2011) el cociente entre la PPN y R fue superior a 1, lo que significa que el sedimento fue totalmente autotrófico.

Similar al índice TOSI es el cociente P/R, cociente entre la producción primaria bruta y la respiración bentónica referidos al OD (PPB y R) (Eyre et al., 2011). Todas las campañas presentaron valores de P/R superiores a 1 (Tabla 5.19), lo que indicó un sistema autotrófico a lo largo de la fase diurna. En estas condiciones de  $P/R > 1$ , los productores primarios producen un exceso de materia orgánica y actúan como sumideros de nutrientes (Gazeau et al., 2005). Este índice fue más alto, también, en ambas campañas primaverales y en Otoño 2011. En los muestreos de primavera, el elevado valor de P/R pudo deberse a la alta irradiancia y al largo fotoperiodo observado en estas campañas, que favoreció una producción primaria durante más horas. En cambio, en Otoño 2011 se observó un elevado índice P/R así como TOSI a consecuencia de su escasa tasa de consumo, R. Por otro lado, el índice P/R durante el muestreo de Invierno 2012 se situó próximo a 1, donde los procesos autotróficos y los heterotróficos estarían

casi en equilibrio. En comparación con otros ecosistemas, los ratios P/R de las campañas primaverales son comparables a los calculados por Hochard et al. (2012) en una laguna coralina en Nueva Caledonia durante el otoño austral y a los calculados por Burford et al. (2008) en la bahía de Darwin (Australia) tanto en la estación cálida como fría (2.1 de media). Particularmente, las regiones costeras formadas por praderas marinas, manglares, marismas, arrecifes o en la plataforma continental en general, suelen presentar un metabolismo autotrófico (Gattuso et al., 1998; Gazeau et al., 2005; Eyre et al. 2011) al igual que el observado sobre las arenas finas bien calibradas en el golfo de Valencia.

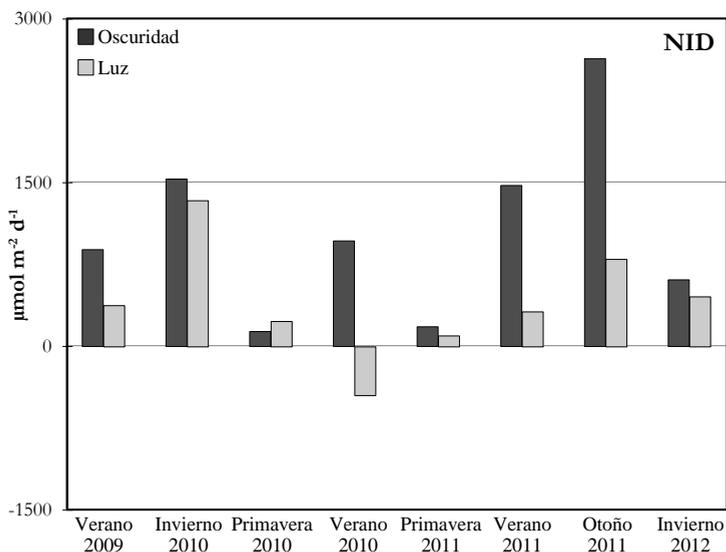
Campaña	Verano 2009	Invierno 2010	Primavera 2010	Verano 2010	Primavera 2011	Verano 2011	Otoño 2011	Invierno 2012
P/R	1.56	1.72	2.08	1.43	2.24	1.79	2.10	1.16

**Tabla 5.19.** Cociente P/R referidos al OD para cada campaña de trabajo.

#### *Flujos de nutrientes*

En condiciones de oscuridad, los flujos de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), obtenidos a partir de la suma de los flujos de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , fueron siempre positivos, mostrando los niveles máximos durante la campaña de Otoño 2011, con un flujo de  $2638 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Tabla 5.15 y Figura 5.24). En cambio, en los dos muestreos realizados en primavera se estimaron los flujos de NID más pequeños, con  $137$  y  $180 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en Primavera 2010 y Primavera 2011 respectivamente. En el mismo sentido, en todas las campañas se observó una producción de  $\text{NH}_4^+$  desde el sedimento entre  $95$  y  $2092 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  de Primavera 2011 y Otoño 2011 respectivamente (Tabla 5.15 y Figura 5.25) mostrando los menores niveles durante las campañas de Primavera 2011 y Primavera 2010 ( $95$  y  $137 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  respectivamente). En cuanto al  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , en la estación de muestreo se produjo una liberación de ambos solutos conjuntamente en seis de las ocho campañas, con valores entre  $84$  y  $725 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  pertenecientes a los muestreos de Primavera 2011 e Invierno 2010 respectivamente (Tabla 5.15 y Figura 5.26). En cambio, en las campañas de

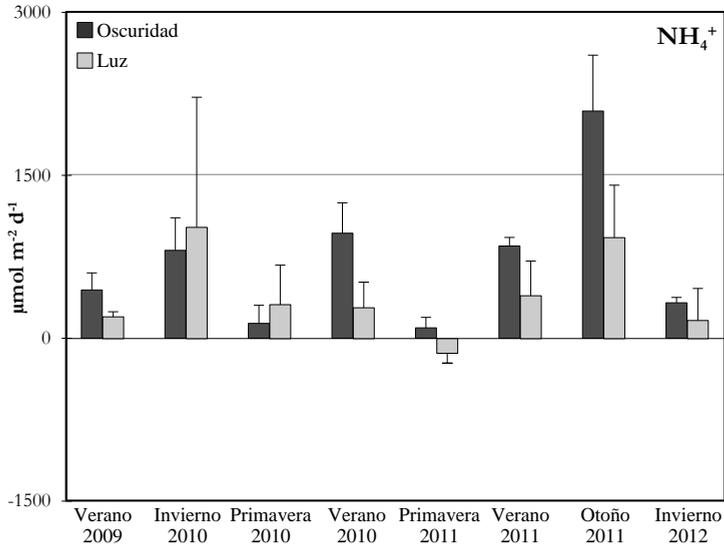
Primavera 2010 y Verano 2010 no se observó ninguna tendencia en la evolución de las concentraciones de estos dos solutos a lo largo del tiempo de incubación y en las que muchas de las concentraciones no alcanzaron el límite de detección de la técnica analítica empleada ( $<0.1 \mu\text{M}$ ).



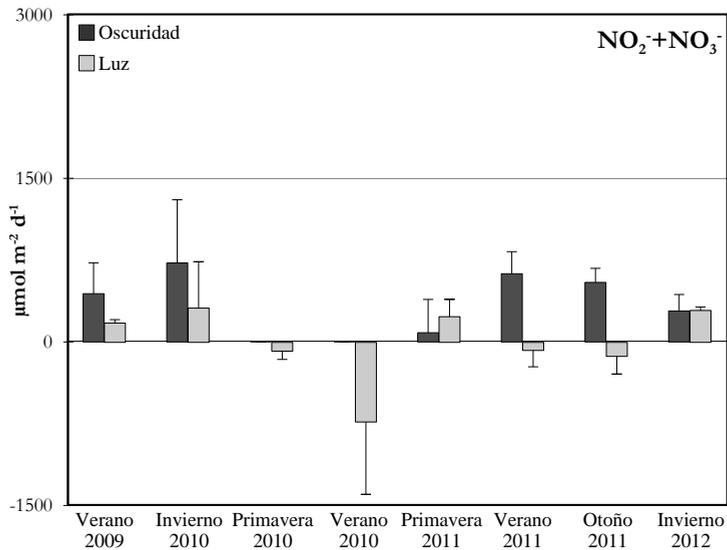
**Figura 5.24.** Flujos de NID obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.

Los flujos de NID obtenidos en las cámaras transparentes, en general, fueron positivos (entre 100 y  $1339 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) con la excepción de la campaña de Verano 2010 (Tabla 5.15 y Figura 5.24) en la que se observó un consumo de  $446 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Por lo general, se observó una liberación de  $\text{NH}_4^+$  cuya producción máxima se halló para las campañas de Invierno 2010 y Otoño 2011 con 1024 y  $930 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente (Figura 5.25). Por el contrario, únicamente en la campaña de Primavera 2011 se detectó un flujo negativo de este soluto, de  $135 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Tabla 5.15). En cuanto al  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , en las incubaciones llevadas a cabo en las cámaras transparentes, se detectó una producción de ambos solutos, entre 177 y  $314 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , en la mitad de las ocho campañas: Verano 2009, Invierno 2010, Primavera 2011 e Invierno 2012 (Tabla 5.15 y Figura 5.26). Por

otra parte, en las restantes campañas se observaron flujos negativos entre los -731 y  $-74 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para los muestreos realizados en Verano 2010 y Verano 2011.

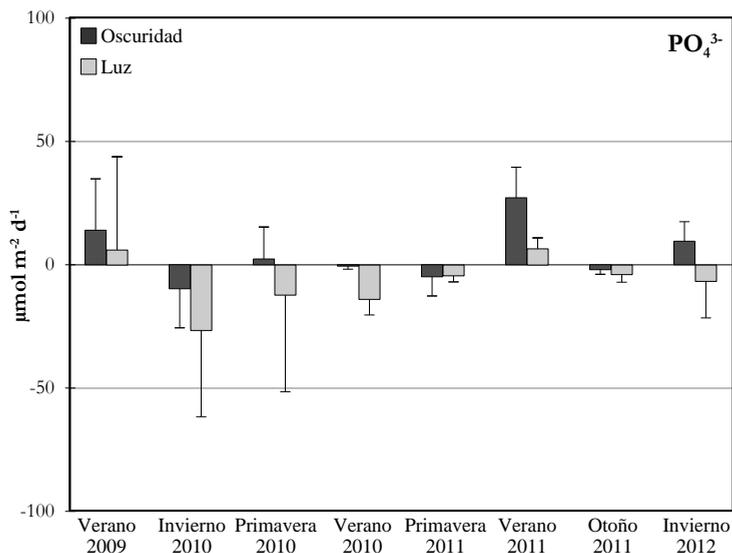


**Figura 5.25.** Flujos de  $\text{NH}_4^+$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.



**Figura 5.26.** Flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.

Los flujos de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) obtenidos en las cámaras opacas oscilaron entre -10 y 27  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Tabla 5.15 y Figura 5.27). En cuatro de las campañas de muestreo (Verano 2009, Primavera 2010, Verano 2011 e Invierno 2012) se observó una liberación de este soluto hacia la columna de agua mientras que en las restantes campañas el  $\text{PO}_4^{3-}$  fue consumido por el sedimento.

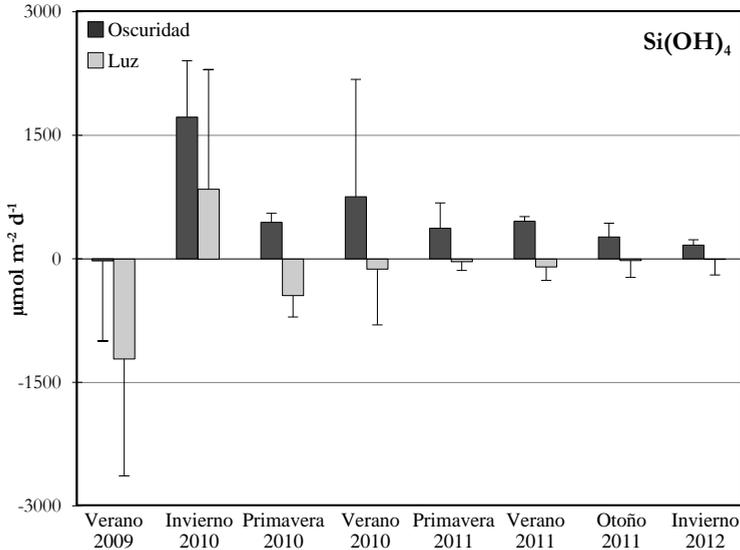


**Figura 5.27.** Flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.

En cuanto a los flujos en condiciones de luz, en seis de las ocho campañas de trabajo se observó un consumo de  $\text{PO}_4^{3-}$  por parte del sedimento comprendido entre los 4 y 27  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Figura 5.27). Únicamente en las campañas de Verano 2009 y Verano 2011 se produjo una liberación hacia la columna de agua con un valor de 6 y 7  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  respectivamente. Los flujos de este soluto, tanto en condiciones de luz como oscuridad, presentaron los valores más bajos en comparación con los demás flujos además de elevadas desviaciones estándar.

Los flujos de ácido ortosilícico ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ ) en condiciones de oscuridad fueron positivos en todas las campañas a excepción del Verano 2009 en la que se detectó

un escaso consumo de  $24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  si se compara con la producción de este soluto en las otras campañas, que va desde los 167 hasta los  $1720 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en Invierno 2012 e Invierno 2010 respectivamente (Tabla 5.15 y Figura 5.28).



**Figura 5.28.** Flujos de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  obtenidos en condiciones de oscuridad y de luz en las distintas campañas.

En las cámaras transparentes, en siete de las ocho campañas se calcularon consumos de este nutriente entre 3 y  $1212 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  detectados para las campañas de Verano 2009 e Invierno 2012 respectivamente. Solo durante el muestreo de Invierno 2010 se liberó  $\text{Si}(\text{OH})_4$  hacia la columna de agua en condiciones de luz.

En la mayoría de los casos, los flujos de los distintos compuestos nitrogenados y de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  producidos en condiciones de oscuridad se mostraron superiores a los observados en condiciones de luz, con la excepción del Invierno 2010 y Primavera 2010 en el caso del  $\text{NH}_4^+$  y de la Primavera 2011 e Invierno 2012 para el  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ . De tal modo, se encontraron diferencias significativas entre los

flujos estimados en las cámaras opacas y transparentes ( $p=0.01$  en el caso del NID;  $p=0.03$  para el  $\text{NH}_4^+$ ;  $p=0.01$  para el  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ;  $p < 0.01$  para el  $\text{Si}(\text{OH})_4$ ). En cambio, en el caso del  $\text{PO}_4^{3-}$  no se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos ( $p=0.17$ ), a pesar de que en siete de las ocho campañas, los flujos en condiciones de oscuridad fueron mayores a los obtenidos en las cámaras transparentes.

En condiciones de oscuridad, en todas las campañas se produjo una liberación de  $\text{NH}_4^+$  como resultado de la degradación de la materia orgánica nitrogenada presente en el sedimento. Este proceso, llamado amonificación, consiste en la transformación de macromoléculas nitrogenadas dentro del proceso de mineralización realizado por bacterias heterotróficas para la obtención de energía (Gruber, 2008). La amonificación se puede llevar a cabo tanto por la vía anaerobia como por la aerobia (Froelich et al., 1979) aunque en la estación de muestreo siempre se encontraron sedimentos en condiciones oxidantes, al menos en la capa más superficial. Al comparar estos flujos con los obtenidos en condiciones de luz, las menores concentraciones halladas en este último tratamiento se debieron principalmente a la asimilación del  $\text{NH}_4^+$  por parte de los productores primarios, ya que este compuesto es la fuente preferencial de nitrógeno para las microalgas, por no implicar reacciones redox y requerir menor energía (Zehr y Ward, 2002). La asimilación es el proceso que domina, cuantitativamente, el ciclo del nitrógeno en el medio marino (Gruber, 2008) en el que las preferencias de las microalgas por las distintas formas del nitrógeno parecen, en general, bastante claras y estarían en el siguiente orden: amonio, urea, nitrato, nitrito y otros compuestos orgánicos (Smayda, 1983; Lomas y Gilbert, 1999).

En los sedimentos oxidantes, como los del litoral de Gandía, la mineralización del material nitrogenado puede proseguir con la producción de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  en presencia de oxígeno disuelto y de las diversas bacterias quimiolitótrofas que utilizan la oxidación del  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  como fuente de energía (Guerrero y Jones,

1996). Así es como la liberación de  $\text{NH}_4^+$  en oscuridad podría haber sido mayor de no ser por este proceso, que es inhibido por la luz (Guerrero y Jones, 1996; Herbert, 1999), y que implicó una producción de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  en las cámaras opacas. En cambio, la menor producción e incluso consumo de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  en condiciones de luz, estuvo influenciada tanto por la inhibición de la nitrificación como por la asimilación del microfitorobentos para sintetizar compuestos orgánicos nitrogenados como aminoácidos y proteínas. Probablemente, en capas más profundas del sedimento en las que el ambiente adquiere unas condiciones reductoras, se pudo estar realizando la desnitrificación, proceso que emplea el  $\text{NO}_3^-$  como fuente de oxígeno para la mineralización de la materia orgánica (Gruber, 2008) tanto en las cámaras opacas como transparentes. Esta reacción suele estar regulada por el acople desnitrificación-nitrificación, la producción primaria, el nivel de oxígeno en el agua, así como la concentración de los distintos compuestos de nitrógeno inorgánico y las poblaciones bacterianas (Nedwell et al., 1999; Sundbäck et al., 2000; Dalsgaard, 2003; Risgaard-Petersen, 2003), siendo complejo discernir el efecto de cada uno de ellos individualmente y su efecto global. Todo esto hace que los flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  fueran más erráticos en comparación con otros solutos, al igual que observaron Sandwell et al. (2009) y Bartoli et al. (2012) trabajando con sedimentos de la bahía de Tauranga (Nueva Zelanda) y de la laguna Sacca di Goro (Italia) respectivamente.

Con carácter general, el sedimento se comportó como una fuente de compuestos nitrogenados, durante las distintas campañas de muestreo, en condiciones de oscuridad. Por tanto, los procesos productores de NID ocurridos en la superficie del sedimento, amonificación y posterior nitrificación, fueron superiores a los posibles procesos consumidores como la desnitrificación. Al mismo tiempo, la liberación de  $\text{NH}_4^+$  en estas condiciones, supuso más del 50 % del NID producido en cada una de las campañas, e incluso el 100 % en las de Primavera 2010 y Verano 2010. En cuanto a los flujos en las cámaras

transparentes, la menor liberación de NID en estas condiciones, fue consecuencia, principalmente, de la asimilación fitobentónica, ya que el proceso de nitrificación, inhibido en estas condiciones, no contribuye a la producción neta de NID.

Los flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  en condiciones de oscuridad, mostraron una liberación o consumo en función del balance entre los procesos de mineralización de la materia orgánica, la adsorción/desorción del fósforo en la superficie de partículas como las arcillas o la materia orgánica y la precipitación/disolución con los óxidos metálicos o hidróxidos o en forma de apatita (Benitez-Nelson, 2000; Paytan y McLaughlin, 2007). Por ejemplo, las mayores liberaciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  ocurridas en Verano 2009 y Verano 2011 coincidieron con unos bajos niveles de OD en el agua, pauta también apreciada por Ferrón et al. (2009b) en el golfo de Cádiz, con elevadas tasas de consumo de OD, así como con valores menores de potencial redox. Este último es uno de los principales factores que regulan el ciclo del fósforo en el mar (Föllmi, 1996; Benitez-Nelson, 2000) e indicaría que las zonas subóxicas o anóxicas, donde se podría llevar a cabo la liberación del P, se encuentran más próximas a la superficie del sedimento. Por el contrario, el elevado consumo de  $\text{PO}_4^{3-}$  observado en Invierno 2010, pudo ser consecuencia de la adsorción y precipitación de este soluto a causa de una elevada concentración de OD en el agua y al elevado potencial redox presente en el sedimento en esta campaña. Otro factor a considerar en el intercambio del  $\text{PO}_4^{3-}$  entre el sedimento y la columna de agua es la presencia de macroorganismos bentónicos, ya que se observó una correlación inversa entre la abundancia de moluscos y el flujo de  $\text{PO}_4^{3-}$  en oscuridad ( $r=-0.63$ ;  $p<0.10$ ), probablemente debido al efecto de la bioturbación que haría disminuir la liberación de este soluto al aumentar el intercambio de oxígeno entre las capas subsuperficiales y la columna de agua. Esta pauta también la observaron puntualmente otros autores al emplear el bivalvo *Austrovenus stutchburyi* (Sandwell et al., 2009) o con el poliqueto *Nereis diversicolor* (Mortimer et al., 1999).

Además, el microfitobentos pudo influenciar los flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  en condiciones de luz de dos maneras: la primera mediante la asimilación del P inorgánico presente en el agua y la segunda a través de la generación de oxígeno en la producción primaria extendiendo la capa óxica hacia el interior del sedimento e influir en el intercambio de P (Nedwell et al., 1999). Si bien no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las cámaras opacas y transparentes, los flujos estimados en condiciones de luz fueron menores en siete de las ocho campañas señalando la participación del microfitobentos en el ciclo del P.

La liberación del  $\text{Si(OH)}_4$ , principalmente observada en las cámaras opacas, pudo ser consecuencia de la redisolución del silicio biogénico presente en el sedimento. Este nutriente es empleado por algunas microalgas como las diatomeas, silicoflagelados y crisofíceas u otros organismos como los radiolarios y foraminíferos (Ragueneau et al., 2000) aunque, de manera global, las diatomeas son el grupo más abundante del microfitobentos (Barranguet et al., 1997; Cahoon y Safi, 2002; Cibic et al., 2007). Se observó una correlación significativa entre estos flujos y la concentración de feopigmentos en el sedimento ( $r=0.64$ ;  $p<0.10$ ), sugiriendo que esta redisolución era producida, en gran parte, a partir de material algal muerto o senescente. En este sentido, Brzezinski y Nelson (1989) observaron que los mayores ratios de disolución de Si se producían cuando había una mayor abundancia de diatomeas muertas y frústulas vacías. Además, en el presente estudio se detectó una correlación estadísticamente significativa ( $r=0.79$ ;  $p<0.05$ ) entre los flujos de  $\text{Si(OH)}_4$  en las cámaras opacas y las tasas de resuspensión ( $D_r$ ), por lo que este mecanismo podría tener repercusión en la liberación del  $\text{Si(OH)}_4$  como sugieren Raimonet et al. (2013) en la bahía de Brest (Francia) al incrementar el transporte difusivo en la interfase sedimento-agua.

Los flujos en condiciones de luz se correlacionaron significativa y negativamente con la  $\bar{I}_z$  ( $r=-0.62$ ;  $p<0.10$ ), en sintonía con la teoría postulada por

Sigmon y Cahoon (1997) y Ní-Longphuirt et al. (2009) donde la luz es la responsable del consumo de este nutriente por parte del microfitorobentos, ya que estimularía la fijación de  $\text{Si(OH)}_4$ . No obstante, este proceso también se podría estar dando durante la noche ya que la energía requerida es obtenida de la respiración y no de la fotosíntesis (Martin-Jézéquel et al., 2000). Los flujos más elevados de este nutriente observados durante el muestreo invernal del 2010, tanto en estas condiciones como en oscuridad, coincidieron con la mayor densidad de macrofauna, compuesta eminentemente por el bivalvo *Spisula subtruncata*. Bartoli et al. (2001) en ensayos con el bivalvo *Tapes philippinarum*, también detectaron un aumento en la producción de  $\text{Si(OH)}_4$  a consecuencia de la ingesta de fitoplancton, produciendo un material más fácilmente degradable (heces, pseudoheces,...) por parte de estos organismos filtradores. Además, esta campaña también presentó altas tasas de Dr por lo que, al menos en este caso particular, la producción de  $\text{Si(OH)}_4$  pudo estar regulada por la resuspensión de la capa más superficial del sedimento.

En la Tabla 5.20 se comparan los resultados obtenidos en el presente trabajo con algunos de los estudios llevados a cabo, con cámaras de incubación opacas, en otras zonas costeras. Los flujos de  $\text{NH}_4^+$  estimados para el litoral de Gandía fueron similares, aunque con valores mínimos menores a los obtenidos por Vidal et al. (1989) y Morata et al. (2012) sobre fondos arenosos en el Mediterráneo occidental. Sin embargo, los flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  estimados en la costa de Gandía, fueron ligeramente superiores a los presentados por estos autores, que incluso llegaron a estimar flujos negativos. El intercambio de  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si(OH)}_4$  estimado en este estudio fue menor al detectado por Morata et al. (2012) así como por Ferrón et al. (2009b) en el golfo de Cádiz. En ambientes más eutróficos, como el de la Laguna de los Patos y el Estuario del río Mandovi, el intercambio de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua pareció ser más intenso.

En condiciones de luz, los flujos de  $\text{NH}_4^+$  medidos en la zona litoral de Gandía, fueron similares a los presentados por Morata et al. (2012) en el mismo golfo de Valencia, sin embargo los flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  mostraron sentidos opuestos (Tabla 5.21). Solo en la bahía de Mahurangi (Gibbs et al., 2005) se encontraron, para los compuestos nitrogenados, rangos de oscilación menores a los observados en este estudio. Al igual que con las cámaras opacas, el intercambio de nutrientes en las arenas finas bien calibradas fue menos intenso que en otras zonas, como las estuarinas o lagunares, donde se pueden producir cambios amplios e incluso elevados consumos de estos solutos.

En general, el intercambio de nutrientes en ambos tratamientos estimado en el presente trabajo fue inferior, cuantitativamente, al de otras zonas tal y como se ha expuesto. Ello quizás se deba a que la mayor parte de los estudios realizados con cámaras bentónicas *in situ* se han llevado a cabo en zonas costeras con mayor influencia continental y granulometría más fina como lo puedan ser lagunas, estuarios, bahías cerradas... En estas áreas, la concentración de nutrientes y/o materia orgánica suele ser mayor y en la que los procesos de mineralización/producción primaria son más acusados, mostrando flujos más marcados. Si bien existen algunos trabajos que se han desarrollado en sedimentos arenosos similares a los de este estudio, no en todos se han estimado flujos de oxígeno disuelto y de los distintos nutrientes, o no se ha caracterizado el sedimento con similar nivel de detalle al del presente trabajo.

Zona	Prof. (m)	$F_{NH_4^+}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{NO_2^-+NO_3^-}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{NID}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{PO_4^{3-}}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{Si(OH)_4}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Referencia
Bahía de Alfaques (España)	<5	864 – 1248	0 – 384				Vidal et al., 1989
Laguna de los Patos (Brasil)	<5	-420 – 3970	-1.530 – 1180		-430 – 2000	-6170 – 23590	Niencheski y Jahnke, 2002
Bahía y golfo de Cádiz (España)	8–34	-330 – 3100	-860 – 970	-1210 – 3120	-40 – 220	210 – 2870	Ferrón et al., 2009b
Estuario del río Mandovi (India)	2–5	839 – 5159	-1267 – 60	-229 – 5096	127 – 254	415 – 5780	Pratihary et al., 2009
Golfo de Valencia	18	800 – 2200	-480 – (-90)		-10 – 670	-2600 – 4600	Morata et al., 2012
Golfo de Valencia	9	95 – 2092	84 – 725	137 – 2638	-10 – 27	-24 – 1720	Presente estudio

**Tabla 5.20.** Tabla comparativa de flujos de nutrientes obtenidos en otras áreas costeras en condiciones de oscuridad.

Zona	Prof. (m)	$F_{NH_4^+}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{NO_2^-+NO_3^-}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{NiD}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{PO_4^{3-}}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$F_{Si(OH)_4}$ ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Referencia
Laguna de Thau (Francia)	5	-1200 – 8400	-4800 – 1440		-480 – 240		Mazouni et al., 1996
Estuario del Nanakita (Japón)	0.3	-18000 – 2400	-7200 – 4800		-240 – 1200		Sakamaki et al., 2006
Bahía de Brest (Francia)	≈8					-3818 – 6300	Ni-Longphuiirt et al., 2009
Estuario del Masonboro (EE.UU)	≈1.5					-535 – 2782	Sigmon y Cahoon, 1997
Laguna de Thau (Francia)	≈4	-305 – 8226	-3008 – 825		-1412 – 1360	238 – 15103	Thouzeau et al., 2007
Bahía de Mahurangi (Nueva Zelanda)	4–9	310 – 898	113 – 240	550 – 1061	31 – 146		Gibbs et al., 2005
Golfo de Valencia	18	300 – 1900	-550 – (-130)		-20 – 360	-1700 – 3800	Morata et al., 2012
Golfo de Valencia	9	95 – 2092	84 – 725	137 – 2638	-10 – 27	-24 – 1720	Presente estudio

**Tabla 5.21.** Tabla comparativa de flujos de nutrientes obtenidos en otras áreas costeras en condiciones de luz.

*Flujos diarios estimados*

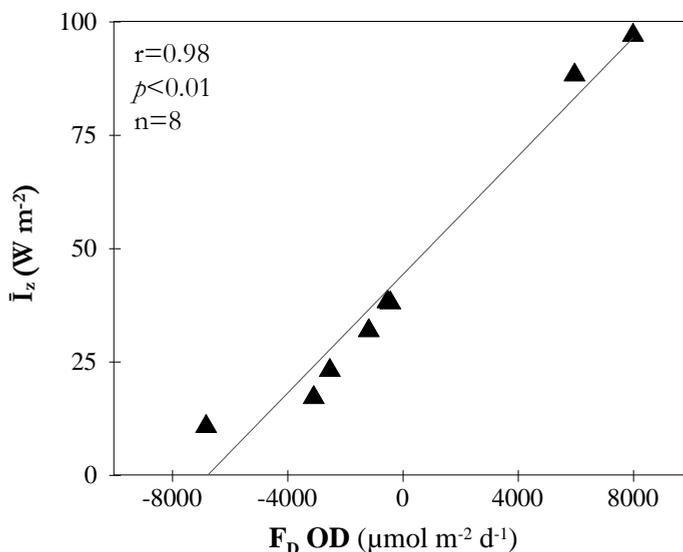
Para cada campaña de muestreo y variable se estimaron los flujos diarios ( $F_D$ ) a partir de los flujos obtenidos en condiciones de oscuridad ( $F_O$ ) y luz ( $F_L$ ) y del fotoperiodo ( $f$ ), tal y como se detalla en la Ecuación 4.11. En la Tabla 5.22 se exponen los distintos flujos diarios para las distintas campañas realizadas. Únicamente las campañas primaverales mostraron valores positivos de OD, mientras que en el resto, el consumo de OD osciló desde los 438 hasta los 6821  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  de las campañas de Verano 2009 e Invierno 2012. Los flujos diarios de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  fueron positivos con las excepciones de las campañas de Primavera 2011 para  $\text{NH}_4^+$  y de Primavera 2010 y Verano 2010 para  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  aunque la suma de estos compuestos resultó en una liberación de NID hacia la columna de agua en todos los muestreos. Los flujos diarios de  $\text{PO}_4^{3-}$  oscilaron entre los -18 y 16  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Éstos, además de ser los cuantitativamente menores, solo fueron positivos en tres de las campañas realizadas: Verano 2009, Verano 2011 e Invierno 2012. En general, se estimó una producción de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  hacia la columna de agua en los flujos diarios de este soluto, salvo las campañas de Verano 2009 y Primavera 2010.

Campaña	$F_D\text{OD}$	$F_D\text{NH}_4^+$	$F_D\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$	$F_D\text{NID}$	$F_D\text{PO}_4^{3-}$	$F_D\text{Si}(\text{OH})_4$
<b>Verano 2009</b>	-438	301	287	588	9	-722
<b>Invierno 2010</b>	-3091	917	520	1436	-18	1284
<b>Primavera 2010</b>	7980	247	-50	197	-7	-111
<b>Verano 2010</b>	-2531	603	-390	213	-8	287
<b>Primavera 2011</b>	5951	-48	178	130	-5	121
<b>Verano 2011</b>	-534	601	243	844	16	156
<b>Otoño 2011</b>	-1184	1632	279	1911	-3	153
<b>Invierno 2012</b>	-6821	251	288	539	2	86

**Tabla 5.22.** Flujos diarios estimados resultados de la combinación de los flujos obtenidos en las cámaras opacas y transparentes en cada campaña y expresados en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ .

El intercambio diario de OD en las distintas campañas se correlacionó, de manera positiva, con la irradiancia media incidente sobre la superficie del sedimento (Figura 5.29), factor que solo actúa durante la fase de luz. Por ello, la buena correlación existente entre ambas variables podría resaltar la  $\bar{I}_z$  como uno de los factores determinantes en la dinámica del OD sobre estos sedimentos desnudos de arenas finas. Se observa que únicamente en las dos campañas primaverales, con flujos diarios positivos, los sedimentos estudiados se comportaron como autotróficos a lo largo de todo el día, liberando OD y atrapando  $\text{CO}_2$  para convertirlo en materia orgánica. Al mismo tiempo, se observó un consumo de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si(OH)}_4$  en Primavera 2010 y de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en Primavera 2011, en las que el sedimento actuó como un sumidero para estos solutos. En las demás campañas, el sedimento se comportó como heterotrófico por sus valores negativos en los flujos diarios de OD. Los flujos diarios de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  se correlacionaron con la abundancia de macrofauna ( $r=0.63$ ;  $p<0.10$ ) ya que estos organismos bentónicos pueden estimular el proceso de la nitrificación mediante varios mecanismos. Por un lado, el movimiento de las partículas del sedimento generado por la macrofauna pone en contacto material de zonas anóxicas con ambientes óxicos (Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006). En el mismo sentido, tanto las paredes de los tubos y galerías creados por la macrofauna como las heces y pseudoheces excretadas por estos, crean unos ambientes con condiciones favorables para el desarrollo de la actividad microbiana y de la nitrificación (Blackburn y Henriksen, 1983; Henriksen et al., 1983; Kristensen et al., 1985). También, la macrofauna y los flujos diarios de  $\text{Si(OH)}_4$  presentaron una correlación positiva ( $r=0.81$ ;  $p<0.05$ ), posiblemente por la ingestión de microalgas por parte de la macrofauna que aceleraría el proceso de disolución del Si (Bartoli et al., 2001). En cambio, los flujos diarios de  $\text{PO}_4^{3-}$  mostraron una relación inversa, concretamente con la densidad de moluscos ( $r=-$

0.69;  $p < 0.10$ ), quizás debido a la bioturbación que aumentaría la aireación en el sedimento estimulando la precipitación y adsorción (Mortimer et al., 1999).



**Figura 5.29.** Relación entre los flujos diarios de OD y la irradiancia media incidente sobre la superficie del sedimento ( $\bar{I}_z$ ).

En la Tabla 5.23 se pueden observar los valores de los distintos flujos diarios estimados para cada estación del año a partir del promedio de aquellas campañas realizadas en la misma estación. Según el análisis no paramétrico Kruskal-Wallis se encontraron diferencias estadísticamente significativas para los flujos diarios de OD ( $p=0.03$ ), siendo éstos menores durante el invierno respecto al verano y a la primavera según se desprende del gráfico de caja y bigotes (Anexo III), coincidiendo con la menor  $\bar{I}_z$  observada. También se detectaron diferencias estadísticas en los flujos diarios de  $\text{NH}_4^+$  ( $p < 0.01$ ) y NID ( $p < 0.01$ ) entre las distintas estaciones. En el caso del  $\text{NH}_4^+$ , los menores flujos diarios fueron estimados durante la primavera, mientras que los flujos diarios de NID en esta estación fueron estadísticamente inferiores a los hallados durante el otoño. Esta menor producción de estos nutrientes en primavera quizás pueda deberse a la fijación por el microfitobentos ya que en los sistemas oligotróficos, como el litoral

de Gandía, el carácter autotrófico regula el intercambio de nutrientes en la interfase sedimento-agua por lo que los productores primarios, como el microfitorbentos, son un factor clave en el ciclo de los nutrientes (Engelsen et al., 2008; Hochard et al., 2012). Finalmente, los flujos diarios de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y los de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  no presentaron diferencias estacionales.

Estación	OD	$F_{\text{DNID}}$	$F_{\text{DNH}_4^+}$	$F_{\text{DNO}_2^- + \text{NO}_3^-}$	$F_{\text{DPO}_4^{3-}}$	$F_{\text{DSi}(\text{OH})_4}$	
<b>Invierno</b>	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$	-4956	988	584	404	-8	685
<b>Primavera</b>	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$	6966	164	100	64	-6	5
<b>Verano</b>	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$	-1168	548	502	47	6	-93
<b>Otoño</b>	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$	-1184	1911	1632	279	-3	153
<b>Anual</b>	$\text{mmol m}^{-2} \text{año}^{-1}$	<b>-31</b>	<b>329</b>	<b>257</b>	<b>72</b>	<b>-1</b>	<b>68</b>

**Tabla 5.23.** Estimación de flujos diarios para cada estación del año y balance anual de OD,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , NID,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si}(\text{OH})_4$ .

En la Tabla 5.23 además se muestran los flujos anuales para cada variable, estimados a partir del promedio de las cuatro estaciones y considerando los 365 días del año, expresados en  $\text{mmol m}^{-2} \text{año}^{-1}$ . Para estimar el balance anual se asume que las campañas realizadas fueron representativas de la estación anual en la que se llevaron a cabo. Se observa que el sedimento de la estación de muestreo se comportó como una fuente de NID y  $\text{Si}(\text{OH})_4$  y un sumidero de OD como promedio a lo largo del año (Tabla 5.23). Por otro lado, el intercambio anual de  $\text{PO}_4^{3-}$  en la interfase fue prácticamente nulo. Los flujos anuales se han comparado con otras zonas costeras, esencialmente áreas más eutróficas, ya que no se han encontrado trabajos desarrollados en ambientes oligotróficos con características similares a las del presente estudio. En las arenas finas bien calibradas del litoral de Gandía, el balance anual de OD fue de menor intensidad en comparación con los obtenidos en zonas eutróficas como por ejemplo en los sedimentos desnudos de la laguna de Goro (Italia), donde Bartoli et al. (2012) apreciaron mayores consumos de OD, entre  $-19000$  y  $-11000 \text{ mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$  en incubaciones *ex situ*. En

cuanto a los nutrientes, la liberación de  $\text{NH}_4^+$  en la zona de estudio del presente trabajo, fue inferior a la estimada por Bartoli et al. (2012) (entre 1700 y 1900  $\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) y tres veces menor a la estimada por Tyler et al. (2003) en una laguna costera de EE.UU. En los sedimentos de la estación de muestreo, la nitrificación pudo ser un proceso común, ya que en todas las épocas del año se apreció una liberación de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  con un balance anual de 72  $\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Por el contrario, el balance anual de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  en ambientes lagunares suele ser negativo, como los casos de De Vittor et al. (2012) o Bartoli et al. (2012), relacionados con las descargas de materia orgánica a estas zonas costeras más eutróficas y en las que la desnitrificación adquiere mayor relevancia, lo que implica una pérdida de nitrógeno en el sistema, debido a la presencia de ambientes hipóxicos y/o anóxicos. En el caso del NID los flujos calculados en este trabajo fueron tres veces inferiores a los flujos anuales estimados en condiciones *ex situ* en la laguna de Comacchio, en el Adriático (Bartoli et al., 2008). Al igual que observaron De Vittor et al. (2012) los flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  fueron de menor entidad, incluso inapreciables en comparación con otros solutos. Por último, los sedimentos de la estación de muestreo actuaron como una fuente de  $\text{Si(OH)}_4$ , sensiblemente inferior a los flujos calculados por Sigmon y Cahoon (1997) en el estuario del Manosboro (517  $\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ), aunque estos flujos contrastaron con los flujos anuales negativos presentados por De Vittor et al. (2012) en las lagunas costeras de Grado y Marano, en el Adriático (-3350 – 490  $\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).

Con las variables físico-químicas del sedimento y los flujos diarios estimados se llevó a cabo un análisis factorial (AF) con la finalidad de sintetizar la información a unas pocas variables latentes. Para la ejecución del AF, se descartaron aquellas variables que presentaron una medida de adecuación muestral muy bajas, por lo que este AF se realizó con nueve variables y se extrajeron tres componentes con un autovalor superior a 1 que explicaron un 78.6 % de la varianza total (Tabla 5.24). El primero de ellos representó el 43.2 % de

esta varianza total explicada, el cual constituye la caracterización bioquímica del sedimento. Este componente manifiesta el enriquecimiento en CBP, PCE y Feo del sedimento sobre las partículas más finas como lo son los limos y las arcillas, por lo que un mayor grado de enfangamiento favorece la acumulación de material orgánico, especialmente lábil. Por otro lado, en el segundo componente, que representó el 23.1 % de la varianza total explicada, se relacionaron los flujos diarios de OD y la  $\bar{I}_z$  con los flujos diarios de NID de manera inversa. Este componente pone de manifiesto la influencia ejercida por la producción primaria bentónica en el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua. Por último, el tercer componente explicó el 12.3 % de la varianza total. En él, únicamente se relacionan los flujos diarios de  $\text{PO}_4^{3-}$  con el potencial redox de forma negativa. Este componente representa la sorción del  $\text{PO}_4^{3-}$  con las partículas del sedimento en condiciones óxicas, las dominantes en la zona de estudio.

	Componente		
	1	2	3
<b>F<sub>D</sub> OD</b>	0.310	0.573	0.008
<b>F<sub>D</sub> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	-0.185	-0.071	0.913
<b>F<sub>D</sub> NID</b>	0.134	-0.834	-0.022
<b><math>\bar{I}_z</math></b>	0.358	0.786	0.068
<b>Potencial redox</b>	-0.248	-0.561	-0.662
<b>CBP</b>	0.904	0.395	0.120
<b>Feopigmentos</b>	0.859	0.320	-0.279
<b>PCE</b>	0.813	0.219	0.062
<b>L y A</b>	0.829	-0.415	-0.139

**Tabla 5.24.** Matriz de componentes rotados obtenida por el método de extracción de componentes principales y el método de rotación varimax con Kaiser. Medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin = 0.504.

#### ***5.1.5.4. Implicaciones de los flujos bentónicos de nutrientes sobre la producción primaria bentónica***

Los procesos de regeneración de los nutrientes ocurridos en la superficie de los sedimentos influyen de manera directa en la producción primaria de los sistemas marinos costeros (Henriksen y Kemp, 1988). Para determinar la repercusión que los flujos de nutrientes en la interfase sedimento-agua podrían tener sobre la producción primaria, se cuantificó su contribución sobre los productores primarios. Para ello se asume que la fijación de nitrógeno atmosférico por parte de las microalgas es nula y que no existen diferencias entre las tasas de respiración bentónica entre el día y la noche.

A partir de la producción primaria bruta bentónica (PPB), obtenida de los flujos de OD en condiciones de luz y oscuridad (Figura 5.21), se estimó la producción primaria bentónica expresada en unidades de carbono (PPB<sub>C</sub>) aplicando el ratio fotosintético O<sub>2</sub>:C=1.2 (Bartoli et al., 2012) para posteriormente estimar la demanda teórica de N, P y Si por parte del microfitobentos. Para tal fin se usaron los ratios estequiométricos de Redfield para el P y el Si, (C:P=106 y C:Si=6.6), aunque para la demanda de N, el ratio que se aplicó fue C:N=9, ratio observado para el microfitobentos por Hillebrand y Sommer (1997) y Sundbäck et al. (2000) y posteriormente empleado por Bartoli et al. (2008) y Alsterberg et al. (2012). Para cuantificar la contribución de los flujos sobre el microfitobentos, los requerimientos nutricionales teóricos fueron luego comparados con los flujos estimados de NID, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y Si(OH)<sub>4</sub> en condiciones de oscuridad (en Tabla 5.15, F<sub>O</sub> para NID, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y Si(OH)<sub>4</sub> transformados en μmol m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), los cuales representaron la liberación de N, P y Si desde el sedimento. En la Tabla 5.25 se exponen los datos, por estaciones anuales obtenidos a partir del promedio de las distintas campañas realizadas en la misma estación, de PPB<sub>C</sub> y de los porcentajes para los requerimientos nutricionales que pudieron satisfacer los flujos bentónicos de N, P y Si.

	PPB $\mu\text{molOD m}^{-2} \text{h}^{-1}$	PPB <sub>c</sub> $\mu\text{molC m}^{-2} \text{h}^{-1}$	% contribución		
			N	P	Si
<b>Invierno</b>	1153	961	42	–	27
<b>Primavera</b>	1864	1553	4	–	7
<b>Verano</b>	1177	981	42	6	11
<b>Otoño</b>	611	509	194	–	14

**Tabla 5.25.** Producción primaria bruta bentónica y contribución de los flujos bentónicos sobre los requerimientos estequiométricos del microfitobentos en cada estación del año. Los guiones (–) representan que no hubo aportación de tal nutriente en esa estación.

La liberación de N desde el sedimento únicamente pudo suplir los requerimientos nutricionales del microfitobentos en la estación otoñal, indicando que esta fuente además pudo contribuir, en parte, a los requerimientos de nitrógeno del fitoplancton. Por el contrario, en las restantes estaciones, los flujos de N apenas representaron entre un 4 y 42 % de la demanda teórica del microfitobentos. Respecto al P, los requerimientos nutricionales del microfitobentos fueron mucho más elevados que la propia contribución del P liberado desde el sedimento. La aportación de P únicamente se pudo dar en el verano y con porcentajes muy bajos, 6 %. Ello indica que la práctica totalidad del P necesario para el desarrollo del microfitobentos debió ser aportado desde la columna de agua donde éste es en la mayor parte del tiempo, el nutriente potencialmente limitante para el desarrollo de los productores primarios (Tabla 5.7). La disolución de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  desde el sedimento no fue capaz de suplir toda la asimilación teórica de Si por parte del microfitobentos a lo largo del año. Esta contribución osciló entre el 7 y 27 % de primavera e invierno respectivamente. Por tanto, el Si presente en la columna de agua debió representar un papel trascendental en el desarrollo de las propias diatomeas bentónicas.

La mineralización bentónica, además de proveer de nutrientes al microfitobentos, puede ser un factor importante en la productividad pelágica (Klump y Martens, 1983). En el caso del presente estudio, las campañas de muestreo, tal y como se comentó en el apartado 4.1.1, se realizaron siempre en

condiciones favorables para la navegación y el trabajo en el mar, por lo que los datos obtenidos se corresponden a estas situaciones de relativa calma o estabilidad hidrodinámica. Sin embargo, en las áreas costeras del Mediterráneo, las situaciones de inestabilidad hidrodinámica inducen la resuspensión de partículas bentónicas, especialmente en invierno, primavera y finales del verano (Mónaco et al., 1990; Bavestrello et al., 1995) llegando a movilizar el microfitorbentos. En estas circunstancias de elevado hidrodinamismo, la interacción sedimento-agua puede adquirir mayor relevancia ya que la liberación de nutrientes desde el sedimento estaría disponible para el fitoplancton fundamentalmente, debido a la ausencia de microfitorbentos.

En este sentido, se evaluó la posible repercusión que los flujos bentónicos podrían haber tenido sobre la columna de agua en una supuesta situación con ausencia de microfitorbentos. Para tal fin, se procedió de forma similar a la de las implicaciones de estos flujos en la producción primaria bentónica. A partir de la  $WCl-a$  de la columna de agua en las distintas campañas (Tabla 5.6) se calculó la clorofila-*a* integrada ( $Cl-a$  int) como el producto del promedio de la  $WCl-a$  de la columna y la profundidad de ésta. Posteriormente se estimó la producción primaria planctónica, aplicando la ecuación presentada por Morán y Estrada (2005), obtenida a partir de datos de la cuenca occidental del Mediterráneo. Los requerimientos nutricionales teóricos del fitoplancton fueron obtenidos asumiendo las relaciones estequiométricas de Redfield para todos los nutrientes (106:16:16:1 para C:N:Si:P) y al igual que en el caso del microfitorbentos, esta demanda teórica fue comparada con los flujos de nutrientes en la interfase sedimento-agua obtenidos en oscuridad. En la Tabla 5.26 se presentan los valores de producción primaria integrada (PP integrada) en la columna de agua y % de contribución de N, P y Si a la PP integrada planctónica por estaciones anuales, obtenidos a partir del promedio de las distintas campañas realizadas en la misma estación.

Los flujos en la interfase sedimento-agua solo pudieron aportar el 100 % de los requerimientos teóricos nutricionales de N del fitoplancton en otoño aunque, en general, fueron los que más pudieron contribuir a la demanda teórica del fitoplancton en comparación con los flujos de los restantes nutrientes. La contribución de Si osciló en torno al 25 % a lo largo del año, mientras que el P liberado en condiciones de oscuridad únicamente pudo representar el 11 % de la demanda de estos microorganismos en verano.

	Cl- <i>a</i> int mg m <sup>-2</sup>	PP integrada μmolC m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	% contribución N	% contribución P	% contribución Si
<b>Invierno</b>	13.6	632	47	–	41
<b>Primavera</b>	4.7	426	10	–	26
<b>Verano</b>	9.4	534	57	11	20
<b>Otoño</b>	7.2	482	150	–	15

**Tabla 5.26.** Clorofila *a* integrada y producción primaria integrada en la columna de agua, % contribución de N, P y Si a la PP integrada para cada estación. Los guiones (–) representan que no hubo aportación de tal nutriente en esa estación.

En áreas más eutróficas, como deltas, lagunas costeras o ambientes antropizados, la contribución de los flujos bentónicos a los requerimientos planctónicos suele ser elevada, debido a que la regeneración bentónica es más intensa. Algunos ejemplos son la laguna de los Patos (Niencheski y Jahnke, 2002), donde los flujos bentónicos de P llegaron a suplir toda la demanda del fitoplancton, o la de áreas dedicadas a acuicultura (Morata et al., 2012), donde representaron el 250 % y el 800 % de los requerimientos de N y P del fitoplancton respectivamente. Sin embargo, también en sistemas eutróficos se pueden observar contribuciones inferiores a las de esta zona de estudio. Por ejemplo, Pratihary et al. (2009) encontraron contribuciones similares a las aquí presentadas, en el estuario del Mandovi (India), durante la estación premonzónica con un 49.5 % del N, 25.2 % del P y 55.2 % del Si, al igual que Mortavazi et al. (2012) en la bahía Mid (golfo de México) donde las contribuciones de N oscilaron entre 0 % y 38 %

y en el caso del P en pocas ocasiones se observó contribución alguna. Ello se debió, en gran medida, a que las elevadas tasas de regeneración dadas en estos ambientes no fueron suficientes para satisfacer los elevados requerimientos nutricionales del fitoplancton en áreas con alta producción primaria planctónica.

Finalmente, si comparamos la producción planctónica (PP integrada planctónica, en la Tabla 5.26) con la producción primaria bentónica (PPBc, en la Tabla 5.25) estimadas durante las diferentes estaciones del año, se observa que la PP planctónica representó entre el 22 y 49 % de la PP total. En otras áreas costeras, Jahnke et al. (2000) encontraron que la producción bentónica fue superior a la planctónica en determinadas campañas estivales en la costa de Georgia (EE.UU.). En la bahía de Brest, la producción del microfitobentos representó entre el 12 y 20 % (Ní Longphuirt et al., 2007) o entre el 20-35 % en zonas someras templadas (Sundbäck et al., 2005). Ello muestra la importancia de las comunidades microfitobentónicas en la producción primaria marina en estas áreas someras compuestas por arenas finas y homogéneas. No obstante, estos resultados obtenidos en la estación de trabajo aportan información de la interacción entre flujos de nutrientes y productores primarios en unas circunstancias concretas, como las de relativa calma, por lo que no son representativos del comportamiento del sistema en situaciones de inestabilidad ocurridas a lo largo del año y asociadas a temporales. Por ello, sería interesante conocer tanto la producción primaria como la liberación de nutrientes en otras situaciones dominadas por procesos advectivos y de resuspensión y así profundizar en el estudio del sistema costero y sus implicaciones.

## 5.2. FLUJOS DE SOLUTOS EN LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA MEDIANTE INCUBACIONES EN LABORATORIO

En esta sección se detallan y discuten los resultados obtenidos en los dos experimentos de incubación, con enriquecimiento orgánico y con presencia del bivalvo *Spisula subtruncata*, llevados a cabo en condiciones reguladas de laboratorio. Este tipo de material orgánico así como las cantidades empleadas fueron elegidos después de varias pruebas preliminares con otros tipos de material orgánico de origen marino utilizando distintas concentraciones y formas de adicionar al sedimento. Respecto al otro ensayo, se eligió el bivalvo *Spisula subtruncata* por ser una de las especies más abundantes en esta biocenosis y por tener un tamaño considerable para provocar la bioturbación y bioirrigación como consecuencia de su actividad. Las densidades en las que se trabajó fueron determinadas mediante pruebas preliminares, siempre dentro del rango de densidades que se pueden encontrar en la zona de estudio de forma natural. El sedimento base empleado en ambos experimentos presentó una porosidad de 0.44 y una granulometría eminentemente compuesta por arenas finas y muy finas (90.7 %), con presencia de limos y arcillas (4.2 %), arenas medias (3.1 %), arenas gruesas (1.9 %) y prácticamente con ausencia de gravas (0.1 %).

### 5.2.1. INCUBACIONES CON ENRIQUECIMIENTO ORGÁNICO

En el experimento con sedimento enriquecido, el material orgánico elegido fue carne de mejillón triturada y secada (*Mytillus galloprovincialis* Lamarck, 1819) más concentrado de diatomeas previamente congelado. Se trabajó con nueve cámaras con tres niveles diferentes: Control, Medio y Alto. En el tratamiento Medio, se añadió 23.5 g de mejillón conjuntamente con 50 ml del concentrado de diatomeas a cada una de las tres cámaras de incubación, mientras que en el tratamiento Alto fueron 42.5 g más 100 ml por cámara. Al mismo tiempo, se destinaron otras tres

cámaras como Control en las que no se añadió ningún tipo de material orgánico al sedimento base.

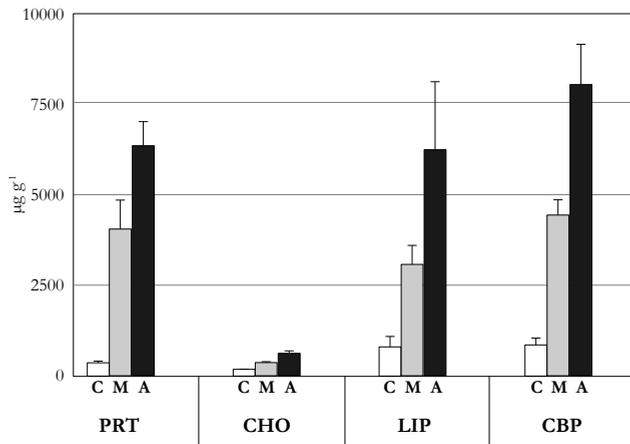
Las variables analizadas en este experimento fueron: materia orgánica, proteínas, carbohidratos, lípidos y carbono biopolimérico para caracterizar la composición orgánica del sedimento superficial, además de los flujos de oxígeno disuelto, amonio, nitrito y nitrato, fosfato y ácido ortosilícico en la interfase sedimento-agua en condiciones de oscuridad. Los diferentes resultados obtenidos en este experimento se muestran en la Tabla 5.27.

		<b>Control</b>	<b>Medio</b>	<b>Alto</b>
<b>MO</b>	%	0.9±0.1	1.7±0.3	1.8±0.1
<b>PRT</b>	µg g <sup>-1</sup>	368±44	4056±801	6357±667
<b>CHO</b>	µg g <sup>-1</sup>	185±5	365±24	619±70
<b>LIP</b>	µg g <sup>-1</sup>	807±287	3078±525	6249±1878
<b>CBP</b>	µg g <sup>-1</sup>	860±192	4442±421	8050±1111
<b>F<sub>OD</sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	-2550±887	-50535±4116	-58415±10745
<b>F<sub>NID</sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	1946±436	29849±5961	35123±4509
<b>F<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	1894±465	29506±6311	34762±4480
<b>F<sub>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	52±29	343±367	361±158
<b>F<sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	0±4	66±87	-9±67
<b>F<sub>Si(OH)<sub>4</sub></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	57±66	-286±388	937±985

**Tabla 5.27.** Promedios y desviaciones estándar de las variables medidas en la superficie del sedimento y de los flujos estimados en condiciones de oscuridad obtenidos de los distintos tratamientos con enriquecimiento orgánico.

La materia orgánica presente en la superficie de los sedimentos Control fue de 0.9 %, mientras que entre los tratamientos con enriquecimiento orgánico no se hallaron grandes variaciones, situándose entre el 1.7 y 1.8 % para los tratamientos Medio y Alto respectivamente. En cuanto a los compuestos biopoliméricos, las PRT fueron las que más incrementaron su concentración en los sedimentos enriquecidos con niveles que oscilaron desde los 368 µg g<sup>-1</sup> del Control hasta los 6357 µg g<sup>-1</sup> del tratamiento Alto (Figura 5.30). Por el contrario, los CHO siempre mostraron los menores niveles. En el tratamiento Control se determinaron 185 µg

$\text{g}^{-1}$  de CHO, en el Medio se estimó una concentración de  $365 \mu\text{g g}^{-1}$  y en el tratamiento Alto los niveles de CHO se situaron en torno a los  $619 \mu\text{g g}^{-1}$ . Los LIP oscilaron en torno a los  $807 \mu\text{g g}^{-1}$  en el Control y entre  $3078$  y  $6249 \mu\text{g g}^{-1}$  en los tratamientos Medio y Alto respectivamente. La suma de los distintos componentes lábiles convertidos a unidades de carbono fue de  $860 \mu\text{g g}^{-1}$  en el Control, con un incremento de 4 veces más en el tratamiento Medio y de 8 veces superior en el tratamiento con enriquecimiento por  $42.5 \text{ g}$  de mejillón más  $100 \text{ ml}$  de concentrado de fitoplancton (Figura 5.30).



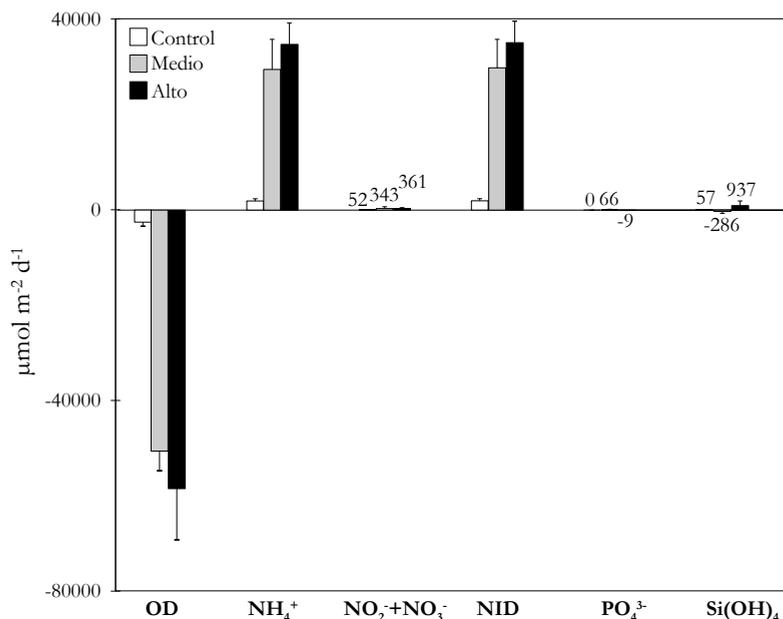
**Figura 5.30.** Concentraciones de proteínas, carbohidratos, lípidos y carbono biopolimérico en los tratamientos Control (C), Medio (M) y Alto (A).

En cuanto a los flujos en la interfase sedimento-agua, en las cámaras Control se produjo un consumo de OD de  $2550 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  mientras que en ambos tratamientos con adición de materia orgánica el consumo se elevó hasta  $50535$  y  $58415 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para el Medio y Alto respectivamente (Tabla 5.27).

En cada uno de los tres niveles se observó una liberación de NID durante la incubación llevada a cabo en oscuridad. Estos valores promedios se situaron entre los  $1946 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en el tratamiento Control y  $29849$  y  $35123 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en el Medio y Alto respectivamente (Figura 5.31). Los flujos de  $\text{NH}_4^+$  fueron liberados desde el sedimento hacia la columna de agua en cada uno de los tres

tratamientos (Figura 5.31) siendo menores en el Control con un promedio de 1894  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , mientras que el flujo promedio en los restantes dos tratamientos fue de 29506 y 34762  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para los tratamientos Medio y Alto respectivamente. Los flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  fueron positivos aunque también los más bajos de entre los compuestos nitrogenados, cuyos valores oscilaron desde los 52  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en el Control, hasta los 343 y 361  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en los tratamientos Medio y el Alto respectivamente.

En el caso del  $\text{PO}_4^{3-}$ , no se observó ninguna tendencia clara entre los distintos tratamientos, incluso para un mismo tratamiento se observaron cámaras con tendencias opuestas. Además, los flujos estimados de  $\text{PO}_4^{3-}$  presentaron elevadas desviaciones estándar y fueron los más bajos de todos los solutos medidos, cuyo promedio para las cámaras control fue 0  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y de 66 y -9  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para los tratamientos Medio y Alto respectivamente (Figura 5.31).



**Figura 5.31.** Flujos de solutos obtenidos en los distintos tratamientos con enriquecimiento orgánico.

El comportamiento de las concentraciones de  $\text{Si}(\text{OH})_4$  en el agua incubada en condiciones de oscuridad fue similar a la observada para el  $\text{PO}_4^{3-}$ , se detectaron tanto tendencias negativas como positivas dentro de un mismo tratamiento. El sedimento control y aquel con un mayor contenido en materia orgánica presentaron sendos flujos positivos ( $55$  y  $937 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) mientras que en los sedimentos del tratamiento Medio se consumió un promedio de  $286 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  de este nutriente (Figura 5.31).

A excepción de la MO, en todas las variables del sedimento estudiadas se detectaron diferencias estadísticamente significativas, con un nivel de confianza del 95 % entre los distintos tipos de tratamiento. Tanto las PRT ( $p=0.03$ ), CHO ( $p=0.03$ ) y CBP ( $p=0.03$ ) mostraron diferencias entre las medianas de cada uno de los tres niveles. Sin embargo, los LIP presentaron diferencias significativas entre el Control y ambos tratamientos enriquecidos (Anexo IV).

Las mínimas diferencias encontradas en los niveles de MO entre los tratamientos Medio y Alto, podrían deberse a la técnica analítica empleada. La metodología por calcinación a temperaturas por encima de los  $500 \text{ }^\circ\text{C}$ , tal y como se comentó en el apartado 5.4, puede dar lugar a otras reacciones físico-químicas (Mook y Hoskin, 1982; Sargent et al., 1983; Bretschko y Leichtfried, 1987; Fabiano et al., 1995) que enmascararían la concentración real. Por ello, esta técnica puede resultar mucho menos precisa y exacta para detectar los cambios producidos en cada uno de los tratamientos durante el periodo del experimento.

A pesar de añadir una cantidad exacta de material orgánico al sedimento, parte de éstos podrían haberse degradado, en mayor o menor medida en función de su labilidad, durante la etapa de aclimatación e incubación del experimento alterando la composición y concentración medida al final de la incubación. Aun así, parece observarse cierta correspondencia entre la cantidad de materia orgánica añadida en ambos tratamientos y la concentración de cada uno de los componentes biopoliméricos analizados al final de la incubación. Es decir, el incremento de

material orgánico añadido (mejillón y fitoplancton) en el tratamiento Alto fue 1.8 veces mayor al incremento añadido al tratamiento Medio, coincidiendo aproximadamente con la relación observada, al final del experimento, entre los incrementos de los tratamientos Alto y Medio, para las PRT (1.6), para los CHO (2.4), para los LIP (2.4) y para el CBP (2).

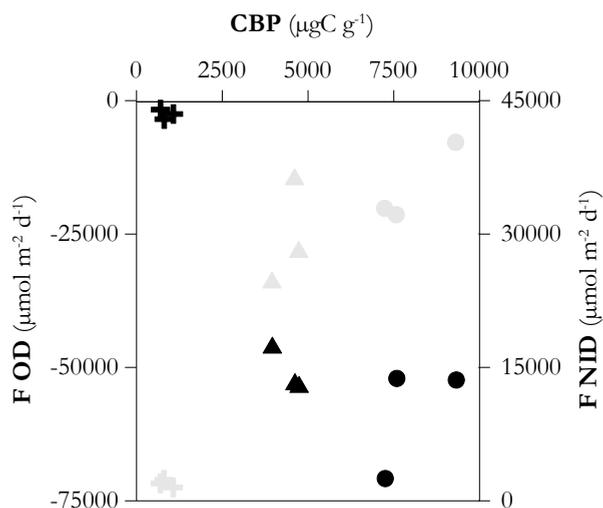
Las PRT fueron los compuestos biopoliméricos que presentaron el mayor incremento observado entre los tratamientos con enriquecimiento respecto al control, consecuencia del elevado porcentaje de PRT que contienen los mejillones, más del 50 % en peso, a pesar de su labilidad. Según Orban et al. (2002) el bivalvo *Mytilus galloprovincialis* está compuesto por un 57 % de proteínas, 27 % de carbohidratos, 10 % lípidos y 5 % cenizas. Los LIP, a pesar de ser los menos abundantes en la composición bioquímica de los mejillones, presentaron el segundo mayor incremento respecto al control, estando relacionado con su menor labilidad (Rullkötter, 2006), repercutiendo en su acumulación en el sedimento. El fenómeno contrario pudo ocurrir con los CHO. Estos componentes fueron, con diferencia, los menos abundantes en el sedimento ya que la fracción de CHO presente en los mejillones es menor que la de las PRT y además se trata de moléculas generalmente lábiles (Tegelaar et al., 1989; Leeuw y Largeau, 1993). Todos estos compuestos biopoliméricos se vieron correlacionados de forma significativa entre ellos, con un nivel de confianza del 95 %, respondiendo de forma positiva al enriquecimiento orgánico.

Respecto al intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua, los flujos de OD obtenidos en oscuridad no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las medianas obtenidas en los distintos niveles según el test no paramétrico Kruskal-Wallis, aunque el valor  $p$  se situó próximo al umbral límite de la significancia estadística para un nivel de confianza del 95 % ( $p=0.07$ ). Sin embargo, en la Tabla 5.27 se pueden apreciar las evidentes diferencias observadas en los flujos de este soluto entre los controles y los distintos tratamientos. Por ello

se recurrió a otro test no paramétrico como el de Mood's, donde las diferencias entre estos niveles sí que fueron estadísticamente significativas ( $p=0.04$ ), concretamente entre el tratamiento Control y los dos tratamientos con enriquecimiento (Anexo IV). En el mismo sentido, los flujos de NID ( $p=0.05$ ) y  $\text{NH}_4^+$  ( $p=0.05$ ) también mostraron diferencias significativas entre los tratamientos con enriquecimiento orgánico y el Control según se desprende del análisis de Kruskal-Wallis y del diagrama de caja y bigotes (Anexo IV). En cuanto a los flujos de  $\text{Si}(\text{OH})_4$ , al aplicar tanto el test de Kruskal-Wallis como el de Mood's, se detectaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos ( $p=0.04$  para ambos tests) a pesar de que en el diagrama de caja y bigotes estas diferencias no se observaron claramente. Esta incongruencia quizás pueda ser debida a la baja cantidad de datos, aunque es cierto que se aprecia que la mediana y la distribución de los flujos en el tratamiento Alto fueron superiores a las obtenidas en los tratamientos Control y Medio. Por otro lado, ni los flujos estimados de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  ni los de  $\text{PO}_4^{3-}$  entre los tres niveles, fueron estadísticamente diferentes.

El enriquecimiento orgánico del sedimento repercutió directamente en el metabolismo bentónico y el ciclo de nutrientes, posiblemente debido a la mayor disponibilidad de sustrato orgánico que fomentaría un mayor desarrollo de la población bacteriana y estimulación de sus procesos (Holmer y Kristensen, 1992; Fabiano y Danovaro 1994; Danovaro et al., 1998; Heilskov y Holmer, 2001; Fabiano et al., 2003). El consumo de OD por parte del sedimento respondió de forma directa al enriquecimiento en materia orgánica lábil tal y como se refleja a partir de las correlaciones estadísticamente significativas entre estos flujos y los niveles de PRT ( $r=-0.75$ ;  $p<0.05$ ), CHO ( $r=-0.62$ ;  $p<0.10$ ), LIP ( $r=-0.72$ ;  $p<0.05$ ) y CBP ( $r=-0.73$ ;  $p<0.05$ ), al igual que la liberación de NID que se correlacionó de forma positiva con las PRT ( $r=0.73$ ;  $p<0.05$ ), CHO ( $r=0.90$ ;  $p<0.05$ ), LIP ( $r=0.88$ ;  $p<0.05$ ) y CBP ( $r=0.83$ ;  $p<0.05$ ). En el Figura 5.32 se representan las relaciones entre CBP y los flujos de OD y NID, apreciándose, en ambos casos, que los

incrementos producidos entre Control y el tratamiento Medio fueron más pronunciados que los incrementos detectados entre los tratamientos Medio y Alto. Por tanto, estos flujos, al menos en los sedimentos más enriquecidos, no fueron directamente proporcionales a la cantidad de material orgánico añadido. En este sentido, Heilskov et al. (2006) observaron que el consumo de OD no aumenta de forma proporcional al enriquecimiento de materia orgánica al comparar sedimentos con distintos niveles de la misma, siendo los sedimentos ultra-oligotróficos más sensibles al enriquecimiento orgánico que aquellos más eutróficos, probablemente debido al crecimiento microbiano limitado por el carbono y los nutrientes. López et al. (1998) y Holmer et al. (2003) observaron que el enriquecimiento orgánico y de nutrientes estimula la actividad microbiana en sedimentos oligotróficos del Mediterráneo.



**Figura 5.32.** Relación entre los CBP y los flujos de OD (color negro) y de NID (color gris) para cada una de las tres réplicas de los tratamientos Control ( ⊕ ) Medio ( △ ) Alto ( ○ )

La liberación de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  desde el sedimento sugiere que en la superficie de los mismos se dieron condiciones óxicas para el proceso de nitrificación dando lugar a la oxidación del  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  y de este a  $\text{NO}_3^-$ . Sin embargo, el porcentaje de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  dentro de los flujos de NID disminuyó desde el 2.7 % en el

tratamiento Control al 1.1 % en el tratamiento Medio y 1.0 % en el Alto, por lo que el proceso de nitrificación adquirió una menor importancia relativa en aquellos tratamientos con mayor enriquecimiento orgánico. Esta disminución relativa de los compuestos oxidados del nitrógeno pudieron deberse a una menor disponibilidad de OD en la interfase sedimento-agua y en la propia columna de agua en las cámaras con mayor contenido orgánico, necesaria para llevar a cabo la nitrificación.

El enriquecimiento orgánico no pareció repercutir, de forma clara, sobre el intercambio de  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{Si(OH)}_4$  en los sedimentos estudiados. Ambos flujos presentaron elevadas desviaciones estándar por lo que es difícil, cuando no arriesgado, hacer cualquier tipo de generalización y discusión sobre el comportamiento de estos solutos respecto al enriquecimiento orgánico con carne de mejillón y concentrado de diatomeas. Los flujos de  $\text{Si(OH)}_4$  pudieron estar influenciados por la adición de este concentrado de fitoplancton, como fuente de sílice biogénica, sin embargo, no se apreció una tendencia perceptible entre ambos.

En este experimento, se trató de eliminar cualquier posible interferencia provocada por la actividad de la comunidad de macrofauna bentónica (bioturbación, bioirrigación, excreción de heces y pseudoheces...) sobre el intercambio de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua, para lo que se tamizó y congeló el sedimento base previamente a su incubación. Su singularidad radica en el estudio de diferentes concentraciones del mismo tipo de material orgánico añadidas sobre una matriz común para todas las cámaras de incubación, garantizando que las características físicas fuesen las mismas en cada una de las cámaras al inicio del experimento. Muy pocos autores han llevado a cabo este tipo de ensayos con adición de materia orgánica aun mismo tipo de sedimento. Por ejemplo, Heilskov et al. (2006) y Carlsson et al. (2010) emplearon deposiciones procedentes de piscifactorías, sin embargo, ninguno de ellos evaluó su efecto en los componentes bioquímicos del

sedimento. Otros autores (Pastor et al., 2011; Piedecausa et al., 2012) también han desarrollado experimentos para abordar el estudio del enriquecimiento orgánico aunque empleando para ello sedimentos de distinto origen donde, además de la materia orgánica, las condiciones físicas o químicas son distintas entre los tratamientos y en consecuencia, algunos procesos biogeoquímicos pueden adquirir mayor relevancia en unos sedimentos que en otros.

### 5.2.2. INCUBACIÓN CON *SPISULA SUBTRUNCATA*

En este experimento se incubó sedimento base para determinar el efecto del bivalvo *Spisula subtruncata* sobre el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua. Las características de los individuos recolectados en el litoral de Gandía están recopiladas en la Tabla 5.28. Al igual que en el anterior experimento, se trabajó con tres grupos de cámaras por triplicado: el primero con una densidad de 414 ind m<sup>-2</sup>, mediante la adición de 12 individuos en cada una de las tres cámaras utilizadas, al segundo grupo se añadieron 25 individuos a cada una de las cámaras, equivalentes a 863 ind m<sup>-2</sup> y se reservaron tres más como control en las que no se añadieron organismos. Estas densidades se corresponden con biomásas de 215 g m<sup>-2</sup> y 449 g m<sup>-2</sup> en los sedimentos del tratamiento Medio y Alto respectivamente.

Longitud (mm)	1.37 ± 0.16
Anchura (mm)	1.04 ± 0.08
Biomasa (g)	0.52 ± 0.12

**Tabla 5.28.** Promedio y desviación estándar de los parámetros morfométricos de los individuos de *Spisula subtruncata* recolectados para el ensayo con macrofauna.

Las variables determinadas para la caracterización del sedimento incubado fueron las mismas que en el experimento anterior además de los fitopigmentos. El mayor periodo de incubación, en comparación con el experimento con enriquecimiento orgánico, propició el desarrollo de tapices de microfitobentos sobre la superficie del sedimento incubado, por lo que también se determinaron clorofila *a* (SCl-*a*) y feopigmentos (Feo).

La concentración de MO fue similar entre los tres tratamientos. En las cámaras Control se obtuvo un nivel promedio de materia orgánica de 0.9 %, en el tratamiento Medio este porcentaje descendió a 0.8 %, mientras que en el Alto se estimó una concentración del 1.0 % (Tabla 5.29).

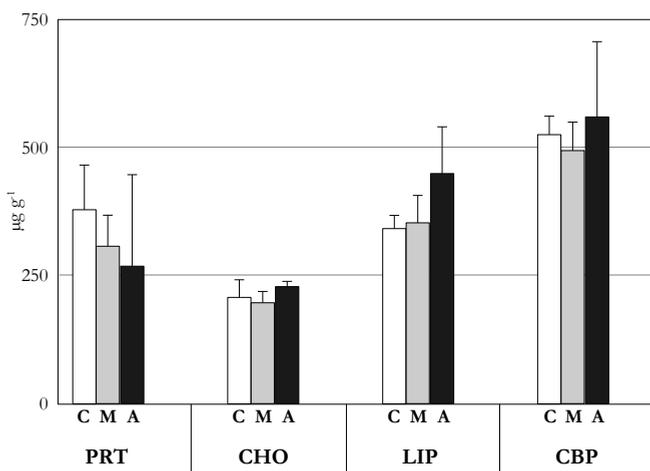
		Control	Medio	Alto
<b>MO</b>	%	0.9±0.1	0.8±0.1	1.0±0.1
<b>SCI-a</b>	µg g <sup>-1</sup>	2.81±0.70	2.56±0.27	3.10±0.41
<b>Feo</b>	µg g <sup>-1</sup>	0.42±0.18	0.57±0.30	0.30±0.11
<b>SCI-a:Feo</b>		6.7	4.5	10.3
<b>PRT</b>	µg g <sup>-1</sup>	380±87	308±61	269±179
<b>CHO</b>	µg g <sup>-1</sup>	208±34	197±22	229±10
<b>LIP</b>	µg g <sup>-1</sup>	343±26	353±54	450±91
<b>CBP</b>	µgC g <sup>-1</sup>	526±36	494±56	560±31
<b>F<sub>OD</sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	-10656±1320	-17280±864	-18720±3896
<b>F<sub>NID</sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	2279±437	3770±860	4700±951
<b>F<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	2092±268	3604±871	4654±1032
<b>F<sub>NO<sub>2</sub><sup>-</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	187±206	167±121	46±106
<b>F<sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	-2±3	-6±5	4±11
<b>F<sub>Si(OH)<sub>4</sub></sub></b>	µmol m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	-64±16	157±69	138±56

**Tabla 5.29.** Promedios y desviaciones estándar de las variables medidas en la superficie del sedimento y de los flujos estimados en condiciones de oscuridad obtenidos de los distintos tratamientos con adición de *Spisula subtruncata*.

Respecto a los fitopigmentos, la SCI-a medida en la superficie del sedimento incubado fue menor en el tratamiento Medio con 2.56 µg g<sup>-1</sup> y mayor en el tratamiento con alta densidad, donde se estimaron 3.10 µg g<sup>-1</sup> de promedio (Tabla 5.29). Sin embargo los feopigmentos, siguieron una tendencia opuesta a la observada con la SCI-a. En las cámaras empleadas con el tratamiento Medio, los Feo fueron mayores, 0.57 µg g<sup>-1</sup>, mientras que en las cámaras con tratamiento Alto se estimaron los menores niveles, 0.30 µg g<sup>-1</sup> de promedio. La relación SCI-a:Feo fue superior en el tratamiento Alto con 10.3, mientras que en el Medio fue menor, 4.5 (Tabla 5.29).

Las PRT mostraron una tendencia negativa conforme se aumentó la densidad de *S. subtruncata* aunque presentaron elevadas desviaciones estándar. En el tratamiento Control se hallaron los niveles máximos (380 µg g<sup>-1</sup>) mientras que la

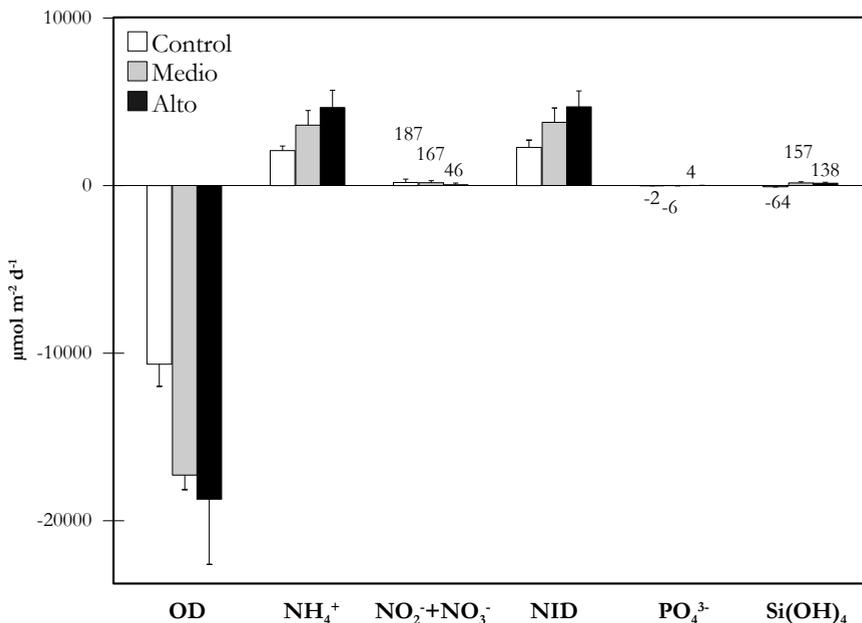
concentración de PRT en el Alto fue de  $269 \mu\text{g g}^{-1}$  (Tabla 5.29). En cuanto a los CHO, al igual que en la MO, se observaron concentraciones similares entre los distintos tratamientos. Estos valores variaron desde los  $197 \mu\text{g g}^{-1}$  obtenidos en las cámaras con densidad media hasta los  $229 \mu\text{g g}^{-1}$  del tratamiento Alto (Tabla 5.29). De los tres componentes biopoliméricos estudiados, los LIP fueron los únicos que mostraron una tendencia a aumentar en los tratamientos con adición de bivalvos, presentando valores promedios de  $353$  y  $450 \mu\text{g g}^{-1}$  para las cámaras con media y alta densidad. El sumatorio del carbono de los distintos compuestos biopoliméricos tampoco sufrió grandes variaciones entre los distintos tratamientos. Así pues, en el tratamiento Control el CBP osciló en torno a los  $526 \mu\text{gC g}^{-1}$ , en las cámaras del tratamiento Medio se encontraron  $494 \mu\text{gC g}^{-1}$  y en el Alto se determinaron  $560 \mu\text{gC g}^{-1}$  (Figura 5.33).



**Figura 5.33.** Concentraciones de proteínas, carbohidratos, lípidos y carbono biopolimérico en los tratamientos Control (C), Medio (M) y Alto (A) con adición de bivalvos.

En la Figura 5.34 y Tabla 5.29 se observan los flujos estimados para el OD y los distintos nutrientes en los tres tipos de tratamientos. En todos ellos se observó un consumo de OD siendo más acusado cuando hubo mayor densidad de bivalvos. Estos flujos oscilaron entre los  $-10656$  y  $-18720 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  del Control y Alto respectivamente. En cuanto a los flujos de NID, a diferencia del OD, se

observó una liberación desde el sedimento, siendo más elevados cuando mayor cantidad de bivalvos se incubaron. Los flujos de NID oscilaron entre los 2279 y 4700  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  de las cámaras control y altas respectivamente. El  $\text{NH}_4^+$  se comportó de manera similar al NID, variando desde 2092 hasta 4654  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  de los tratamientos Control y Alto respectivamente. Los flujos de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  también fueron positivos en los tres tratamientos aunque mostraron una pauta inversa a la detectada en el NID y el  $\text{NH}_4^+$ , es decir fueron más elevados en el Control y menores en el Alto. Los flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  fueron próximos a cero y presentaron tanto flujos positivos como negativos. Estos variaron desde los -6  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  detectados en el tratamiento Medio hasta los 4  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  del tratamiento Alto. En cuanto al  $\text{Si}(\text{OH})_4$ , los flujos de este nutriente tampoco presentaron una pauta clara entre los tres tratamientos, éstos fueron negativos en las cámaras control, con liberaciones desde el sedimento para los tratamientos Medio y Alto.

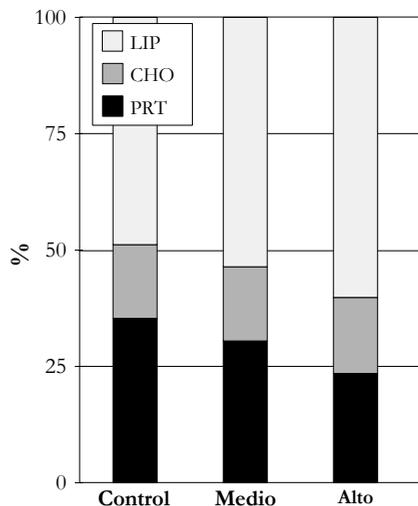


**Figura 5.34.** Flujos de solutos obtenidos en los distintos tratamientos con adición de *S. subtruncata*.

*S. subtruncata* es uno de los bivalvos más abundantes en las costas europeas con una distribución desde las costas noruegas hasta Marruecos y en todas las áreas costeras del mar Mediterráneo (Tebble, 1966; Albayrak et al., 2006). En algunas zonas, *S. subtruncata* representa una fuente importante de alimentación para algunas aves acuáticas (Essink et al., 2005), camarones (Pihl y Rosenberg, 1984), peces demersales (Braber y De Groot, 1973) e incluso es un recurso económico (Rueda y Smaal, 2004) empleado para consumo humano. Esta especie habita en profundidades comprendidas entre los 5 y 20 m sobre arenas finas, con un tamaño de partícula en torno a los 200  $\mu\text{m}$  (Baptist et al., 2006; Craeymeersh y Perdon, 2006; Degraer et al., 2007) y tiene un rol importante en la estructura de la comunidad macrobentónica debido a su dominancia, especialmente durante los meses de primavera y verano (Fraschetti et al., 1997). Se trata de organismos suspensívoros filtradores que viven semienterrados próximos a la superficie del sedimento y con escasa movilidad. Sin embargo, su actividad puede generar la alteración y mezcla del sedimento como resultado del movimiento de las partículas (bioturbación) y la ventilación del espacio intersticial con agua procedente de la columna de agua (bioirrigación). Además, otros procesos biológicos como la deposición de heces y pseudoheces, llamadas biodeposiciones, representa una fuente importante de alimentación disponible para los organismos detritívoros así como para los propios suspensívoros ya que las biodeposiciones pueden ser fácilmente resuspendidas (Newell, 1979).

La mayor o menor presencia de este bivalvo no pareció afectar al contenido de materia orgánica del sedimento ya que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos, a pesar de la actividad de estos organismos (bioturbación, bioirrigación o excreción de heces y pseudoheces), durante los 11 días que duró el experimento. Tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas para los distintos compuestos bioquímicos analizados. No obstante, sí que se apreciaron distintas

pautas que pudieron haber repercutido en la calidad de la materia orgánica. En la Figura 5.35 se observa cómo con niveles similares de CBP, la proporción del carbono contenido en las PRT y LIP varió entre los tres grupos: se detectó una disminución en las PRT y un aumento en los LIP en función de la densidad de estos bivalvos. La mayor densidad de *S. subtruncata* pudo aumentar la degradación de las PRT, compuestos fácilmente hidrolizables tanto química como enzimáticamente (Rullkötter, 2006), debido probablemente a la estimulación de la mineralización de la materia orgánica por la bioturbación (Lohrer et al., 2004) y bioirrigación (Mermillod-Blondin et al., 2008). En cambio, a diferencia de las PRT, la presencia de *S. subtruncata* pareció favorecer el enriquecimiento con LIP, probablemente consecuencia de la acumulación de estas macromoléculas más refractarias y resistentes a la hidrólisis (Rullkötter, 2006), fruto de las heces y pseudoheces generadas durante el experimento. Carlsson et al. (2010) observaron que solo un 25 % de los biodepositos iniciales de *Mytilus edulis* se había degradado al cabo de cinco días, mientras que un 75 % estuvo compuesto por material relativamente refractario que es paulatinamente, acumulado y degradado en los sedimentos.



**Figura 5.35.** Porcentaje que representa el carbono contenido en las PRT, CHO y LIP en el CBP.

*S. subtruncata* pudo influir sobre el consumo de OD de diversas formas: a través de la respiración celular de los organismos y por la intensificación de la mineralización. A pesar de los niveles similares de MO y CBP en los tres tipos de tratamientos, la densidad de estos bivalvos tuvo un efecto sobre el consumo de OD por el sedimento observándose diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos Control y Medio ( $p=0.04$  según el test de Mood's). El mayor consumo de OD en presencia de *S. subtruncata* pudo ser consecuencia de la propia respiración celular de los bivalvos que algunos autores la estiman, para el caso de *Macoma balthica* (Schwinghamer et al., 1986) y *Mya arenaria* (Emmerson et al., 1988; Lewis y Cerrato, 1997), entre un 60-90 % de la respiración de la comunidad bentónica presente. También la bioturbación y bioirrigación provocada por estos organismos pudo estimular el consumo de OD a consecuencia de la intensificación del metabolismo de la comunidad bacteriana (Lehtoranta y Heiskanen, 2003; Mermillod-Blondin et al., 2008) del mismo modo que detectaron Karlson et al. (2005) y Michaud et al. (2005) en incubaciones desarrolladas con *M. balthica* y *M. arenaria* respectivamente.

Al mismo tiempo, estos bivalvos repercutieron en una producción significativamente superior de  $\text{NH}_4^+$  en el tratamiento Alto respecto al Control según se desprende del test de Kruskal-Wallis ( $p=0.05$ , Anexo V). Esta liberación se pudo deber, fundamentalmente, a dos procesos: a la excreción de este compuesto por parte de los moluscos bivalvos (Mortimer et al., 1999; Heilskov et al., 2006) y a la degradación de la materia orgánica que se ve favorecida por la bioturbación y bioirrigación (Lohrer et al., 2004; Mermillod-Blondin et al., 2008). Por otro lado, el aumento de la perturbación provocada por *S. subtruncata* podría intensificar el acople nitrificación-desnitrificación (Risgaard et al., 1995) ya que genera un aumento de la profundidad de penetración del OD en el sedimento (Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006) aumentando la nitrificación, que a su vez incrementaría las tasas de desnitrificación en capas más profundas, empleando

para ello los compuestos oxidados del nitrógeno. Esto explicaría la disminución de la liberación de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  con el aumento de densidad de bivalvos, si bien no tuvo significancia estadística. Los flujos de NID estuvieron compuestos eminentemente por  $\text{NH}_4^+$ , con más del 90 % en los tres tratamientos. Los flujos de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  únicamente fueron más relevantes en el tratamiento Control donde representaron alrededor del 8.2 %, mientras que en el Medio y Alto sólo llegaron al 4 y 1 % de los flujos de NID respectivamente.

Los flujos de  $\text{PO}_4^{3-}$  fueron muy bajos y sin ninguna pauta en función de la densidad de macrofauna, lo que sugiere que la menor o mayor presencia de bivalvos no influyó en la dinámica de este nutriente. Estos flujos, al igual que los de  $\text{Si(OH)}_4$  no mostraron diferencias estadísticas entre los distintos tratamientos, del mismo modo que apreciaron Mortimer et al. (1999) en incubaciones desarrolladas con sedimentos del estuario del río Humber (Reino Unido). Sin embargo, a pesar de no observarse diferencias significativas, sí que se pudo observar una diferencia detectable entre los flujos de  $\text{Si(OH)}_4$  en las cámaras control y en los tratamientos Medio y Alto (Anexo V). Esta liberación del  $\text{Si(OH)}_4$  observada en ambos tratamientos con *S. subtruncata* puede ser relacionada con la ingestión y degradación de las microalgas por parte de estos bivalvos, que favorece la redisolución del silicio biogénico. En este sentido, Karlson et al. (2005) observaron que la presencia de *M. balthica* aumenta un 66 % la liberación de  $\text{Si(OH)}_4$  aunque sin una confirmación estadística. En cambio, los flujos negativos detectados en ausencia de macrofauna bentónica podrían ser el resultado de la fijación del Si por el microfitorbentos desarrollado sobre la superficie del sedimento, cuyo proceso también puede darse en condiciones de oscuridad (Martin-Jézéquel et al., 2000).

Si bien son numerosos los trabajos desarrollados con incubaciones *ex situ* de bivalvos y sus efectos sobre el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua, éstos se han realizado con unas pocas especies como *Cerastoderma edule*

(Emmerson et al., 2001; Mermillod-Blondin et al., 2008), *Mytilus edulis* (Biles et al., 2003), *Macoma balthica* (Mortimer et al., 1999; Biles et al., 2003; Karlson et al., 2005; Michaud et al., 2005) y *Mya arenaria* (Mortimer et al., 1999; Michaud et al., 2005) o una combinación de especies (Emmerson et al., 2001; Bartoli et al., 2012). Sin embargo, no se han encontrado trabajos realizados con la especie *S. subtruncata* para establecer su interacción con los flujos de solutos.

### **5.2.3. RELEVANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA Y MACROFAUNA EN EL INTERCAMBIO DE SOLUTOS EN LA INTERFASE SEDIMENTO AGUA DE LAS ARENAS FINAS**

En el intercambio de oxígeno disuelto y nutrientes entre el sedimento y la columna de agua intervienen numerosos factores y procesos simultáneamente por lo que es difícil atribuir a cada factor su contribución en los distintos flujos. Por ello, se planteó la realización de incubaciones *ex situ* en condiciones reguladas de laboratorio en las que se pretendió profundizar en el estudio de un solo factor, minimizando el efecto de los demás. Estos experimentos se realizaron sobre la misma matriz granulométrica presente en la zona de estudio, garantizándose unas características granulométricas prácticamente idénticas entre las incubaciones *in situ* y *ex situ*, en las que dominó la fracción más fina de las arenas con un 90 %, aproximadamente, compuesto por arenas finas y muy finas.

Uno de estos experimentos *ex situ* se dedicó a medir el intercambio de oxígeno disuelto y de nutrientes en la interfase sedimento-agua en función del enriquecimiento orgánico. El fenómeno de enriquecimiento orgánico en zonas costeras está íntimamente asociado a actividades antrópicas como las piscifactorías marinas, vertidos de aguas residuales, zonas portuarias... que implican una eutrofización del sistema, proceso que ha aumentado su recurrencia y su magnitud en las últimas décadas (Cloern, 2001). En el litoral de Gandía, la concentración actual de materia orgánica en los sedimentos presenta características oligotróficas aunque podría verse alterada en un futuro por la

construcción de infraestructuras como la ampliación del puerto de Gandía o por un aumento de las entradas de nutrientes desde el continente. En este experimento con enriquecimiento orgánico, las concentraciones de los compuestos biopoliméricos en los sedimentos variaron desde niveles propios de áreas oligotróficas (en las cámaras control) hasta niveles hipereutróficos (en las cámaras con tratamiento Alto), característicos de zonas estuarinas o portuarias, según los criterios propuestos por Dell'Anno et al. (2002) empleados previamente en la caracterización del estado trófico de la estación de muestreo (apartado 5.1.4.1). En los experimentos *ex situ* se observó una alta correlación ( $r=-0.73$ ;  $p<0.05$ ) entre el CBP y los flujos de OD, si bien ésta fue ligeramente inferior a la detectada en las campañas *in situ* ( $r=-0.86$ ;  $p<0.01$ ) en la que los niveles de CBP se situaron entre los 300 y 1200  $\mu\text{gC g}^{-1}$  indicando características oligotróficas. Probablemente la mayor correlación observada en las campañas *in situ* que en las *ex situ*, donde las concentraciones de CBP alcanzaron valores de hasta 8000  $\mu\text{gC g}^{-1}$ , se deba a que los sedimentos oligotróficos sean más sensibles al enriquecimiento orgánico como consecuencia de la limitación del crecimiento de la comunidad microbiana ejercida por el carbono y los nutrientes (Heilskov et al., 2006).

Por otro lado, la densidad de *S. subtruncata* empleada en el experimento se situó dentro de los rangos observados en la estación de muestreo, la cual presentó valores desde por debajo del límite de detección ( $<50 \text{ ind m}^{-2}$ ) hasta llegar a niveles de más de 200000  $\text{ind m}^{-2}$  en Invierno 2010 coincidiendo con la época de reclutamiento de esta especie. En los experimentos llevados a cabo en laboratorio se observó que a densidades próximas a 850  $\text{ind m}^{-2}$  de este bivalvo (tratamiento Alto) se incrementó el consumo de OD en un 75 % y la producción de NID en un 100 % con respecto al Control (sin organismos). Este incremento del consumo y de la producción es consecuencia de la respiración y excreción de los organismos así como del aumento de la mineralización del material orgánico estimulada por la bioturbación y bioirrigación. Ello pone de manifiesto la influencia que *S.*

*subtruncata* tiene en el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua en aquellas situaciones en las que esta especie es dominante en el medio natural. Sin embargo, no es posible realizar comparaciones cuantitativas entre las incubaciones *in situ* y los experimentos realizados en laboratorio con macrofauna dado que en las incubaciones *in situ* han intervenido un gran número de variables (temperatura, composición de la comunidad de macrofauna...). Además, estas variables mostraron elevadas oscilaciones entre las distintas campañas que a su vez, tuvieron una repercusión en los flujos de oxígeno disuelto y nutrientes en la interfase sedimento-agua.

Los flujos de OD obtenidos en condiciones opacas en las campañas *in situ* fueron promediados y comparados con los flujos de OD en las cámaras control de ambos experimentos *ex situ*, los cuales fueron tomados como referencia del consumo de este soluto en sedimentos sin macrofauna. El promedio de los flujos de OD resultante de las ocho campañas *in situ* fue de  $-17088 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y para los flujos obtenidos en las cámaras control de ambos experimentos la media se situó en  $-6600 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . Para ello se asumió que estos flujos control se realizaron bajo unas condiciones promedio a las observadas en la zona de estudio. La temperatura en las que se llevaron a cabo ambos experimentos fueron de 18.2 y 20.4 °C (Tabla 4.3), similar a la temperatura media entre las ocho campañas, 20.4 °C. Lo mismo ocurrió con el CBP ya que en los controles se determinó una concentración de  $693 \mu\text{gC g}^{-1}$ , cantidad próxima al promedio de las campañas *in situ* que fue de  $654 \mu\text{gC g}^{-1}$ . De esta comparación se puede extraer que la comunidad macrobentónica presente en estas arenas finas bien calibradas puede ser la responsable del 61 % del consumo de OD total en estos sedimentos. No obstante, dentro de este 61 % es difícil determinar qué porcentaje representó el consumo directo debido a la respiración metabólica de los organismos y aquel consumo atribuido a las acciones indirectas asociadas a su actividad (bioturbación, bioirrigación, biodeposición). El restante 39 % fue debido a los procesos de

mineralización intervenidos por la comunidad microbiana y a la oxidación inorgánica.



## capítulo 6: **CONCLUSIONES**



A continuación se exponen las principales conclusiones extraídas a partir del análisis y discusión de los resultados obtenidos en función de los objetivos establecidos en la presente tesis doctoral.

**Respecto a las variables ambientales y flujos de solutos en la estación de muestreo:**

- Las arenas finas y homogéneas objeto de estudio fueron sistemas muy dinámicos donde la resuspensión fue la principal componente de las tasas de deposición total medidas en la superficie de estos sedimentos. Situaciones con una altura significativa espectral de ola superior a 0.8 m, las cuales representaron un 20 % del tiempo a lo largo del año, se perfilan como el principal mecanismo de generación de las elevadas tasas de resuspensión observadas en la zona de estudio.
- En situaciones de bajo hidrodinamismo, a pesar de que la resuspensión siempre fue mayor que la sedimentación desde la columna de agua, la deposición primaria de clorofila *a* fue superior a las entradas de este compuesto desde zonas adyacentes por resuspensión. Como consecuencia, la principal fuente de enriquecimiento orgánico por microalgas sobre la superficie de estos sedimentos provino de la columna de agua.
- En la columna de agua, los niveles de nutrientes y clorofila *a* observados indicaron que las aguas en la zona de estudio pueden ser consideradas como oligotróficas. El fósforo fue el principal nutriente potencialmente limitante para el desarrollo del fitoplancton, siendo el único compuesto que pudo limitar el crecimiento microalgal en las campañas realizadas durante la primavera y el otoño. En las restantes campañas, además del fósforo, también el silicio en invierno, y el nitrógeno durante el verano, pudieron ser el nutriente limitante llegando a representar un 20 % en el conjunto de todas las campañas.

- Los sedimentos, formados eminentemente por arenas finas y homogéneas, siempre presentaron condiciones óxicas en su capa más superficial, con niveles de distintos materiales orgánicos característicos de ambientes oligotróficos. Los sedimentos mostraron una cierta estabilidad estacional tanto en su composición granulométrica como en las variables físico-químicas analizadas.
- Se evaluó el estado trófico de los sedimentos a través de un enfoque bioquímico basado en la calidad y cantidad de materia orgánica en el que se usaron diferentes descriptores. Las concentraciones de proteínas, carbohidratos así como la fracción biopolimérica del carbono indicaron en general un estado oligotrófico. Sin embargo, los porcentajes de la contribución algal a estos compuestos biopoliméricos sugirieron un sistema principalmente mesotrófico, aunque el empleo de este indicador posiblemente sea más adecuado para analizar áreas sujetas a mayores impactos antrópicos o sistemas muy productivos.
- La macrofauna bentónica hallada en la biocenosis de las arenas finas bien calibradas, en general, presentó un estado ecológico muy bueno ya que estuvo dominada por especies sensibles al enriquecimiento orgánico. A lo largo de las distintas campañas, los detritívoros fueron el grupo trófico más abundante entre los que destacaron los poliquetos del género *Paradoneis* y *Magelona* y el crustáceo *Apsedes bacescui* y estuvieron asociados con los menores niveles de material orgánico lábil. En dos ocasiones, Invierno 2010 y Primavera 2010, la comunidad macrobentónica estuvo dominada por los suspensívoros a causa del reclutamiento del bivalvo *Spisula subtruncata*.
- En los experimentos de incubación realizados para determinar el intercambio de solutos en la interfase sedimento-agua, el oxígeno disuelto, en condiciones de luz, presentó una evolución temporal más próxima a una función polinómica de tercer grado consecuencia del balance entre procesos

consumidores y procesos productores como la fotosíntesis del microfitobentos, la cual responde a cambios en la irradiancia incidente a lo largo del día. Los nutrientes, tanto en condiciones de oscuridad como de luz, así como el oxígeno en las cámaras opacas, siguieron una tendencia generalmente lineal.

- Los flujos de oxígeno en la interfase sedimento-agua presentaron diferencias entre los estimados en condiciones de oscuridad y de luz:
  - En las cámaras opacas, la respiración bentónica supuso un consumo de oxígeno regulado por compuestos biopoliméricos del carbono y fitopigmentos del sedimento, a pesar de que estas fracciones lábiles representaron sólo un pequeño porcentaje de la materia orgánica total.
  - El microfitobentos tuvo un papel destacado en la liberación de oxígeno en las cámaras transparentes observándose una clara correlación entre la producción primaria neta y la irradiancia media incidente sobre la superficie del sedimento.
  - El balance existente entre la producción autotrófica y la respiración heterotrófica en los sistemas bentónicos, relación P/R, siempre fue superior a 1, indicando un sistema autotrófico a lo largo de la fase diurna donde los productores primarios producen un exceso de materia orgánica y actúan como sumidero de nutrientes.
- Los flujos diarios, en los que se asume que el intercambio ocurrido durante la fase diurna se corresponde a los flujos obtenidos en las cámaras transparentes y los de la fase nocturna a los flujos en oscuridad, mostraron diferencias estacionales a lo largo del ciclo anual. En primavera, cuando se dieron las máximas irradiancias medias, los sedimentos mostraron un comportamiento netamente autotrófico a causa de la producción primaria bentónica realizada por el microfitobentos, que conllevó una producción de oxígeno disuelto y una menor liberación de nitrógeno hacia la columna de agua. Sin embargo, en el

balance anual, estos sedimentos se comportaron como heterotróficos, consumiendo oxígeno y liberando nutrientes, a excepción del fósforo que se mantuvo básicamente en equilibrio.

- En situaciones de relativa estabilidad hidrodinámica, la demanda teórica de nutrientes por parte del microfitorbentos sólo pudo ser satisfecha por los flujos de nitrógeno durante el otoño. La liberación de fósforo y silicio desde el sedimento fue menor, contribuyendo como máximo en un 10 % y 40 % respectivamente, a la demanda de estos productores primarios, indicando que la principal fuente de nutrientes debió proceder de la columna de agua.
- El microfitorbentos presente en la biocenosis de las arenas finas bien calibradas de la estación de muestreo representó un papel destacado en la producción primaria marina a lo largo del año, ya que fijó una mayor cantidad de carbono que el fitoplancton en estas áreas someras y oligotróficas.

**Respecto a los experimentos realizados en condiciones reguladas en el laboratorio utilizando una matriz sedimentaria compuesta por arenas finas y homogéneas:**

- El enriquecimiento con material orgánico, desencadenó un aumento del consumo de oxígeno y una liberación de nitrógeno inorgánico disuelto en la interfase sedimento-agua. No obstante, la respuesta del metabolismo bentónico al enriquecimiento orgánico fue más acusada en el rango oligotrófico-eutrófico que en el eutrófico-hipereutrófico mostrando una menor correlación entre el carbono biopolimérico de los sedimentos y los flujos de oxígeno que la encontrada en las campañas *in situ*. Ello pudo deberse a una mayor sensibilidad al enriquecimiento orgánico en los sedimentos oligotróficos que estimula la actividad microbiana como consecuencia de la limitación ejercida por el carbono y los nutrientes sobre el desarrollo de la comunidad bacteriana.

- Las incubaciones realizadas con *Spisula subtruncata* mostraron un aumento en el consumo de oxígeno disuelto y una liberación de nitrógeno inorgánico disuelto conforme aumentaron las densidades de esta especie. Estos incrementos fueron del orden del 60 – 75 % para el consumo de oxígeno disuelto y entre el 65 – 100 % en los flujos de nitrógeno inorgánico disuelto para densidades próximas a 400 y 850 ind m<sup>-2</sup> respectivamente, en comparación con las condiciones control. Ello es debido tanto al metabolismo de *S. subtruncata* (respiración y excreción en forma de amonio) como a los procesos biológicos derivados de su actividad (bioturbación, bioirrigación, biodeposición) que estimulan la mineralización de la materia orgánica.
- Al comparar el promedio de los flujos de oxígeno en oscuridad de las incubaciones *in situ*, con los flujos de oxígeno de los controles sin fauna de los dos experimentos en laboratorio, donde se trabajó con condiciones ambientales similares a las del medio, se pudo estimar que un 60 % de la respiración bentónica en las arenas permeables objeto de estudio, fue atribuible a la macrofauna. Este porcentaje es consecuencia tanto de la demanda directa debida a la respiración metabólica de los organismos como al consumo atribuido a las acciones indirectas asociadas a su actividad (bioturbación, bioirrigación, biodeposición).



**BIBLIOGRAFÍA**

- Albayrak, S., Balkis, H., Zenetos, A., Kurum, A., Kubanç, C. 2006. Ecological quality status of coastal benthic ecosystems in the Sea of Marmara. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 790-799.
- Aller, R.C., Aller, J.Y. 1998. The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research*. 56: 905-936.
- Alongi, D.M. 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press. Boca Raton. 419 pp.
- Alsterberg, C., Sundbäck, K., Hulth, S. 2012. Functioning of a shallow-water sediment system during experimental warming and nutrient enrichment. *Plos ONE*. 7(12): e51503.
- Aminot, A., Chaussepied, M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'Exploitation des Océans. Brest. 395 pp.
- APHA, AWWA, WEF, American Public Health, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater 22nd ed. American Public Health Association. Washington. 1360 pp.
- Arnosti, C., Holmer, M. 2003. Carbon cycling in a continental margin sediment: contrasts between organic matter characteristics and remineralization rates and pathways. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58: 197-208.
- Augier, A. 1982. Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Conseil de l'Europe Collection sauvegarde de la nature n° 29. Estrasburgo. 59 pp.
- Banse, K. 1977. Determining the carbon-to-chlorophyll ratio of natural phytoplankton. *Marine Biology*. 41: 199-212.
- Baptist, M.J., Van Dalfsen, J.A., Weber, A. Passchier, S., Van Heteren, S. 2006. The distribution of macrozoobenthos in the southern North Sea in relation to mesoscale bedforms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 68: 538-546.
- Barranguet, C., Herman, P.M.J., 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.
- Barrón, C., Duarte, C.M., Frankignoulle, M., Borges, A.V. 2006. Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuaries and Coasts*. 29(3): 417-426.
- Bartoli, M., Nizzoli, D., Viaroli, P., Turolla, E. 2001. Impact of *Tapes philippinarum* farming on nutrient dynamics and benthic in the Sacca di Goro. *Hydrobiologia*. 455: 203-212.
- Bartoli, M., Nizzoli, D., Castaldelli, G., Viaroli, P. 2008. Community metabolism and buffering capacity of nitrogen in a *Ruppia cirrhosa* meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 360: 21-30.
- Bartoli, M., Castaldelli, G., Nizzoli, D., Viaroli, P. 2012. Benthic primary production and bacterial denitrification in a Mediterranean eutrophic coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 438: 41-51.

- 
- Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R., Cerrano, C., Danovaro, R., Fabiano, M. 1995. Annual deposition rates and role of the resuspension processes along a vertical cliff (Ligurian Sea, Italy). *Journal of Coastal Research*. 11: 690-696.
- Bellan-Santini, D., Lacaze, J.C., Poizat, C. 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranées, synthèse, menaces et perspectives. *Patrimoines naturels*, 19. Secrétariat de la faune et de la flore. MNHN. Paris. 246 pp.
- Bellan-Santini, D., Bellan, G., Harmelin, J.G. 2012. Interpretation manual for marine habitats. [http://sdf.medchm.net/web/mimh/en/index.html?iii\\_2\\_2.htm](http://sdf.medchm.net/web/mimh/en/index.html?iii_2_2.htm). Consulta: [7-12-13].
- Benitez-Nelson, C.R. 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science Reviews*. 51: 109-135.
- Berelson, W.M., Heggie, D., Longmore, A., Kilgore, T., Nicholson, G., Skyring, G. 1998. Benthic nutrient recycling in Port Phillip Bay, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 46: 917-934.
- Berelson, W., McManus, J., Coale, K., Johnson, K., Burdige, D., Kilgore, T., Colodner, D., Chavez, F., Kudela, R., Boucher, J. 2003. A time series of benthic flux measurements from Monterey Bay, CA. *Continental Shelf Research*. 23: 457-481.
- Bertuzzi, A., Faganelli, J., Welker, C., Brambati, A. 1997. Benthic fluxes of dissolved inorganic carbon, nutrients and oxygen in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic). *Water, Air, & Soil Pollution*. 99 (1): 305-314.
- Bianchi, T.S., Lambert, C., Biggs, D.C. 1995. Distribution of chlorophyll a and phaeopigments in the Northwestern Gulf of Mexico: a comparison between fluorometric and high-performance liquid chromatography measurements. *Bulletin of Marine Science*. 56(1): 25-32
- Biles, C.L., Paterson, D.M., Ford, R.B., Solan, M., Raffaelli, D.G. 2002. Bioturbation, ecosystem functioning and community structure. *Hydrology and Earth System Sciences*. 6(6): 99-1005.
- Biles, C.L., Solan, M., Isaksson, I., Paterson, D.M., Emes, C., Raffaelli, D.G. 2003. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 285-286: 165-177.
- Billen, G., Lancelot, C., Meybeck, M. 1991. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: Mantoura, R.F.C, Martin, J.-M., Wollast, R. (Eds.). *Ocean margin process in global change*. Dahlem Workshop Reports. Chichester. pp. 19-44.
- Billerbeck, M., Røy, H., Bosselmann, K., Huettel, M. 2007. Benthic photosynthesis in submerged Wadden Sea intertidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 71 (3-4): 704-716.
- Blackburn, T.H., Henriksen, K. 1983. Nitrogen cycling in different types of sediment from Danish waters. *Limnology and Oceanography*. 28: 477-493.
- Bligh, E.G., Dyer, W.J. 1959. A rapid method for total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*. 37: 911-917.
- Blomqvist, S., Håkanson, L. 1981. A review on sediment traps in aquatic environment. *Archiv fuer Hydrobiologie*. 91(1): 101-132.

- Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 1100-1114.
- Boudreau, B.P., Huettel, M., Forster, S., Jahnke, R.A., McLachlan, A., Middelburg, J.J., Nielsen, P., Sansone, F., Taghon, G., Van Raaphorst, W., Webster, I., Weslawski, J.M., Wiberg, P., Sundby, B. 2001. Permeable marine sediments: overturning an old paradigm. *EOS*. 82: 133-136.
- Braber, L., De Groot, S.J. 1973. The food of five fatfish species (Pleuronectiformes) in the southern North Sea. *Journal Sea Research*. 6: 163-172.
- Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-Dye binding. *Analytical Biochemistry*. 72: 248:254.
- Bretschko, G., Leichtfried, M. 1987. The determination of organic matter in river sediments. *Archiv für Hydrobiologie-Supplement*. 68: 403-417.
- Brzezinski, M.A., Nelson, D.M. 1989. Seasonal changes in the silicon cycle with a Gulf Stream warm-core ring. *Deep-Sea Research*. 36: 1009-1030.
- Buffan-Dubau, E., Carman, K.R. 2000. Diel feeding behaviour of meiofauna and their relationship with microalgal resources. *Limnology and Oceanography*. 45: 381-395.
- Burford, M.A., Alongi, D.M., McKinnon, A.D., Trott, L.A. 2008. Primary production and nutrients in a tropical macrotidal estuary, Darwin Harbour, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 79: 440-448.
- Cahoon, L.B., Cooke, J.E. 1992. Benthic microalgal production in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*. 84: 185-196.
- Cahoon, L.B. 1999. The role of the benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*. 37: 47-86.
- Cahoon, L.B., Safi, K.A. 2002. Distribution and biomass of benthic microalgae in Manukau Harbou, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36(2): 257-266.
- Calvín, J.C. 1995. El ecosistema marino Mediterráneo. Guía de su flora y fauna. Juan Carlos Calvín. Murcia. 797 pp.
- Carić, M., Jasprica, N., Marijeta, Č., Batistić, M. 2011. Phytoplankton response to high salinity and nutrient limitation in the Eastern Adriatic marine lakes. *Scientia Marina*. 75(3): 493-505.
- Carlsson, M.S., Glud, R.N., Petersen, J.K. 2010. Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 67 (9): 1376-1387.
- Castellón, A., Font, J., García-Ladona, E. 1990. The Liguro-Provençal-Catalan current (NW Mediterranean) observed by Doppler profiling in the Balearic Sea. *Scientia Marina*. 54: 269-276.

- 
- Charles, F., Amouroux, J.M., Grémare, A., Baudart, J. 1995. A bioassay approach to temporal variation in the nutritional value of sediment trap material. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 191: 65-81.
- Christensen, D., Blackburn, T.H. 1982. Turnover of <sup>14</sup>C-labelled acetate in marine sediments. *Marine Biology*. 71: 113-119.
- Cibic, T., Blasutto, O., Falconi, C., Umani, S.F. 2007. Microphytobenthos biomass, species composition and nutrient availability in sublittoral sediments of the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 75: 50-62.
- Ciutat, A., Gerino, M., Mesmer-Dudons, N., Anschutz, P., Boudou, A. 2005. Cadmium bioaccumulation in Tubificidae from the overlying water source and effects on bioturbation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 60: 237-246.
- Clavero, V., Izquierdo, J.J., Fernández, J.A., Niell, F.X. 2000. Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain). *Marine Ecology Progress Series*. 198: 51-60.
- Clavier, J., Boucher, G., Chauvaud, L., Fichez, R., Chifflet, S. 2005. Benthic response to ammonium pulses in a tropical lagoon: implications for coastal environmental processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 316: 231-241.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. 210: 223-253.
- Comisión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. Luxemburgo.
- Corinaldesi, C., Dell'Anno, Danovaro, R. 2007. Early diagenesis and trophic role of extracellular DNA in different benthic ecosystems. *Limnology and Oceanography*. 52(4): 1710-1717.
- Cotano, U., Villate, F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 404-414.
- Covelli, S., Faganeli, J., De Vittor, C., Predonzani, S., Acquavita, A., Horvat, M. 2008. Benthic fluxes of mercury species in a lagoon environment (Grado Lagoon, Northern Adriatic Sea, Italy). *Applied geochemistry*. 23: 529-546.
- Craeymeersch, J.A., Perdon, J. 2006. De halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata* in de Nederlandse kustwateren in 2005. Technical Report C036/06. National Institute of Fisheries Research.
- Dalsgaard, T. 2003. Benthic primary production and nutrient cycling in sediments with benthic microalgae and transient accumulation of macroalgae. *Limnology and Oceanography*. 48 (6): 2138-2150.
- Damianidis, P., Chinitiroglou, C.C. 1998. Feeding guilds of polychaetes associated with *Mytilus galloprovincialis* (Lam.) assemblage in the North Aegean Sea. *Raport Commission International pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée*. 35: 416-417.

- Danovaro, R., Fabiano, M., Della Croce, N. 1993. Labile organic matter and microbial biomasses in deep-sea sediments (Eastern Mediterranean Sea). *Deep-Sea Research*. 40: 953-965.
- Danovaro, R., Fabiano, M., Boyer, M. 1994. Seasonal changes of benthic bacteria in a seagrass bed (*Posidonia oceanica*) of the Ligurian Sea in relation to origin, composition and fate of the sediment organic matter. *Marine Biology*. 119: 489-500.
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Dell'Anno, A., Fabiano. 1998. Heterotrophic nanoflagellates, bacteria, and labile organic compounds in continental shelf and deep-sea sediments of the Eastern Mediterranean. *Microbial Ecology*. 35: 244-255.
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P., Fabiano, M. 1999. Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegen Sea: trophic state and pelagic-benthic coupling. *Journal of Sea Research*. 42: 117-129.
- Danovaro, R., Della Croce, N., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Marrale, D., Martorano, D. 2000. Seasonal changes and biochemical composition of the labile organic matter flux in the Cretan Sea. *Progress in Oceanography*. 46: 259-278.
- Danovaro, R. Manini, E., Fabiano, M. 2002. Exoenzymatic activity and organic matter composition in sediments of the Northern Adriatic Sea: response to a river plume. *Microbial Ecology*. 44: 235-251.
- Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C., Vincent, M. 2001. *Marine Monitoring Handbook*. Joint Nature Conservation Committee. 405 pp.
- Degraer, S., Meire, P., Vincx, M. 2007. Spatial distribution, population dynamics and productivity of *Spisula subtruncata*: implications for *Spisula* fisheries in seaduck wintering areas. *Marine Biology*. 152 (4): 863-875.
- De Jonge, V.E. 1980. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll-*a* ratios for estuarine benthic diatoms populations. *Marine Ecology Progress Series*. 2: 345-353.
- De Jonge, V.E. 1985. Occurrence of 'epipsammic' diatoms populations: a result of interactions between physical sorting of sediment and certain properties of diatom species. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 21: 607-622.
- De Jonge, V.E., Van der Bergs. 1987. Experiments on resuspension of estuarine sediments controlling benthic diatoms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 24: 725-740.
- de Leeuw, J.W., Largeau, C. 1993. A review of macromolecular organic compounds that comprise living organisms and their role in kerogen, coal, and petroleum formation. In: Engel, M.H., Macko, S.A. (Eds.). *Organic geochemistry: principles and applications*. Plenum. Nueva York. 23-65.
- Delgado, M., De Jonge, V. N., Peletier, H. 1991. Experiments on resuspension of natural microphytobenthos populations. *Marine Biology*. 108: 321-328.
- Del-Pilar-Ruso, Y., de-la-Ossa, J.A., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2011. Polychaete distribution pattern on the Valencian Community coast, Spanish Mediterranean. *Ciencias Marinas*. 37(3): 261-270.

- 
- Dell'Anno, A., Fabiano, M., Mei, M.L., Danovaro, R. 2000. Enzymatically hydrolysed protein and carbohydrate pools in deep-sea sediments: estimates of the potential bioavailable fraction and methodological considerations. *Marine Ecology Progress Series*. 196: 15-23.
- Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 611-622.
- Denis, L., Grenz, C. 2003. Spatial variability in oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface on the continental shelf in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta*. 26: 373-389.
- Deval, M.C., Göktürk, D. 2008. Population structure and dynamics of the cut through Shell *Spisula subtruncata* (da Costa) in the Sea of Marmara, Turkey. *Fisheries Research*. 89: 241-247.
- De Vittor, C., Faganelli, J., Emili, A., Covelli, S., Predonzani, S., Acquavita, A. 2012. Benthic fluxes of oxygen, carbon and nutrients in the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 113: 57-70.
- Diener, D.R., Fuller, S.C., Lissner, A., Haydock, C.I., Maurer, D., Robertson, G., Gerlinger, T. 1995. Spatial and temporal patterns of infaunal community near a major ocean outfall in southern California. *Marine Pollution Bulletin*. 30 (12): 861-878.
- Dolbeth, M., Teixeira, H., Marques, J.C., Pardal, M.A. 2009. Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. *Scientia Marina*. 73(2): 225-237.
- Domingues, R.B., Anselmo, T.P., Barbosa, A.B., Somme, U., Galvão, H.M. 2011. Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 91: 282-297.
- Dortch, Q., Whitlege, T.E. 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research*. 12: 1296-1309.
- Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*. 28(3): 350-356.
- Ellingsen, K.E. 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. *Marine Ecology Progress Series*. 232: 15-27.
- Emili, A., Koron, N., Covelli, S., Faganelli, J., Acquavita, A., Predonzani, S., De Vittor, C. 2011. Does anoxia affect mercury cycling at the sediment-water interface in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea)? Incubation experiments using benthic flux chambers. *Applied Geochemistry*. 26(2): 194-204.
- Emmerson, C.W., Minchinton, T.E., Grant, J. 1988. Population structure, biomass, and respiration of *Mya arenaria* L. on temperate sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 115: 99-111.
- Emmerson, M.C., Solan, M., Emes, C., Paterson, D.M., Raffaelli, D. 2001. Consistent patterns and the idiosyncratic effects of biodiversity in marine ecosystems. *Nature*. 411: 73-77.

- Engelsen, A., Hulth, S., Pihl, L., Sundbäck, K. 2008. Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78: 783-795.
- Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laurensen, K., Lüerben, G., Marencic, H., Wiersinga, W. 2005. Wadden sea quality status report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven. 359 pp.
- EEA, European Environment Agency. 1999. State and pressure of the marine and coastal Mediterranean environment. Copenhagen. 44 pp.
- Eyre, B.D., Ferguson, A.J.P. 2006. Impact of a flood event on benthic and pelagic coupling in a sub-tropical east Australian estuary (Brunswick). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 66: 111-122.
- Eyre, B.D., Ferguson, A.J.P., Webb, A., Maher, D., Oakes, J.M. 2011. Metabolism of different benthic habitats and their contribution to the carbon budget of a shallow oligotrophic subtropical coastal system (southern Moreton Bay, Australia). *Biogeochemistry*. 102: 87-110.
- Fabiano, M., Danovaro, R. 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia*. 277: 71-84.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Frascetti, S. 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Continental Shelf Research*. 15(11/12): 1453-1469.
- Fabiano, M., Marrale, D., Misic, C. 2003. Bacteria and organic dynamics during a bioremediation treatment of organic-rich harbour sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 1164-1173.
- Falco, S., Niencheski, L.F., Rodilla, M., Romero, I., González del Río, J., Sierra, J.P., Mösso, C. 2010. Nutrient flux and Budget in the Ebro estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 87: 92-102.
- Fauchald, K., Jumars, P.A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 17: 193-284.
- Fenchel, T., Blackburn, T.H. 1979. Bacteria and mineral cycling. Academic Press. Londres. 225 pp.
- Ferrón, S., Ortega, T., Forja, J.M. 2009a. Benthic fluxes in a tidal salt marsh creek affected by fish farm activities: Río San Pedro (Bay of Cadiz, SW Spain). *Marine Chemistry*. 113 (1-2): 50-62.
- Ferrón, S., Alonso-Pérez, F., Anfuso, E., Murillo, F.J., Ortega, T., Castro, C.G., Forja, J.M. 2009b. Benthic nutrient recycling in the Northeastern shelf of the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Marine ecology Progress Series*. 390: 79-95.
- Fichez, R. 1991. Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon. *Oceanologica Acta*. 14: 369-377.

- 
- Föllmi, K.B. 1996. The phosphorus cycle, phosphogenesis and marine phosphate-rich deposits. *Earth-Science Reviews*. 40: 55-124.
- Font, J., Salat, J., Tintoré, J. 1988. Permanent features of the circulation in the Catalan Sea. In: Minas, H.P., Nival, P. (Eds.). *Océanographie pélagique méditerranéenne*. *Oceanologica Acta*. pp. 51-57.
- Forja, J.M., Blasco, J., Gómez-Parra, A. 1994. Spatial and seasonal variation of *in situ* benthic fluxes in the Bay of Cadiz (South-West Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 39: 127-141.
- Forja, J.M., Gómez-Parra, A. 1998. Measuring nutrient fluxes across the sediment-water interface using benthic chambers. *Marine Ecology Progress Series*. 164: 95-105.
- François, F., Dalègre, K., Gilbert, F., Stora, G. 1999. Variabilité spécifique à l'intérieur des groupes fonctionnels. Étude du remaniement sédimentaire de deux bivalves Veneridae, *Ruditapes decussates* et *Venerupis aurea*. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Series III. Sciences de la Vie*. 322(4): 339-345.
- François, F., Gerino, M., Stora, G., Durbec, J.P., Poggiale, J.C. 2002. Functional approach to sediment reworking by gallery forming macrobenthic organisms: modeling and application with the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series*. 229: 127-136.
- Fraschetti, S., Covazzi, A., Chiantore, M., Albertelli, G. 1997. Life-history traits of the bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa) in the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean): the contribution of newly settled juveniles. *Scientia Marina*. 61(2): 25-32.
- Freitas, U., Niencheski, L.F.H., Zarzur, S., Manzolli, R.P., Vieira, J.P.P., Rosa, L.C. 2008. Influência de um cultivo de camarão sobre o metabolismo bêntico e a qualidade da água. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 12(3): 293-301.
- Friedman, G.M., Sanders, J.E. 1978. *Principles of sedimentology*. Wiley. Nueva York. 792 pp.
- Friedrich, J., Dinkel, C., Friedl, G., Pimenov, N., Wijsman, J., Gomoiu, M.-T., Cociasu, A., Popa, L., Wehr, B. 2002. Benthic nutrient cycling and diagenetic pathways in the North-western Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54: 369-383.
- Froelich, P.N., Klinkhammer, G.P., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B. 1979. Early oxidation of organic of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43(7): 1075-1090.
- Gacia, E., Granata, T., Duarte, C.M. 1999. An approach to measurement of particulate flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany*. 65: 255-268.
- Gacia, E., Duarte, C.M. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52: 505-514.
- Gadea, I., Rodilla, M., Sospedra, J., Falco, S., Morata, T. 2013. Seasonal dynamics of the phytoplankton community in the Gandía coastal area, Southern Gulf of Valencia. *Thalassas*. 29(1): 37-60.

- García-Carrascosa, M., Silvestre-Martínez, R., Pérez-Yuste, C. 1989. Los fondos marinos. In: Sanchis, E.J. (Ed.) Guía de la naturaleza de la Comunidad Valenciana. Tomo II. Levante-EMV. Alzira. pp. 611-653.
- García-Solsona, E., García-Orellana, J., Masqué, P., Garcés, E., Radakovitch, O., Mayer, A., Estradé, S., Basterretxea, G. 2010. An assessment of karstic submarine groundwater and associated nutrient discharge to a Mediterranean coastal area (Balearic Islands, Spain) using radium isotopes. *Biogeochemistry*. 97: 211-229.
- Garrigue, C. 1998. Distribution and biomass of microphytes measured by benthic chlorophyll *a* in a tropical lagoon (New Caledonia, South Pacific). *Hydrobiologia*. 385: 1-10.
- Gattuso J.-P., Frankignoulle, M., Wollast, R. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecological Systems*. 29: 405-34
- Gattuso, J.-P., Gentili, B., Duarte, C.M., Kleypas, J.A., Middelburg, J.J., Antoine, D. 2006. Light availability in the coastal ocean: impact on the distribution of benthic photosynthetic organisms and their contribution to primary production. *Biogeosciences*. 3: 489-513.
- Gazeau, F., Duarte, C.M., Gattuso, J.-P., Barrón, C., Navarro, N., Prairie, Y.T., Calleja, M., Delille, B., Frankignoulle, M., Borges, A.V. 2005. Whole-system metabolism and CO<sub>2</sub> fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean). *Biogeosciences*. 2: 43-60.
- Gerchakov, S.M., Hatcher, P.G. 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnology and Oceanography*. 17: 938-943.
- Gerino, M. 1990. The effects of bioturbation on particle distribution in Mediterranean coastal sediment. Preliminary result. *Hydrobiologia*. 207: 251-258.
- Gibbs, M., Funnel, G., Pickmere, S., Norkko, A., Hewitt, J. 2005. Benthic nutrient fluxes along an estuarine gradient: influence of the pinnid bivalve *Atrina zelandica* in summer. *Marine Ecology Progress Series*. 288: 151-164.
- Gilbert, F., Bonin, P., Stora, G. 1995. Effect of bioturbation on denitrification in a marine sediment from the Western Mediterranean littoral. *Hydrobiologia*. 304: 49-58.
- Glémare, M., Bellan-Santini, D. 2004. Habitats marins. In: Bensettiti, F., Bioret, F., Roland, J., Lacoste, J.P. (coord.). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2. Habitats côtiers. MATE/MAP/MNHN. Paris. 33-150 pp.
- Glud, R.N. 2005. Marine eutrophication and benthic metabolism. In: Wassmann, P., Olli, K. (Eds.) Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Tromsø. pp. 147-154.
- Gómez-Parra, A., Forja, J.M. 1992. Significance of benthic regeneration in nutrient balance in the Bay of Cádiz, south-west Spain (a shallow semi-closed coastal ecosystem). *Science of the Total Environment*. 1992. 1079-1086.
- Gómez-Parra, A., Forja, J.M. 1993. Nutrient benthic fluxes in Cádiz Bay (S.W. Spain). *Hydrobiologia*. 252: 23-34.

- 
- Gordon, A.S., Millero, F.J. 1985. Adsorption mediated decrease in the biodegradation rate of organic compounds. *Microbial Ecology*. 11: 289-298.
- Graf, G., Schulz, T., Peinert, R., Meyer-Reil, L.A. 1983. Benthos response to sedimentation during autumn to spring at shallow water station in the western Kiel bight. I. Analysis of the processes on the community level. *Marine Biology*. 77: 235-246.
- Grall, J., Chauvaud, L. 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*. 8: 813-830.
- Grémare, A., Amouroux, J.M., Charles, F., Dinet, A., Riaux-Gobin, C., Baudart, J., Medernach, L., Bodiou, J.Y., Vétion, G., Colomines, C., Albert. 1997. Temporal changes in the biochemical composition and nutritional value of the particulate deposit-feeders: a two years study. *Marine Ecology Progress Series*. 150: 195-206.
- Gruber, N. 2008. The marine nitrogen cycle: overview and challenges. In: Bronk, D., Mulholland, M., Capone, D., Carpenter, E. (Eds.). *Nitrogen in the Marine Environment*. Academic Press. San Francisco. pp. 1-43.
- Guerra-García, J.M., Tierno de Figueroa, J.M., Navarro-Barranco, C., Ros, M. 2014. Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracarida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*. 85: 508-517.
- Guerrero, M.A., Jones, R.D. 1996. Photoinhibition of marine nitrifying bacteria. I. Wavelength-dependent response. *Marine Ecology Progress Series*. 141: 183-192.
- Håkanson, L. 1994. A review of effect-dose-sensitivity models for aquatic ecosystems. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*. 79: 621-667.
- Hall, P.O.J., Anderson, L.G., Holby, O., Kolberg, S., Samuelsson, M.O. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm: 1. Carbon. *Marine Ecology Progress Series*. 61: 61-73.
- Hall, P.O.J., Hulth, S., Hulth, G., Landen, A., Tengberg, A. 1996. Benthic nutrient fluxes on a basin-wide scale in the Skagerrak (north-eastern North Sea). *Journal of Sea Research*. 35(1-3): 123-137.
- Hancke, K., Glud, R. 2004. Temperature effects on respiration and photosynthesis in three diatom-dominated benthic communities. *Aquatic Microbial Ecology*. 37: 265-281.
- Hardgrave, B.T., Connolly, G.F. 1978. A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compounds across sediment surfaces. *Limnology and Oceanography*. 23(5): 1005-1010.
- Hardgrave, B.T., Burns, N.M. 1979. Assessment of sediment trap collection efficiency. *Limnology and Oceanography*. 24: 1124-1136.
- Hartree, E.F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Analytical Biochemistry*, 48: 422-427.
- Heb, M. 2004. Los sustratos de fondos arenosos. In.: Hofrichter, R. (Ed.) *El Mar Mediterráneo. Parte I*. Omega. Barcelona. pp. 384-403.

- Heilskov, A.C., Holmer, M. 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *Journal of Marine Science*. 58: 427-434.
- Heilskov, A.C., Alperin, M., Holmer, M. 2006. Benthic fauna bio-irrigation effects on nutrient regeneration in fish farm sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 339: 204-225.
- HELCOM, Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission. 2013. Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission. 406 pp.
- Henriksen, K., Rasmussen, M.B., Jensen, A. 1983. Effect of bioturbation on microbial nitrogen transformations in the sediment and fluxes of ammonium and nitrate to the overlying water. *Ecological Bulletins*. 35: 193-205.
- Henriksen, K., Kemp, W.M. 1988. Nitrification in estuarine and coastal marine sediments. In: Blackburn, T.H., Sørensen, J. (Eds.). *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. pp. 207-250.
- Herbert, R.A. 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*. 23: 563-590.
- Hermund, R., Salen-Picard, C., Alliot, E., Degiovanni, C. 2008. Macrofaunal density, biomass and composition of estuarine sediments and their relationship to the river plume of the Rhone River (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 79: 367-376.
- Hermosilla, Z. 2009. Desarrollo metodológico para la correcta evaluación del estado ecológico de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana, en el ámbito de la Directa Marco del Agua, utilizando la clorofila a como parámetro indicador de la calidad. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia. 132 pp.
- Hillebrand, H., Sommer, U. 1997. Response of epilithic microphytobenthos of the Western Baltic Sea to *in situ* experiments with nutrient enrichment. *Marine Ecology Progress Series*. 160: 35-46.
- Hochard, S., Pinazo, C., Rochelle-Newall, E., Pringault, O. 2012. Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: Importance of microphytobenthos and physical forcing. *Ecological Modelling*. 247: 307-318.
- Holmer, M., Kristensen, E. 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 80: 191-201.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Marbá, N. 2003. Sulfur cycling and seagrass (*Posidonia oceanica*) status in carbonate sediments. *Biogeochemistry*. 66: 223-239.
- Huettel, M., Ziebis, W., Forster, S. 1996. Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. *Limnology and Oceanography*. 41: 309-322.
- Huettel, M., Webster, I.T. 2001. Porewater flow in permeable sediments. In: Boudreau, B.P., Jørgensen, B.B. (Eds.). *The benthic boundary layer*. Oxford University. Oxford. pp. 144-179.

- 
- Jahnke, R.A., Nelson, J.R., Marinelli, R.L., Eckman, J.E. 2000. Benthic flux of biogenic elements on the Southeastern US continental shelf: influence of pore water advective transport and benthic microalgae. *Continental Shelf Research*. 20: 109-127.
- Jahnke, R., Richards, M., Nelson, J., Robertson, C., Rao, A., Jahnke, D. 2005. Organic matter remineralization and porewater exchange rates in permeable South Atlantic Bight continental shelf sediments. *Continental Shelf Research*. 25: 1433-1452.
- Jahnke, R.A., Nelson, J.R., Richards, M.E., Robertson, C.Y., Rao, A.M., Jahnke, D.B. 2008. Benthic primary productivity on the Georgia midcontinental shelf: benthic flux measurements and high-resolution continuous *in situ* PAR records. *Journal of Geophysical Research*. 113. C08022.
- Jeffrey, S.W., Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, and c in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*. 167: 191-194.
- Jørgensen, B.B. 1996. Material flux in the sediment. In: Jørgensen, B.B., Richardson, K. (Eds.). *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. American Geophysical Union. Washington DC. pp. 115-135.
- Jørgensen, B.B., Richardson, K. 1996. *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. Coastal and estuarine studies 52. American Geophysical Union. Washington DC. 262 pp.
- Jørgensen, B.B. 2006. Bacteria and marine biogeochemistry. In: Schulz, H.D., Zabel, M. (Eds.). *Marine geochemistry*. Springer-Verlag. Berlin. pp. 169-206.
- Justic, D., Rabalais, N.N., Turner, R.E., Dortch, Q. 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 40: 339-356.
- Karlson, K., Hulth, S., Ringdahl, K., Rosenberg, R. 2005. Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macrofauna and effects on nutrient cycling. *Marine Ecology Progress Series*. 294: 35-49.
- Karydis, M., Kitsiou, D. 2012. Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184: 4931-4984.
- King, R.J., Schramm, W. 1976. Photosynthetic rates of benthic marine algae in relation to light intensity and seasonal variations. *Marine Biology*. 37: 215-222.
- King, D., Galvin, J. 2002. Coastal sediment properties. In: Vincent, L., Demirebilek, Z. (Eds.). *Coastal Engineering Manual. Part III. Engineer Manual 1110-2-1100*. U.S. Army Corps of Engineers. Washington DC.
- Kirk, J.T.O. 2000. *Light & Photosynthesis in aquatic ecosystems* 2edn. Cambridge University Press. Cambridge. 528 pp.
- Klump, J.V., Martens, C.S. 1983. Benthic nitrogen regeneration. In: Carpenter, C., Capone, D.G. (Eds.). *Nitrogen in the marine environment*. Academic Press. Nueva York. 411-457.
- Koulouri, P., Dounas, C., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D., Eleftheriou, A. 2006. Molluscan diversity along a Mediterranean soft bottom sublittoral ecotone. *Scientia Marina*. 70(4): 573-583.

- Kristensen, E., Jensen, M.H., Andersen, T.K. 1985. The impact of polychaete (*Nereis virens* Sars) burrows on nitrification and nitrate reduction in estuarine sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 85: 75-91.
- Kristensen, E. 2000. Organic matter digenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*. 426: 1-24.
- Krom, M.D., Kress, N., Brenner, S., Gordon, L.I. 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography*. 36: 424-432.
- Krom, M.D., Herut, B., Mantoura, R.F.C. 2004. Nutrient budget for the Eastern Mediterranean: implications for phosphorus limitation. *Limnology and Oceanography*. 49(5): 1582-1592.
- Krumbein, W.C., Pettijohn, F.J. 1938. *Manual of sedimentary petrography*. Appleton-Century-Crofts. Nueva York. 549 pp.
- Lampitt, R.S. 1985. Evidence for the seasonal deposition of detritus to the deep-sea floor and its subsequent resuspension. *Deep-Sea Research*. 32: 885-897.
- Leblanc, K., Quéguiner, B., Garcia, N., Rimmelin, P., Raimbault, P. 2003. Silicon cycle in the NW Mediterranean Sea: seasonal study of coastal oligotrophic site. *Oceanologica Acta*. 26: 339-355.
- Lee, J.S., Kim, Y.-T., Shin, K.-H., Hyun, J.-H., Kim, S.-Y. 2011. Benthic nutrient fluxes at longline sea squirt and oyster aquaculture farms and their role in coastal ecosystems. *Aquaculture International*. 19: 931-944.
- Lehtoranta, J., Heiskanen, A.-S. 2003. Dissolved iron: phosphate ratio as an indicator of phosphate release to oxic water of the inner and outer coastal Baltic Sea. *Hydrobiologia*. 492: 69-84.
- Lepoint, G., Gobert, S., Dauby, P. 2004. Contributions of benthic and planktonic primary producers to nitrate and ammonium uptake fluxes in a nutrient-poor shallow coastal area (Corsica, NW Mediterranean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302: 107-122.
- Lewis, D.E., Cerrato, R.M. 1997. Growth uncoupling and the relationship between shell growth and metabolism in the soft shell clam *Mya arenaria*. *Marine Ecology Progress Series*. 158: 177-189.
- Lohrer, A.M., Thrush, S.F., Gibbs, M.M. 2004. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature*. 431: 1092-1095.
- Lohrer, A. M., Hewitt, J.E., Hailes, S.F., Thrush, S.F., Ahrens, M., Halliday, J. 2011. Contamination on sandflats and the decoupling of linked ecological functions. *Austral Ecology*. 36: 378-388.
- Lomas, M.W., Gilbert, P.M. 1999. Interactions between  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  uptake and assimilation: comparison of diatoms and dinoflagellates at several growth temperatures. *Marine Biology*. 133 (3): 541-551.

- 
- López, N.I., Duarte, C.M., Vallespinós, F., Romero, J., Alcoverro, T. 1998. The effect of nutrient additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 224: 155-165.
- Lorenti, M., De Falco, G. 2004. Measurements and characterization of abiotic variables. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.). *Mediterranean Marine benthos: a manual of methods for its sampling and study*. Vol.11 (Suppl. 1). Génova, pp.1-37.
- Lucea, A., Duarte, C.M., Agustí, S., Kennedy, H. 2005. Nutrient dynamics and ecosystem metabolism in the Bay of Blanes (NW Mediterranean). *Biogeochemistry*. 73: 303-323.
- Macdonald, T.A., Burd, B.J., Macdonald, V.I., van Roodselaar, A. 2010. Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2874. Fisheries and Oceans. Sidney. 69 pp.
- MacIntyre, H.L., Geider, R.J., Miller, D.C. 1996. Microphytobenthos: the ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats, 1. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*. 19: 186-201.
- Mantoura, R.F.C., Martin, J.-M., Wollast, R. (Eds.). 1991. *Ocean margin process in global change*. Wiley & Sons. Ltd. Chichester. 469 pp.
- Marinelli, R.L., 1992. Effects of polychaetes on silicate dynamics and fluxes in sediments: Importance of species, animal activity and polychaete effects on benthic diatoms. *Journal of Marine Research*. 50: 745-779.
- Marinelli, R.L., Jahnke, R.A., Craven, D.B., Nelson, J.R., Eckman, J.E. 1998. Sediment nutrient dynamics on the South Atlantic Bight continental shelf. *Limnology and Oceanography*. 43(6): 1305-1320.
- Marsh, J.B., Weinstein, D.B. 1966. A simple charring method for determination of lipids. *Journal of Lipid Research*. 7: 574-576.
- Martí, E., Torres-Gavilá, J., Tena, J., Rodilla, M., Sánchez-Arcilla, A., Mestres, M., Mössö, C. 2007. Temporal changes in mollusk and polychaete communities in the soft bottom of Cullera Bay (Western Mediterranean). *Journal of Coastal Research*. 47: 76-83.
- Martin-Jézéquel, V., Hildebrand, M., Brzezinski, M.A. 2000. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*. 36: 821-840.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*. 227: 504-509.
- Mayer, P., Estruch, V.D., Jover, M. 2012. A two-stage growth model for gilthead sea bream (*Sparus aurata*) based on the thermal growth coefficient. *Aquaculture*. 358-359: 6-13.
- Mazouni, N., Gaertner, J.-C., Deslous-Paoli, J.-M., Landrein, S., Geringer d'Oedenberg, M. 1996. Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 205: 91-113.
- Mc Gill, D.A., 1965. The relative supplies of phosphate, nitrate and silicate in the Mediterranean Sea. *Raport des Procès Verbaux des Réunions de la CIESM, XVIII*. pp. 737-744.

- McLachlan, A., Brown, A. 2006. The ecology of sandy shores. Academic Press. Burlington. 392 pp.
- Meyer-Reil, L.A. 1983. Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the Western Kiel Bight. *Marine Biology*. 77: 247-256.
- Mermillod-Blondin, François-Carcaillet, F., Rosenberg, R. 2005. Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 315: 187-209.
- Mermillod-Blondin, F., Rosenberg, R. 2006. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. *Aquatic Sciences*. 68: 434-442.
- Mermillod-Blondin, F., Lemoine, D., Boisson, J.-C., Malet, E., Montuelle, B. 2008. Relative influences of submersed macrophytes and bioturbating fauna on biogeochemical processes and microbial activities in freshwaters sediments. *Freshwater Biology*. 53: 1969-1982.
- Meybeck, M. 1993. C, N, P, and Si in rivers: from sources to global inputs. In: Wollast, R., Mackenzie, F.T., Chou, L. (Eds.). *C, N, P and Si biogeochemical cycles and global change*. Springer-Verlag. Berlín. pp. 163-93.
- Meysman, F.J.R., Galaktionov, O.V., Cook, P.L.M., Janssen, F., Huettel, M., Middelburg, J.J. 2007. Quantifying biologically and physically induced flow and tracer dynamics in permeable sediments. *Biogeosciences*. 4: 627-646.
- Michaud, E., Desrosiers, G., Mermillod-Blondin, F., Sundby, B., Stora, G. 2005. The functional group approach to bioturbation: the effects of biodiffusers and gallery-diffusers of the *Macoma balthica* community on sediment oxygen uptake. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 326: 77-88.
- Migné, A., Davoult, D., Spilmont, N., Menu, D., Boucher, G., Gattuso, J.-P., Rybarczyk, H. 2002. A closed-chamber CO<sub>2</sub>-flux method for estimating intertidal primary production and respiration under emersed conditions. *Marine Biology*. 140: 865-869.
- Migon, C., Sandroni, V. 1999. Phosphorus in rainwater: partitioning, inputs and impact on the surface coastal ocean. *Limnology and Oceanography*. 44(4): 1160-1165.
- Mills, E.L. 1975. Benthic organisms and the structure of marine ecosystems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32: 1657-1663.
- MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2010. Estudios ecocartográficos del litoral. <http://www.ecocartografias.com>. Consulta: [4-11-2013].
- MMA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Madrid. 662 pp.
- Mistri, M., Fano, E.A., Rossi, R. 2001. Redundancy of macrobenthos from lagoonal habitats in the Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 215: 289-296.
- Mónaco, A., Biscayne, P., Soyer, J., Poklington, R., Heussner, S. 1990. Particle fluxes and ecosystem response on a continental margin: the 1985-1988 Mediterranean ECOMARGE experiment. *Continental Shelf Research*. 10: 809-839.

- 
- Montani, S., Magni, P., Abe, N. 2003. Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Marine Ecology Progress Series*. 249: 79-91.
- Mook, D.H., Hoskin, C.M. 1982. Organic determination by ignition: caution advised. *Estuarine and Coastal Shelf Sciences*. 15:697-699.
- Morán, X.A.G., Estrada, M. 2005. Winter pelagic photosynthesis in the NW Mediterranean. *Deep-Sea Research I*. 52: 1806-1822.
- Morata, T., Sospedra, J., Falco, S., Rodilla, M. 2012. Exchange of nutrients and oxygen across the sediment-water interface below a *Sparus aurata* marine fish farm in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Soils and Sediments*. 12(10): 1623-1632.
- Morata, T., Falco, S., Gadea, I., Sospedra, J., Rodilla, M. 2013. Environmental effects of a marine fish farm of gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the NW Mediterranean Sea on water column and sediment. *Aquaculture Research*.
- Morris, G.L., Fan, J. 1998. Design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use. *Reservoir Sedimentation Handbook*. McGraw-Hill. Nueva York. 848 pp.
- Mortavazi, B., Riggs, A.A., Caffrey, J.M., Genet, H., Phipps, S.W. 2012. The contribution of benthic nutrient regeneration to primary production in a shallow eutrophic estuary, Weeks Bay, Alabama. *Estuaries and Coasts*. 35: 862-877.
- Mortimer, R.J.G., Dawey, J.T., Krom, M.D., Watson, P.G., Frickers, P.E., Clifton R.J. 1999. The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes on the intertidal zone of the Humber Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48(6): 683-699.
- Mösso, C., Sierra, J.P., Mestres, M., Cupul, L., Falco, S., Rodilla, M., Sánchez-Arcilla, A., Gonzalez del Río, J. 2007. The influence of topography on wind-induced hydrodynamics in Cullera Bay. *Journal of Coastal Research*. 47(S1): 17-30.
- Nebra, A., Caiola, N., Ibáñez, C. 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. *Scientia Marina*. 75(3): 577-584.
- Nedwell, D.B., Jickells, T.D., Trimmer, M., Sanders, R. 1999. Nutrients in estuaries. In: Nedwell, D.B., Raffaelli, D.G. (Eds.). *Estuaries*. 29. *Advances in Ecological Research*. pp. 43-92.
- Newell, R. 1979. *Biology of intertidal animals*, 3<sup>a</sup> Ed. Marine Ecological Surveys. Faversham. 781 pp.
- Newell, R.C., Field, J.G. 1983. The contribution of bacteria and detritus to carbon and nitrogen flow in a benthic community. *Marine Biology Letters*. 4: 23-26.
- Niencheski, L.F., Jahnke, R.A. 2002. Benthic respiration and inorganic nutrient fluxes in the Estuary Region of Patos Lagoon (Brazil). *Aquatic Geochemistry*. 8 (3): 135-152.
- Nieto, L. 2000. El medi subaquàtic a la Safor. CEIC Alfons El Vell. Gandía. 107 pp.
- Ni Longphuir, S., Clavier, J., Grall, J., Chauvad, L., Le Loc'h, F., Le Berre, I., Flye-Sainte-Marie, J., Richard, J., Leynaert, A. 2007. Primary production and spatial distribution of subtidal microphytobenthos in a temperate coastal system, the Bay of Brest, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74: 367-380.

- Ní Longphuirt, S., Ragueneau, O., Chauvaud, L., Martin, S., Jean, F., Thouzeau, G., Leynaert, A. 2009. Diurnal heterogeneity in silicic acid fluxes in shallow coastal sites: causes and implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 82: 495-502.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*. 41: 199-219.
- Nizzoli, D., Bartoli, M., Viaroli, P. 2007. Oxygen and ammonium dynamics during a farming cycle of the bivalve *Tapes philippinarum*. *Hydrobiologia*. 587: 25-36.
- Nogaro, G., Charles, F., De Mendonça Jr., J.B., Mermillod-Blondin, F., Stora, G., François-Carcaillet, F. 2008. Food supply impacts sediment reworking by *Nereis diversicolor*. *Hydrobiologia*. 598(1): 403-408.
- Occhipinti Ambrogi, A.O., Forni, G., Silvestri, C. 2009. The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. *Marine Ecology*. 30: 495-504.
- Olivos, A., Masó, M., Camp, J. 2002. Continental runoff of nutrients and their possible influence over stoichiometric ratios (DIN:P:Si) in the northeastern Mediterranean waters of Spain (Catalan Sea). *Ciencias Marinas*. 28(4): 393-406.
- Orban, E., Di Lena, G., Nevigato, T., Casini, I., Marzetti, A., Caproni, R. 2002. Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chemistry*. 77: 57-65.
- Ortega, T., Ponce, R., Forja, J.M., Gómez-Parra, A. 2002. Inorganic carbon fluxes at the water-sediment interface in five littoral systems in Spain (Southern Europe). *Hydrobiologia*. 469: 109-116.
- Ortega, T., Ponce, R., Forja, J., Gómez-Parra, A. 2005. Fluxes of dissolved inorganic carbon in three estuarine systems of the Cantabrian Sea (north of Spain). *Journal of Marine Systems*. 53: 125-142.
- Ortega, T., Ponce, R., Forja, J., Gómez-Parra, A. 2008. Benthic fluxes of dissolved inorganic carbon in the Tinto-Odiel system (SW of Spain). *Continental Shelf Research*. 28: 458-469.
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck Jr, K.L., Hughes, R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.L. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56(12): 987-996.
- Ospina-Alvarez, N., Caetano, M., Vale, Santos-Echeandía, J., Bernárdez, P., Prego, R. 2014. Exchange of nutrients across the sediment-water interface in intertidal ria systems (SW Europe). *Journal of Sea Research*. 85: 349-358.
- Pairaud, I.L., Gatti, J., Bensoussan, N., Verney, R., Garreau, P. 2011. Hydrology and circulation in a coastal area off Marseille: validation of a nested 3D model with observations. *Journal of Marine Systems*. 88: 20-33.
- Pastor, L., Deflandre, B., Viollier, E., Cathalot, C., Metzger, E., Rabouille, C., Escoubeyrou, K., Lloret, E., Pruski, A.M., Vétion, G., Desmalades, M., Buscail, R., Grémare, A. 2011. Influence of the organic matter composition on benthic oxygen demand in the Rhône River prodelta (NW Mediterranean Sea). *Continental Shelf Research*. 31: 1008-1019.

- 
- Pauly, D., Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. 374: 225-257.
- Paytan, A., McLaughlin, K. 2007. The oceanic phosphorus cycle. *Chemical Reviews*. 107: 563-576.
- Pejrup, M., Valeur, J., Jensen, A. 1996. Vertical fluxes of particulate matter in Aarhus Bight, Denmark. *Continental Shelf Research*. 16(8): 1047-1064.
- Pelletier, M., Gold, A.J., Heltshe, J.F., Buffum, H.W. 2010. A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*. 10: 1037-1048.
- Peña, D. 2002. *Análisis de datos multivariantes*. McGrawHill. Madrid. 539 pp.
- Pérès, J.M., Picard, J. 1964. *Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée*. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume. 31 (47): 1-37.
- Pernetta, J.C., Milliman, J.D. (Eds.). 1995. *Land-ocean interactions in the coastal zone*. Implementation plan. IGBP Report n° 33: Estocolmo. 215 pp.
- Perissinotto, R., Nozais, C., Kibirige, I. 2002. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton and microphytobenthos in a South African temporally-open estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 55: 47-58.
- Pfannschmidt, S., Heb, M., Melzer, R., Hofrichter, R., Wüike, M., Türkay, M., Herzer, K. 2004. Hábitats y biocenosis. In: Hofrichter, R. (Eds.) *El Mar Mediterráneo*. Parte I. Omega. Barcelona. pp. 288-423.
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo, J., Hernández, M.D., García-García, B. 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short-term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. *Aquaculture Research*. 43: 66-74.
- Pihl, L., Rosenberg, R. 1984. Food selection and consumption of the shrimp *Crangon crangon* in some shallow marine areas in western Sweden. *Marine Ecology Progress Series*. 15: 159-168.
- Pinedo, S., Jordana, E. 2008. Spain (Catalonian and Balearic Islands). In: Carletti, A., Heiskanen, A.-S. (Eds.). *Water Framework Directive Intercalibration Technical Report*. Part 3: coastal and transitional waters. JRC, Scientific and Technical Reports. EUR 23838 EN/3: 62-70.
- Plante-Cuny, M.R. 1974. Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophyl-a fonctionnelle et en phaeopigments des substrates meubles marins. O.R.S.T.O.M. Nosy-Bé. 45 pp.
- Pohl, C., Fernández-Otero, E. 2012. Iron distribution and speciation in oxic and anoxic waters of the Baltic Sea. *Marine Chemistry*. 145-147: 1-15.
- Pokryfki, L., Randall, R.E. 1987. Nearshore hypoxia in the bottom water of the northwestern Gulf of Mexico from 1981 to 1984. *Marine Environmental Research*. 22(1): 75-90.

- Pratihary, A.K., Naqvi, S.W.A., Naik, H., Thorat, B.R., Narvenkar, G., Manjunatha, B.R., Rao, V.P. 2009. Benthic fluxes in a tropical Estuary and their role in the ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85: 387-398.
- Probert, P.K., Read, G.B., Grove, S.L., Rowden, A.A. 2001. Macrobenthic polychaete assemblages of the continental shelf and upper slope off the west coast of the South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 35: 971-984.
- Puig, P., Palanques, A., Guillén, J. 2001. Near-bottom suspended sediment variability caused by storms and near-intertidal waves on the Ebro mid continental shelf (NW Mediterranean). *Marine Geology*. 178: 81-93.
- Puigserver, M., Monerris, N. 2010. Abundance patterns of the toxic phytoplankton in coastal waters of the Balearic Archipelago (NW Mediterranean Sea): a multivariate approach. *Hydrobiologia*. 644: 145-157.
- Pusceddu, A., Sarà, G., Armeni, M., Fabiano, M., Mazzola, A. 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*. 397: 59-70.
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M., Danovaro, R. 2004. Quantity and biochemical composition of organic matter in marine sediments. In: Gambi M.C., Dappiano M. (Eds.). *Mediterranean Marine Benthos: A Manual of methods for its sampling and study*. Biologia Marina Mediterranea. Vol.11 (Suppl. 1). Génova. pp. 39-53.
- Pusceddu, A., Gambi, C., Zeppilli, D., Bianchelli, S., Danovaro, R. 2009. Organic matter composition, metazoan meiofauna and nematode biodiversity in Mediterranean deep-sea sediments. *Deep-Sea Research II*. 56: 755-762.
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C., Danovaro, R. 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: significance of meiofaunal rare taxa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 93: 420-430.
- Qu, W., Morrison, R.J., West, R.J., Su, C. 2005. Diagenetic stoichiometric and benthic nutrient fluxes at the sediment-water interface of Lake Illawarra, Australia. *Hydrobiologia*. 537: 249-264.
- Ragueneau, O., Tréguer, P., Leynaert, A., Anderson, R.F., Brzezinski, M.A., DeMaster, D.J., Dugdale, R.C., Dymind, J., Fischer, G., François, R., Heinze, C., Maier-Reimer, E., Martin-Jézéquel, V., Nelson, D.M., Quéguiner, B. 2000. A review of the Si cycle in the modern ocean: recent progress and missing gaps in the application of biogenic opal as a paleoproductivity proxy. *Global and Planetary Change*. 26: 317-365.
- Raimonet, M., Ragueneau, O., Andrieux-Loyer, F., Philippon, X., Kerouel, R., Le Goff, M., Mémery, L. 2013. Spatio-temporal variability in benthic silica cycling in two macrotidal estuaries: causes and consequences for local to global studies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 119: 31-43.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A. 1963. The influence of the organisms on the composition of seawater. In: *The Sea*, Vol 2. Hill M.N. Nueva York. pp 26-77.
- Ribera d'Alcalà, M., Conversano, F., Corato, F., Licandro, P., Mangoni, O., Marino, D., Mazzacchi, M.G., Modigh, M., Montresor, M., Nardella, M., Saggiomo, V., Sarno, D.,

- 
- Zingone, A. 2004. Seasonal patterns in plankton communities in plurianual time series at a coastal Mediterranean site (Gulf of Naples): an attempt to discern recurrences and trends. *Scientia Marina*. 68: 65-83.
- Rice, D.L. 1982. The detritus nitrogen problem: new observations and perspectives from organic geochemistry. *Marine Ecology Progress Series*. 9: 153-162.
- Risgaard, S., Christensen, P.B., Nielsen, L.P. 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series*. 126 (1-3): 111-121.
- Risgaard-Petersen, N. 2003. Coupled nitrification-denitrification in autotrophic and heterotrophic estuarine sediments: on the influence of benthic microalgae. *Limnology and Oceanography*. 48(1): 93-105.
- Rodríguez, J. 2010. *Ecología 2ª ed. Pirámide*. Madrid. 504 pp.
- Rueda, J.L., Smaal, A.C. 2004. Variation of the physiological energetics of the bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) within an annual cycle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 301: 141-157.
- Rueda, J.L., Gofas, S., Urra, J., Salas, C. 2009. A highly diverse molluscan assemblage associated with eelgrass beds (*Zostera marina* L.) in the Alboran Sea: micro-habitat preference, feeding guilds and biogeographical distribution. *Scientia Marina*. 73(4): 679-700.
- Rullkötter, J. 2006. Organic matter: the driving force for early diagenesis. In: Schulz, H.D., Zabel, M. (Eds.). *Marine geochemistry*. Springer-Verlag. Berlin. pp. 125-168.
- Sabatés, A., Salat, J., Olivar, M.P. 2001. Advection of continental waters as an export mechanism for anchovy, *Engraulis encrasicolus*, larvae. *Scientia Marina*. 65(1): 77-88.
- Sakamaki, T., Nishimura, O., Sudo, R. 2006. Tidal time-scale variation in nutrient flux across the sediment-water interface of an estuarine tidal flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67: 653-663.
- Sala, M.M., Peters, F., Gasol, J.M., Pedrós-Alió, C., Marrasé, C., Vaqué, D. 2002. Seasonal and spatial variations in the nutrient limitation of bacterioplankton growth in the northwestern Mediterranean. *Aquatic Microbial Ecology*. 27: 47-56.
- Salat, J., Cruzado, A. 1981. Masses d'eau dans la Méditerranée Occidentale: Mer Catalane et eaux adjacentes. *Rapport Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée*. 27(6): 201-209.
- Salat, J. 1995. The interaction between the Catalan and Balearic currents in the southern Catalan Sea. *Oceanologica Acta*. 18(2): 227-234.
- Sánchez-Arcilla, A., González-Marco, D., Bolaños, R. 2008. A review of wave climate and prediction along the Spanish Mediterranean coast. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 8: 1217-1228.
- Sandroni, V., Raimbault, C., Migon, C., Garcia, N., Gouze, E. 2007. Dry atmospheric deposition and diazotrophy as sources of new nitrogen to Northwestern Mediterranean oligotrophic surface waters. *Deep-Sea Research I*. 54(11): 1859-1870.

- Sandwell, D.R., Pilditch, C.A., Lohrer, A.M. 2009. Density dependent effects of an infaunal suspension-feeding bivalve (*Austrovenus stutchburyi*) on sandflat nutrient fluxes and microphytobenthic productivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 373 (1): 16-25.
- Sansone, F.J., Pawlak, G., Stanton, T.P., McManus, M.A., Glazer, B.T., Decarlo, E.H., Bandet, M., Sevadjan, J., Stierhoff, K., Colgrove, C., Herbert, A.B., Chen, I.C. 2008. Kilo Nalu: Physical/biogeochemical dynamics above and within permeable sediments. *Oceanography*. 21: 173-178.
- Sardá, R., Pinedo, S., Gremare, A., Taboada, S. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 1446-1453.
- Sargent, J.R.C., Hopkins, C.C.E., Seiring, J.V., Youngson, A. 1983. Partial characterization of organic material in surface sediments from Balsfjorden, northern Norway, in relation to its origin and nutritional value of sediment-ingesting animals. *Marine Biology*. 76: 87-94.
- Schwinghamer, P., Hargrave, B., Peer, D., Hawkins, C.M. 1986. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Marine Ecology Progress Series*. 31: 131-142.
- Sebastiá, M.-T., Rodilla, M., Sanchis, J.-A., Altur, V., Gadea, I., Falco, S. 2012. Influence of nutrient inputs from a wetland dominated by agriculture on the phytoplankton community in a shallow harbor at the Spanish Mediterranean coast. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 152: 10-20.
- Sebastiá, M.-T., Rodilla, M. 2013. Nutrient and phytoplankton analysis of a Mediterranean coastal area. *Environmental Management*. 51: 225-240.
- Sebastiá, M.-T., Rodilla, M., Falco, S., Sanchis, J.-A. 2013. Analysis of the effects of wet and dry seasons on a Mediterranean river basin: consequences for coastal waters and its quality management. *Ocean & Coastal Management*. 78: 45-55.
- Segura-Noguera, M. 2007. Relació entre la distribució de nutrients i oxígen dissolt i la composició elemental del fitoplancton a la Mar Catalana (N-O Mar Mediterrània). Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona. 242 pp.
- Shepard, F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay relations. *Journal of Sedimentary Petrology*. 24: 151-158.
- Sigmon, D.E., Cahoon, L.B. 1997. Comparative effects of benthic microalgae and phytoplankton on dissolved silica fluxes. *Aquatic Microbial Ecology*. 13: 275-284.
- Simboura, N., Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*. 3/2: 77-111.
- Siokou-Frangou, I., Christaki, U., Mazzocini, M.G., Montresor, M., Ribera d'Alcalà, M., Vaqué, D., Zingone, A. 2010. Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeoscience*. 7: 1543-1586.

- 
- Smayda, T.J. 1983. The phytoplankton of estuaries. In: Ketchum, B. (Ed.). *Ecosystems of the world*. 26. Estuaries and enclosed seas. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. pp 62-102.
- Smayda, T.J. 2005. Eutrophication and phytoplankton. In: Wassmann, P., Olli, K. (Eds.) *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. University of Tromsø. pp 89-98.
- Smith, V.H. 2002. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*. 10(2): 126-139.
- Smith, V.H. 2006. Response of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography*. 51(1,2): 377-384.
- Solan, M., Batty, P., Bulling, M.T., Godbold, J.A. 2008. How biodiversity affects ecosystem processes implications for ecological revolutions and benthic ecosystem function. *Aquatic Biology*. 2(3): 289-301.
- Specchiulli, A., Renzi, M., Scirocco, T., Cilenti, L., Florio, M., Breber, P., Focardi, S., Bastianoni, S. 2010. Comparative study based on sediment characteristics and macrobenthic communities in two Italian lagoons. *Environmental Monitoring and Assessment*. 160: 237-256.
- Stefanija, S., Mladen, S., Nada, K. 2009. The influence of organic matter and phytoplankton pigments on the distribution of bacteria in sediments of Kaštela Bay (Adriatic Sea). *Scientia Marina*. 73(1): 83-94.
- Sundbäck, K., Miles, A., Göransson, E. 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Marine Ecology Progress Series*. 200: 59-76.
- Sundbäck, K., Miles, A., Hulth, S., Pihl, L., Engström, P., Selander, E., Svenson, A. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during inhibition of macroalgal blooms in shallow bays. *Marine Ecology Progress Series*. 246: 115-126.
- Sundbäck, K., McGlathery, K. 2005. Interactions between benthic microalgal and microalgal mats. In: Kristensen, E., Haese, R.R., Kostka, J.E. (Eds.). *Interactions between macro- and microorganisms in marine sediments*. AGU Series: Coastal and Estuarine Studies. Vol. 60. Washington DC. pp 7-29.
- Taddei, D., Cuet, P., Frouin, P., Esbelin, C., Clavier, J. 2008. Low community photosynthetic quotient in coral reef sediments. *Comptes Rendus Biologies*. 331: 668-677.
- Tang, M., Kristensen, E. 2007. Impact of microphytobenthos and macrofauna on temporal variation of benthic metabolism in shallow coastal sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 349: 99-112.
- Teasdale, P.R., Minett, A.I., Dixon, K., Lewis, T.W., Batley, G.E. 1998. Practical improvements for redox potential (Eh) measurements and the application of a multiple-electrode redox probe (MERP) for characterising sediment *in situ*. *Analytica Chimica Acta*. 367: 201-213.
- Tebble, N. 1966. *British bivalve seashells*. Royal Scottish Museum-BMNHN. Londres. 212 pp.

- Tegelaar, E.W., de Leeuw, J.W., Derenne, S., Largeau, C. 1989. A reappraisal of kerogen formation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 53(11): 3103-3016.
- ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*. 69: 69-77.
- Thorbergssdóttir, I.M., Gíslason, S.R., Ingvason, H.R. and Einarsson, Á. 2004. Benthic oxygen flux in the highly productive subarctic Lake Myvatn, Iceland: *in situ* benthic flux chamber study. *Aquatic Ecology*. 38: 177-189.
- Thouzeau, G., Grall, J., Clavier, J., Chauvaud L., Jean, F., Leynaert, A., Ní Longphuirt, S., Amice, E., Amouroux, D. 2007. Spatial and temporal variability of benthic biogeochemical fluxes associated with macrophytic and macrofaunal distributions in the Thau lagoon (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72 (3):432-446.
- Trujillo, A.P., Thurman, H.V. 2011. *Essentials of oceanography*, 10<sup>th</sup> edition. Pearson Prentice Hall. Nueva Jersey. 551 pp.
- Tselepidis, A., Papadopoulou, K.-N., Podaras, D., Plaiti, W., Koutsoubas, D. 2000a. Macrobenthic community structure over the continental margin of Crete (South Aegean Sea, NE Mediterranean). *Progress in Oceanography*. 46: 401-428.
- Tselepidis, A., Polychronaki, T., Marrale, D., Akoumianaki, I., Dell'Anno, Pusceddu, A., Danovaro, R. 2000b. Organic matter composition of the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean). *Progress in Oceanography*. 46: 311-344.
- Tyler, A.C., McGlathery, K.J., Anderson, I.C. 2003. Benthic algae control sediment-water column fluxes of organic and inorganic nitrogen compounds in a temperate lagoon. *Limnology and Oceanography*. 48(6): 2125-2137.
- UNEP, United Nations Environment Programme. 2006. *Marine and coastal ecosystems and human well-being. A synthesis report based on the findings of the millennium ecosystem assessment*. UNEP. Nairobi. 76 pp.
- Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research*. 29: 93-153.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10: 109-122.
- Valeur, J.R. 1994. Resuspension mechanisms and measuring methods. In: Floderus, S., Heiskanen, A., Olesen, M., Wassmann, P. (Eds.). *Sediment trap studies in the Nordic Countries*. Marine Biological Laboratory. Helsingor. pp. 185-203.
- Venturini, N., Pita, A.L., Burgnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M., Muniz, P. 2011. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Río de la Plata estuary): linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 112: 139-152.
- Vezzulli, L., Fabiano, M. 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 86: 27-37.

- 
- Viaroli, P., Bartoli, M., Bondavalli, C., Christian, R.R. 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environments. *Hydrobiologia*. 329: 105-119.
- Viaroli, P., Christian, R. 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index-TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators*. 3: 237-250.
- Vidal, M., Romero, J., Camp, J. 1989. Sediment-water nutrient fluxes: preliminary results of *in situ* measurements in Alfacas Bay, Ebro River Delta. *Scientia Marina*. 53(2-3): 505-511.
- Vidal, M., Morguá, J.-A., Latasa, M., Romero, J., Camp, J. 1992. Factors controlling spatial variability in ammonium release within an estuarine bay (Alfacas Bay, Ebro Delta, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*. 235-236: 519-525.
- Vidal, M., Morguá, J.-A., Latasa, M., Romero, J., Camp, J. 1997. Factors controlling seasonal variability of benthic ammonium release and oxygen uptake in Alfacas Bay (Ebro Delta, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*. 350: 169-178.
- Vidal, M., Morguá, J.-A. 2000. Close and delayed benthic-pelagic coupling in coastal ecosystems: the role of physical constraints. *Hydrobiologia*. 429: 105-113.
- Vila, M., Masó, M. 2005. Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. *Scientia Marina*. 69(1): 31-45.
- Viollier, E., Rabouille, C., Apitz, S.E., Breuer, E., Chaillou, G., Dedieu, K., Furukawa, Y., Grenz, C., Hall, P., Janssen, F., Morford, J.L., Poggiale, J.-C., Roberts, S., Schimmiel, T., Taillefert, M., Tengberg, A., Wenzhöfer, F., Witte, U. 2003. Benthic biogeochemistry: state of the art technologies and guidelines for the future of *in situ* survey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 285-286: 5-31.
- Wang, X.C., Lee, C. 1993. Adsorption and desorption of aliphatic amines, amino acids and acetate by clay minerals and marine sediments. *Marine Chemistry*. 44: 1-23.
- Wenzhöfer, F., Glud, R.N. 2004. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O<sub>2</sub> dynamics: effects of fauna activity. *Limnology and Oceanography*. 49 (5): 1471-1481.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3<sup>rd</sup> ed. Academic Press. San Diego. 1006 pp.
- Williamson, P., Wallace, D.W.R., Law, C.S., Boyd, P.W., Collos, Y., Croot, P., Denman, K., Riebesell, U., Takeda, S., Vivian, C. 2012. Ocean fertilization for geoengineering: a review of effectiveness, environmental impacts and emerging governance. *Process Safety and Environmental Protection*. 9: 475-488.
- Windom, H., Niencheski, F. 2003. Biogeochemical processes in a freshwater-seawater mixing zone in permeable sediments along the coast of Southern Brazil. *Marine Chemistry*. 83: 121-130.
- Wollast, R. 2002. Continental margins-review of geochemical settings. In: Wefer, G., Billet, D., Hebbeln, D., Jørgensen B.B., Schlüter, M., van Weering, T.C.E. (Eds.). *Ocean margin systems*. Springer-Verlag. Berlín. pp:15-31.

- Woodroffe, C.D. 2002. Coasts: form, process and evolution. Cambridge University Press. Cambridge. 623 pp.
- Yvon-Durocher, G., Jones, J.I., Trimmer, M., Woodward, G., Montoya, J.M. 2010. Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Sciences.* 365.
- Zalmon, I.R., Macedo, I.M., Rezende, C.E., Falcão, A.P.C., Almeida, T.C. 2013. The distribution of macrofauna on the inner continental shelf of Southeastern Brazil: The major influence of an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 130: 169-178.
- Zehr, J.P., Ward, B.B. 2002. Nitrogen cycling in the ocean: new perspectives on processes and paradigms. *Applied and Environmental Microbiology.* 68(3): 1015-1024.



**anexo I: DIAGRAMAS DE CAJA Y BIGOTES  
DE LAS VARIABLES DE LA COLUMNA DE  
AGUA**



Diagrama de caja y bigotes de la temperatura obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

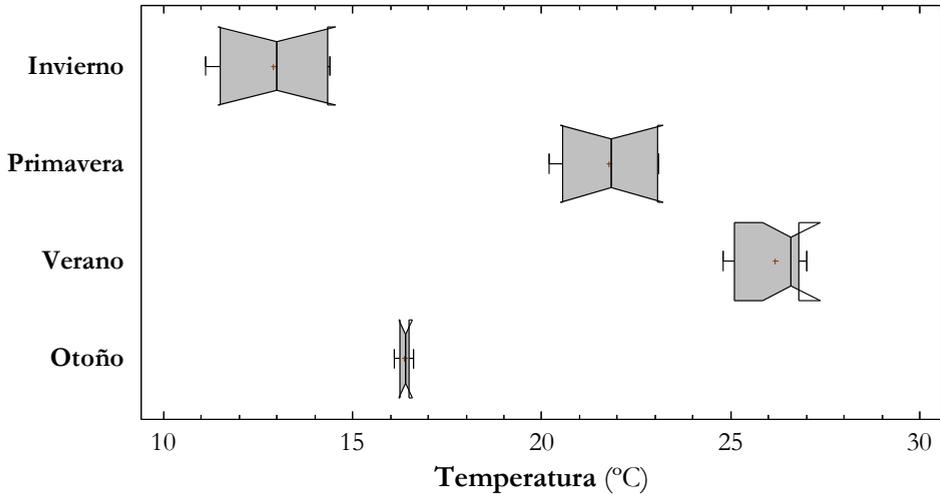


Diagrama de caja y bigotes de la salinidad obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

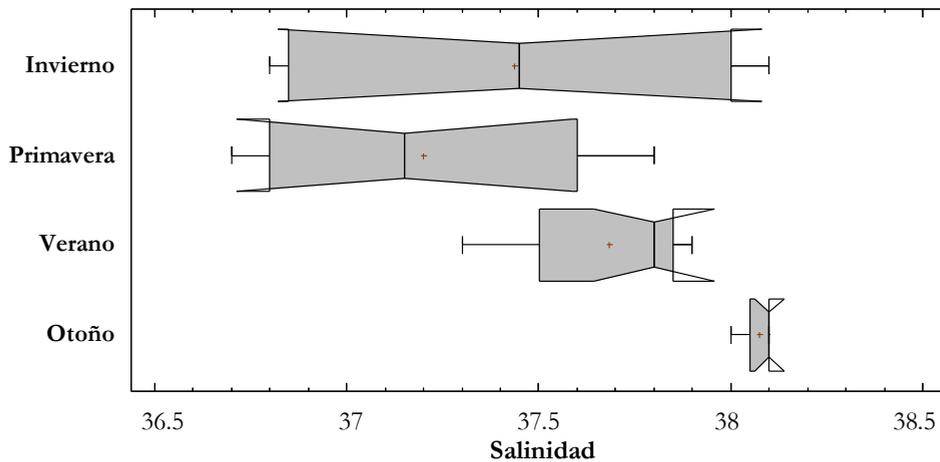


Diagrama de caja y bigotes de los sólidos suspendidos obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

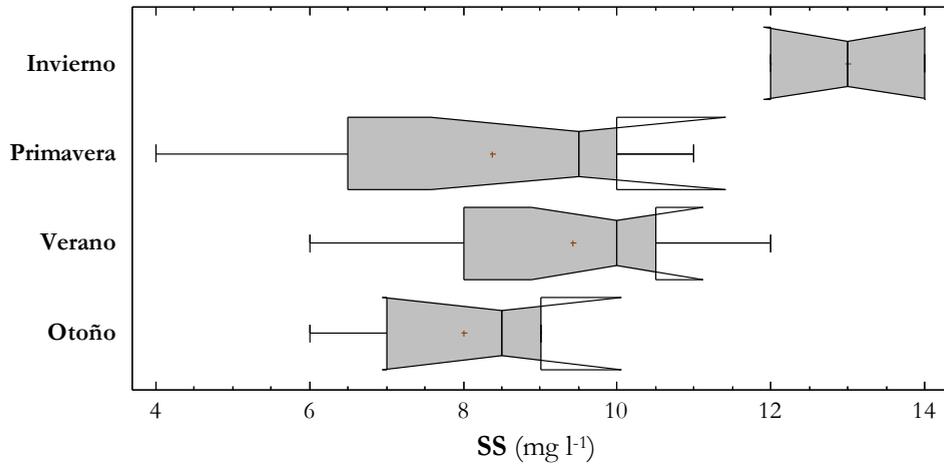
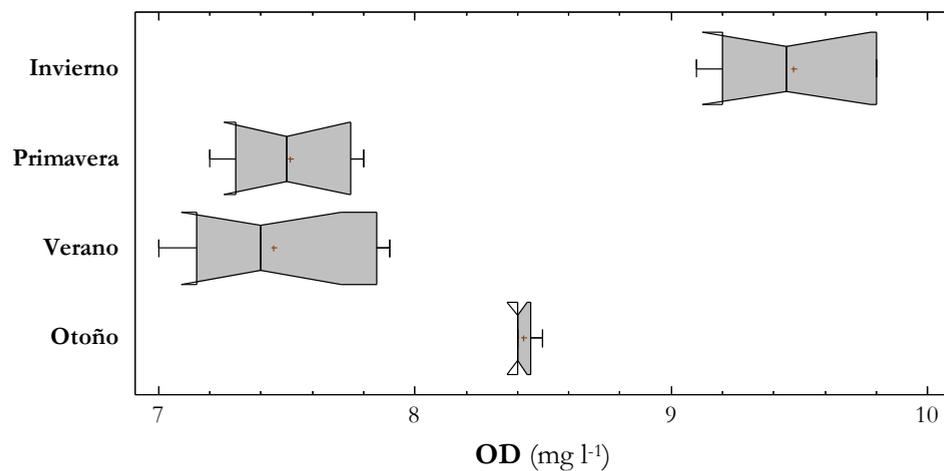


Diagrama de caja y bigotes del oxígeno disuelto obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.



Diagramas de caja y bigotes de las variables de la columna de agua

Diagrama de caja y bigotes de nitrógeno inorgánico disuelto obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

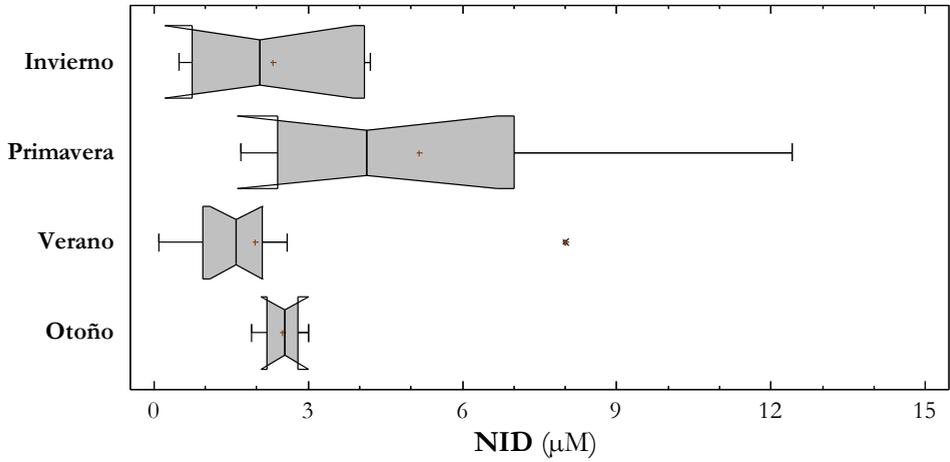


Diagrama de caja y bigotes del fosfato obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

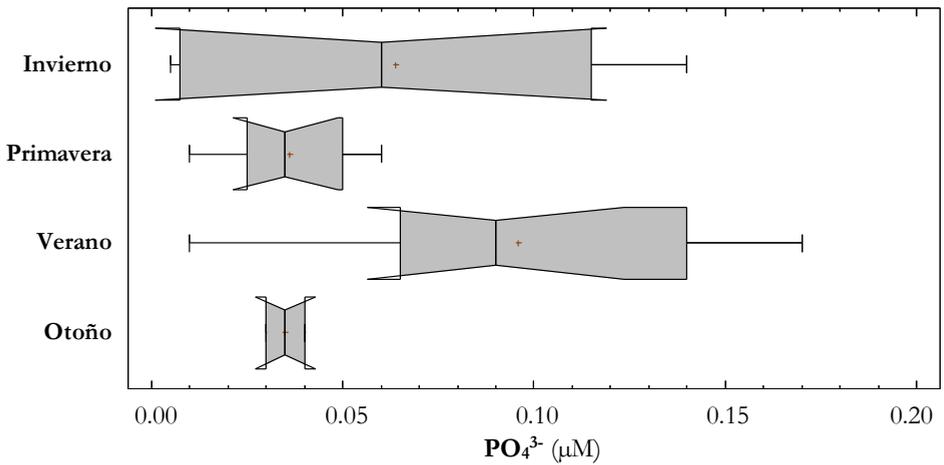


Diagrama de caja y bigotes del fósforo total obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.

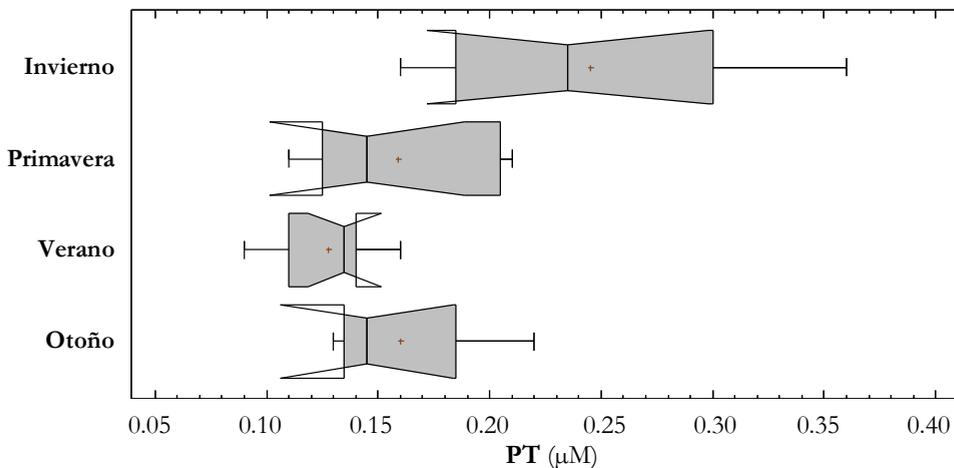
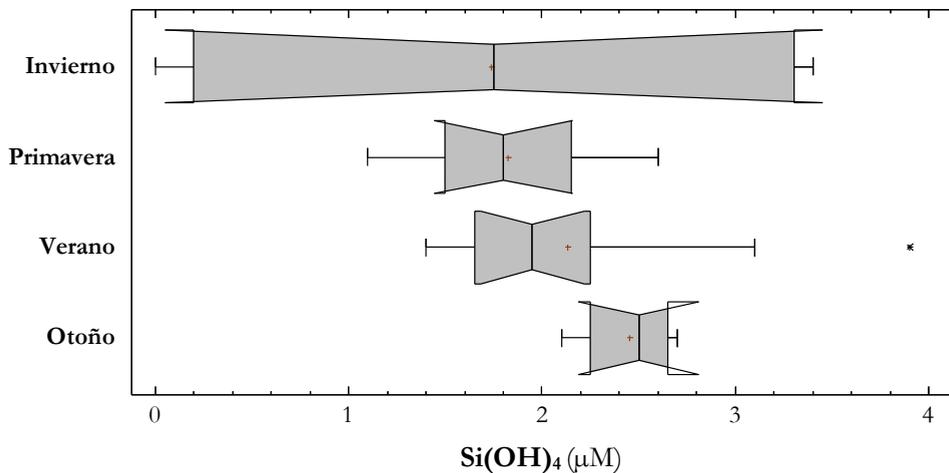
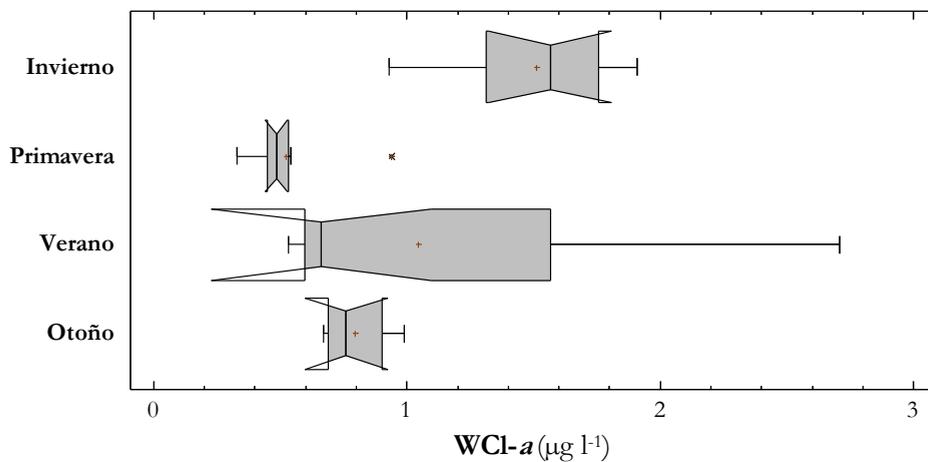


Diagrama de caja y bigotes del ácido ortosilícico obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.



### Diagramas de caja y bigotes de las variables de la columna de agua

Diagrama de caja y bigotes de la clorofila *a* obtenido en la columna de agua para las distintas campañas.





## **anexo II: LISTADO TAXONÓMICO**



**Phylum: Annelida**

- **Classis: Polychaeta (Grube, 1850)**
  - **Ordo: Capitellida (Fauchald, 1977?)**
    - Familia: Capitellidae (Grube, 1862)
      - Genus: Heteromastus (Eisig, 1887)
        - Species: Heteromastus filiformis (Claparède, 1864)
      - Notomastus (Sars, 1850)
        - Notomastus latericius (Sars, 1861)
    - Maldanidae (Malmgren, 1867)
      - Euclymene (Verrill, 1900)
  - **Cirratulida (Dales, 1963)**
    - Cirratulidae (Carus, 1863)
      - Cirratulus (Lamarck, 1818)
        - Cirratulus cirratus (O. F. Müller, 1776)
  - **Eunicida (Uschakov, 1955?)**
    - Dorvilleidae (Chamberlin, 1919)
      - Schistomeringos (Jumars, 1974)
        - Schistomeringos neglecta (Fauvel, 1923)
    - Eunicidae (Berthold, 1827)
      - Marphysa (Quatrefages, 1865)
        - Marphysa sanguinea (Montagu, 1815)
    - Lumbrineridae (Schmarda, 1861)
    - Onuphidae (Kinberg, 1865)
      - Onuphis (Audouin & Milne Edwards, 1833)
        - Onuphis eremita (Audouin & Milne Edwards, 1833)
  - **Orbiniinida (Dales, 1963?)**
    - Orbiniidae (Hartman, 1942)
      - Scoloplos (Blainville, 1828)
        - Scoloplos armiger (Müller, 1776)
    - Paraonidae (Cerruti, 1909)
      - Aricidea (Webster, 1879)
        - Aricidea cerruti (Laubier, 1966)
        - Aricidea suecica (Eliason, 1920)
      - Paradoneis (Hartman, 1965)
        - Paradoneis armata (Glémarec, 1966)
        - Paradoneis drachi (Laubier & Ramos, 1974)

- Paraonides (Cerruti, 1909)
  - Paraonides neapolitana (Cerruti, 1909)
- **Phyllodocida (Dales, 1962)**
  - Glyceridae (Grube, 1850)
    - Glycera (Savigny, 1818)
      - Glycera tessellata (Grube, 1840)
  - Nephtyidae (Grube, 1850)
    - Micronephtys (Friedrich, 1939)
      - Micronephtys stammeri (Augener, 1932)
    - Nephtys (Cuvier, 1817)
      - Nephtys hombergii (Savigny in Lamarck, 1818)
      - Nephtys hystricis (McIntosh, 1900)
  - Pholoidae (Kinberg, 1858)
    - Pholoe (Johnston, 1839)
      - Pholoe inornata (Johnston, 1839)
  - Phyllodocidae (Örsted, 1843)
    - Eteone (Savigny, 1818)
    - Phyllodoce (Lamarck, 1818)
      - Phyllodoce maculata (Linnaeus, 1767)
  - Pilargidae (de Saint-Joseph, 1899)
    - Sigambra (Müller, 1858)
      - Sigambra tentaculata (Treadwell, 1941)
  - Sigalionidae (Malmgren, 1867)
    - Sigalion (Audouin & Milne Edwards in Cuvier, 1830)
      - Sigalion squamosus (Delle Chiaje, 1830)
  - Syllidae (Grube, 1850)
    - Exogone (Örsted, 1845)
- **Sabellida (Levinson, 1883)**
  - Oweniidae (Rioja, 1917)
    - Galathowenia (Kirkegaard, 1959)
      - Galathowenia oculata (Zachs, 1932)
    - Owenia (Delle Chiaje, 1844)
      - Owenia fusiformis (Delle Chiaje, 1844)
  - Sabellidae (Latreille, 1825)
    - Chone (Krøyer, 1856)
      - Chone duneri (Malmgren, 1867)

- **Spionida (Rouse & Fauchald, 1997)**
  - Magelonidae (Cunningham & Ramage, 1888)
    - Magelona (F. Müller, 1858)
      - Magelona filiformis (Wilson, 1959)
      - Magelona johnstoni (Fiege, Licher & Mackie, 2000)
      - Magelona minuta (Eliason, 1962)
  - Spionidae (Grube, 1850)
    - Prionospio (Malmgren, 1867)
      - Prionospio steenstrupi (Malmgren, 1867)
- **Terebellida (Rouse & Fauchald, 1997)**
  - Ampharetidae (Malmgren, 1866)
    - Melinna (Malmgren, 1866)
      - Melinna palmata (Grube, 1870)
  - Pectinariidae (Savigny, 1818)
    - Lagis (Malmgren, 1866)
      - Lagis koreni (Malmgren, 1866)

## Arthropoda

- **Malacostraca (Latreille, 1802)**
  - **Amphipoda (Latreilli, 1816)**
    - Ampeliscidae (Krøyer, 1842)
      - Ampelisca (Krøyer, 1842)
        - Ampelisca brevicornis (Costa, 1853)
    - Atylidae (Lilljeborg, 1865)
      - Atylus (Leach, 1815)
        - Atylus massiliensis (Bellan-Santini, 1975)
    - Bathyporeiidae (d'Udeken d'Acoz, 2011)
      - Bathyporeia (Lindström, 1855)
        - Bathyporeia pelagica (Bate, 1856)
    - Ischyroceridae (Stebbing, 1899)
      - Siphonoecetes (Krøyer, 1845)
        - Siphonoecetes sabatieri (de Rouville, 1894)
    - Leucothoidae (Dana, 1852)
      - Leucothoe (Leach, 1814)
    - Lysianassidae (Dana, 1849)
    - Maeridae (Krapp-Schikel, 2008)

- Elasmopus (Costa, 1853)
  - Elasmopus rapax (Costa, 1853)
- Urothoidae (Bousfield, 1978)
  - Urothoe (Dana, 1852)
    - Urothoe poseidonis (Reibish, 1905)
- Bodotriidae (T. scott, 1901)
  - Iphinoe (Bate, 1856)
    - Iphinoe serrate (Norman, 1867)
- **Cumacea (Krøyer, 1846)**
- **Decapoda (latreilli, 1803)**
  - Crangonidae (Haworth, 1825)
    - Philocheras (Stebbing, 1900)
      - Philocheras monacanthus (Holthuis, 1961)
  - Diogenidae (Ortmann, 1892)
    - Diogenes (Dana, 1851)
      - Diogenes pugilator (Roux, 1829)
- **Mysida (Boas, 1883)**
  - Mysidae (Haworth, 1825)
    - Gastrosaccus (Norman, 1868)
      - Gastrosacus sanctus (Van Beneden, 1861)
    - Anchialina (Norman & Scott, 1906)
      - Anchialina agilis (Sars G.O., 1877)
  - Apseudidae (Leach, 1813)
    - Apseudes (Leach, 1813)
      - Apseudes bacescui (Gutu, 2002)

## Chaetognatha

### Echinodermata (Bruguière, 1791 [ex Klein, 1734])

- Echinoidea (Leske, 1778)
  - Spatangoida (L. Agassiz, 1840a)
    - Loveniidae (Lambert, 1905)
      - Echinocardium (Gray, 1825)
- Ophiuroidea (Gray, 1840)
  - Ophiurida (Müller & Troschel, 1840)
    - Ophiuridae (Müller & Troschel, 1840)

- Ophiura (Lamarck, 1801)  
 Ophiura alba (Lyman, 1878)

## **Mollusca**

- **Bivalvia (Linnaeus, 1758)**
  - **Anomalodesmata (Dall, 1889)**
    - Pandoridae (Rafinesque, 1815)
      - Pandora (Bruguière, 1797)
        - Pandora inaequalis (Linnaeus, 1758)
        - Pandora pinna (Montagu, 1803)
    - Pharidae (H. Adams & A. Adams, 1856)
      - Phaxas (Leach in Gray, 1852)
        - Phaxas adriaticus (Coen, 1933)
    - Thraciidae (Stoliczka, 1870 (1839))
      - Thracia (Blainville, 1824)
        - Thracia phaseolina (Lamarck, 1818)
  - **Lucinoida (Gray, 1854)**
    - Lucinidae (Fleming, 1828)
      - Loripes (Poli, 1791)
        - Loripes lucinallis (Lamarck, 1818)
      - Lucinella (Monterosato, 1884)
        - Lucinella divaricata (Linnaeus, 1758)
      - Myrtea (Turton, 1822)
        - Myrtea spinifera (Montagu, 1803)
  - **Veneroida (Gray, 1854)**
    - Donacidae (Fleming, 1828)
      - Donax (Linnaeus, 1758)
        - Donax semistriatus (Poli, 1795)
        - Donax vittatus (da Costa, 1778)
    - Mactridae (Lamarck, 1809)
      - Mactra (Linnaeus, 1767)
        - Mactra stultorum (Linnaeus, 1758)
      - Spisula (Gray, 1837)
        - Spisula subtruncata (da Costa, 1778)
    - Montacutidae (W. Clark, 1855)
      - Tellymia (T. Brown, 1827)

- Tellymia ferruginosa (Montagu, 1808)
- Semelidae (Stoliczka, 1870)
  - Abra (Lamarck, 1818)
    - Abra tenuis (Montagu, 1803)
- Tellinidae (Blainville, 1814)
  - Tellina (Linnaeus, 1758)
    - Tellina albicans (Gmelin, 1791)
    - Tellina donacina (Linnaeus, 1758) (*Moerella donacina* (Linnaeus, 1758))
    - Tellina fabula (Gmelin, 1791)
    - Tellina tenuis (da Costa, 1778)
- Veneridae (Rafinesque, 1815)
  - Chamelea (Mörch, 1853)
    - Chamelea gallina (Linnaeus, 1758)
  - Dosinia (Scopoli, 1777)
    - Dosinia lupinus (Linnaeus, 1758)
- **Gastropoda (Cuvier, 1795)**
  - **Littorinimorpha (Golikov & Starobogatov, 1975)**
    - Naticidae (Guilding, 1834)
      - Neverita (Risso, 1826)
        - Neverita josephina (Risso, 1826)
  - **Neogastropoda (Wenz, 1938)**
    - Buccinidae (Rafinesque, 1815)
      - Chauvetia (Monterosato, 1884)
        - Chauvetia turritellata (Deshayes, 1835)
    - Nassariidae (Iredale, 1916 (1835))
      - Nassarius (Duméril, 1805)
        - Nassarius pygmaeus (Lamarck, 1822)

## Nematoda

## Nemertea

## Sipuncula

**anexo III: DIAGRAMAS DE CAJA Y  
BIGOTES DE LOS FLUJOS DIARIOS EN  
LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA**



Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de oxígeno disuelto.

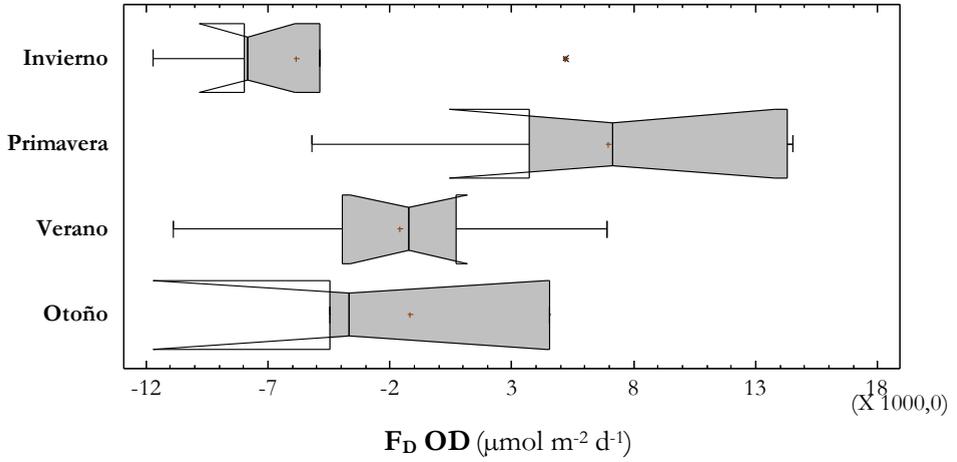


Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de amonio.

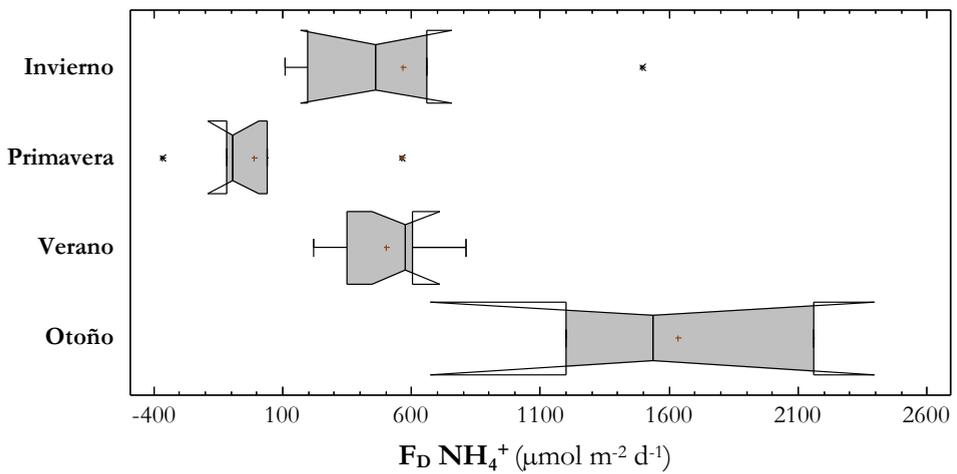


Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de nitrito y nitrato.

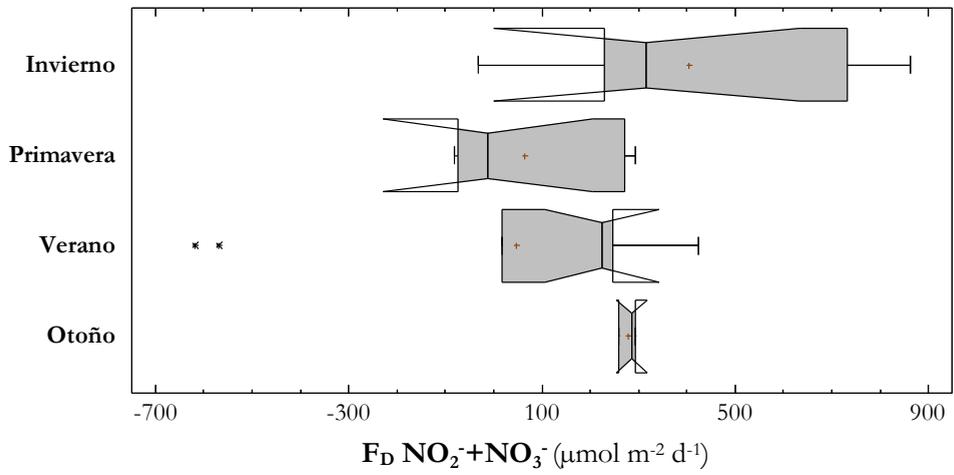


Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de nitrógeno inorgánico disuelto.

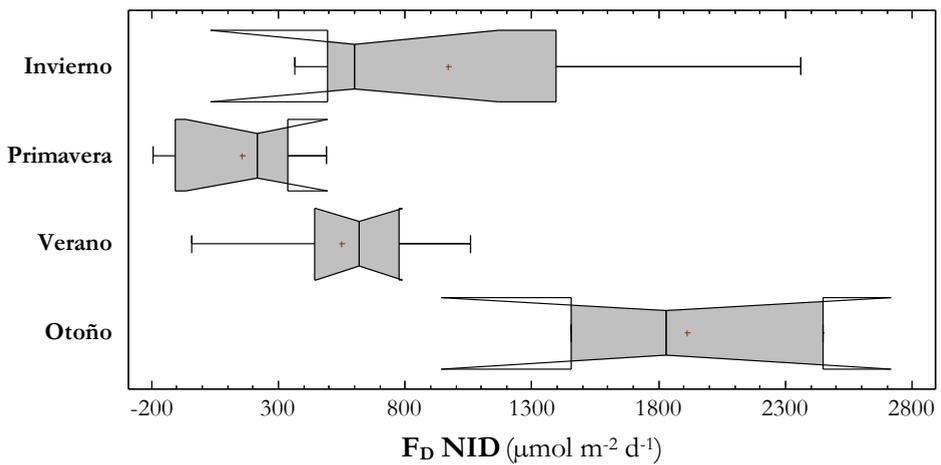


Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de fosfato.

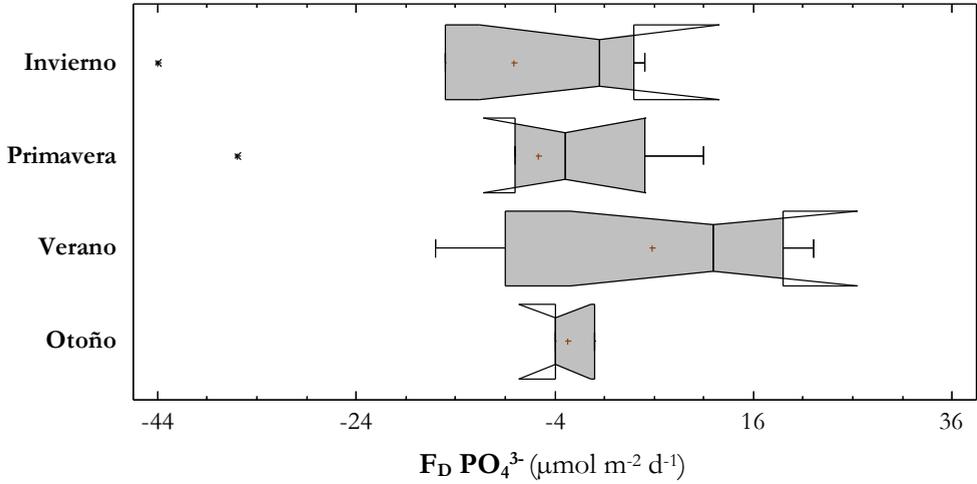
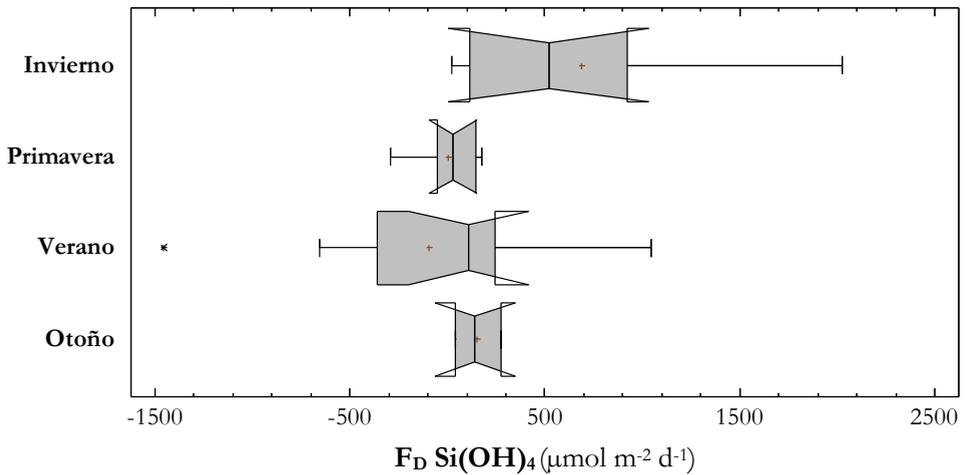


Diagrama de caja y bigotes de los flujos diarios de ácido ortosilícico.





**anexo IV: DIAGRAMAS DE CAJA Y  
BIGOTES DEL EXPERIMENTO DE  
INCUBACIÓN CON ENRIQUECIMIENTO  
ORGÁNICO**



Diagrama de caja y bigotes de la materia orgánica presente en el sedimento.

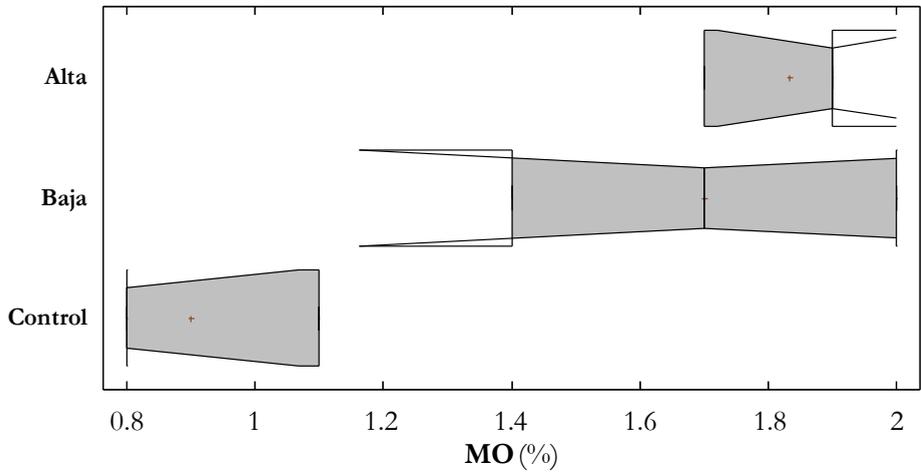


Diagrama de caja y bigotes de las proteínas presentes en el sedimento.

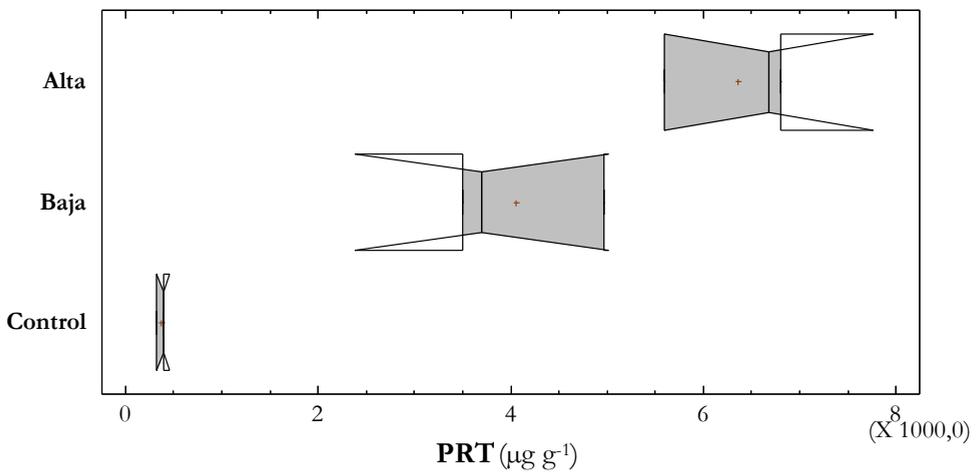


Diagrama de caja y bigotes de los carbohidratos presentes en el sedimento.

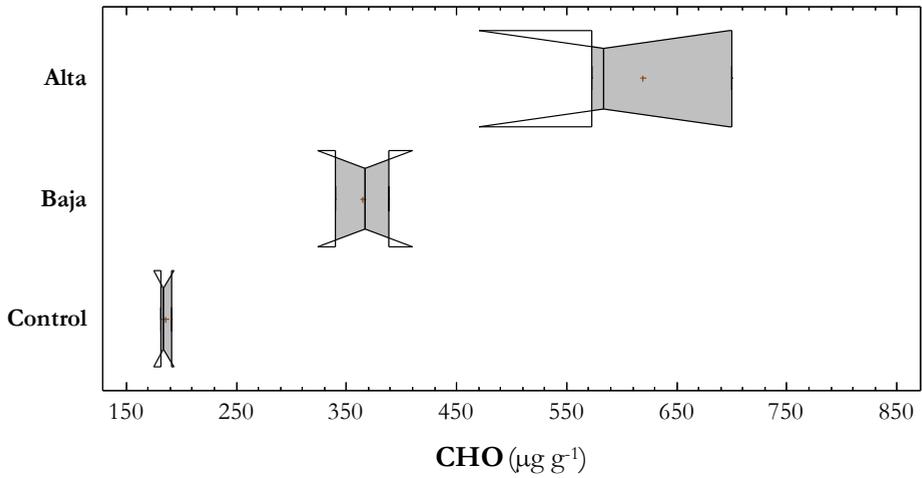
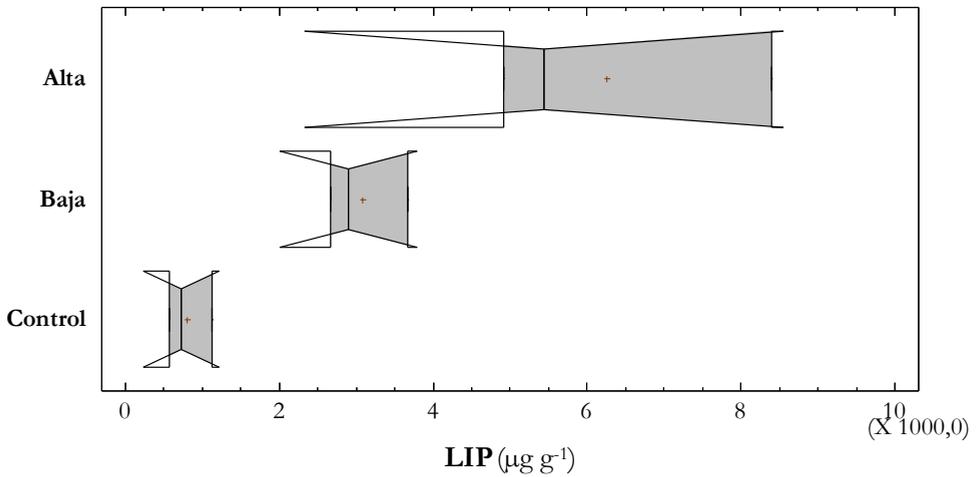


Diagrama de caja y bigotes de los lípidos presentes en el sedimento.



Diagramas de caja y bigotes del experimento de incubación con enriquecimiento orgánico

Diagrama de caja y bigotes del carbono biopolimérico presente en el sedimento.

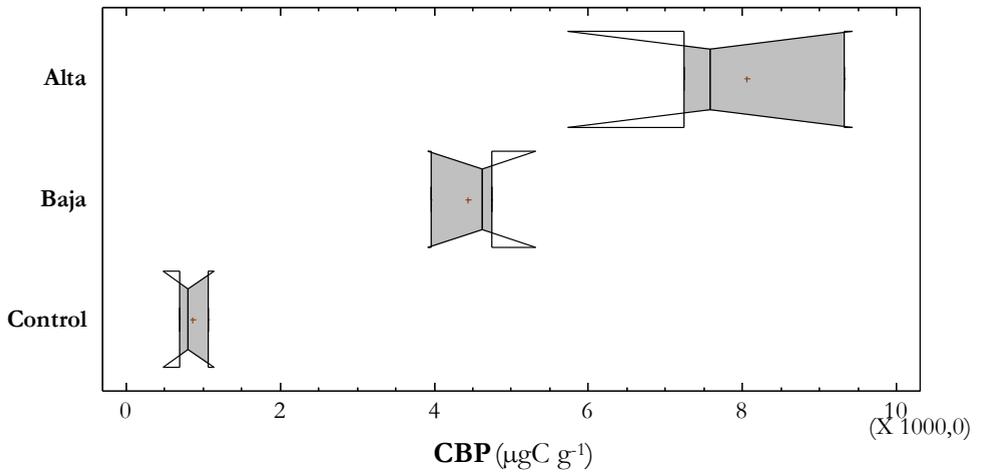


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de oxígeno disuelto.

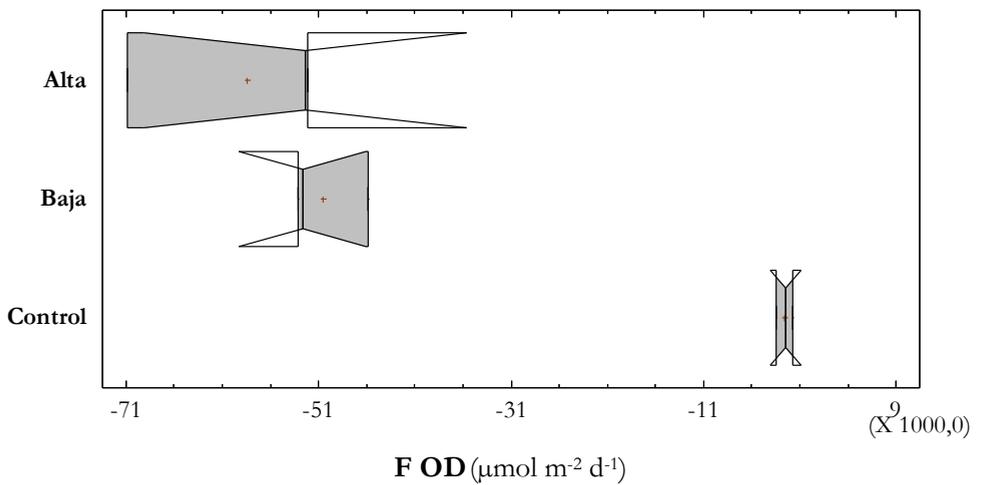


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de amonio.

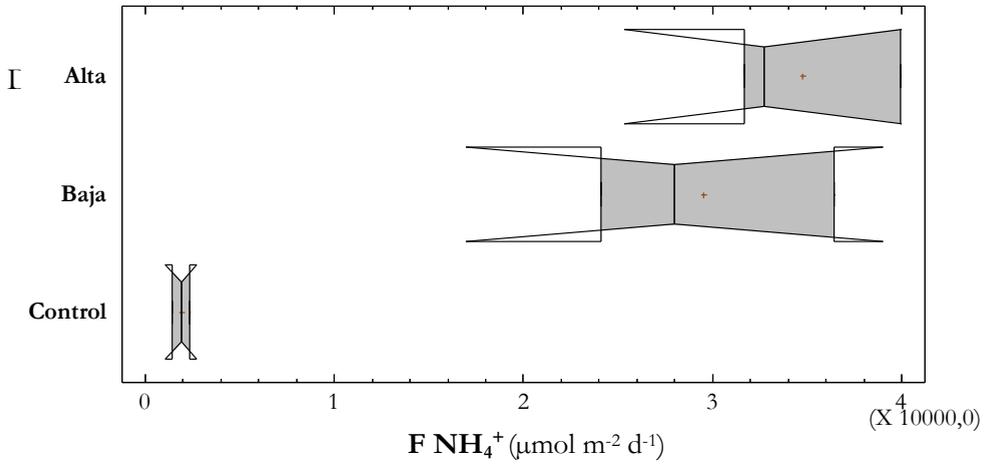


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de nitrito y nitrato.

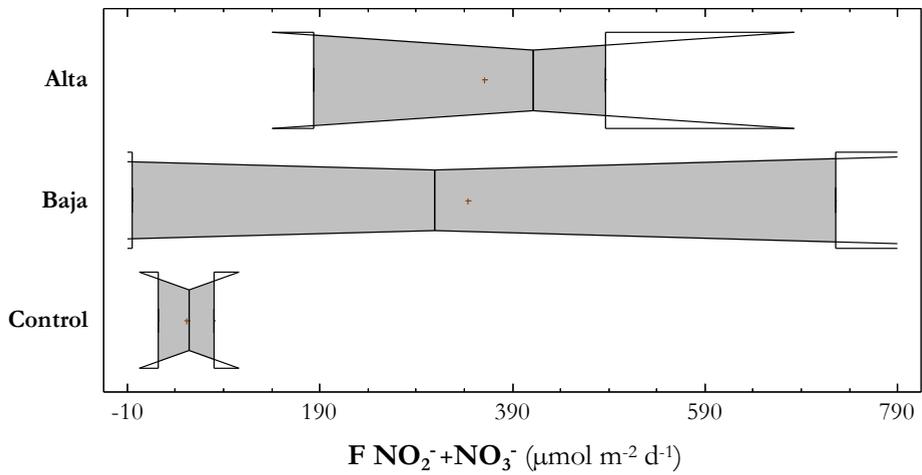


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de nitrógeno inorgánico disuelto.

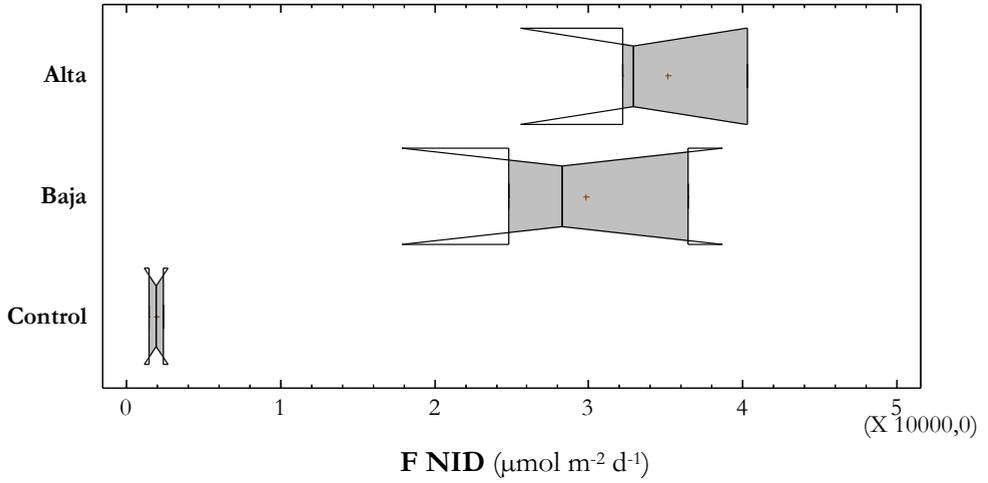


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de fosfato.

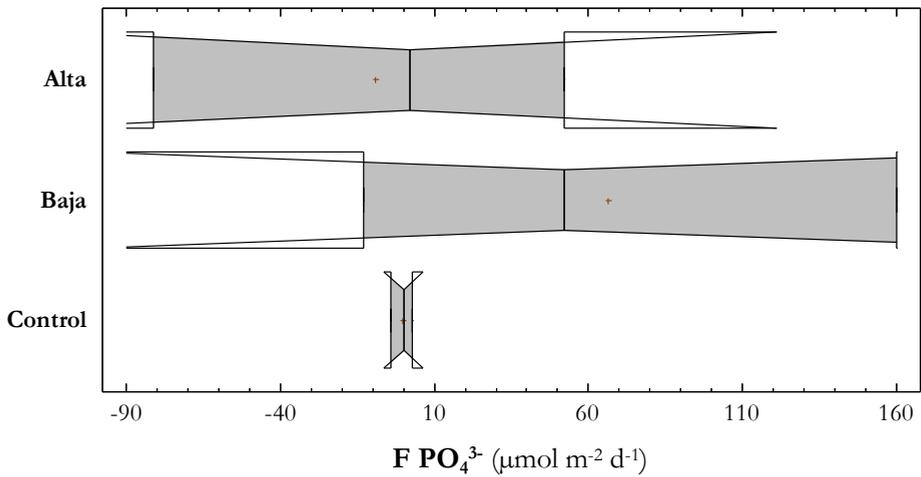
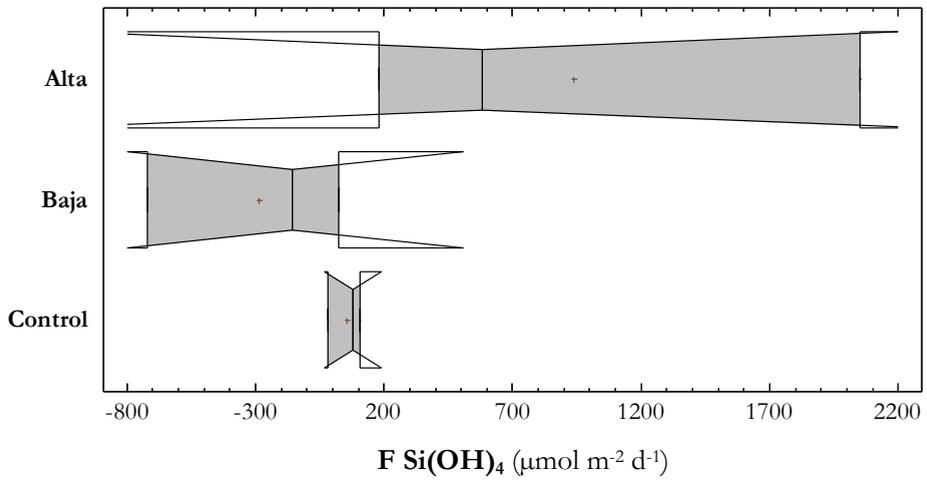


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de ácido ortosilícico.



**anexo V: DIAGRAMAS DE CAJA Y BIGOTES  
DEL EXPERIMENTO DE INCUBACIÓN  
CON *SPISULA SUBTRUNCATA***



Diagrama de caja y bigotes de la materia orgánica presente en los sedimentos.

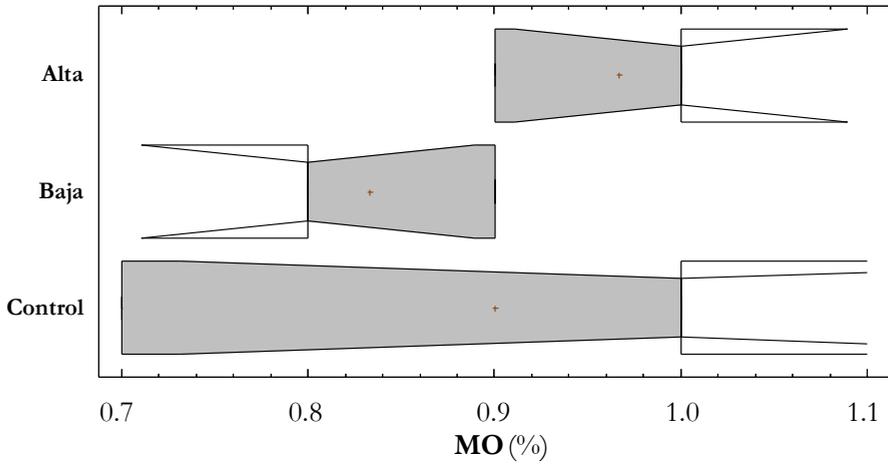


Diagrama de caja y bigotes de la clorofila *a* presente en los sedimentos

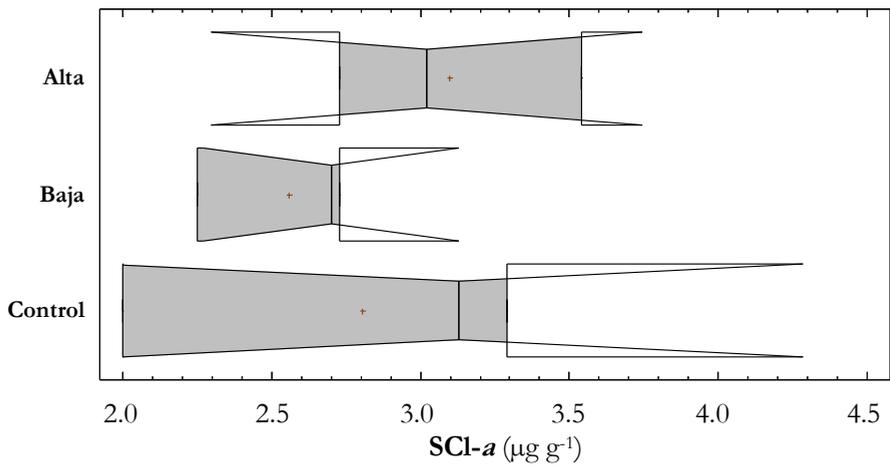


Diagrama de caja y bigotes de los feopigmentos presentes en los sedimentos

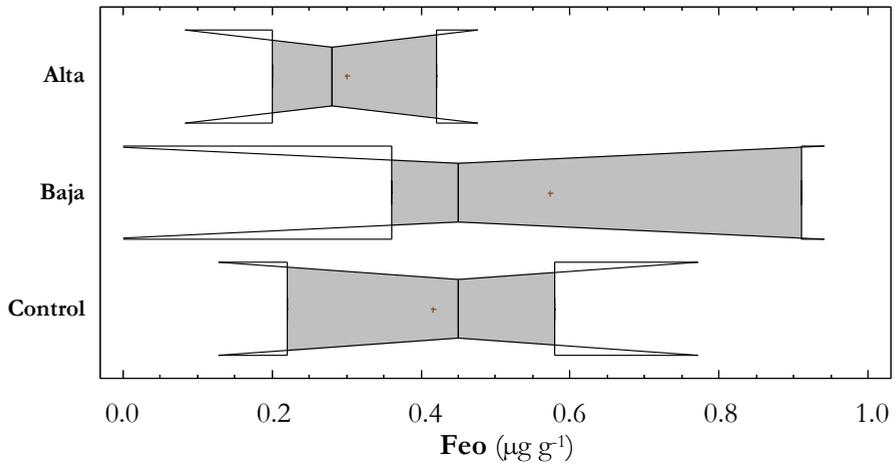


Diagrama de caja y bigotes de las proteínas presentes en los sedimentos.

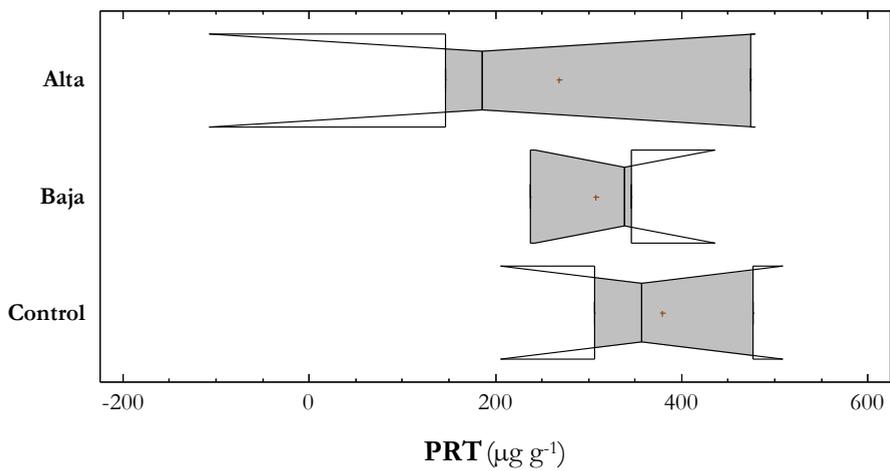


Diagrama de caja y bigotes de los carbohidratos presentes en los sedimentos.

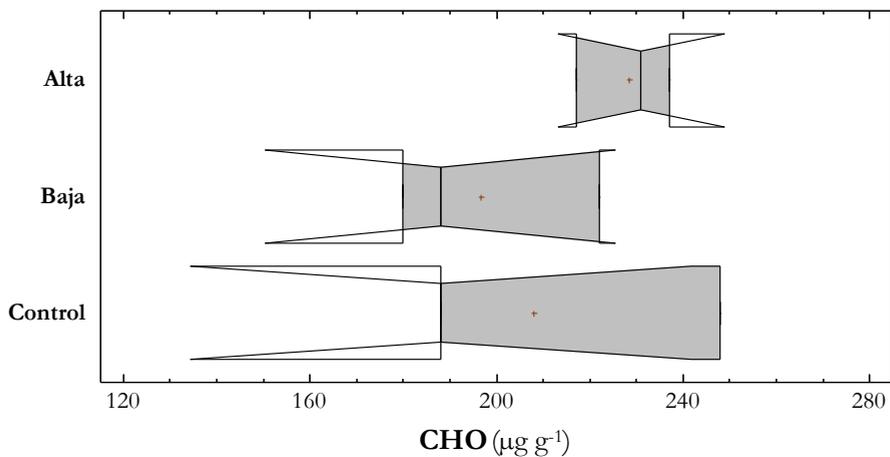


Diagrama de caja y bigotes de los lípidos presentes en los sedimentos

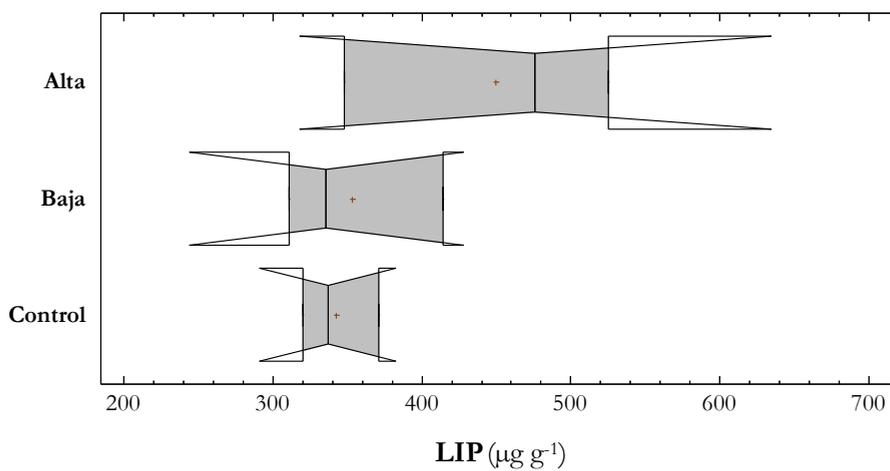


Diagrama de caja y bigotes del carbono biopolimérico presente en los sedimentos

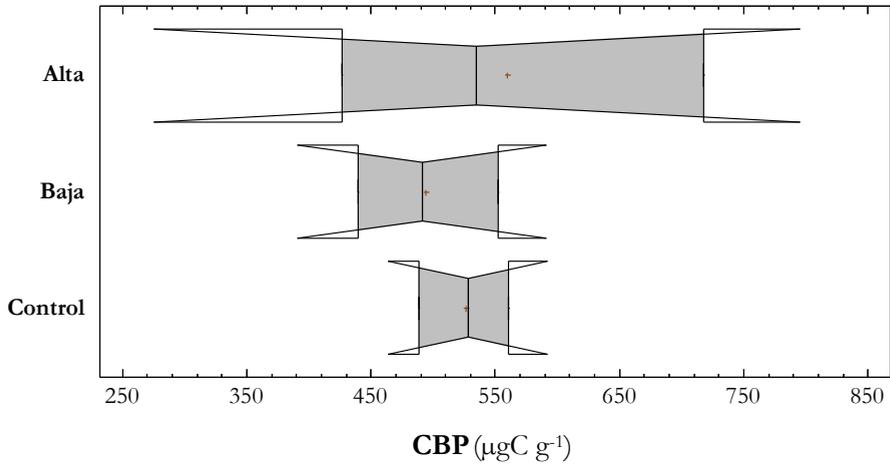


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de oxígeno disuelto.

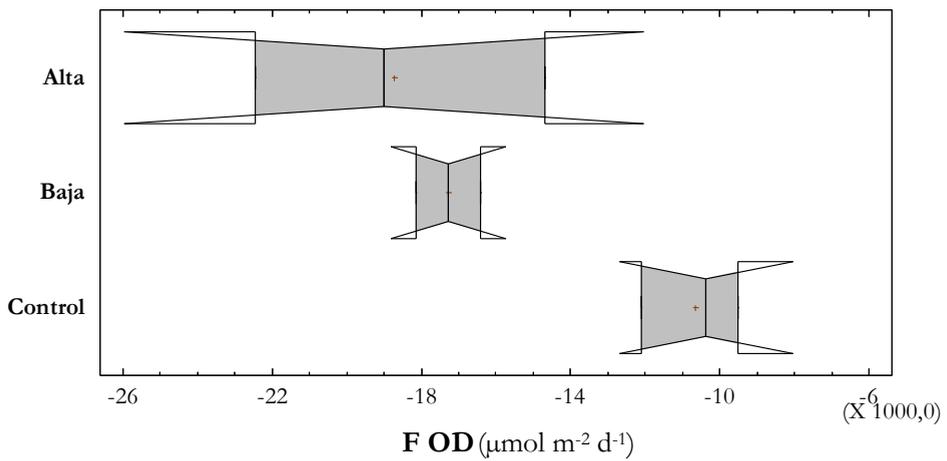


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de amonio.

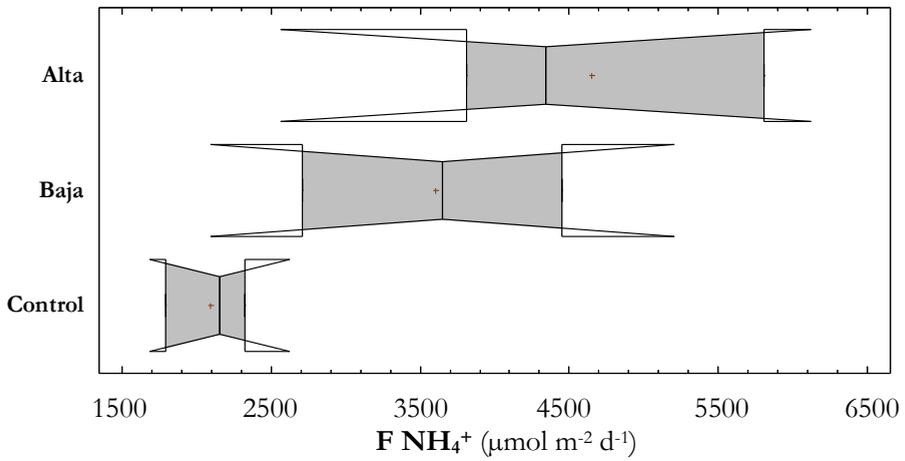


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de nitrito y nitrato.

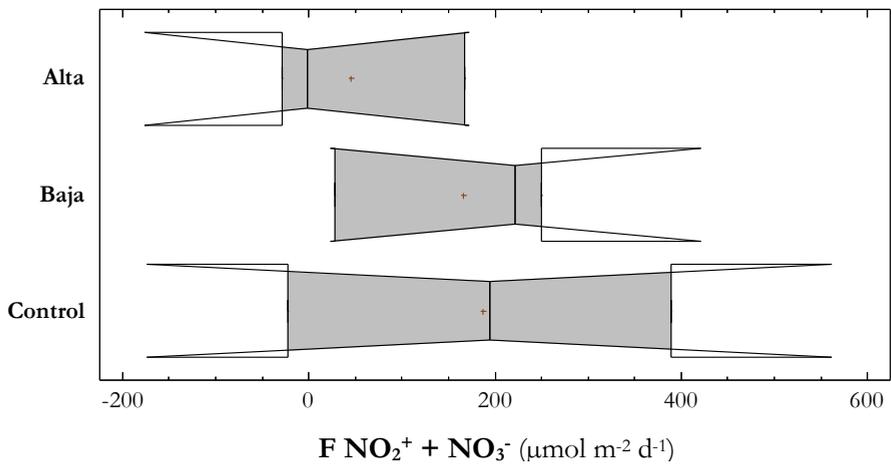


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de nitrógeno inorgánico disuelto.

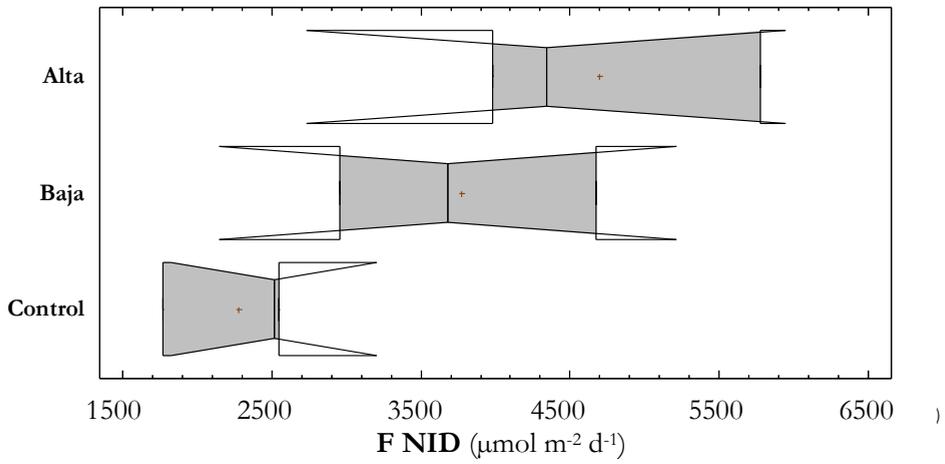


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de fosfato.

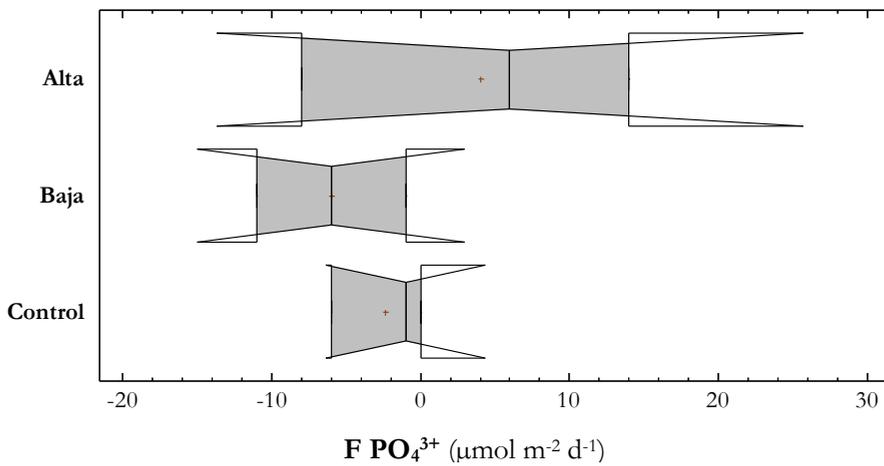


Diagrama de caja y bigotes de los flujos de ácido ortosilícico.

