

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE



**FLUJOS DE NUTRIENTES A TRAVÉS DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA EN
FONDOS DE ARENAS FINAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES FÍSICO-
QUÍMICOS DEL SEDIMENTO**

Javier Sospedra Ciscar

Diciembre de 2010

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Universidad Politécnica de Valencia

**FLUJOS DE NUTRIENTES A TRAVÉS DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA EN
FONDOS DE ARENAS FINAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES FÍSICO-
QUÍMICOS DEL SEDIMENTO**

Trabajo final de Máster

Programa de Doctorado en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Javier Sospedra Ciscar

Directores:

Eduardo Cassiraga

Silvia Falco Giaccaglia

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1.El litoral	
1.2. Los nutrientes en los ecosistemas litorales	
1.3. Los sedimentos de arenas	
1.4. Los flujos de nutrientes en la interfase sedimento-agua	
2. Objetivos	19
2.1. Objetivo general	
2.2. Objetivos específicos	
3. Zona de estudio	20
4. Material y métodos	23
4.1. Campañas de muestreos	
4.2. Metodología	
4.2.1. <i>Agua</i>	
4.2.2. <i>Sedimento</i>	
4.2.3. <i>Flujos sedimento-agua</i>	
4.3. Parámetros físico-químicos y su metodología	
5. Resultados y discusión	37
5.1. Meteorología	
5.1.1. <i>Temperatura</i>	
5.1.2. <i>Radiación solar</i>	
5.2. Caracterización columna de agua	
5.2.1. <i>Hidrodinamismo</i>	
5.2.2. <i>Parámetros físico-químicos</i>	

5.2.2.1. Superficie

5.2.2.2. 3 metros

5.2.2.3. 6 metros

5.2.2.4. 9 metros

5.2.2.5. Columna de agua

5.3. Caracterización sedimentos

5.3.1. Radiación incidente en la superficie del sedimento

5.3.2. Porosidad

5.3.3. Granulometría

5.3.4. Potencial redox

5.3.5. Materia orgánica

5.3.6. Proteínas

5.3.7. Carbohidratos

5.3.8. Lípidos

5.3.9. Clorofila a

5.3.10. Feopigmentos

5.3.11. Macrofauna

5.3.12. Resumen sedimentos

5.4. Flujos de nutrientes en la interfase sedimento-agua

5.4.1. Oxígeno disuelto

5.4.2. Dióxido carbono

5.4.3. Amonio

5.4.4. Nitratos y nitritos

5.4.5. Fósforo soluble reactivo

5.4.6. Silicatos

6. Conclusiones.....88

7. Bibliografía.....91

Índice de figuras

Figura 1: Situación general de la zona de muestreo.

Figura 2: Localización a mayor escala de la estación de muestreo en el litoral de Gandia.

Figura 3: Vista de la colocación de las cámaras bentónicas en el lugar de muestreo.

Figura 4: Evolución de la temperatura atmosférica a lo largo de los días muestreados.

Figura 5: Evolución de la radiación solar a lo largo de los días muestreados.

Figura 6: Distribución de velocidades de las corrientes durante el día 5 de agosto del 2009.

Figura 7: Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 16 de marzo del 2010.

Figura 8: Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 17 de junio del 2010.

Figura 9: Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 7 de septiembre del 2010.

Figura 10: Perfiles de la columna de agua en las diferentes campañas de muestreos para a) temperatura, b) salinidad, c) PSR, d) oxígeno disuelto, e), nitrógeno inorgánico disuelto, f) sílice y g) clorofila *a*.

Figura 11: Radiación incidente en la superficie del sedimento de la estación de muestreo para las distintas campañas.

Figura 12: Representación de la porosidad en los primeros 5 cm de profundidad de los sedimento.

Figura 13: Triángulo de Buchanan donde se muestra la concentración de gravas, arenas y limos y arcillas expresadas en porcentaje de peso seco.

Figura 14: Distribución del potencial redox expresada en mV.

Figura 15: Distribución de la materia orgánica del primer centímetro superficial expresada en % de peso de sedimento seco.

Figura 16: Distribución de proteínas en el primer centímetro superficial expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso sedimento seco.

Figura 17: Distribución de carbohidratos en el primer centímetro superficial del sedimento expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso de sedimento seco.

Figura 18: Distribución de lípidos en el primer centímetro superficial del sedimento expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso de sedimento seco.

Figura 19: Distribución de clorofila *a* expresada en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en peso seco de sedimento.

Figura 20: Distribución de feopigmentos $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en peso seco de sedimento y relación entre clorofila *a* y feopigmentos.

Figura 21: Distribución en % de los filums y clases más representativas de la macrofauna bentónica para las campañas de agosto 2009 y marzo 2010. Tabla con los valores de densidades expresadas en individuos $\cdot\text{m}^{-2}$ para las campañas citadas.

Figura 22. . Evolución diaria del oxígeno disuelto a) el 17 de junio en las cámaras opacas y b) el 5 de agosto 2009 en las cámaras transparentes.

Figura 23: Flujos de oxígeno disuelto en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Figura 24: Evolución diaria del dióxido de carbono el día 16 de marzo a) en las campanas opacas y b) en las cámaras transparentes.

Figura 25: Flujos de dióxido de carbono en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Figura 26: Flujos de amonio en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Figura 27: Flujos de nitrato y nitrito en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Figura 28: Flujos de fósforo soluble reactivo en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Figura 29: Flujos de sílice en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Índice de tablas

Tabla 1: Tiempos de tomas de muestra y tiempo de incubación en cada campaña.

Tabla 2: Resultados obtenidos en la superficie de la columna de agua.

Tabla 3: Resultados obtenidos a 3 metros de profundidad en la columna de agua.

Tabla 4: Resultados obtenidos a 6 metros de profundidad en la columna de agua.

Tabla 5: Resultados obtenidos en el fondo de la columna de agua.

Tabla 6: Composición bioquímica de organismos marinos (en %) (Extraída de Rullkötter, 2006).

Tabla 7: Resultados de los parámetros físico-químicos determinados en los sedimentos.

Tabla 8: Comparación de materia orgánica, clorofila *a* y feopigmentos en diferentes áreas del Mediterráneo.

Tabla 9: Comparación de las concentraciones de carbohidratos, proteínas y lípidos en diferentes áreas del Mediterráneo.

Tabla 10: Flujos de oxígeno disuelto expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3° para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas). Producción primaria bruta expresada en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de O_2 . Tasa de fijación de carbono expresada en $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$.

Tabla 11: Flujos de dióxido de carbono expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3° para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Tabla 12: Flujos de amonio expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3° para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Tabla 13: Flujos de nitrato y nitrito expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3° para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Tabla 14: Flujos de fósforo soluble reactivo expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3° para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Tabla 15: Flujos de sílice expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

1. INTRODUCCIÓN

1.1. El litoral

El litoral es la zona de interacción entre el mar y la tierra. Comprende desde la línea de salpicaduras del agua de mar hasta el borde de la plataforma continental, es lo que se denomina en oceanografía la zona nerítica. Normalmente, el límite se ha situado alrededor de los 200 metros de profundidad.

Dentro del propio ecosistema litoral se distingue una zonación en función de sus diferentes condiciones (Hofrichter, 2004):

- Supralitoral; aquella zona donde se producen las salpicaduras y la batida de las olas.
- Mediolitoral; determinada por las oscilaciones del nivel del mar en calma y el nivel medio del agua.
- Infralitoral; es delimitada entre el mediolitoral hasta la aparición de macrófitas como límite inferior. Se sitúa hasta los 15-80 metros de profundidad. Se caracteriza por una fuerte radiación incidente en la zona bentónica, entre el 100% y el 4,5% de la radiación solar de la superficie del mar.
- Circalitoral; a esta zona solo llega entre el 4.5% y el 0,2% de la radiación solar de la superficie del agua. En su límite inferior sólo pueden desarrollarse algas pluricelulares. Comprende entre los 80-200 metros de profundidad.

Las zonas litorales representan únicamente el 8% de la superficie marina de todo el planeta aunque en ella se realiza entre el 18-50% de la producción primaria (Leblanc et al., 2002). En estas zonas se origina entre el 30-40% de la producción primaria oceánica y el 90% de las pesquerías mundiales (Pratihary et al., 2006) y alberga entre

el 40% y el 60% de la población mundial y al 70% de las urbes más grandes del planeta como Nueva York, Tokyo, Bangkok, Buenos Aires... (Oceana, 2004).

Actualmente, estos ecosistemas costeros están siendo modificados por numerosos impactos de origen humano. Entre los principales impactos destaca la contaminación, donde el 80% llega procedente del continente a través de ríos, vertidos directos o difusos o por la atmosfera. El restante 20% tiene su origen en los vertidos (intencionados o accidentales) realizados desde buques o instalaciones marinas (Oceana, 2004). A su vez, los contaminantes se pueden dividir en cinco grandes grupos como son los hidrocarburos; los contaminantes orgánicos pesados (TBT, DDE, DDT, xilenos, lindano y un largo etc.); metales pesados como mercurio, cobre, estaño, zinc o plomo; los nutrientes y los radionucleidos. Otro impacto en los mares y océanos importante en el Mediterráneo, es la pesca. Ésta englobaría a la pesca descontrolada, pesca de arrastre en el fondo marino, pesca ilegal y a las capturas accidentales. Pero probablemente, el impacto más llamativo del litoral mediterráneo y en concreto en las costas españolas, no influya directamente sobre el mar si no que se asiente sobre el continente. El desmesurado uso del territorio litoral terrestre tanto para la agricultura en primera instancia como con la urbanización y desarrollo del turismo, conlleva un mayor consumo de recursos naturales y una mayor producción de residuos que serán vertidos de forma directa o indirecta, de forma voluntaria o involuntaria, al mar y la transformación del propio litoral con la construcción de presas, puertos, diques, escolleras... Uno de los problemas relativamente reciente es la invasión, lenta pero eficaz, de especies alóctonas.

En concreto, el mar Mediterráneo, es uno de los mares más contaminados y amenazados del planeta por varios motivos. Desde hace más de 5.000 años, el Mediterráneo ha sufrido la acción de los seres humanos: ha sido el vertedero de los residuos generados cerca de él, se ha explotado sus recursos pesqueros y energéticos, ha facilitado el transporte de mercancías a lo largo y ancho del mismo desde la

aparición de los albores de las primeras civilizaciones...Además, al tratarse de un mar prácticamente cerrado, a excepción hecha del estrecho de Gibraltar, la renovación de las aguas es muy lenta. Otro motivo es su prolongada línea de costa y el desarrollo urbano y agrícola que ha sufrido. Aunque se trate de un mar semicerrado y relativamente pequeño, sufre un intenso tráfico de buques que navegan a través de Gibraltar hacia Oriente por el canal de Suez, fuente de otras alteraciones biológicas, ya que sirve de “puerta” al Mediterráneo para las especies tropicales del mar Rojo (Maack y Rademaker-Wolff, 2004).

1.2 Los nutrientes en los ecosistemas litorales

En los sistemas marinos y costeros las entradas de nutrientes provienen desde fuentes externas como los ecosistemas continentales a través de las descargas superficiales y subterráneas y desde la atmósfera por deposición atmosférica. También pueden originarse en el mismo sistema marino o costero (producción autóctona). En esta última se incluye la remineralización del material autóctono marino y el transporte de unas zonas marinas a otras también marinas.

Las descargas superficiales desde el continente pueden hacerse desde ríos, acequias, canales...Estas descargas transportan material procedente de la erosión y lixiviación de su cuenca hidrológica. En particular, las descargas de los ríos transportan elevada carga de material particulado inorgánico como consecuencia de la erosión, sobre todo en época de lluvias. Por otro lado, las acequias y canales, numerosos en el litoral español, descargan al mar los excedentes de los fertilizantes empleados en la agricultura, principalmente fosfatos y compuestos nitrogenados. Las descargas difusas desde los acuíferos subterráneos son difíciles de cuantificar. Las deposiciones atmosféricas son escasas en comparación con los aportes de nutrientes desde los ríos. Estas son originadas por la combustión de energías fósiles o por incendios. En el

Mediterráneo, se han observado descargas de fósforo y silicio arrastrados por los vientos procedentes de África (Migon y Sandroni, 1999).

Una vez en el sistema marino, los nutrientes son inmovilizados por los productores primarios como el fitoplancton, fitobentos, macroalgas y plantas vasculares y entran a formar parte de la red trófica del ecosistema. Los requerimientos nutricionales (basado en la relación de Redfield) del principal productor primario marino, el fitoplancton, es de 106:16:1:1 para C:N:P:S y en el caso de las diatomeas es de 106:16:16:1 para C:N:Si:P, ya que requieren del silicio para el desarrollo de las frústulas (estructura externa de este grupo fitoplanctónico). Estas relaciones son generales, cada especie puede variar su composición y dependiendo del ciclo evolutivo de cada población. Actualmente, la práctica totalidad de los sistemas costeros reciben más aportes de nutrientes que recibirían en condiciones naturales. Esto es lo que se ha encontrado en la bahía de Brest (NW Francia) donde la carga de nitratos ha aumentado el doble respecto a los valores de la década de los 70 (Le Pape et al., 1996) y al mismo tiempo, Bethoux et al. (1992) observaron como las concentraciones de fosfato y nitrato aumentaron en las aguas profundas de la cuenca occidental del Mediterráneo a causa de la agricultura intensiva y la industrialización durante la década de 1960. Un aporte excesivo de nutrientes en una zona concreta puede ocasionar la eutrofización de las aguas sobre todo en aquellos ecosistemas más sensibles o con menor concentración natural de nutrientes, como es el caso del mar Mediterráneo.

El Mediterráneo, en comparación con otros mares y con los océanos, es un mar pobre en nutrientes, se trata de un mar oligotrófico. Por ejemplo, en el Mediterráneo, las concentraciones máximas de nitrato se sitúan en torno a $5,5 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la cuenca Levantina mientras que en el océano Atlántico Norte estas se sitúan alrededor de los $25 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$. La causa de ello es el balance negativo del mar Mediterráneo, se trata de un mar de concentración donde las salidas por evaporación son más elevadas que las

entradas desde las descargas continentales. Por ello, para compensar este déficit hídrico, desde el Atlántico a través del estrecho de Gibraltar penetra agua marina superficialmente de menor salinidad y pobre en nutrientes. En cambio, desde el Levante del Mediterráneo hacia el Atlántico circula una masa de agua profunda (salina, densa y ricas en nutrientes) a 1000-1500m de profundidad. (Klein y Roether, 2004).

Según Bethoux et al. (1992), Sala et al. (2002) y Krom et al. (2004), el nutriente generalmente limitante en la cuenca mediterránea es el fósforo, al contrario de lo que sucede en la mayoría de mares similares al Mediterráneo y en los océanos. No obstante, en determinadas condiciones locales a causa del efecto de entradas continentales de nutrientes y/o modificaciones en las corrientes marinas, esta pauta general puede verse cambiada.

Oxígeno disuelto

El oxígeno es el nutriente más importante para la vida en los ecosistemas costeros. Su principal reservorio está en la atmósfera donde su concentración es del 21% mientras que en el agua marina, el oxígeno disuelto desciende a concentraciones de 7-9 mg·l⁻¹. El principal proceso productivo de oxígeno en el mar es la fotosíntesis realizadas por los organismo fotoautótrofos. Por cada molécula de CO₂ fijada por estos organismos en el ciclo de Calvin, se libera otra molécula de O₂ en la fase luminosa por la oxidación del agua. La otra fuente de oxígeno es la reaireación desde la atmósfera hacia el agua condicionada por el viento, oleaje, salinidad y temperatura del agua, por lo que a mayor hidrodinamismo (turbulencia) mayor será la transferencia de oxígeno hacia el agua, al igual que con un descenso de la temperatura, el grado de saturación aumenta por lo que admite mayores niveles de esta molécula. Por otro lado, el principal sumidero de O₂ es la respiración celular llevada a cabo por todos los organismos aerobios donde el O₂ es utilizado como aceptor de electrones en el ciclo de Krebs para catabolizar las

fuentes de carbono. Principalmente en el sedimento marino, donde existe una mayor densidad de bacterias, aunque también se dan en la columna de agua, se producen otros procesos consumidores de O_2 . La degradación oxidativa de la materia orgánica es uno de ellos. Otro sumidero de O_2 es la nitrificación del amonio hasta nitratos pasando por nitritos la cual consume 4,57 g de O_2 por cada gramo de nitrógeno oxidado: $3,43g O_2 \cdot g N^{-1}$ en la primera fase de amonio a nitrito y otros $1,14 g O_2 \cdot g N^{-1}$ en la posterior fase de nitrito a nitrato. Este proceso es inhibido por la radiación solar así como por la escasez de O_2 . Lo realizan las bacterias quimiolitotóxicas para la obtención de energía mediante la oxidación del amonio (Jaffe, 1994). Entre las bacterias características que realizan la primera fase de la nitrificación se encuentran las *Nitrosomonas*, *Nitrosospira* y *Nitrococcus*, mientras que la segunda fase la realizan *Nitrobacter*, *Nitrospira* y *Nitrococcus* entre otras especies. El oxígeno también es el responsable de la oxidación de otros compuestos como el hierro, manganeso o sulfhídrico.

Fósforo

La dinámica de este nutriente, el fósforo, difiere de la del nitrógeno, carbono u oxígeno por el hecho de que no existe un reservorio significativo de este elemento en la atmósfera ya que no forma compuestos volátiles. Además, las transformaciones microbianas y con relación con los potenciales redox, como sucede con el nitrógeno o el oxígeno, tienen una importancia mínima en el caso del fósforo desde el punto de vista de los tipos metabólicos involucrados. Estas transformaciones biológicas podrían resumirse en la asimilación que tiene lugar en los procesos de biosíntesis y por otro lado, en la liberación como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica. El principal reservorio de fósforo está inmovilizado en las rocas sedimentarias, como el apatito, el cual se libera en forma de fosfato por la acción del lavado y erosionado de estas rocas.

Las entradas de fósforo son a través de las descargas fluviales arrastradas por la erosión, donde entre el 5-10% del fósforo erosionado es transportado hacia los mares (Froelich, 1988). Conjuntamente con el fósforo erosionado de forma natural, a través de los ríos, acequias...se descarga el fósforo producido por las actividades antrópicas como la agricultura, aguas residuales domésticas o industriales (principal fuente de polifosfatos). Otra entrada, aunque menos importante por cantidad, es la deposición atmosférica, como se ha comentado. Los vientos procedentes del Sahara transportan fosfatos así como silicio en el polvo suspendido en el aire.

El fósforo entra al mar en forma de ácido fosfórico o en su forma básica como ion fosfato dependiendo del pH, adsorbido en la materia particulada e incluso formando flóculos de fosfato férrico en el agua de mar (Riley y Chester, 1971). El fósforo orgánico particulado se asocia a los organismos tanto vivos o muertos formando parte de numerosas moléculas orgánicas presentes en los seres vivos.

Cuando el fósforo entra en el mar en forma de ortofosfatos es absorbido por el fitoplancton, el cual una vez muerto pasa a engrosar la materia orgánica particulada no viva y pone a disposición de los organismos heterótrofos una fuente de nutrientes. Las excreciones de los seres vivos segregan ortofosfatos nuevamente. El fosforo orgánico particulado es mineralizado por la acción de las bacterias transformándolo a ortofosfatos y fósforo orgánico disuelto. De nuevo, los ortofosfatos pueden acomplejarse con el hierro, manganeso o el calcio principalmente, formando flóculos y precipitando en el sedimento en presencia de oxígeno (Benítez-Nelson, 2000). Este fósforo queda parcialmente inmovilizado hasta que no disminuya el pH y el oxígeno disuelto del sedimento. El fósforo también queda inmovilizado al ser adsorbido por las partículas arcillosas presentes en la columna de agua o el sedimento. Una vez en el sedimento y en condiciones de escasa concentración de oxígeno, el azufre reduce al

hierro o manganeso acomplejado con el fósforo, liberando al fósforo hacia la columna de agua.

Nitrógeno

El nitrógeno tiene su principal reservorio en la atmosfera donde está presente en forma de N_2 (gas). En el mar, el nitrógeno se encuentra en forma orgánica formando parte de los organismos vivos o muertos y en forma inorgánica como nitrato, nitrito o amonio, principalmente. Este último compuesto es la forma preferencial de absorción para el fitoplancton en detrimento de las formas oxidadas (Lomas y Gilbert, 1999). También se puede encontrar nitrógeno orgánico en forma disuelto como la urea o ácido fúlvico.

El nitrógeno tiene varias formas de entrar en el sistema marino. Lo puede hacer formando parte de la materia orgánica o de forma disuelta transportado por las descargas desde el continente a través de ríos, canales, emisarios submarinos o desde la atmósfera.

No obstante, el mayor reservorio de nitrógeno está en forma inviable para ser utilizado por la inmensa mayoría de las plantas y animales. Para poderlo utilizar se debe transformar a sus formas disueltas. Sólo existen dos vías de fijación de desde su forma gaseosa N_2 hacia una forma asequible para la mayoría de organismos. Una es por el efecto de las descargas energéticas que suponen las tormentas eléctricas en la atmósfera y la otra, mucho más común, la realizan un determinado grupo de procariotas. Este proceso biológico de fijación del N_2 es considerado por muchos autores como el mayor factor regulador de la producción primaria en ambientes marinos someros (Herbert, 1999). Este proceso requiere de un elevado consumo energético para romper la unión muy estable entre las dos moléculas de nitrógeno, por lo que únicamente la pueden realizar aquellos organismos procariotas que contienen la enzima nitrogenasa. Existen tanto bacterias aerobias, facultativas, microaerobias así como anaerobias capaces de fijar el N_2 . Algunos ejemplos de géneros son *Azotobacter*,

Azospirillum, *Enterobacter*, *Vibrio*, *Klebsiella*, *Desulfovibrio* y *Desulfobacter* entre otras. En cuanto al fitoplancton, el principal orden que lleva a cabo este proceso son las cianobacterias. Una vez el N_2 se haya transformado a amonio pueden diferenciarse tres vías:

-El amonio es asimilado por los organismos autótrofos. El amonio es la forma preferencial de absorción de nitrógeno por parte de los organismos fitoplanctónicos. Éste es transformado a nitrógeno orgánico formando compuestos como proteínas, ácidos nucleicos (Lomas y Gilbert, 1999).

-El amonio es oxidado a nitrito y nitrato. En presencia de oxígeno y escasa radiación solar, el amonio se oxida a las formas nitrito en primer momento y nitrato posteriormente tal y como se detalló en párrafos anteriores al hablar del oxígeno disuelto. Este proceso está regulado por la presencia de O_2 y NH_4 , la radiación solar así como la concentración de CO_2 , pH y la presencia o no de raíces.

El nitrato formado por la oxidación de formas reducidas del amonio puede ser asimilado por los organismos autótrofos o por el contrario se puede reducir. Una vía es la reducción asimilatoria, donde el producto final es el amonio nuevamente por la respiración fermentativa de algunas bacterias heterótrofas como *Aeromonas*, *Vibrio*, *Clastridium* y *Desulfovibrio*. La otra posibilidad es la reducción no asimilatoria donde el nitrato es reducido a nitrito, éste a su vez se reduce a óxido nítrico (N_2O) para finalmente reducirse a N_2 , el cual sale del sistema hacia la atmósfera. En los ecosistemas costeros la vía predominante es la desnitrificación no asimilatoria, sólo siendo importante la amonificación asimilatoria en condiciones específicas. Ambos casos se dan en condiciones reductoras (Herbert, 1999).

La materia orgánica muere y se descompone, por la acción de las bacterias heterótrofas. Los compuestos orgánicos que albergan nitrógeno, como las proteínas, son hidrolizados en un primer momento a péptidos, luego a aminoácidos y finalmente a

amonio por la catalización de enzimas proteinasas. Un amplio abanico de microorganismos son capaces de realizar esta transformación aunque los géneros más representativos son *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Proteus*, *Serratia*, *Bacillus* y *Clostridium*.

Silicio

Aunque se trate del segundo elemento más abundante en la corteza terrestre, el silicio es un oligoelemento para la mayoría de los organismos vivos, sólo se requiere de concentraciones muy inferiores a los requerimientos de carbono o nitrógeno. Sólo las diatomeas y algún otro grupo menos abundante como las crisofíceas, en particular los silicoflagelados, requieren de este elemento para el desarrollo de sus estructuras externas (frústulas) en concentraciones similares a las de nitrógeno. Esta sílice se llama sílice biogénica. La principal entrada de sílice al mar es a través de las aportaciones continentales ya que procede de la erosión de minerales como el cuarzo, feldespato, arcilla, olivino...en forma disuelta. En los ecosistemas acuáticos el silicio se encuentra en la forma disuelta como ácido ortosilícico, Si(OH)_4 , en forma biogénica o de forma particulada. Los principales procesos que participan en el ciclo del silicio estarán relacionados con las diatomeas ya que en muchas ocasiones suponen el grupo más abundante del fitobentos (Cibic et al., 2009). La sílice, SiO_2 , puede ser fijada por estos grupos fitoplanctónicos para formar la sílice biogénica. Posteriormente, cuando mueren estos organismos, la sílice biogénica es regenerada a formas disueltas por procesos químicos por lo que el proceso de regeneración es más lento que en el caso del fósforo o el nitrógeno (Broecker y Peng, 1982; Dugdale y Wilkerson, 2001). Esta regeneración de la sílice a partir de la sílice biogénica es mayor cuando mayor es la temperatura por lo que a un incremento de temperatura, existe un incremento de la disolución de sílice hacia la columna de agua (Lawson et al., 1978) y también se han observado altas tasas de disolución de sílice en zonas con elevadas concentraciones de diatomeas muertas, mientras que ocurre lo contrario en zonas con elevadas concentraciones células vivas

(Lewin, 1962; Nelson et al, 1991). Los organismos predadores de las diatomeas liberan la sílice consumida por excreción en forma biogénica. Otra vía es la precipitación y sedimentación del SiO_2 formando sílice mineral. Los sedimentos adquieren un papel más importante en la regeneración de este elemento que incluso en el caso del nitrógeno o fosforo (Webb, 1999).

1.3. Los sedimentos de arenas

Los sedimentos costeros son zonas altamente productivas y lugares de interés relevante para la mineralización de la materia orgánica (Charpy-Robaud y Sournia, 1990 Herbert, 1999;) porque en ellos se recibe el 80% de la materia orgánica producida que llega a alcanzar los océanos, lo que representa entre el 10-50% de la producción primaria anual (Pratihary et al., 2009) siendo por ello una zona con altas tasas de sedimentación de materia orgánica (Baric et al., 2002). Además, la radiación solar penetra hasta la superficie del sedimento. Los procesos más importantes relacionados con la mineralización de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes en estas zonas someras se dan en la superficie del sedimento (Forja y Gómez-Parra, 1998: Engelsen et al., 2008; Spears et al., 2008) donde la mineralización bentónica es la principal vía de remineralización de nutrientes (Pratihary et al., 2009) por lo que influyen directamente sobre el agua situada por encima de éste (Valiela et al., 1997) pudiendo satisfacer una parte importante de la demanda de nutrientes de los productores primarios en las aguas someras (Hall et al., 1996). Esto se debe a que en esta franja tan estrecha se produce el 80% de la mineralización bentónica de todos los océanos (Middelburg et al., 1997).

Los nutrientes recién remineralizados en el sedimento pueden ser liberados hacia la columna de agua o requeridos por las capas más internas del sedimento. El transporte de estos solutos se efectúa por difusión molecular, resuspensión del sedimento

superficial, por transporte advectivo o por el efecto de la actividad producida por la fauna existente en él (Pratihary et al., 2009). Las actividades de la macrofauna bentónica conllevan unos cambios, influencias y ajustes continuos y recíprocos entre la fauna y su medio. Esta macrofauna juega un papel importante en la superficie del sedimento ya que a través de sus actividades favorece la mezcla de las primeras capas del sedimento y del agua intersticial así como la liberación de nutrientes. En consecuencia, la macrofauna regula de forma directa las propiedades biogeoquímicas del propio sedimento (Aller, 1982; Rosenberg et al., 2003). Esta fauna puede intervenir por el efecto de la bioturbación, bioirrigación, excreción de heces, producción de tuberías en el interior del sedimento o por su alimentación (Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006).

Estos sedimentos de aguas someras son los mayores reservorios de nutrientes como el carbono, fósforo, hierro, silicio o azufre por lo que en su superficie se halla una importante comunidad fitobentónica con mayores tasas de fotosíntesis que las comunidades fitoplanctónicas. Esta pauta se incrementa donde la producción primaria de las fanerógamas o macroalgas decae en aguas oligotróficas (Lepoint et al., 2003).

Actualmente, debido al impacto de los seres humanos en el medio marino, se han llevado a cabo estudios que advierten que la presión antrópica (residuos urbanos, deforestación, agricultura) repercute en los fondos marinos costeros aumentando la concentración del seston (material particulado en suspensión) pero disminuyendo su calidad. Las modificaciones en la cantidad y calidad de seston afectan negativamente a la fauna bentónica, tanto a los organismos suspensívoros y filtradores como al resto de grupos tróficos, y por extensión, también afecta a las interacciones agua-sedimento (Safi et al., 2007).

Es por todo esto que en estas áreas, la calidad del agua debe ser determinada también en función de la calidad del sedimento ya que este tiene la capacidad de actuar como

fuelle y/o sumidero no sólo de nutrientes si no además de aceites, compuestos organoclorados o metales que en condiciones naturales, estas entradas son neutralizadas por el propio sedimento (Murray et al., 2006).

Al mismo tiempo, el impacto de los productores primarios en la dinámica de los nutrientes en zonas oligotróficas ha sido poco estudiado ya que muchos estudios se centran en un tipo concreto de productor primario o han sido focalizados al estudio de áreas eutrofizadas o ambientes mesotróficos (Lepoint et al., 2003).

Composición de los sedimentos

La materia orgánica presente en los sedimentos puede ser considerada como un indicador de los procesos ocurridos en las capas adyacentes de agua. La composición bioquímica de esta materia orgánica es el resultado de un equilibrio dinámico entre entradas externas, producción autóctona y el consumo heterotrófico. Así pues, la calidad y cantidad de la materia orgánica en el sedimento puede ser asumida como uno de los factores más influyentes en la estructura de la comunidad del bentos y su metabolismo (Fabiano y Danovaro, 1994).

Esta materia orgánica se compone de una porción lábil o rápidamente degradable y otra porción más resistente a la degradación o refractaria. En el primer grupo se incluyen las proteínas, carbohidratos, lípidos (llamados compuestos biopoliméricos de carbono, BPC) mientras que en el segundo se englobarían ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y carbohidratos de estructura compleja.

La relación biogeoquímica entre el contenido orgánico del sedimento y el flujo de nutrientes es generalmente compleja (Engelsen et al., 2008). Esta materia orgánica está regulada por factores físicos, químicos y biológicos. No obstante, en las zonas someras iluminadas, el principal factor de la mineralización es la actividad microbiana

(Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006) que a su vez va a depender de la luz y de la temperatura que existe en la superficie del sedimento (Spears et al., 2008; Engelsen et al., 2008) y de la calidad y cantidad de la materia sedimentada. Otros factores son la producción fitobentónica, superior en estas zonas someras al fitoplancton presente en la columna de agua (Engelsen et al., 2008), el potencial redox, concentración de nutrientes en el agua en contacto con el sedimento, de la granulometría y porosidad del sedimento y de la composición y densidad de la macrofauna (de Freitas, 2008).

1.4. Los flujos en la interfase sedimento-agua

Como se ha escrito anteriormente, en estas zonas someras, los flujos bentónicos de nutrientes en la interfase sedimento-agua también se ven afectados por el fitobentos, ya que la radiación alcanza la superficie del fondo, y afecta la calidad del propio sedimento. En zonas ricas en materia orgánica así como con mayor concentración de macrofauna se produce una mayor liberación de nutrientes (Bertuzzi et al., 1997; Engelsen et al., 2008). En cambio, la presencia de fitobentos contribuye a la retención en el sedimento y puede eliminar nutrientes adicionales de la columna de agua. Los flujos de nutrientes pueden verse afectados de forma positiva cuando se liberan hacia la columna de agua o de forma negativa cuando se retienen o consumen en el sedimento. En general y en condiciones de oscuridad, los flujos evolucionan de forma lineal en el tiempo tanto de forma positiva como negativa (Hall et al., 1996; Bertuzzi et al., 1997; Prattihary et al., 2009). Las concentraciones de nutrientes en condiciones de oscuridad para el O_2 , pH y NO_3^- , disminuyen generalmente a causa de la inhibición de la producción primaria. Los flujos permanecen constantes y negativos a lo largo del tiempo. Únicamente existen procesos consumidores de O_2 , por lo que el ambiente se vuelve más reductor. El NO_3^- , puede ser generado en un primer instante pero a la larga

irá transformándose a formas reducidas de nitrógeno por la ausencia de oxígeno. En el caso del pH, éste desciende con el tiempo en la oscuridad ya que no se fija CO_2 por parte de los productores primarios y además se continúa liberando en la respiración celular y la mineralización. El CO_2 en el agua de mar rápidamente se hidrata y se transforma en ácido carbónico. Por otro lado, en condiciones normales de oscuridad, se libera desde el sedimento dióxido de carbono, amonio, fosfatos y sílice. El amonio, al ser una forma reducida de nitrógeno no sufre ningún tipo de transformación, se acumula. Lo mismo ocurre con el fosfato y la sílice, no pueden ser fijados por los productores primarios ni acompañado con otros elementos (Ferrón et al., 2009).

No obstante, en condiciones de luz, el fitobentos se mantiene activo por lo que los flujos se ven alterados por el ciclo de actividad de estos. Las concentraciones de nutrientes ya no se comportan de forma lineal como en el caso de las variaciones de estos en ausencia de luz, ahora se comportan siguiendo la tendencia de la radiación solar y la tasa fotosintética por lo que los flujos evolucionan de manera aproximada a curvas de forma sinuoidal. En condiciones de radiación solar, los flujos no son constantes en el tiempo. Estos cambios son descritos en Wenzhöfer y Glud (2004), de Freitas, (2006) y Jahnke et al (2008) para el caso concreto del oxígeno disuelto en zonas de someras a 1 metros en de Freitas (2006) y a 17 metros en Jahnke et al. (2008). Pocos son los estudios de los flujos realizados considerando la radiación solar en comparación con el elevado número de trabajos que utilizan las cámaras opacas aún realizándose la mayoría de ellos en la zona infralitoral, la cual se caracteriza por la fuerte radiación incidente en zona bentónica, que corresponde entre el 100% y el 4,5% de la radiación solar que alcanza la superficie del mar.

Estudio de los flujos bentónicos

Para el estudio de los flujos de nutrientes entre la interfase sedimento-agua se diseñaron en la década de los 60 del siglo pasado unas cámaras que instaladas en la

superficie del sedimento aíslan el agua circundante y mediante la instalación de sensores o recogida de pequeños volúmenes de agua interna se determina las concentraciones de los diferentes parámetros a lo largo del tiempo de una incubación, estimándose la evolución del parámetro en cuestión.

Estas cámaras, llamadas también campanas, box o meso o microcosmos, aíslan del medio un cierto volumen conocido de agua en contacto directo con una superficie conocida de sedimento por lo que sin renovación aparente del agua se experimentará un consumo o una liberación de los parámetros estudiados en función de los organismos presentes tanto en la columna de agua contenida en la cámara como en el interior del sedimento así como en función de parámetros ambientales y químicos (temperatura, radiación o materia orgánica). Los cambios en las concentraciones de los solutos presentes en el agua encerrada a lo largo del tiempo de experimentación están sujetos a una serie de asunciones tales (Violler et al., 2003):

- Son válidas las condiciones estacionarias durante el periodo de incubación con respecto al gradiente de concentraciones entre el sedimento y la columna de agua.
- Los procesos biogeoquímicos ocurridos en la columna de agua son insignificantes comparados con los que tienen lugar en el sedimento.
- El régimen hidrodinámico dentro de las cámaras no altera el intercambio de solutos a través de la interfase sedimento-agua.
- El área muestreada es representativa de un área mucho más extensa.

Bajo algunas circunstancias, alguna o varias de estas asunciones no son ciertas si bien, no impiden el cálculo de los flujos pero sí que hay que tenerlas en cuenta a la hora de analizar e interpretar los resultados. Además, tal y como se dice en la segunda asunción, se debe considerar que dichas cámaras incuban un área de sedimento pero también un volumen de agua donde se llevan a cabo unos procesos biogeoquímicos que pueden ser o no similares a los del sedimento, por lo que los flujos obtenidos deben ser

tratados como tal y no únicamente como derivados de procesos bentónicos. Una manera de eliminar este sesgo del agua incubada, es, paralelamente a la incubación de las cámaras en el sedimento, incubar un volumen de agua sin sedimento en las mismas condiciones. Por otro lado, el sedimento se trata de una superficie heterogénea y variable en composición como en orografía. El fitobentos y la macrofauna no se distribuyen uniformemente a lo largo de la superficie del sedimento si no que tienden a agregarse, en parches en el caso del fitobentos (Wenzhofer y Glud, 2004), por lo que es difícil alcanzar una representatividad adecuada.

No obstante, con la utilización de esas cámaras se elimina el transporte ejercido por los gradientes de presión horizontales como la interacción de la corriente del agua y la topografía del propio sedimento, por lo que existen actualmente cámaras con membranas flexibles capaces de incorporar el efecto de las olas en el transporte de solutos.

Estas cámaras han sido usadas para el estudio de compuestos inorgánicos como lo son los nutrientes o metales y de contaminantes orgánicos así como tanto en aguas someras situadas en la costa como en aguas profundas de los fondos abisales (Violler et al., 2003). Sin embargo, en sus inicios fueron empleadas para el estudio del consumo de oxígeno como el método más fiable de cuantificar el carbono total degradado en los sedimentos. Hasta hace pocos años, la gran mayoría de los estudios con cámaras bentónicas *in situ* se centraban en el estudio de sedimentos fangosos y no se trabajaba con sedimentos arenosos principalmente a causa de su bajo contenido en materia orgánica. Actualmente esta tendencia ha cambiado.

En estudios anteriores realizados en el Mediterráneo se ha observado que los flujos son más elevados en las zonas próximas a la costa que en mar abierto debido a las mayores tasas de sedimentación, y por tanto mayor aporte de materia orgánica, que existen en la costa (Baric et al., 2002). En aquellos estudios que se ha hecho un seguimiento temporal también se ha observado una variación a lo largo del ciclo siendo

mayores los flujos en la época cálida (Baric et al., 2002; Bertuzzi et al., 1997) lo que hace sugerir que los flujos pueden llegar a ser regulados por la temperatura en las zonas someras.

Es bien conocido que las zonas costeras son altamente productivas y además están sujetas a elevadas descargas de contaminantes, como se ha descrito en párrafos superiores, por lo que se hace necesario evaluar la dinámica de estos compuestos así como el efecto que tiene como sumidero del carbono.

El impacto de los productores primarios en la dinámica del ciclo de nutrientes en zonas oligotróficas, como es el caso de gran parte del Mediterráneo, no es bien conocido ya que la mayoría de estudios de este tipo se centran en espacios eutróficos y en determinadas especies de productores primarios (Lepoint et al., 2003). Pocos autores son los que han intentado determinar los flujos de nutrientes en zonas someras en condiciones de luz y al mismo tiempo obtener información sobre la composición bioquímica y faunística del sedimento.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

- Determinar la influencia del sedimento en el ciclo de nutrientes en la zona de arenas bien calibradas en distintas situaciones climáticas.

2.2. Objetivos específicos

1. Determinación físico-química de la columna de agua de la estación de muestreo.
2. Caracterizar los sedimentos de la estación de muestreo según factores físico-químicos.
3. Cuantificar el metabolismo bentónico *in situ* en función del cálculo de los flujos de nutrientes entre la columna de agua y el sedimento.
4. Caracterizar la estructura y composición de la comunidad de macrofauna bentónica presente en las arenas calibradas en la zona costera de Gandía.
5. Relacionar los flujos de nutrientes en función de las características de los sedimentos en la zona.

3. ZONA DE ESTUDIO

La estación en la cual se efectuaron las diferentes campañas de muestreos se localiza, en el Mediterráneo occidental, en el interior del golfo de Valencia. En concreto, esta estación se sitúa en el frente litoral del municipio costero de Gandia, situado en el Levante español, como se observa en la Figura 1. La estación se halla aproximadamente a 700 metros de distancia de la costa y el sedimento a 9 metros de profundidad, en frente de la playa Norte del municipio de Gandia, cuyas coordenadas exactas UTM son 746317 4321780 30S.



Figura 1. Situación general de la zona de muestreo

Esta zona costera del municipio de Gandia se trata de una franja costera baja únicamente alterada por las infraestructuras humanas como son el puerto de Gandia, principalmente, y los diques ubicados en la desembocadura del río Serpis el cual confluye con el mar inmediatamente al sur del puerto, como se observa en la Figura 2. El efecto del puerto conlleva una modificación de las corrientes litorales que en esta zona trascurren desde el norte hacia el sur. Por tanto, al norte del puerto se da una zona de acumulación de partículas y al sur, a la inversa, se da una zona de erosión de las playas. Toda esta área es nutrida por las descargas fluviales cercanas a ella, como

es el río Vaca al norte y el Serpis al sur y en menor medida del Júcar, así como de descargas de aguas dulces desde los acuíferos subterráneos procedentes de las zonas húmedas (marjalería) de la comarca La Safor (Gadea, 2009).

En la actualidad, los sedimentos de la estación de muestreo sufren una elevada antropización principalmente debido a la pesca de arrastre para la recolección de bivalvos como las chirlas (*Chamelea gallina*) o tellinas (*Donax sp.*).

Los sedimentos en esta zona están formados por arenas finas bien calibradas dentro del piso infralitoral. Este piso se define como aquella franja comprendida entre fondos permanentemente (o excepcionalmente no) sumergidas y hasta aquella profundidad capaz de albergar algas fotófilas o fanerógamas marinas, que en el Mediterráneo se halla entre los 30 o 40 metros de profundidad. Es en este piso infralitoral donde se encuentran los ecosistemas y biocenosis más importantes tanto en biodiversidad como en recursos económicos en el Mediterráneo, como son las praderas de algas fotófilas como *Caulerpa racemosa* (especie alóctona del Mediterráneo) y plantas superiores como *Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica* y *Zostera noltii*. No obstante, la estación muestreada en este trabajo se halla en sedimentos desnudos, sin la presencia de macroalgas ni de fanerógamas marinas.

Estos fondos al ser someros están sometidos al oleaje por lo que se ejerce un continuo movimiento hídrico que da lugar a una buena selección de los sedimentos por su granulometría (Melzer y Herzer, 2004). Las arenas finas bien calibradas están formadas en más de un 95% por un tamaño de arena comprendido entre (0,063 y 0,250 mm de diámetro de luz del tamiz). En consecuencia, estos sedimentos están bien oxigenados y más cuanto mayor es el tamaño del grano de arena.



Figura 2. Localización a mayor escala de la estación de muestreo localizada en el litoral de Gandia

Respecto a su fauna, a simple vista estos fondos parecen inertes y monótonos. No obstante, las formas de vida de la macrofauna imperantes aquí son errantes y disfrutan de sistemas de mimetismo o camuflaje para pasar desapercibidos así como también, muchas formas de vida se entierran durante el día para salir por la noche. Abundan los anélidos poliquetos, los moluscos lamelibranquios como *Venus gallina*, *Tellina nitida*, *Tellina pulchella*, *Donax semistriatus*, *Macra corallina*, *Spisula subtruncata*, *Dosinia lincta* y en zonas más someras *Donax trunculus* y *Lentidium mediterraneum* y equinodermos como *Echinocardium mediterraneum* (García, 1991; Heß, 2004).

La temperatura suele variar entre los 10-11°C a finales del invierno hasta los 27-28°C de finales de agosto.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Campañas de muestreos

Los muestreos se ejecutaron en la estación descrita anteriormente en el litoral de Gandía. Se realizaron cuatro campañas de recogida de muestras repartidas a lo largo de un año. Las fechas de las campañas se eligieron en función de la distribución anual de los parámetros más variables a lo largo del año y más influyentes en los organismos vivos en esta zona costera como son la temperatura del agua de mar y la radiación solar. Por ello, las cuatro campañas se hicieron coincidir con aquellas épocas del año cuando estos parámetros eran más diferenciados. Es decir, intentar estudiar el comportamiento de los parámetros de la columna de agua y del sedimento en aquellas épocas con mínima y máxima temperatura y radiación solar respectivamente. Finalmente se realizaron el 5 de agosto de 2009 con una elevada temperatura en el agua de mar; el 16 de marzo de 2010 cuando se observó la temperatura mínima, el día 17 de junio del 2010 cuando la radiación es más intensa y prolongada con cerca de 15 horas de luz y la última campaña realizada en el pasado día 7 de septiembre cuando el mar conserva aún una elevada temperatura.

4.2. Métodos de muestreo

En la estación de muestreo se extrajeron muestras tanto de la columna de agua como de los sedimentos además del empleo de cámaras bentónicas para el posterior cálculo de flujos en la interfase sedimento-agua. Además, las muestras fueron utilizadas tanto para el análisis de parámetros físicos, químicos como biológicos. Por ello, se tuvo que emplear diferentes técnicas de recogida de muestras según la naturaleza de éstas y su posterior análisis a emplear en ellas. Además, en cada campaña se fondeó en la estación de muestreo un correntímetro ADCM (Acoustic Doppler Current Meter)

Argonaut XR SonTek para recopilar información acerca de las corrientes marinas a lo largo de la columna de agua.

Los datos meteorológicos fueron obtenidos de la estación meteorológica situada en el campus de la Escuela Politécnica Superior de Gandia, Universidad Politécnica de Valencia. Esta estación se halla en lo alto del edificio A a unos 20 m aproximadamente sobre el nivel del mar. Los datos del 5 de agosto del 2009 fueron obtenidos de la estación agroclimática de la red SIAR (Servicio de Información Agroclimática para el Regadío), cortesía de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Esta estación está situada en la zona de cultivos de Marxuquera, enclavada entre la sierra Falconera y Montduver.

4.2.1. Agua

En la columna de agua se recogieron muestras mediante el empleo de una botella oceanográfica de tipo Van Dorn. Este tipo de botella tiene forma de cilindro dispuesto en horizontal en cuyos extremos es por donde se recoge la muestra de agua. Su volumen es de aproximadamente 5 l. En el caso concreto de la botella empleada en este estudio, el diámetro es de 10 cm por lo que la resolución vertical es de 10 cm, es decir, se recoge el agua en una capa de tan sólo 10 cm dentro de la columna de agua. Se muestreó en cuatro puntos distanciados 3 metros entre ellos (en superficie, a 3m, a 6m y en el fondo a 9m) a lo largo de la columna de agua. Estas muestras fueron tomadas siempre a primera hora de la mañana.

Además, a lo largo del día de muestreo, se tomaron entre 5-6 perfiles de la columna de agua con una sonda CTD (NXIC-CTD de Falmouth Scientific, Inc.) con sensor PAR incorporado (SatAtlantic) para hallar radiación fotosintéticamente activa y penetrante además de la conductividad (celda inductiva no externa con $\pm 0,0002 \text{ S}\cdot\text{m}^{-1}$ de error), salinidad, temperatura ($\pm 0,002 \text{ }^\circ\text{C}$) y profundidad ($\pm 0,02 \%$ del total de la escala).

Conjuntamente, se empleó el disco Secchi para tener una idea de la extinción de la luz en la columna de agua.

4.2.2. Sedimento

Se extrajeron muestras de sedimentos inalterados con la ayuda de buzos y mediante el empleo de corers. Estos corers empleados son cilindros de metacrilato transparente con una altura de 30 cm y 6,5 cm de diámetro. Estas muestras se utilizaron para los análisis de materia orgánica, granulometría, porosidad, potencial redox, lípidos, proteínas, carbohidratos, clorofila *a*, feopigmentos y macrofauna bentónica. En total, en cada campaña, se recogieron 12 corers: 6 corers para macrofauna, 4 corers para los parámetros bioquímicos del sedimento (proteínas, carbohidratos, lípidos y pigmentos) y 2 corers para materia orgánica, granulometría y porosidad. Inmediatamente extraídos los corers, en la misma cubierta de la embarcación, se medía el potencial redox de cada uno de ellos insertando la sonda a 0,5 cm dentro del sedimento durante 20 segundos. Aquellos corers destinados al estudio de la macrofauna, se tamizaban y el material tamizado era sumergido en cloruro magnésico al 5% durante 1-3 horas. El resto era transportado al laboratorio donde se extraía el agua sobrenadante y se congelaba hasta su posterior análisis.

4.2.3. Flujos sedimento-agua

Para la aproximación en el estudio de los flujos de nutrientes entre la interfase sedimento-agua se emplearon seis cámaras semiesféricas, tres opacas y tres transparentes, de metacrilato de una superficie de 0,125 m² y 16,7 l, (las mismas que se muestran en la Figura 3) descritas en De Freitas et al. (2008). Estas cámaras son insertadas dentro del sedimento unos 10 cm para evitar desplazamientos por el oleaje y disminuir la absorción del agua presente en sedimentos adyacentes hacia el interior de

las cámaras por el efecto de la extracción de alícuotas de agua. Las cámaras fueron instaladas a primera hora de la mañana el día del muestreo y se dejaron incubar durante toda la fase diurna del mismo día para estudiar la evolución de los diferentes parámetros químicos en función del tiempo y su disponibilidad de radiación o no según el tipo de cámara. Los períodos de incubación fueron entre 10 y 14 horas en función de la estación del año tal y como aparece en la tabla siguiente (Tabla 1).



Figura 3. Vista de la colocación de las cámaras bentónicas en el lugar de muestreo.

A lo largo del día se recogieron entre 5 o 6 alícuotas equidistantes en el tiempo, tomadas cada 2 o 2,5 horas, dependiendo de la duración del día, según se observa en la tabla 1. Para ello, los buzos extrajeron muestras de agua del interior de las cámaras con el empleo de jeringas de plástico de 60ml de volumen y a través de una goma de silicona conectada a la válvula de la cámara. Previamente se homogenizaba el volumen interno girando 5 veces, a una velocidad de una vuelta por segundo, una hélice manual instalada en el interior de la cámara. Las alícuotas extraídas se utilizaron para la determinación de los diferentes parámetros (oxígeno disuelto, dióxido de carbono, amonio, nitratos más nitritos, fósforo soluble reactivo y sílice).

	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
	05/08/2009	16/03/2010	17/07/2010	07/09/2010
1ª Toma	8:15	8:30	7:45	8:10
2ª Toma	12:30	11:00	10:15	10:02
3ª Toma	16:00	13:30	12:50	12:10
4ª Toma	18:50	16:00	15:10	14:38
5ª Toma	20:30	18:20	17:50	17:15
6ª Toma	-	-	21:05	19:55
Tiempo incubación (h)	12:15	9:50	13:20	11:45

Tabla 1. Tiempos de tomas de muestra y tiempo de incubación en cada campaña.

Los flujos fueron calculados a partir de la variación de concentraciones para cada nutriente analizado según de Freitas (2006) adaptado a su vez de Zarzur (2005) y Hargrave & Connolly (1978). Para ello se ajusta una función, ya sea lineal, polinómica, exponencial..., a cada serie de valores de concentraciones para cada parámetro analizado a lo largo del tiempo en una campaña y se aplica la ecuación de Hargrave & Connolly:

$$F = \left(\frac{C_t - C_0}{t_t - t_0} \right) \cdot V \cdot 24 \cdot \frac{1}{A}$$

- Donde F es el flujo expresado en $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
- V es el volumen en litros del agua incubada en el interior de la cámara.
- C_0 y C_t (en μM) son las concentraciones del nutriente en cuestión para el tiempo inicial y final de la incubación calculado a partir de la función de ajuste elegida.
- T_0 y T_f (en horas) son los tiempos inicial y final de la incubación.
- A (en m^2) es el área de sedimento encerrada dentro de la cámara bentónica.

4.3. Parámetros analizados y su metodología

Tal y como se ha comentado en el apartado anterior, en la estación de muestreo se tomaron muestras tanto de la columna de agua como del sedimento así como de las cámaras bentónicas.

En la columna de agua se tomaron muestras para el análisis de sólidos en suspensión, oxígeno disuelto, amonio, nitratos más nitritos, fósforo soluble reactivo, fósforo total, sílice y clorofila *a*. Además, con el empleo de un CTD se tomaron perfiles para salinidad, temperatura y PAR (Radiación Fotosintéticamente Activa).

Para las muestras del sedimento, una vez en el laboratorio y después de haber medido el potencial redox en la cubierta de la embarcación, se les retiraba el agua sobrenadante a los corers y se congelan los dos corers destinados al análisis de la porosidad, materia orgánica y granulometría. Estos parámetros fueron analizados por duplicado. A los otros cuatro corers destinados a la determinación de componentes lábiles, se les cortó el primer centímetro superficial, el cual era dividido en cuatro partes semejantes y finalmente se conservaba en congelador hasta el momento de su análisis, generalmente dentro de los tres posteriores meses a su recolección (Pusceddu et al., 2004). Los dos corers congelados, fueron cortados en capas de 1 cm de espesor y secados en estufa a 105°C para el posterior procesado. El total de la muestra del primer centímetro de cada uno de los corers destinados al análisis de los componentes lábiles de carbono, fue homogeneizado y dividido en cuatro partes iguales. Posteriormente, de cada submuestra se extraían tres alícuotas (se trabajaba por triplicado) con la cantidad necesaria para la determinación de cada uno de dichos parámetros. Por último, el procedimiento seguido para los 6 corers destinados para el estudio de la macrofauna es explicado en el punto 4.3.

En las distintas alícuotas recogidas a lo largo del día procedentes de las cámaras bentónicas se analizó oxígeno disuelto, dióxido de carbono, amonio, nitratos más

nitritos, fósforo soluble reactivo y sílice. Para la determinación de estos parámetros se siguió la misma metodología que para las muestras de la columna de agua pero adaptada a volúmenes inferiores. Al tratarse de una alícuota de agua de 15 ml por parámetro, las metodologías se adaptaron a microvolúmenes.

Las muestras de agua, procedentes de las cámaras bentónicas y de la columna de agua fueron procesadas nada más llegar al laboratorio para su posterior análisis. Tanto el oxígeno disuelto como el dióxido de carbono son analizados inmediatamente y sin filtrar la muestra ya que se trata de gases muy inestables. Para la determinación del fósforo total, la alícuota de agua no es filtrada sino que directamente se congela para su futuro análisis. En cambio, para el resto de parámetros químicos (amonio, nitratos más nitritos, fósforo soluble reactivo y sílice) las muestras son filtradas a través de membrana de acetato de celulosa de 0,45 μm (Sartorius). A excepción del amonio, el resto de nutrientes son almacenados a -20°C hasta el momento de su determinación en recipientes de polietileno translúcido de 100 ml. Los filtros usados en el filtrado de las muestras de agua son utilizados para la determinación de los sólidos en suspensión y de la clorofila *a* (esta es conservada a -20°C y en oscuridad).

A continuación se resumen los parámetros analizados en el agua y la metodología seguida para su determinación:

- **Oxígeno disuelto;** se determinó siguiendo el método iodométrico clásico de Winkler (Baumgarten et al., 1996) el cual consiste en la adición de sulfato de manganeso y ioduro alcalino de potasio. El sulfato de manganeso junto con el ioduro alcalino y en contacto con el oxígeno disuelto del agua forma un precipitado marrón de $\text{Mn}(\text{OH})_3$. Luego con la adición de ácido, el Mn^{+3} presente en el precipitado marrón se reduce de nuevo a Mn^{+2} oxidando al mismo tiempo aniones de ioduro (I^-) a I_2 en una cantidad idéntica a la de oxígeno presente en un principio en la muestra de agua. Finalmente, este iodo es titulado con una solución de tiosulfato de sodio. Para las muestras de la columna de agua, a

partir de la segunda campaña de muestreos, el oxígeno se determinó con sensor óptico en una sonda YSI. En los flujos siempre se determinó según el método iodométrico.

- **Dióxido de carbono;** se determinó siguiendo el método descrito por la Baumgarten et al (1996) y APHA (2005). En él, los iones H^+ presentes en el agua por la disociación del ácido carbónico son neutralizados por el NaOH hasta que el pH alcance un valor de 8,3.
- **Amonio;** determinado según la técnica descrita en Baumgarten et al. (1996). Esta técnica consiste en la adición de fenol, citrato e hipoclorito. El amonio reacciona con el hipoclorito que junto con el fenol y el citrato, catalizado por nitroprusiato, forma un complejo llamado azul de indofenol el cual es medido por espectrofotometría. Esta técnica debe ser llevada a cabo inmediatamente después de muestrear ya que el amonio es muy inestable y volátil. El límite de detección se sitúa en $0,1 \mu M$.
- **Nitratos más nitritos;** descrito en Baumgarten et al (1996). Los nitratos son reducidos hasta nitritos empleando una columna rellena de cadmio y una solución cúprica lo que se conoce, como la reacción de Griess, que serán leídos, junto los nitritos originales, en espectrofotómetro a $543nm$ previa adición de sulfanilamida y etilendiamina. El límite de detección se sitúa en $0,1 \mu M$.
- **Sílice;** consiste en la reacción entre el molibdato amónico y el ácido ortosilícico según Strickland y Parson (1972). El silicio disuelto reacciona con el molibdato de amonio en medio ácido formando un complejo amarillento que a su vez, con la adición de una mezcla reductora de metolsulfito, se reduce a ácido

silicomolibdato reducido, un complejo azul, cuya absorción máxima la alcanza a 810 nm. El límite de detección está en 0,1 μM .

- **Fósforo soluble reactivo;** (PSR). La determinación del fósforo soluble reactivo sigue la metodología de Murphy y Riley (1962). Esta técnica, método colorimétrico del azul de molibdeno, consiste en la adición de molibdato amónico y tartrato de antimonio en medio ácido para formar el complejo fosfomolibdato de antimonio reducido a su vez por el ácido ascórbico formando el fosfomolibdato reducido, de coloración azul. Con esta técnica se sobrestima las cantidades reales ya que existen otras formas químicas que reaccionan de forma similar a los fosfatos (Rodríguez, 1999). Su límite de detección está en 0,01 μM .
- **Fósforo total;** (PT) con esta técnica se determina tanto el fósforo soluble en el agua como el particulado y el presente en los organismos. Se sigue el mismo procedimiento que para el fósforo soluble reactivo pero con la diferencia de la digestión previa con ácido bórico, persulfato de potasio e hidróxido sódico en autoclave a 121°C (Valderrama, 1981).
- **Clorofila *a*;** es analizada por el método tricromático basado en espectrofotometría visible (APHA, 2005) usando las ecuaciones descritas por Jeffrey y Humprey (1975). La clorofila *a* es extraída por la acetona tamponada con CaCO_3 durante al menos 2 horas para su posterior lectura a cuatro longitudes de onda diferentes (630, 647, 664 y 750 nm).
- **Sólidos en suspensión;** se basa en la metodología descrita en APHA (2005). Los sólidos en suspensión son calculados por diferencia de peso del filtro antes y después de filtrar la muestra de agua y secar en estufa. La muestra de agua es filtrada a través de un filtro con 0,45 μm de tamaño de poro y se deposita durante 24 horas en estufa a 105°C. Previamente, los filtros han sido secados y

pesados y simplemente por diferencia de los pesos antes y después del secado se obtiene todo aquel material, tanto orgánico como inorgánico superior a 0,45 µm, es decir, material particulado.

- **Temperatura, salinidad y PAR;** se utilizó un CTD de la marca Falmouth Scientific, Inc (FSI) en el cual se instaló un sensor PAR (Radiación Fotosintéticamente Activa) de SatAtlantic. Las especificaciones están descritas más arriba en el apartado 4.2.1.

Los parámetros y metodología analizados en los sedimentos fueron:

- **Porosidad;** se calcula como la diferencia de pesos de una determinada alícuota de sedimento antes y después de ser secado en estufa a 105°C. Generalmente se ha trabajado con el total de la muestra para aquellas capas de 1 cm de espesor (significan alrededor de 40-50 gr.).
- **Materia orgánica;** (MO) se halla mediante la ignición del sedimento a 600°C siguiendo la metodología del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994). Consiste en la combustión de la materia orgánica sometiéndola a un lavado con ácido clorhídrico al 5% y posteriormente en la mufla a 600°C. Por diferencia de pesos entre antes y después de la mufla se obtiene el porcentaje de materia orgánica.
- **Granulometría;** basada en Shepard (1954) la cual divide el sedimento en gravas, arenas y limos y arcillas conjuntamente. Mediante una batería de 7 tamices con diferente luz de malla y superpuestos en orden de mayor a menor luz se aplican vibraciones durante 15 minutos. Los distintos tamices corresponden a diferentes tamaños de partículas que van desde las gravas (>2 mm) hasta limos y arcillas

(<0,063mm) pasando por cinco clases de arenas (2mm>arena muy gruesa > 1mm; 1mm> arena gruesa > 0,5mm; 0,5mm> arena media > 0,25mm; 0,25mm> arena fina > 0,125mm y 0,125mm > arena muy fina > 0,063) según la escala de Wentworth.

- **Potencial redox**; el potencial redox es medido con un electrodo metálico y pHmetro Crison PH25 con una resolución de 1mV.

- **Carbohidratos (CHO)**; basada en la reacción entre los azúcares y el fenol en presencia de ácido sulfúrico formando una coloración marrón que es posteriormente leída a 485 nm y 600nm. La calibración se realiza con soluciones de glucosa. Esta técnica es extraída de Pusceddu et al. (2004) los cuales la modificaron para sedimentos marinos de Gerchacov y Hatcher (1972) que a su vez se basaron en Dubois et al. (1956). Esta técnica permite la determinación de pequeñas cantidades de azúcares y de sus derivados metilos, oligosacáridos y polisacáridos.

- **Proteínas (PTR)**; se determinaron mediante el método colorimétrico propuesto por Lowry (1952) y modificado por Rice (1982) y finalmente adaptada por Pusceddu et al. (2004) para sedimentos marinos. Método que permite la reacción de proteínas con tartrato rameico y el reactivo de Folin-Ciocalteau en medio básico (pH=10). La reacción proporciona una coloración azul estable que es intensamente proporcional a la concentración de proteínas en la solución. El resultado es comparado con unos patrones de albumina de suero bovino.

- **Lípidos (LIP)**; analizados siguiendo el método descrito por Pusceddu et al. (2004) el cual se basa en Bligh y Dyer (1959) y Marsh y Weinstein (1966). Esta técnica consiste en la extracción de los lípidos presentes en el sedimento fresco aplicando ultrasonidos y por adición de cloroformo y metanol para formar una

fase lipídica la cual será evaporada y se hará reaccionar con ácido sulfúrico a 200°C. La recta de calibrado es elaborada con tripalmitina.

- **Clorofila *a***: se emplea el análisis por espectrofotometría descrita por Plante-Cuny (1974) y modificada para sedimentos por Pusceddu et al (2004). El procedimiento es similar a las clorofilas en agua, pero con la diferencia de la aplicación de ultrasonidos con sonicador y la absorbancia es medida únicamente a dos longitudes de onda. El resultado es expresado en μg de clorofila *a* · g de sedimento seco⁻¹.
- **Feopigmentos**: se sigue el mismo método que el utilizado para clorofila *a*. Los feopigmentos se obtienen con la adición de 0,2 ml de ácido clorhídrico 0,1 M al extracto de acetona preparado para la medición de la clorofila *a* en el sedimento y medido a las mismas longitudes de onda.
- **Radiación solar incidente en la superficie del sedimento**: con el empleo del disco Secchi (círculo de color blanco y negro de 30 cm de diámetro aproximadamente) se obtiene la transparencia del agua, simplemente observando hasta que profundidad deja de ser visible el disco. Se tomaron datos durante cada toma de muestras de las cámaras bentónicas. A partir de la profundidad del disco Secchi se calculó el coeficiente de atenuación vertical y con éste y la profundidad a la cual se encuentra el sistema bentónico se estimó la radiación incidente en el fondo del mar. Para ello se aplicó la relación exponencial de la ley de Lambert-Beer extraída de Lorenti y De Falco (2004) con la siguiente expresión:

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

Donde I_z es la radiación que alcanza el fondo marino ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$)

I_0 es la radiación atmosférica en la superficie del mar ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$)

K es el coeficiente de atenuación vertical y z la profundidad a la que se encuentra el sistema bentónico (m).

-Macrofauna bentónica. En cada campaña de muestreo se recogieron 6 corers de metacrilato. El sedimento del corer era tamizado por un tamiz de 500 μ m de luz y conservado, en un primer momento y durante 1-3 horas, con una solución de cloruro magnésico al 5 %. La finalidad del cloruro magnésico es anestesiar los organismos macrobentónicos con lo que éstos relajan y expanden su musculatura para facilitar su determinación (es el caso de los moluscos). Transcurrido este periodo y hasta su separación y determinación, el anestésico es sustituido por formol tamponado al 10%. Posteriormente, con la ayuda de una lupa se va separando la fracción inorgánica de la fauna mientras se la clasifica en diferentes grupos como anélidos, bivalvos o crustáceos. Finalmente, también a lupa o si es necesario con la ayuda de microscopios con objetivos de 4x, 10x y 20x aumentos se realiza su determinación. En este estudio sólo se ha podido trabajar con los datos relativos a las campañas de agosto 2009, marzo y junio del 2010 ya que no se llegó a tiempo para la determinación de la fauna bentónica de la última campaña realizada en septiembre. Para ello, se siguió información citada en artículos, libros y páginas web:

En poliquetos los libros de referencia que se usaron fueron el escrito por Campoy en 1982 y el publicado por el CSIC de la serie Fauna Ibérica (Viéitez et al., 2004). Además se obtuvo información importante de la tesis doctoral de Torres (2008) así como numerosos artículos científicos que trataban familias o géneros concretos (Aguirrezabalaga, 1984; Aguirrezabalaga y Carrera-Parra, 2006; Blake y Ruff, 2007; Palmero et al., 2008; de Kluijver et al., 2010).

En moluscos se consultó las obras de Adriano et al. (1995), Gianuzzi-Savelli et al. (1999, 2001, 2002, 2003) y Sánchez (1982).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Meteorología

En este punto se muestran los datos de temperatura atmosférica y radiación solar que se observaron durante las cuatro campañas de muestreos.

5.1.1. Temperatura

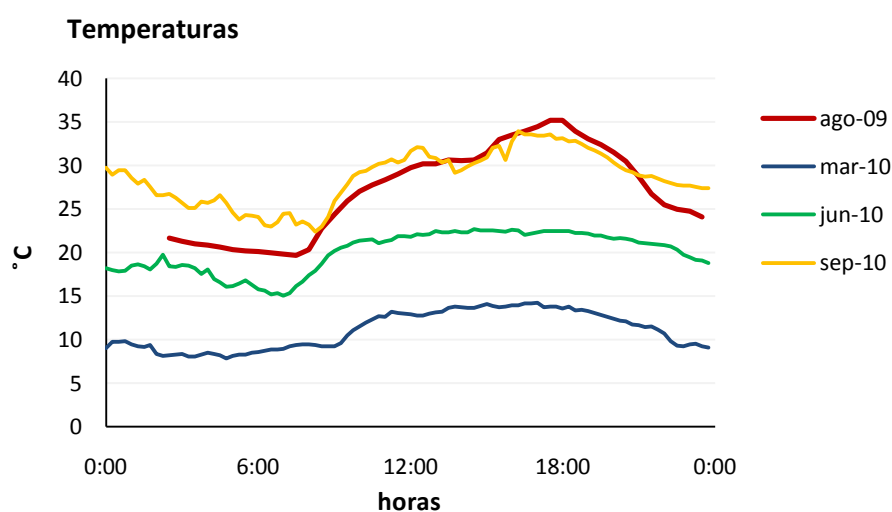


Figura 4. Evolución de la temperatura atmosférica a lo largo de los días muestreados.

En la Figura 4 se muestra la evolución de la temperatura atmosférica a lo largo del día de muestreo para las cuatro campañas. En todos los días el mínimo se observa justo al amanecer, en cambio, la máxima temperatura se alcanza al mediodía solar, alrededor de las 14:00, a excepción de agosto donde el máximo se da en torno a las 18:00. La temperatura máxima se dio en agosto cuando se superaron los 35°C. Fue en este mes donde la amplitud térmica fue máxima con 15° de diferencia. Por el contrario, la temperatura mínima se observó en la madrugada del 16 de marzo con 7,5°C. Las temperaturas en junio y septiembre se comportaron de forma similar a las de marzo aunque con un margen de 10°C y 20°C superiores respectivamente. Si se comparan las cuatro distribuciones de temperatura de la

Figura 4, se observa que en agosto se sigue una tendencia ligeramente diferente a las otras tres. Ello puede deberse a la distinta localización de la estación meteorológica respecto de la estación de la cual se obtuvieron las otras tres campañas.

5.1.2. Radiación solar

Según se puede ver en la Figura 5, la radiación solar incidente en la superficie terrestre se mostró máxima con $996 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ a las 14:15, en la campaña realizada a finales de junio (17 de junio), próxima al solsticio de verano, donde la duración del día es más larga y la radiación solar llega con mayor perpendicularidad al hemisferio norte. En agosto, la radiación también fue elevada. En marzo y septiembre apenas hay diferencias a excepción de la irregularidad en septiembre, coincidente con la también irregularidad observada en la curva de temperaturas. Ello puede ser a causa de la ligera nubosidad que hubo en septiembre así como a la columna de humo provocada por dos incendios próximos en Simat y Quatretonda.

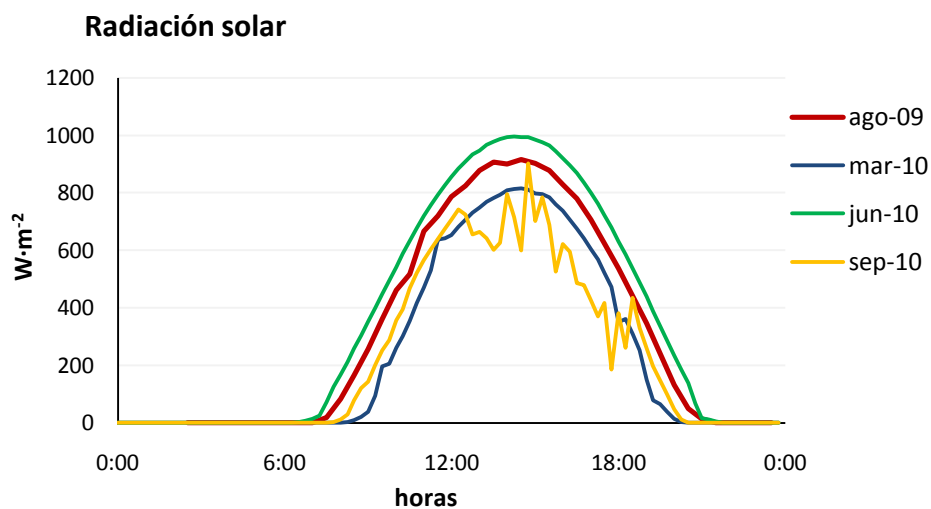


Figura 5. Evolución de la radiación solar a lo largo de los días muestreados.

5.2. Caracterización columna de agua

5.2.1. Hidrodinamismo

En este apartado se muestran los resultados obtenidos del correntímetro fondeado durante las diferentes campañas de muestreos en la estación. Se trata de velocidades de la corriente obtenidas tratando a la columna de agua como una única celda.

Agosto

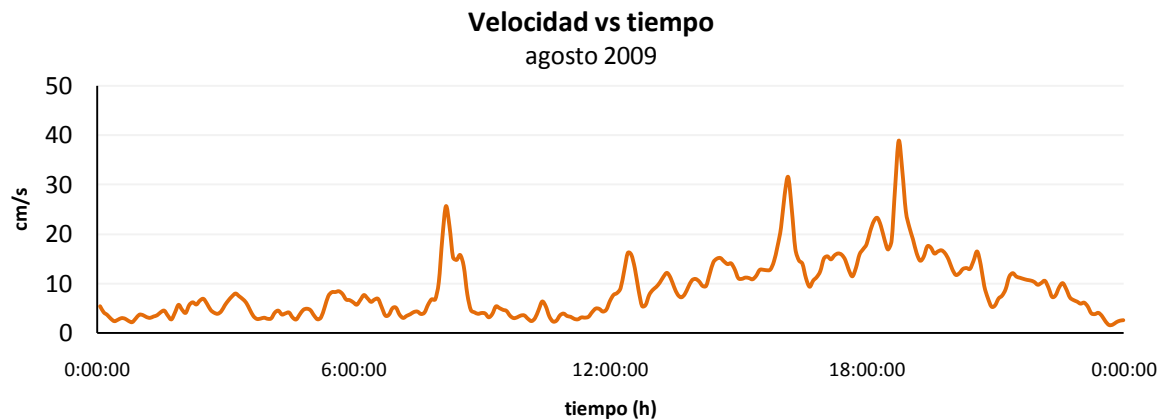


Figura 6. Distribución de velocidades de las corrientes durante el día 5 de agosto del 2009.

Durante el día del muestreo de agosto se ve que las corrientes aumentan de forma irregular conforme avanza la tarde hasta los $39 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Fue durante la noche anterior al muestreo y por la mañana del día 5, cuando se registraron las menores velocidades. (Figura 6).

Marzo

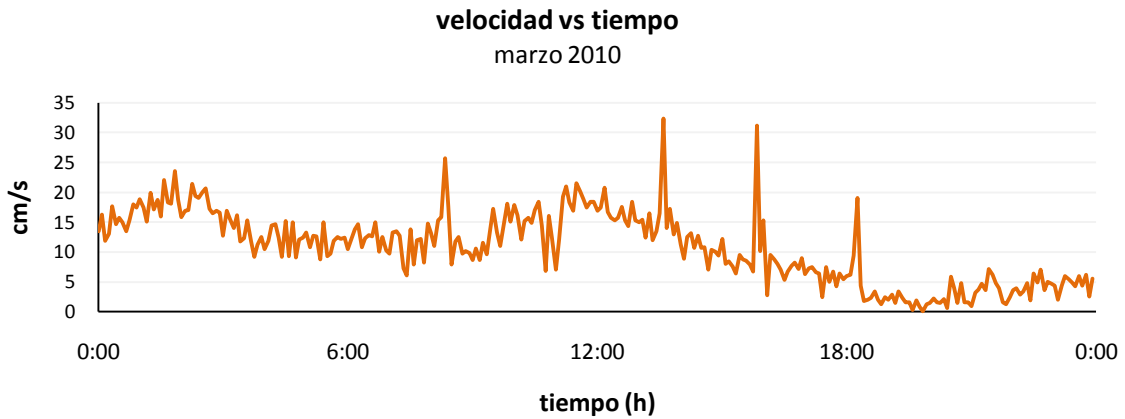


Figura 7. Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 16 de marzo del 2010.

La velocidad de las corrientes del 16 de marzo apenas superó los $25 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ salvo en tres ocasiones esporádicas (Figura 7). A partir del mediodía la velocidad descendió, a excepción de momentos puntuales donde la corriente superó los $19 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

Junio

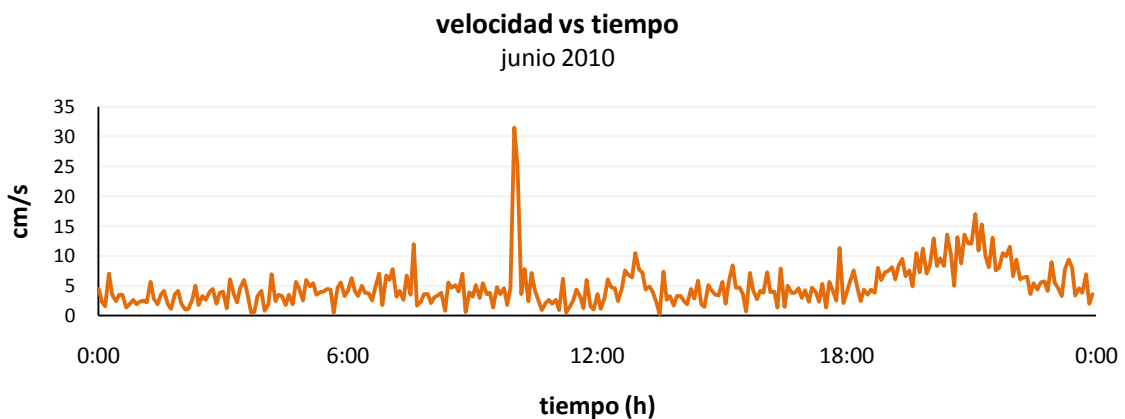


Figura 8. Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 17 de junio del 2010.

A lo largo del día 17 de junio, las corrientes fueron menos fuertes que en marzo ya que generalmente se mantuvieron entre los 5 y $10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ aunque en un momento determinado, a las 10:00, se superó los $31 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ como se observa en la Figura 8.

Septiembre

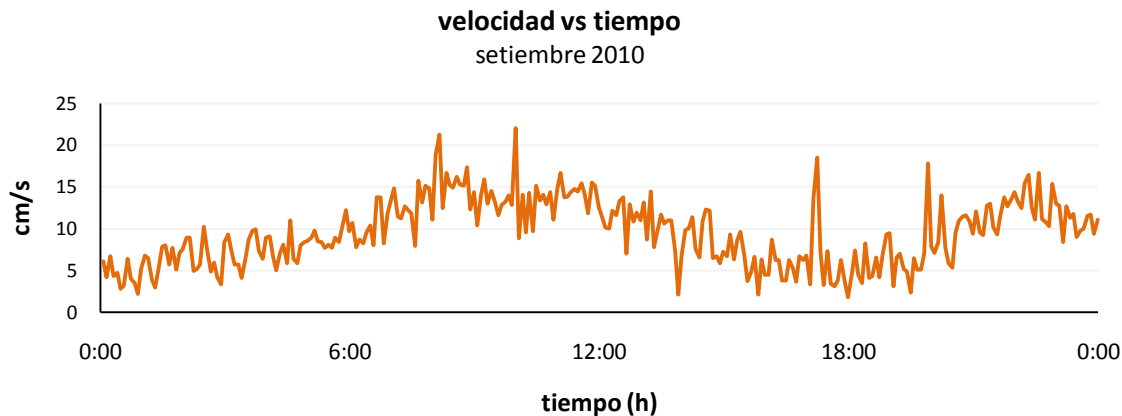


Figura 9. Distribución de velocidades de las corrientes durante la campaña de muestreos del día 7 de septiembre del 2010.

En la campaña del 7 de septiembre, parece observarse una pauta donde las corrientes más fuertes se hallan de madrugada y por la mañana, para disminuir entrada la tarde como se aprecia en la gráfica de la Figura 9.

5.2.2. Parámetros físico-químicos

Los resultados obtenidos en la columna de agua en las diferentes campañas de muestreos realizadas en la estación son analizados agrupándolos en función de las distintas profundidades.

5.2.2.1. Superficie

Profundidad: 0 m	Campañas			
	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
Parámetros				
Temperatura (°C)	27,0	11,6	20,3	25,1
Salinidad (‰)	37,6	36,9	37,0	37,4
pH	8,07	8,03	8,02	7,94
Sólidos suspensión (mg·l ⁻¹)	10	12	9	12
Oxígeno disuelto (mg·l ⁻¹)	7,4	9,2	7,6	7,9
Amonio (μM)	0,5	0,8	1,1	0,8
Nitratos + nitritos (μM)	1,5	3,5	4,7	<0,1
PSR (μM)	0,15	0,14	0,06	0,09

Profundidad: 0 m	Campañas			
	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
Parámetros				
PT (μM)	0,23	0,26	0,16	0,11
Silicatos (μM)	2,3	3,4	1,7	1,9
NID:P	13,1	30,3	97,0	8,9
NID:Si	0,9	1,2	3,4	0,4
Clorofila <i>a</i> ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	2,71	<0,20	<0,20	0,67

Tabla 2. Resultados obtenidos en la superficie de la columna de agua

En la superficie de la columna de agua, la temperatura varía desde los 27,0 °C en agosto hasta los 11,6 °C en marzo (durante el muestreo de marzo de 2010 y días anteriores se registraron las temperaturas más bajas, hasta ese momento, del año) siendo muy similar a las temperaturas observadas en la bahía de Blanes (Gerona) por Lucea et al. (2005). La temperatura del agua alcanza sus máximos y mínimos con un desfase de alrededor de un mes con respecto a la radiación solar, es por ello que el mínimo se esté dando sobre febrero-marzo y la máxima temperatura del agua se dé a mediados de agosto o principios de septiembre. La salinidad en la estación muestreada se mantiene con pocas variaciones al igual que el pH a lo largo del ciclo de muestreos. Estos datos de salinidad constantes dan información acerca de las escasas entradas de agua dulce sobre la zona costera donde se halla la estación de muestreo. Las entradas más importantes de agua dulce superficial desde tierra se estarían dando en otoño y en menor medida en primavera coincidiendo con las mayores precipitaciones en la región mediterránea. Los sólidos en suspensión contienen tanto una parte orgánica formada principalmente por el plancton aunque también puede encontrarse algún pequeño invertebrado como crustáceos o cnidarios y otra fracción inorgánica como pueden ser las arenas, limos, arcillas... Los sólidos suspendidos pueden verse afectados por el estado del mar en función del viento, el oleaje, las corrientes y mareas, el cual facilita la energía necesaria para la resuspensión de las partículas del sedimento en estos fondos poco profundos. Otro factor importante a tener en cuenta es el desarrollo de los organismos planctónicos y pequeños organismos del

necton. No obstante todo esto, en la estación de muestreo no se observa mucha variación entre las cuatro campañas. El oxígeno disuelto expresa el balance neto entre la respiración y la fotosíntesis de los organismos planctónicos y del neuston y la reaireación desde la atmósfera. Se aprecia que es durante los meses más cálidos (agosto, junio y septiembre) donde existe una menor concentración de oxígeno disuelto. Esta menor concentración de oxígeno en los meses más cálidos es debido a la mayor temperatura del agua que disminuye el nivel de saturación de esta molécula así como también se debe a una mayor tasa de respiración y mineralización. El amonio es más elevado al principio del verano y más escaso cuando mayor era la temperatura y clorofila *a*. Los nitratos y nitritos también se comportan de forma similar al amonio siendo máximo en junio mientras que durante agosto y septiembre eran más escasos llegando a ser inapreciables en septiembre del 2010 como se muestra en la Tabla 2. El comportamiento de estos compuestos nitrogenados es semejante al observado por Lucea et al. (2005) y Leblanc et al. (2003) donde en general, en los meses cálidos es cuando menores concentraciones de amonio y nitratos presentes hay. Tanto el fósforo soluble reactivo como la sílice se comportan de forma similar en la superficie de la estación de control. Estos dos nutrientes son más abundantes en agosto y en marzo, al igual que ocurre con el fósforo total. Existe una relación directa entre el fósforo total y el fósforo soluble reactivo, ya que el fósforo total está compuesto por el fósforo soluble reactivo y otra fracción particulada. En cambio, la concentración de sílice está condicionada fundamentalmente por la composición del fitoplancton, en concreto, con el porcentaje de diatomeas y crisofíceas presentes, por lo que al desconocer la abundancia de los mismos, no se puede llegar a una conclusión clara.

El fósforo soluble reactivo (PSR), en relación con el nitrógeno inorgánico disuelto (NID, la suma de los tres compuestos inorgánicos del nitrógeno; amonio, nitritos y nitratos), es mucho más abundante en septiembre y en agosto cuyo coeficiente

NID:P no alcanza los 22 por lo que según Jaric et al (1995) basándose en las proporciones del fitoplancton de Redfield, es en esos meses cuando el nitrógeno disuelto es el nutriente limitante como ocurre en el golfo de León (Leblanc et al., 2003). Esta tendencia es observada también en el litoral de Blanes (Lucea et al., 2005). En cambio, en marzo y sobre todo en junio, el fósforo disuelto reactivo se comporta como el nutriente limitante, coincidiendo con concentraciones de clorofila *a* por debajo del límite de detección. La relación NID:Si requerida por las comunidades fitoplanctónicas que utilizan la sílice como nutriente siguiendo los criterios de los autores antes citados (Jaric et al. (1995) y Redfield) es de alrededor a 1. Durante el agosto del 2009 y en marzo las concentraciones de ambos nutrientes fueron semejantes. A principios del verano, en junio 2010, la sílice era limitante junto con el fósforo soluble reactivo pero a finales del verano fue el nitrógeno el nutriente limitante como se muestran los ratios en la Tabla 2. La sílice suele mostrarse como el nutriente limitante cuando aparecen los blooms de diatomeas aunque en nuestro estudio no se corresponda con valores altos de clorofila *a*. Estos blooms aparecen a finales de primavera en el golfo de León (Leblanc et al. 2003) y en la bahía de Brest, NW de Francia, (Del Amo et al., 1997) conjuntamente con valores bajos de sílice.

5.2.2.2. 3 metros

Profundidad: 3 m Parámetros	Campañas			
	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
Temperatura (°C)	27,0	11,7	20,7	25,1
Salinidad (‰)	37,9	36,8	37,0	37,4
pH	8,08	8,09	8,02	7,98
Sólidos suspensión (mg·l ⁻¹)	10	12	9	10
Oxígeno disuelto (mg·l ⁻¹)	6,9	9,2	7,7	7,9
Amonio (µM)	<0,1	0,2	0,8	0,9
Nitratos + nitritos (µM)	2,1	4,0	11,6	7,1
PSR (µM)	0,30	0,13	0,04	0,09
PT (µM)	-	0,28	0,20	0,14

Profundidad: 3 m	Campañas			
	Parámetros	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010
Silicatos (μM)	2,2	3,4	2,3	2,0
NID:P	7,2	32,1	310,7	88,3
NID:Si	1,0	1,2	5,4	4,0
Clorofila <i>a</i> ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	1,82	<0,20	<0,20	0,57

Tabla 3. Resultados obtenidos a 3 metros de profundidad en la columna de agua

En la Tabla 3 se observa la misma pauta respecto a los datos superficiales con temperatura, salinidad, sólidos en suspensión, pH, oxígeno y clorofila *a*. En aquellas campañas donde la concentración de clorofila *a* era elevada, se observaba un descenso en las concentraciones de NID mientras que el PSR se mantenía alto, al igual que se describe para el litoral de Blanes (Lucea et al., 2005). Sólo en agosto del 2009 el NID se comportó como el nutriente limitante con una relación NID:P de 7,2. En cambio, en los muestreos restantes, las concentraciones de NID y PSR mostraron una pauta inversa, elevadas concentraciones de NID y valores bajos de PSR.

5.2.2.3. 6 metros

Profundidad: 6 m	Campañas			
	Parámetros	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27,0	11,4	20,5	25,1
Salinidad (‰)	37,8	36,9	36,9	37,4
pH	8,01	8,07	7,87	8,02
Sólidos suspensión ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	8	14	10	10
Oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,0	9,1	7,8	7,9
Amonio (μM)	<0,1	<0,1	1,5	0,8
Nitratos más nitritos (μM)	0,8	4,0	6,7	0,8
PSR (μM)	0,17	0,10	0,05	0,08
PT (μM)	-	0,16	0,21	0,14
Silicatos (μM)	3,9	3,2	2,0	1,8
NID:P	4,8	40,2	163,6	19,4
NID:Si	0,2	1,3	4,1	0,9
Clorofila <i>a</i> ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	1,80	<0,20	<0,20	0,62

Tabla 4. Resultados obtenidos a 6 metros de profundidad en la columna de agua

Se sigue observando en la Tabla 4, el mismo comportamiento que en capas superiores. No hay apenas variaciones con la temperatura, salinidad, pH, sólidos en suspensión y oxígeno disuelto. A 6 metros de profundidad, la relación NID:P sigue indicando que el NID continua siendo el nutriente limitante en agosto de 2009 al igual que a 3 m. No obstante, el NID siempre es más escaso cuando se dan los niveles más altos de clorofila *a*. En el resto de los muestreos, el PSR se comporta como el nutriente limitante, si bien en septiembre parece observarse un equilibrio entre ambos nutrientes. El mar Mediterráneo en general, es deficitario en P (Bethoux et al., 1992; Sala et al., 2002; Krom et al., 2004) por lo que ese comportamiento observado es común. Quizás en verano, exista una mayor disponibilidad de fósforo debido a una mayor entrada de aguas residuales desde la EDAR de Gandia a causa del turismo que padece la playa de Gandia.

5.2.2.4. 9 metros

Profundidad: 9 m	Campañas			
	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
Parámetros				
Temperatura (°C)	26,5	11,1	20,6	24,8
Salinidad (‰)	37,9	36,9	36,9	37,4
pH	8,02	8,07	7,87	8,02
Sólidos suspensión (mg·l ⁻¹)	10	14	20	11
Oxígeno disuelto (mg·l ⁻¹)	7,0	9,2	7,8	7,8
Amonio (μM)	<0,1	0,2	3,0	1,9
Nitratos + nitritos(μM)	<0,1	3,0	<0,1	<0,1
PSR (μM)	0,15	0,04	0,03	0,11
PT (μM)	0,32	0,32	0,21	0,11
Silicatos (μM)	3,1	3,2	1,9	1,5
NID:P	0,7	78,5	102,3	17,4
NID:Si	0,03	1,0	1,6	1,3
Clorofila <i>a</i> (mg·m ⁻³)	1,80	<0,20	<0,20	0,64

Tabla 5. Resultados obtenidos en el fondo de la columna de agua

Las muestras de agua inmediatamente sobre el sedimento fueron recogidas a aproximadamente 0,5 metros por encima del fondo para evitar la resuspensión de

las partículas del propio sedimento con la botella oceanográfica Van Dorn empleada.

Esta capa es muy importante ya que es la que está íntimamente relacionada con los sedimentos y por lo tanto puede condicionar o estar condicionada por el intercambio de materiales en la interfase agua-sedimento.

Se aprecia la misma pauta que en capas superiores para parámetros como temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto. Las concentraciones de los sólidos en suspensión en esta capa en general fueron mayores a las observadas en capas superiores debido a que el material particulado sedimenta desde la capa superior y tiende a acumularse en el fondo. El amonio fue escaso en agosto y marzo siguiendo también la misma tendencia que en capas superiores. Los nitratos más nitritos únicamente se detectaron en marzo, mientras que el PSR fue más abundante en los meses más cálidos. Durante la campaña de agosto las relaciones NID:Si como NID:P fueron muy bajas (Tabla 5) por lo que el nitrógeno actuó como el nutriente limitante. En cambio en marzo, el NID y el Si se encontraron en equilibrio dado sus relaciones próximas a la unidad. Además, se observó una elevada relación NID:P por lo que durante este mes, es el fósforo el nutriente limitante. Nuevamente en junio el P actuó como el limitante del crecimiento fitoplanctónico aunque en este caso el Si podría ejercer de nutriente limitante para aquellas poblaciones que requieran de este elemento. En septiembre parece no haber un nutriente limitante ya que tanto la relación NID:P como NID:Si están próximas a los valores de referencia propuestos por Redfield (NID:P=16; NID:Si=1).

5.2.2.5. Columna de agua

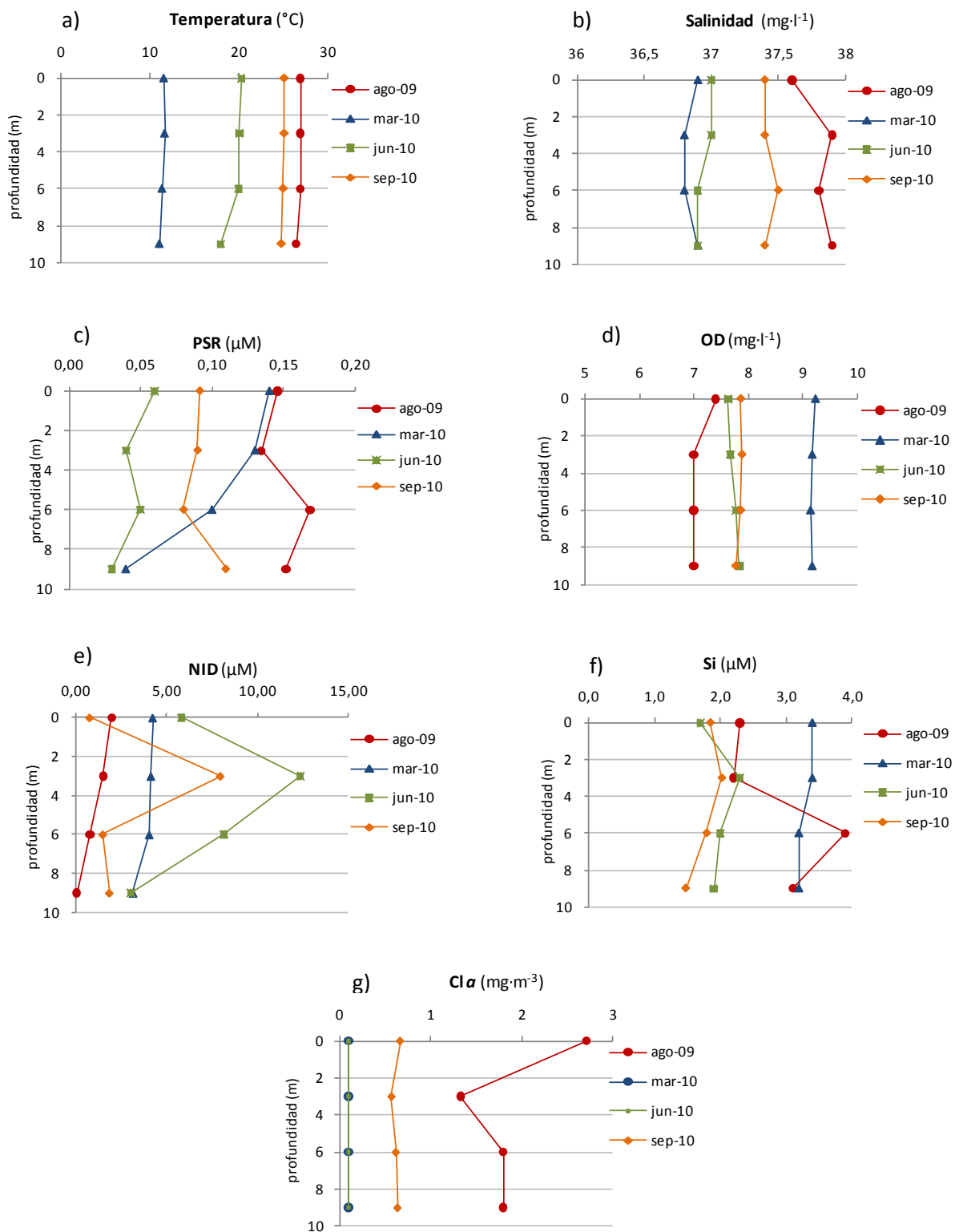


Figura 15. Perfiles de la columna de agua en las diferentes campañas de muestreos para a) temperatura, b) salinidad, c) PSR, d) oxígeno disuelto, e) nitrógeno inorgánica disuelto, f) sílice y g) clorofila *a*

En la Figura 10 a), b) y c) se puede observar los perfiles verticales de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto. En ellos se aprecian las escasas diferencias entre las distintas profundidades analizadas sugiriendo que la columna de agua ha estado siempre bien mezclada en todas las campañas, por lo que se puede considerar que no existe más de una capa de agua. En los nutrientes se encontraron algunas diferencias en la distribución vertical en el PSR de marzo y agosto, el NID en junio y septiembre y la Si de agosto. La clorofila *a* no se detectó en marzo ni en junio.

En agosto, con temperaturas alrededor de 27°C en la columna de agua, fue cuando se observaron las concentraciones más altas de clorofila *a*, con valores mínimos de NID y máximos de PSR actuando el nitrógeno como nutriente limitante, como ocurre en la bahía de Blanes (Lucea et al., 2005). En cambio, fue en marzo, cuando la temperatura era inferior, las concentraciones de clorofila *a* estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica analítica con niveles altos para todos los nutrientes (máximos para sílice y PSR y medios para NID) el fósforo fue el nutriente limitante. También en junio actuó el fósforo como nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton a todas las profundidades muestreadas, sin embargo en septiembre en la capa superficial fue el nitrógeno, a 3 metros fue el P y estando entorno al equilibrio a 6 y 9 metros de profundidad. En general, es el fósforo el principal nutriente limitante en este estudio correspondiéndose con otros estudios realizados en el Mediterráneo (Bethoux et al., 1992; Sala et al., 2002; Krom et al., 2004). No obstante, en determinadas circunstancias y condiciones locales, tanto la sílice como el nitrógeno pueden actuar como los nutrientes limitantes para el crecimiento de los organismos productores. Esto es lo que sucede en agosto, donde el nitrógeno es el nutriente más escaso.

5.3. Caracterización del sedimento

5.3.1. Radiación incidente en el sedimento

La radiación incidente en el sedimento va a depender de varios factores tanto físicos como biológicos. Con la ayuda del disco Secchi se estima la transparencia del agua. Esta a su vez depende de la radiación solar atmosférica y del contenido en partículas en suspensión, tanto orgánicas como inorgánicas que contenga el agua. Así pues, tanto una elevada concentración de plancton como un fuerte oleaje, disminuyen la visibilidad y en consecuencia, reducen la radiación solar que pudiera alcanzar la superficie del sedimento. Esto conlleva que la radiación incidente pueda alcanzar un elevado rango de variación en días consecutivos y para la misma radiación solar atmosférica. Lógicamente, a mayor profundidad mayor absorción de la radiación por parte del agua y los organismos fotosintéticos y menor luz penetra. En la Figura 11 se puede ver que es en junio cuando mayor radiación alcanza la superficie del sedimento, coincidiendo con la mayor radiación solar atmosférica (Figura 5). Por el contrario, en marzo la radiación solar que alcanza el fondo marino es muy inferior a la del resto de campañas.

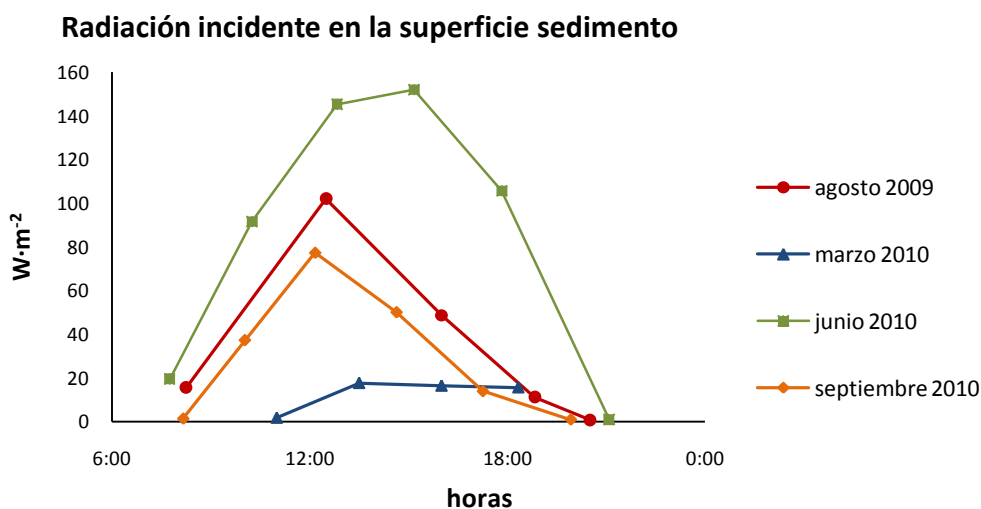


Figura 11. Radiación incidente en la superficie del sedimento de la estación de muestreo para las distintas campañas

5.3.2. Porosidad

La porosidad apenas ha variado a lo largo de las campañas de muestreo. Esta se situó entre el 24-28 % en superficie y descendiendo hasta los 22-24 % a 5 cm de profundidad tal y como se aprecia en la Figura 12. La porosidad es función del tamaño de poro del sedimento que a su vez está determinado por las fuerzas que lo ponen en movimiento y seleccionan su distribución. Estas fuerzas son principalmente el oleaje, corrientes y mareas así como la actividad de la fauna en menor medida.

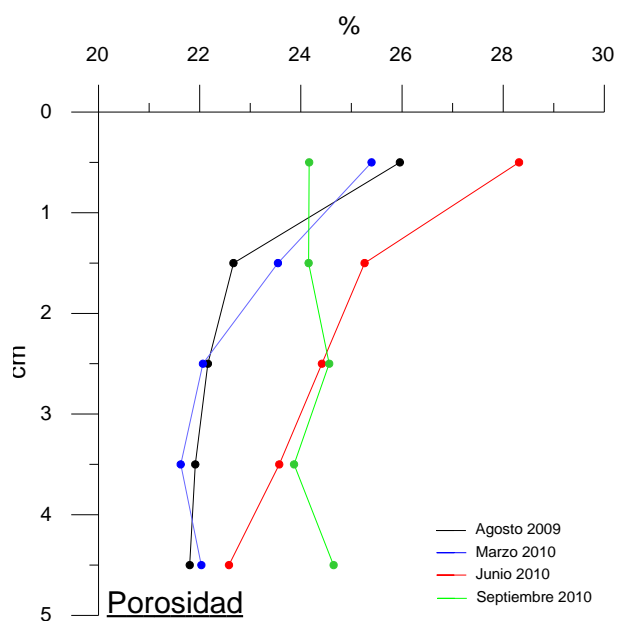


Figura 12 Representación de la porosidad en los primeros 5 cm de profundidad de los sedimentos

5.3.3. Granulometría

La granulometría de los sedimentos de la zona estudiada apenas varía entre las campañas de muestreos realizadas, como se aprecia en la Figura 13 donde los puntos rojos están superpuestos unos encima de otros. En el primer centímetro de los corers

recogidos, la mayor fracción la componen las arenas que van desde el 93,9% en marzo hasta el 95,9% en agosto. Los limos y arcillas se sitúan entre el 3,9% de agosto hasta el 6,0% de marzo. Las gravas son prácticamente nulas (sus porcentajes se sitúan entre el 0,0 y 0,2% del total del peso). Dentro del grupo de las arenas, una gran porción se encuadra dentro de las arenas finas (0,250-0,125 mm de luz del tamiz) entre el 60,7% en junio y 49,9% de agosto del 2009, seguido por las arenas muy finas (0,063-0,125 mm de luz del tamiz), entre 44,6% en agosto y 28,8% en marzo. Estos elevados porcentajes de arenas en estos dos rangos, finas y muy finas, son los que prestan el nombre a las comunidades bentónicas que en ellas viven.

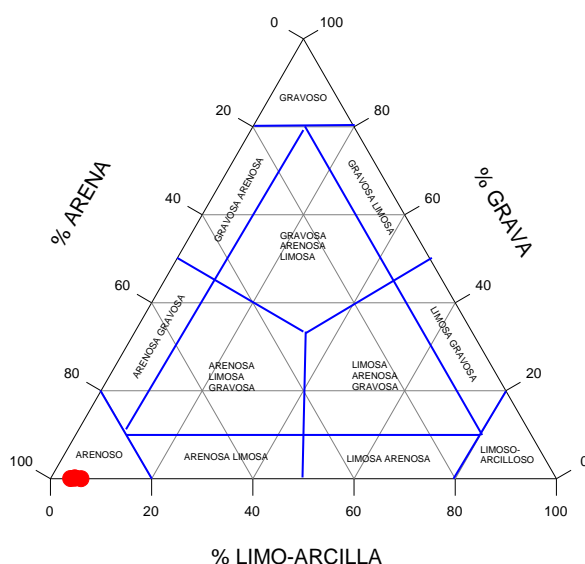


Figura 13. Triángulo de Buchanan donde se muestra la concentración de gravas, arenas y limos y arcillas expresada en porcentaje de peso seco.

Según estudios, (Fabiano y Danovaro, 2004; Heß, 2004; Rullkötter; 2006) a menor tamaño de partícula, menor penetración del oxígeno disuelto y por tanto, se favorece la acumulación de materia orgánica y viceversa. Las arenas, tamaño de grano más grande que los limos y arcillas, conllevan mayores tasas de eliminación de la materia orgánica por descomposición. La presencia de fondos limosos o arcillosos puede provocar la aparición de unas capas inferiores y subsuperficiales hipóxicas o anóxicas por la falta de oxígeno disuelto. No obstante, en el caso concreto de las zonas de arenas finas bien

calibradas de Gandia, los limos y las arcillas no llegan a tener un papel significativo y menos aún las gravas y arenas gruesas.

5.3.4. Potencial redox

El potencial redox es el potencial que los electrones presentes en el agua tienen para oxidar y/o reducir compuestos. Valores negativos del potencial redox significan un predominio de las reacciones reductoras tales como la desnitrificación, amonificación del nitrito, reducción del manganeso, del hierro... Estos valores están muy relacionados con la presencia de oxígeno disuelto en la superficie y las capas inmediatamente superiores de la columna de agua en contacto con el sedimento ya que esta molécula es uno de los oxidantes más importantes seguida por los óxidos de manganeso, nitratos, óxidos de hierro y sulfatos (Rullkötter, 2006).

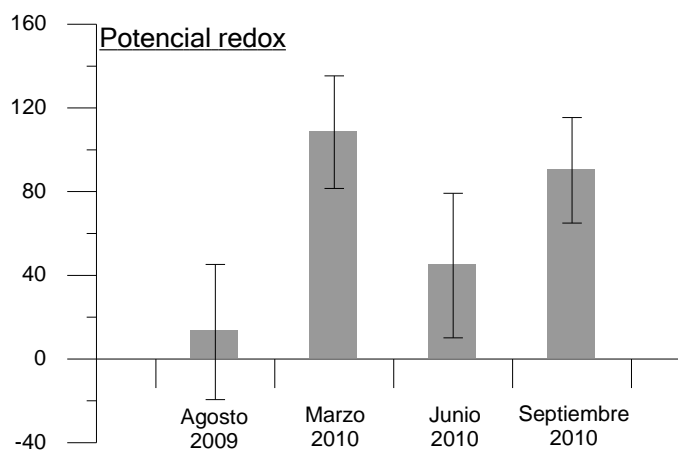


Figura 14. Distribución del potencial redox expresada en mV

Este potencial redox fue mínimo durante el agosto del 2009 y máximo en marzo del 2010 según se puede observar en la Figura 14. Posiblemente, la distribución de potenciales redox observada en verano, sobre todo en agosto del 2009, se deba a la mayor temperatura y la posiblemente mayor tasa de mineralización y respiración que existe en esta estación del año lo que se traduce en una menor concentración de

oxígeno disuelto. Es durante los meses más calurosos donde es posible que existan unas capas subsuperficiales hipóxicas o anóxicas (Matijevic et al., 2007) donde podría estarse llevando a cabo una desnitrificación. Por ejemplo, en agosto, el potencial redox promedio se estableció en 13 mV, aunque algunos corers alcanzaron valores de -14 e incluso -64 mV. En cambio en marzo, la presencia de oxígeno disuelto en el agua era superior al resto de muestreos y las tasas de respiración y mineralización probablemente inferiores por el efecto de la temperatura. Por tanto, su potencial redox se muestra elevado (108 mV) y la penetración del oxígeno disuelto hacia el interior del sedimento es mayor.

5.3.5. Materia orgánica

Respecto a la materia orgánica (MO), esta se determinó por calcinación siguiendo la metodología del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de 1994. Las muestras de sedimento son lavadas con ácido clorhídrico al 5% y posteriormente se someten a 600°C previo secado a 105°C. Todas las campañas presentaron valores similares en el porcentaje de materia orgánica alrededor del 1%, a excepción de junio de 2010 donde alcanzó 2,5% de peso seco (Figura 15).

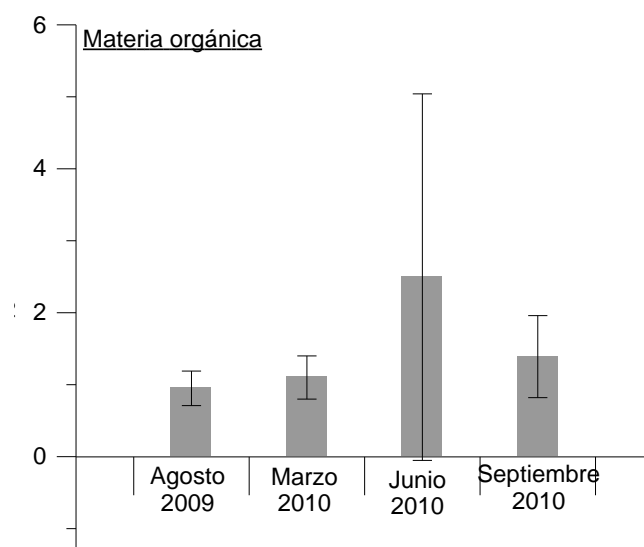


Figura 15. Distribución de la materia orgánica del primer centímetro superficial expresada en % de peso de sedimento seco

Al tratarse de unos sedimentos arenosos y oxigenados debido a su escasa profundidad, la materia orgánica suele ser baja (Buscail et al., 1995). Otra causa puede deberse a unos escasos aportes alóctonos y de producción autóctona de materia orgánica y en menor medida de nutrientes y a una continua interacción del oleaje que favorece la oxigenación y la mineralización al mismo tiempo que dificulta la sedimentación. Aún así, la materia orgánica determinada por combustión a temperaturas del rango de 500-600°C es sobreestimada ya que a estas temperaturas algunos compuestos inorgánicos también pueden ser oxidados (Fabiano y Danovaro, 1994). No obstante, en comparación con otros resultados hallados en el Mediterráneo y a profundidades similares revela que en nuestra zona de estudio los porcentajes de MO son inferiores, como puede verse en la Tabla 8. Si bien es cierto, algunos de estos estudios se localizan, entre sitios tales como en ensenadas, estuarios y zonas con producción acuícola o altamente antropizados.

En general, se asume que la cantidad y calidad de la materia orgánica presente en el sedimento depende de la productividad del sistema por lo que el estado trófico de este puede ser definido en función del suministro de carbono orgánico o por la acumulación de este en el sedimento (Dell' Anno et al., 2002).

5.3.6. Proteínas

En los fondos marinos la materia orgánica puede estar en la fracción muerta o fracción viva. Dentro de esta fracción viva se incluyen todos los organismos vivos que forman bentos (fitobentos, plantas vasculares, zoobentos y el propio fitoplancton y zooplancton que sedimenta desde la columna de agua) a excepción de aquellos que tienen capacidad de desplazarse por la columna de agua como son los peces. La fracción muerta se puede clasificar según su grado de degradación y a la postre, grado de disponibilidad como fuente de nutrientes para la fracción viva del bentos como de la columna de agua. Tanto las proteínas, carbohidratos como los lípidos son compuestos

lábiles, de rápida degradación, relativamente abundantes en comparación con otras moléculas lábiles de la fracción muerta.

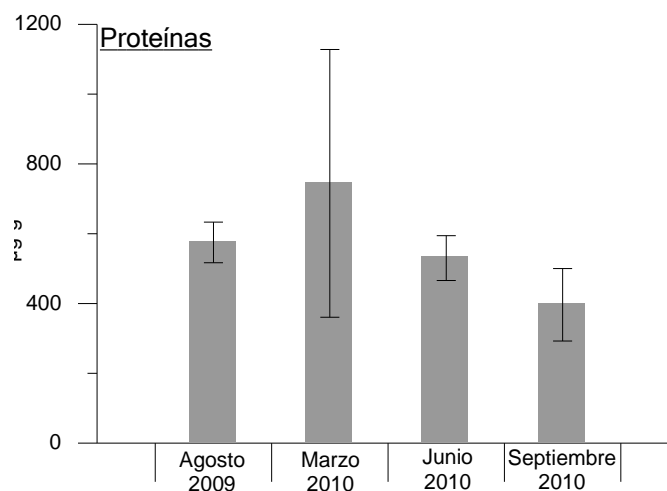


Figura 16. Distribución de proteínas en el primer centímetro superficial del sedimento expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso de sedimento seco

En la Tabla 6 se observa la composición bioquímica de distintos organismos que se pueden encontrar en el bentos. Según su grado de degradación, las proteínas son más lábiles que los carbohidratos y los lípidos a su vez son más refractarios que los carbohidratos (Rullkötter, 2006).

Organismos	Proteínas	Carbohidratos	Lípidos	Ceniza
Fitoplancton	30	20	5	45
Fitobentos	15	60	0,5	25
Zooplancton	60	15	15	10
Zoobentos	27	8	3	62

Tabla 6. Composición bioquímica de organismos marinos (en %) (Extraída de Rullkötter, 2006)

Las concentraciones de proteínas (PTR) se sitúan entre 396,22 en septiembre y 744,29 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en peso seco en marzo (Figura 16). Según Danovaro et al., (1994), tanto las proteínas como los carbohidratos a veces pueden relacionarse con los picos de fitoplancton producidos en la columna de agua y del fitobentos. En nuestro caso al no tener grandes diferencias en cuanto a la clorofila *a* en el sedimento, no se espera este

comportamiento, no obstante, tampoco parece ir a la par con la materia orgánica ni con la clorofila *a* presente en el agua. La mayor concentración en marzo puede ser debida a la menor temperatura que ralentiza el proceso de mineralización.

5.3.7. Carbohidratos

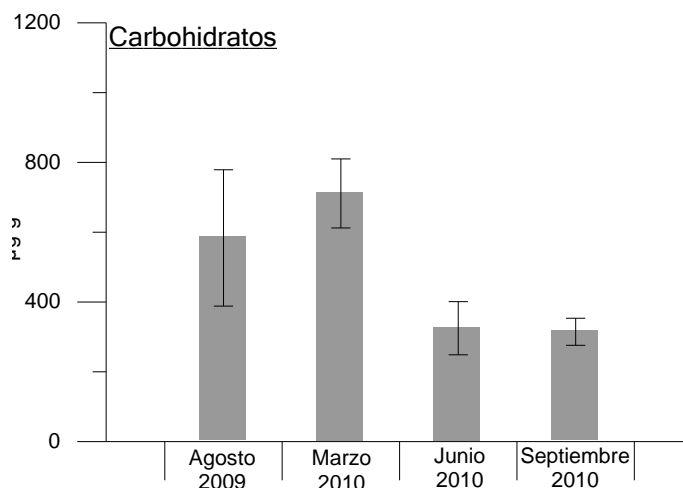


Figura 17. Distribución de carbohidratos en el primer centímetro superficial del sedimento expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso de sedimento seco

Al igual que ocurre con las PTR, los carbohidratos (CHO) fueron más elevados en marzo con $710,95 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento seco, mientras que en junio y septiembre alcanzaron concentraciones mínimas entre $314,81$ y $325,01 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ tal y como se aprecia en la Figura 17.

En este estudio, los ratios de PTR:CHO son muy parejos aunque a excepción de agosto, las proteínas siempre son más abundantes (0,99 en agosto; 1,05 en marzo; 1,63 en junio; 1,26 en septiembre). Ambos compuestos están igualmente disponibles para los organismos heterotróficos del sedimento sin a priori suponer ninguna limitación. En zonas eutrofizadas el ratio PTR:CHO es alto y conforme se va alejando de ellas, el ratio decrece (Dell' Anno et al., 2002) por lo que se supone que nuestra zona de estudio no es altamente productiva o eutrofizada, al menos durante las épocas muestreadas.

5.3.8. Lípidos

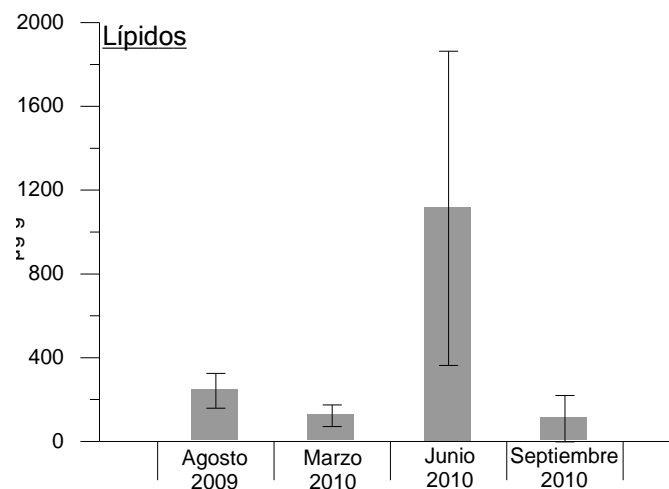


Figura 18. Distribución de lípidos en el primer centímetro superficial del sedimento expresado en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso de sedimento seco

Los lípidos (LIP) son, de los tres compuestos analizados en la materia orgánica, los más refractarios así como los menos abundantes en el fitoplancton marino y el fitobentos ya que sólo representan el 5% y el 0,5% respectivamente, en peso.

En la Figura 18 se muestran valores alrededor de 109,31 y 241,89 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento seco y un pico que sobresale en junio con 1111,31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento seco.

Aun considerando los valores de junio, las concentraciones de lípidos se asemejan a las obtenidas en otras zonas del Mediterráneo mostradas en la tabla 8. No obstante, el pico de junio puede tener relación con los picos observados ese mismo mes en la materia orgánica y en feopigmentos. Posiblemente se deba a una acumulación de fitoplancton sucedida unas pocas semanas atrás (Fabiano et al., 1995). Según el estudio de Buscail et al., (1995) es en épocas lluviosas cuando mayor concentración de materia orgánica refractaria existe y hace aumentar la relación C:N en los sedimentos. Teniendo en cuenta que junio fue especialmente húmedo en la cuenca del Júcar¹, podría explicar parte de la elevada concentración de lípidos en este mes.

1. La precipitación en la cuenca del Júcar durante junio del 2010 fue del 158% respecto la precipitación media para el mes de julio en el periodo comprendido entre 1971-2000. (Aemet, 2010).

5.3.9. Clorofila *a*

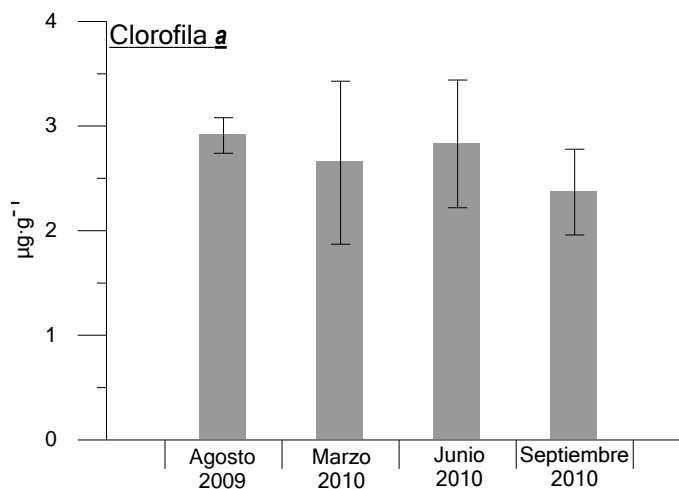


Fig. 19. Distribución de clorofila *a* expresada en µg·g⁻¹ en peso seco de sedimento

La clorofila *a* (Cla) es un pigmento localizado en los cloroplastos de las plantas vasculares y organismos fitoplanctónicos. Por ello su determinación puede ser una buena medida de la concentración de organismos microfítobentónicos en el área de estudio. En el mar Mediterráneo el máximo desarrollo de fitoplancton se produce en primavera, luego durante el verano descenden las poblaciones y en otoño se recuperan.

A lo largo de las cuatro campañas de muestreos realizadas no se observan grandes diferencias en cuanto a la concentración de clorofila *a* todas ellas situadas alrededor de 2,91-2,39 µg·g⁻¹ s.s. como se puede ver en la Figura 19. En agosto de 2009 se observó el máximo con 2,91 µg·g⁻¹ s.s. y el mínimo se dio en septiembre 2010 (2,37 µg·g⁻¹ s.s.). Estas pequeñas diferencias podrían deberse a que el fitobentos no depende tanto de la temperatura si no de la radiación solar que llega al sedimento, la disponibilidad de nutrientes liberados hacia la columna de agua desde el sedimento o por aportes alóctonos, así como a las turbulencias provocadas por el oleaje, mareas y corrientes (Bertuzzi et al., 1994; Jahnke et al., 2008). En agosto la temperatura y la radiación eran

elevadas en cambio los nutrientes nitrogenados eran muy escasos. En marzo la radiación era moderada y la temperatura baja pero había disponibilidad de nutrientes.

5.3.10. Feopigmentos

Los feopigmentos (Feo) son el producto de la degradación de otros pigmentos como la clorofila *a*, carotenos, xantófilas, ficobilinas... Por lo tanto, este grupo de pigmentos no son fotosintéticamente activos.

En la Figura 20 se observa que el valor máximo es alcanzado en junio del 2010 con $1,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y un mínimo en agosto de 2009 con $0,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

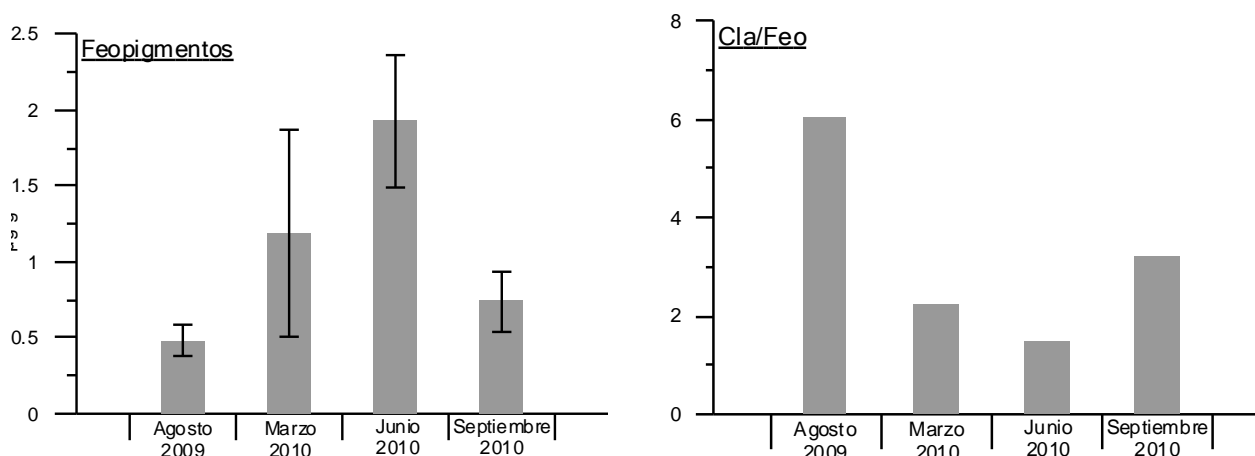


Fig. 20. Distribución de feopigmentos expresada en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en peso seco de sedimento y relación entre clorofila *a* y feopigmentos.

El coeficiente clorofila *a*: feopigmentos puede ser utilizado como indicador de la actividad metabólica de los organismos autotróficos. Un ratio bajo significa que la concentración de feopigmentos aumenta a causa de un posible incremento de la turbidez, contaminación química o cualquier otro factor que afecte al potencial fotosintético. Un ratio elevado sugiere que existe menor materia orgánica lábil. Esto se da normalmente en verano cuando la temperatura del agua es mayor y por ende la degradación de la materia orgánica lábil es rápida y/o a causa de la acción del oleaje en temporales que dificultan la sedimentación al mismo tiempo que resuspenden los

sedimentos hacia la columna (Stefanija et al., 2009). Este es el caso de las campañas de agosto y septiembre. No obstante en junio, esta relación Cla/Feo alcanza el mínimo ya que los feopigmentos tienen su pico en este mes. Este pico de feopigmentos podría estar relacionado con ese máximo alcanzado en materia orgánica y lípidos durante este mes, quizás consecuencia de un crecimiento de fitoplancton y/o fitobentos semanas e incluso dos meses atrás como sucede a Danovaro et al (2002), cuando se alcanzan valores óptimos de nutrientes, temperatura y radiación.

5.3.11. Macrofauna

En la Figura 21 se muestran los resultados obtenidos hasta la fecha que se corresponden con las campañas, agosto 2009 y marzo y junio de 2010.

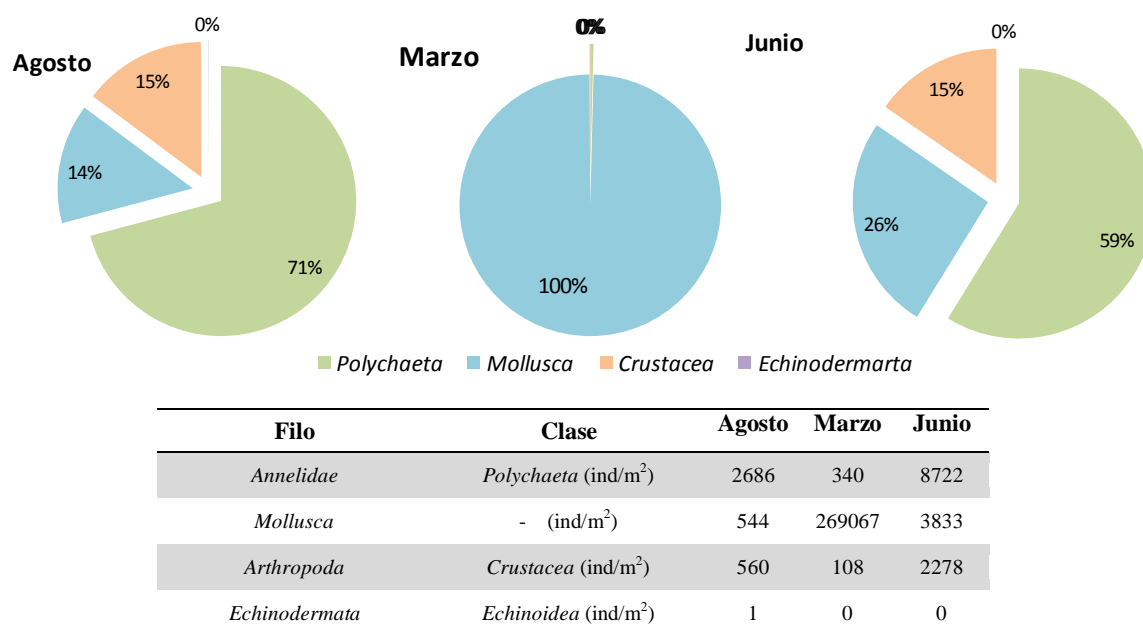


Figura 21. Distribución en % de las clases más representativas de la macrofauna bentónica para las campañas de agosto 2009 y marzo 2010. Tabla con los valores de densidades expresadas en individuos·m⁻² para las campañas citadas.

La composición de la macrofauna sufrió grandes cambios a lo largo de las campañas en las que se determinó la misma. En agosto fueron los poliquetos el grupo más abundante

con 2686 ind·m⁻² que representaron el 71% del total. Las principales especies de poliquetos encontradas pertenecían a *Scoloplos armiger*, *Aricidea oxycephala*, *Galathowenia oculata*, *Owenia fusiformis* y a la familia *Spionidae*. Dentro del filum *Mollusca* se encontraron principalmente bivalvos, como *Donax sp.*, *Spisula subtruncata*, *Dosinia lincta* y *Tellina sp.* entre las más abundantes, aunque también se determinaron gasterópodos y, menos común, escafópodos. En cambio, en marzo, prácticamente sólo se encontraron moluscos, la inmensa mayoría de los cuales era *Spisula subtruncata*, con densidades muy elevadas (269067 ind·m⁻² de moluscos frente a los 340 o 108 ind·m⁻² de poliquetos y crustáceos respectivamente), aunque con un tamaño medio inferior a 1mm. Coincide con los estudios realizados en el golfo de Marconi, en el mar de Liguria, a 10 m de profundidad, donde entre los meses de febrero-junio se producía el reclutamiento de esta especie y las densidades de *Spisula subtruncata* se disparaban, alcanzando los máximos anuales (Frachetti et al., 1997). En junio la composición se homogenizó con valores porcentuales similares a los de agosto aunque con un mayor aumento de los moluscos en detrimento de los poliquetos. Además, las densidades de poliquetos y crustáceos fueron mucho más elevadas que cualquier otra campaña donde alcanzaron los 8722 y 2278 individuos·m⁻². Las especies más abundantes fueron los poliquetos *Magelona sp.*, *Owenia fusiformis* y *Aricidea oxycephala* y en moluscos el más común fue *Spisula subtruncata*.

Las mayores densidades de poliquetos y crustáceos en junio, que superan en 4 y 5 veces a las de agosto y en más de 20 veces a las densidades de marzo, pueden suponer una mayor acción de bioturbación de los primeros 20 centímetros del sedimento por la actividad de estas especies excavadores y constructoras de galerías y tubos. A consecuencia de ello, la aireación del sedimento es mayor favoreciendo procesos oxidativos a mayores profundidades del interior del sedimento. En cambio, en marzo se esperaría una menor bioturbación ya que los bivalvos sólo alteran las capas más superficiales del sedimento (Biles et al., 2002; Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006).

5.3.12. Resumen de los sedimentos

A lo largo de las cuatro campañas muestreadas apenas se han observado cambios en el sedimento para la porosidad, la granulometría y la clorofila *a*. Las grandes diferencias entre las campañas han sido en relación a la radiación solar incidente.

	Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
Porosidad (%)	25,96(2,60)	28,31(1,87)	32,10(2,38)	24,16(0,52)
Redox (mV)	13(32)	108(27)	45(35)	90(25)
M.O. (%)	0,95(0,24)	1,10(0,33)	2,49(2,55)	1,39(0,57)
Proteínas ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	575,00(58,23)	744,29(383,55)	530,38(64,27)	396,22(103,90)
Carbohidratos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	583,49(195,34)	710,95(98,82)	325,01(76,09)	314,81(38,68)
Lípidos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	241,89(83,09)	122,67(51,56)	1113,12(750,38)	109,31(110,78)
ΣBPC ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	1400,38	1577,91	1968,51	820,34
%BPC	14,74	14,34	7,89	5,90
Clorofila a ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	2,91(0,17)	2,65(0,78)	2,83(0,61)	2,37(0,41)
Feopigmentos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{sed.seco}$)	0,48(0,10)	1,19(0,68)	1,93(0,44)	0,74(0,20)
Cla:Feo	6,06	2,23	1,47	3,2

Tabla 7. Resultados de los parámetros físico-químicos determinados en los sedimentos

En general se trata de fondos arenosos con granulometría de arenas finas a muy finas con apenas un 3-6% de limos y arcillas. Esto se traduce en sedimentos con poca propensión a acumular materia orgánica lo cual se aprecia al compararse con otros fondos marinos con características similares mostrados en las Tablas 8 y 9.

Área	Prof (m)	M.O. (%)	Cl a ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{(s.s.)}$)	Feo ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{(s.s.)}$)	Referencia
Mar de Liguria ¹	4	-	0,14 - 2,87	0,27 - 15,8	Danovaro et al., 1994
Mar de Liguria	10	-	-	-	Danovaro (1993)
Mediterráneo occidental ²	10-20	-	-	-	Fichez (1991)
Mar de Tirreno	20-60	5,2-9,2	0,09-1,50	0,03-1,90	Fabiano y Danovaro (1994)
Mar de Liguria ³	10	9,3-29,13	1,95-3,96	1,92-4,12	Fabiano et al., 1995
Costa Apuliana ⁴	10-50	1,8-5,4	4-28,8	x-189,6	Dell' Anno et al. 2002
Mar Adriático ⁵	17	3,01-9,83	0,35-2,14	-	Stejanija et al., 2009

Tabla 8. Comparación de materia orgánica, clorofila a y feopigmentos en diferentes áreas del Mediterráneo

Las concentraciones de los compuestos orgánicos lábiles del carbono parecen diferir bastante de unas zonas costeras a otras, aunque en general se habla de unas concentraciones de carbohidratos y proteínas elevadas pudiendo estas últimas superar a los carbohidratos frecuentemente. En cambio, los lípidos se suelen encontrar en concentraciones muy escasas (Fabiano et al., 1995). No obstante, en nuestro estudio, las proteína y carbohidratos han ido parejos durante las cuatro campañas con un ratio PTR:CHO alrededor de 1 o ligeramente superior a 1. Los tres componentes del carbono orgánico se sitúan en valores normales dentro de los encontrados en otros estudios para sedimentos del Mediterráneo occidental (Tabla 9). No obstante, la concentración de componentes biopoliméricos de carbono (Tabla 7, (BPC)) (la suma de proteínas, carbohidratos y lípidos) fue mayor en junio y marzo (1968,51 y 1577,91 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivamente), es decir, fue durante estos meses cuando hubo mayor disponibilidad de fuente de carbono lábil para los organismos heterotróficos del bentos. En cambio, fue en septiembre donde se observó la mínima concentración de componentes biopoliméricos del carbono con 820,34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tabla 7).

Área	Prof (m)	CHO $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (s.s.)	PTR $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (s.s.)	LIP $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (s.s.)	Referencia
Mar de Liguria ¹	4	280 - 3589,5	58,9 - 1617	82,8 - 1069	Danovaro et al., 1994
Mar de Liguria	10	180-580	20-40	60-230	Danovaro (1993)
Mediterráneo occidental ²	10-20	900-4200	500-2600	10-660	Fichez (1991)
Mar de Tirreno	20-60	300-1900	300-1700	3-20	Fabiano y Danovaro (1994)
Mar de Liguria ³	10	128,9-515,9	15,9-66,9	30-214,1	Fabiano et al., 1995
Costa Apuliana ⁴	10-50	x-11991	370,3-2141,7	x-2350	Dell'Anno et al. 2002

Tabla 9. Comparación de las concentraciones de carbohidratos, proteínas y lípidos en diferentes áreas del Mediterráneo

1. Golfo de Marconi, bahía de Prelo. Fondos de praderas de *Posidonia oceanica*.
2. Mediterráneo Occidental. Cuevas marinas (oligotróficas).
3. Golfo de Marconi, Zoagli. Fondos con *Spisula subtruncata* y poliquetos.
4. Repartidos entre el golfo de Tarento y el estrecho de Otranto (Mar de Tirreno y Adriático sur).
5. Bahía de Kastela (Croacia)

5.4. Flujos interfase agua-sedimento

Los resultados obtenidos a partir de las incubaciones con las cámaras bentónicas *in situ* son presentados por nutrientes conjuntamente para las cuatro campañas de muestreos. Un flujo positivo significa una liberación desde el sedimento hacia la columna de agua del parámetro en cuestión, es decir el sedimento produce. En cambio, un flujo negativo significa una absorción desde la columna de agua hacia el sedimento, lo que significa que el sedimento ejerce una demanda del determinado compuesto.

5.4.1. Oxígeno disuelto

Las principales fuerzas que controlan la concentración de oxígeno disuelto en el sedimento son la respiración aerobia, mineralización y oxidación química por una parte y por otra, la fotosíntesis, la cual produce oxígeno.

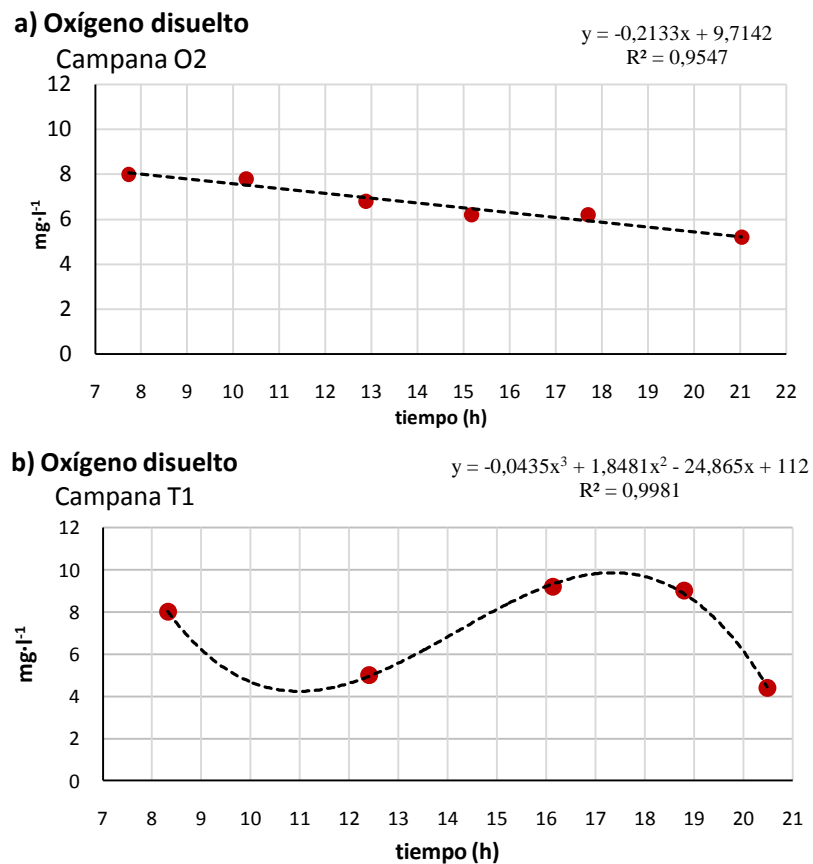


Figura 22. Evolución diaria del oxígeno disuelto a) el 17 de junio en las cámaras opacas y b) el 5 de agosto 2009 en las cámaras transparentes.

La concentración de oxígeno disuelto a lo largo del tiempo de incubación en las cámaras opacas en las distintas campañas ha descendido, generalmente, de forma lineal, como se puede apreciar en la Figura 22 a), con un ejemplo. En estas cámaras se anula la acción de la actividad fotosintética, por lo que únicamente, en el sedimento se llevan a cabo procesos de consumo de esta molécula como consecuencia de la respiración celular que realizan los organismos del bentos y del agua encerrada dentro de las cámaras, como también de la descomposición/mineralización llevada a cabo principalmente por bacterias bentónicas como *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Bacillus* o *Clostridium* (Herbert, 1999). El comportamiento observado es el esperado para este tipo de cámaras como así lo atestiguan numerosos estudios realizados tanto en zonas costeras, estuarinas, batiales como zonas de actividad piscícola (Forja et al., 2004; Gibbs et al., 2005; Ortega et al., 2005; Eyre y Ferguson, 2006; Hensen et al., 2006; Nizoli et al., 2007; Engensel et al., 2008; Ortega et al., 2008; Ferrón et al., 2009).

Por otro lado, la evolución diurna de las concentraciones de oxígeno disuelto en las cámaras transparentes varía a lo largo del período de incubación. El análisis de estas cámaras es más complejo. Aquí entra en juego la fotosíntesis realizada por el fitobentos y aquel fitoplancton que pueda sedimentar. Durante las primeras horas del día, la concentración sigue descendiendo. Aunque haya una producción fotosintética, ésta todavía es baja debido a la escasa radiación solar. Durante las primeras horas de luz, se trata de una fase con producción bruta de oxígeno pero no neta, es decir que a pesar de la producción de oxígeno por los organismos fotosintéticos los procesos de degradación son todavía más importantes. Es a partir del mínimo mostrado en la curva de la Figura 26 b) cuando se da el punto de compensación de luz (Kirk, 2000), el balance neto de oxígeno es cero. A partir de este momento y hasta media tarde, existe una producción neta de oxígeno que va en aumento en función de la radiación solar incidente hasta alcanzar el máximo. En este tramo, la fotosíntesis es superior a la

respiración, la mineralización y la oxidación química. A partir del mediodía solar (en torno a las 14h), la radiación solar empieza a descender paulatinamente pero la producción de oxígeno sigue aumentando hasta bien entrada la tarde cuando se alcanza, nuevamente, el punto de compensación de luz. Por último, empieza a descender la producción de oxígeno conforme desciende la radiación solar. El punto con la tasa máxima fotosintética se corresponde con el punto de máxima pendiente en la gráfica de la Figura 22 b), es decir, alrededor de las 14-15 horas, coincidiendo con la hora de mayor intensidad solar. Este tipo de comportamiento es el observado en los estudios de De Freitas (2006) y Jahnke et al. (2008). Pocos son los ensayos realizados con cámaras transparentes y en condiciones similares a las del presente estudio. La mayoría de ellos trabajan a cotas más profundas donde la penetración es menor (Bertuzzi et al., 1997; o en condiciones de mayor carga en materia orgánica como son los estuarios (Gibbs et al., 2005; Eyre y Ferguson, 2006; Sakamaki et al., 2006) y piscifactorías (Nizoli et al., 2007) por lo que la producción de oxígeno es muy inferior con respecto a este estudio.

En la mayoría de las cámaras transparentes, el mejor ajuste y el más real, ha sido un modelo polinómico de 3º grado, ya que el flujo no se mantiene constante a lo largo del tiempo, como ocurre en Wenzhöfer y Glud (2004) donde se observa una marcada variación de los flujos de oxígeno disuelto durante todo un día. El oxígeno disuelto ejerce en muchos casos como motor de los procesos que rigen los otros parámetros estudiados por lo que en mayor o menor medida, este ajuste polinómico fue el más idóneo para representar el comportamiento de todos los demás parámetros en cámaras transparentes.

		Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010	
O ₂	Transp.	Flujo	-2758,7(26235,4)	16259,2(23440,9)	22169,4(10625,4)	-1732,1(7637,6)
		T1	0,99(5)	0,99(5)	0,69(6)	0,65(6)
		r ² T2	0,78(5)	0,8(5)	0,98(6)	0,88(6)
		T3	0,98(5)	0,41(5)	0,88(6)	0,78(6)
	Opacas	Flujo	-14298,4(14118,6)	-21927,1(7106,9)	-26609,8(9587,5)	-10634,6(799,9)
		O1	0,01(5)	0,94(6)	0,33(6)	0,79(6)
		O2	0,60(5)	0,92(6)	0,95(6)	0,38(6)
		O3	0,63(5)	0,95(6)	0,89(5)	0,71(6)
	F_d		-7566,9	-3709,1	2861,0	-6035,0
	PPB		11539,6	38186,3	48779,2	8902,4
	Fijación C		-	-	12,5	-

Tabla 10. Flujos de oxígeno disuelto expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas). Producción primaria bruta (PPB) expresada en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de O₂. Tasa de fijación de carbono expresada en $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$.

En las cámaras opacas (Figura 22 y Tabla 10) se observa claramente un flujo negativo de oxígeno disuelto. En estas cámaras se elimina la radiación solar que pueda llegar al sedimento por lo que se omite la producción fotosintética. Estos flujos representan directamente la tasa de respiración del sedimento (Eyre y Ferguson, 2006). En junio fue superior al resto de campañas seguida de marzo y agosto. Ello puede estar relacionado directamente con la mayor concentración de compuestos biopoliméricos de carbono, ver en la Tabla 7 (pág. 63), ya que coinciden aquellas campañas de mayor consumo de oxígeno con aquellas de mayor concentración de BPC. Estos BPC formados por proteínas, carbohidratos y lípidos son compuestos lábiles por lo que son rápidamente degradados. Además, al menos durante las campañas de marzo y junio, el mayor consumo de oxígeno de junio y en menor medida marzo, coincide con los valores más elevados de feopigmentos, compuestos producto de la degradación de las clorofilas y por tanto rápidamente mineralizados, que se hallaron en junio seguido de marzo, por lo que es posible que existiera una relación directa entre los feopigmentos y el consumo de oxígeno. Por último, parte del mayor flujo negativo de O₂ estimado en junio pudiera

mantener relación con la mayor concentración de materia orgánica encontrada durante esta campaña estival ya que una elevada carga orgánica eleva el consumo de O_2 en los procesos degradativos. No obstante, ésta materia orgánica sólo se ha visto relacionada con una campaña cuando cabría esperar una correspondencia con todas ya que los principales procesos consumidores de materia orgánica son llevados a cabo por los organismos vivos (respiración) y materia muerta (degradación). Ello puede ser posible por la escasa reproducibilidad del método usado en la determinación de ésta materia orgánica ya que existe la posibilidad de pérdida de sedimento en el proceso y la sobrestimación por oxidación de cierta materia inorgánica (Fabiano y Danovaro, 1994).

Los flujos de oxígeno disuelto en las cámaras transparentes (producción neta de oxígeno del bentos durante la fase diurna) fueron positivos en marzo y junio. En cambio en agosto y septiembre fueron muy bajos y negativos ($-2758,73$ y $-1732,13 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ respectivamente.) y con una elevada desviación estándar (Tabla 10 y Figura 23). Al contrario de lo que sucede en las cámaras opacas, en las transparentes se llevan a cabo simultáneamente tanto los procesos consumidores de O_2 como los productores (únicamente es la fotosíntesis). La producción bentónica de oxígeno (producción bruta de oxígeno, en la Tabla 10), hallada como la suma entre los flujos de las cámaras transparentes y opacas (Eyre y Ferguson, 2006), muestra el mismo patrón observado en los flujos de las cámaras transparentes y es claramente superior en junio y marzo. Significa que es en estos meses cuando mayores tasas de fotosíntesis se dan. Durante las cuatro campañas se observó una concentración de clorofila *a* sin grandes diferencias entre ellas por lo que cabría esperar unas tasas de producción de oxígeno similares ya que Glud et al. (2002) demostraron en laboratorio que la liberación de O_2 responde directamente al aumento de clorofila *a* en sedimentos. Sin embargo, por otro lado, la elevada radiación solar incidente en junio se tradujo en la máxima tasa de liberación de oxígeno observada entre las cuatro campañas, lo que se corresponde con los resultados obtenidos por Glud et al. (2002) donde a mayor radiación solar, mayor producción de oxígeno. Por el contrario, en agosto y septiembre, las tasas de

mineralización y respiración fueron más elevadas que la propia producción de oxígeno por parte del fitobentos, por lo que el sedimento, en el balance global, consume oxígeno desde la columna de agua durante los meses más cálidos. La elevada desviación estándar observada durante las campañas de agosto y marzo en estos flujos transparentes ponen de manifiesto la heterogeneidad que presentan los sistemas bentónicos, mucho más diversos y variables que los sistemas pelágicos.

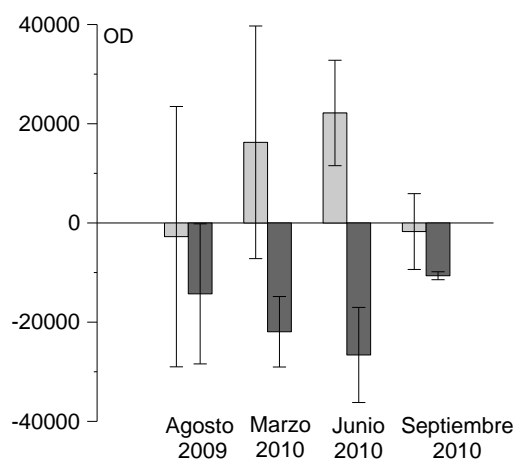


Figura 23. Flujos de oxígeno disuelto en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Los flujos estimados en condiciones sin radiación solar fueron siempre negativos al igual que en otros estudios en los que se utilizaron cámaras similares. El consumo de oxígeno por parte del sedimento en el presente estudio fue menor en comparación con los flujos resultantes en zonas estuarinas de la península Ibérica (Forja et al., 2004) o en zonas con acuicultura (Gibbs et al., 2005; Nizoli et al., 2007) que se sitúan entre el rango de $50000 - 804000 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. A mayor densidad de macrofauna se ha determinado un mayor consumo de O_2 ya que la macrofauna aumenta la superficie de sedimento y materia orgánica a oxidar además de facilitar la penetración de esta molécula por entre las partículas del sedimento (Biles et al., 2002; Sandwell et al., 2009). En cambio, en un estudio realizado *ex situ* en laboratorio entre moluscos (*Cerastoderma edule*), crustáceos (*Corophium volutator*) y poliquetos (*Nereis diversicolor*) se observó que el tratamiento con *C. edule* fue el de menos consumo de

oxígeno ya que su impacto o remoción del sedimento es menor en comparación con las otras especies formadores de galerías y además, se trata de filtradores-suspensívoros por lo que consumen la materia orgánica evitando su mineralización (Mermillod-Blondin y Rosenberg, 2006).

En cuanto a las cámaras transparentes, en las arenas finas del litoral de Gandia, en junio y marzo se ha observado un flujo positivo en las cámaras transparentes en comparación con estudios realizados en aguas someras a poca profundidad y en instalaciones de moluscos (Gibbs et al., 2005) donde en general son negativos. Incluso en el golfo de Trieste, a 20 metros de profundidad, los flujos de O_2 fueron siempre negativos (Bertuzzi et al., (1997). Por el contrario, en zonas someras de 1,5 metros dedicadas a la cría de moluscos en el norte del Adriático (Nizoli et al.; 2005), se estimaron flujos en cámaras transparentes positivos del orden de $2069 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ que se deben a una proliferación del alga *Ulva sp.* También en la bahía Tauranga en Nueva Zelanda (Sandwell et a.; 2009) se observaron flujos positivos (en el rango de 8400 y $21600 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) aunque inversamente proporcionales a las densidades del bivalvo *Austrovenus stutchburyi*.

El flujo diario (Fd), (calculado según Thorbergsdóttir et al. (2004) como el valor promedio del flujo obtenido en las cámaras transparentes (flujo diurno) y el flujo resultado de la incubación de las cámaras opacas (flujo nocturno) en función de las horas de luz del día y la noche), es el mostrado en la Tabla 10. El flujo diario únicamente fue positivo en junio cuando la radiación solar fue más intensa y con una elevada concentración de clorofila *a* en el fitobentos se halló. Esto significa que sólo durante la campaña de junio hubo una producción neta a lo largo de 24 horas por lo que el sedimento en este mes se comportó como autotrófico (Engelsen et al., 2008). Con este dato y basándose en el coeficiente establecido entre el carbono y el oxígeno de 1:1 para C:O, se puede estimar la producción bentónica en términos de fijación de

carbono (Sandwell et al., 2009). Considerando esto, el resultado es de $12,5 \text{ g C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ muy inferiores a los $315,5 \text{ g C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ estimados por Sandwell et al (2009) en un ensayo en la bahía de Tauranga, Nueva Zelanda, a 1,1-1,4 m de profundidad.

5.4.1. Dióxido carbono

El dióxido de carbono (CO_2) es producido en la respiración aeróbica y la degradación de la materia orgánica y es fijado por los productores primarios en el proceso fotosintético. Existe una íntima relación entre el CO_2 y el O_2 ya que sus principales procesos fuente/sumidero son los mismos, pero con diferente sentido (fotosíntesis fija el CO_2 hacia formas más complejas de carbono y la respiración y mineralización producen CO_2). Por cada molécula de O_2 consumida en el ciclo de la respiración aerobia, se produce otra molécula de CO_2 . Por el contrario, lo mismo ocurre en la fotosíntesis, por cada molécula de CO_2 fijada por los productores primarios, se libera otra molécula de O_2 .

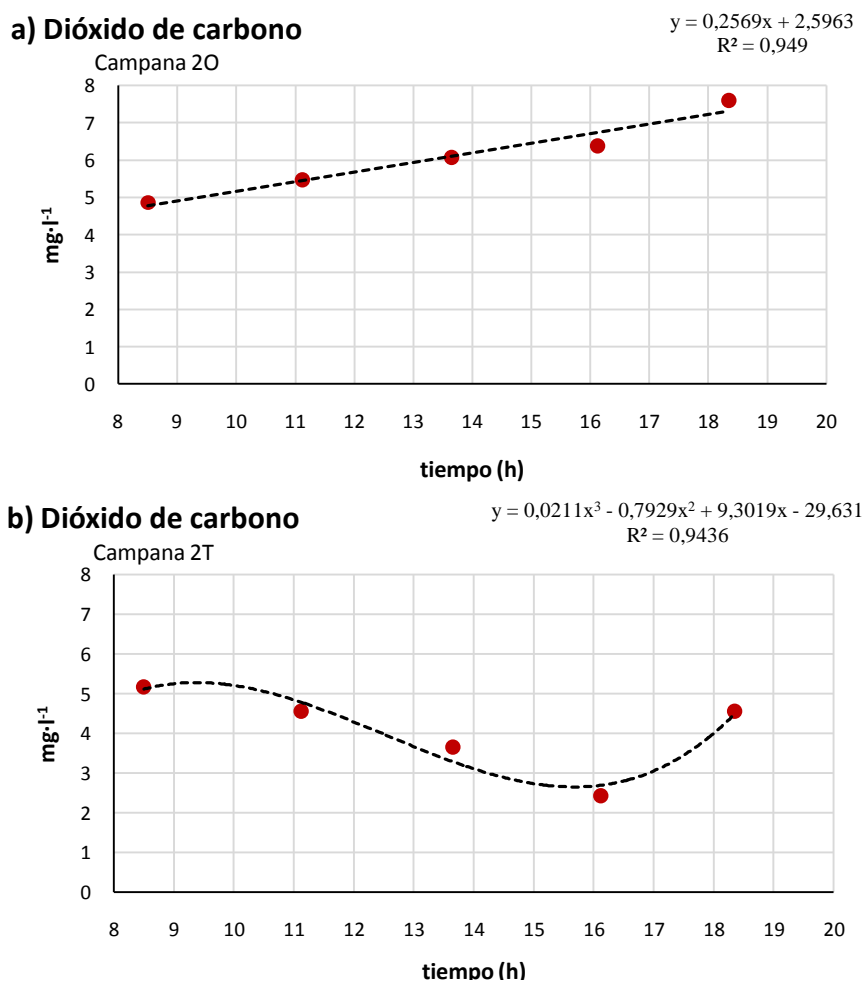


Figura 24. Evolución diaria del dióxido de carbono el día 16 de marzo a) en las campanas opacas y b) en las cámaras transparentes

La evolución del CO₂ durante la incubación en la mayoría de las cámaras opacas refleja un progresivo aumento de forma lineal a lo largo del tiempo. Esto es lo que sucede durante las noches, en ausencia de luz, únicamente tienen procesos productores de CO₂ como la respiración y mineralización.

		Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010	
CO ₂	Transp.	Flujo	-3919,1(2800,4)	8347,6(12410,9)	-47698,6(11167,1)	16814,0(16622,9)
		T1	0,87(5)	0,49(5)	0,99(6)	0,33(6)
		r ² T2	1(5)	0,94(5)	0,99(6)	0,99(6)
		T3	1(4)	0,88(5)	0,99(6)	0,98(6)
		Flujo	25686,2(14377,9)	19321,0(1940,1)	21295,8(6510,5)	23581,6(2050,5)
		O1	0,63(5)	0,89(6)	0,38(6)	0,89(6)
	Opacas	r ² O2	0,02(5)	0,95(6)	0,55(6)	0,86(6)
		O3	0,37(5)	0,86(6)	0,59(6)	0,86(6)
		F _d	8416,4	14085,7	-20388,3	20085,0

Tabla 11. Flujos de dióxido de carbono expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

En cuanto a las cámaras transparentes, se observa (Figura 24 b) una curva con una ligera forma sinusoidal, inversamente parecida a la observada para el O₂. Existe un primer tramo durante las primeras horas de la mañana donde la concentración de CO₂ se mantiene o aumenta hasta el punto de compensación (fotosíntesis = respiración), a partir del cual empieza a descender conforme aumenta la radiación solar incidente en el sedimento (Figura 11, pág.50).

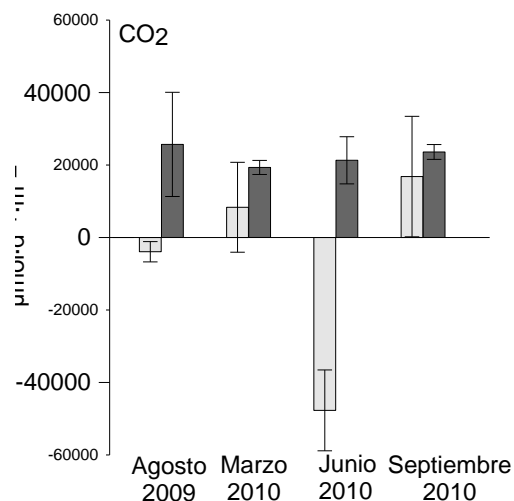


Figura 25. Flujos de dióxido de carbono en cámaras transparentes  y opacas  en las diferentes campañas.

En las cámaras opacas, con ausencia de fotosíntesis, siempre existió un flujo de CO₂ positivo y similar entre las diferentes campañas, lo que significa que se produce esta molécula en el sedimento (Tabla 11). También se observa que se comporta de forma inversa a la pauta observada en el oxígeno disuelto para éstas cámaras porque la mineralización y respiración consumen O₂ y producen CO₂. Este flujo es bastante homogéneo durante las cuatro campañas, aunque se observa un escaso gradiente que podría corresponderse con la temperatura del agua y en menor medida con el potencial redox. Por lo que cuando existe una mayor temperatura y un menor potencial redox, los flujos han sido ligeramente superiores. Estos parámetros regulan la respiración celular y la actividad microbiana encargada de la mineralización. Así pues, es en agosto donde se observa el mayor flujo de CO₂, seguido de septiembre, junio y finalmente marzo. (Ferrón et al., 2009).

Los flujos estimados en las cámaras transparentes resultaron ser positivos en marzo y septiembre mientras que en agosto y junio fueron negativos (Tabla 11). En estas cámaras a diferencia de las opacas no siempre se observó la pauta opuesta a la encontrada en las cámaras transparentes para oxígeno. Sin embargo en junio si se observó esta pauta inversa que podría entenderse como que la fotosíntesis es superior

a los procesos productores de CO₂ tales como la mineralización o respiración celular en este mes. En agosto, al igual que ocurría con el flujo de O₂, es negativo y próximo a cero. En marzo y sobre todo septiembre, los flujos fueron positivos pero inferiores a sus correspondientes flujos de las cámaras opacas. Ello significa que en estos meses los procesos productores de CO₂ fueron superiores a los procesos fijadores de CO₂, principalmente en septiembre.

Únicamente en junio se detecta un flujo global diario negativo (Tabla 11), que se corresponde con el flujo positivo estimado con el oxígeno disuelto (Tabla 10). Significa que durante todo el día el sedimento fijó 20388,3 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de CO₂. En cambio, en las restantes campañas realizadas, el flujo fue positivo, hubo una liberación de CO₂. Al igual que con el oxígeno, esto se explica por la mayor relevancia que tuvo la fotosíntesis en el mes de junio, esta idea se refuerza con el flujo diario positivo obtenido para el O₂ y con el flujo diario negativo del CO₂.

Los flujos obtenidos en este trabajo son comparables a los estimados por otros autores en diversas bahías aunque en general se sitúan entre los más bajos (Ortega et al., 2008). La comparación entre los flujos (sin considerar el signo del flujo) de CO₂ y O₂ en las cámaras opacas fueron superiores en la mayoría de los casos para CO₂, al igual que ocurre en diversos autores comparados por Ortega et al. (2008).

5.4.3. Amonio

El amonio es un compuesto nitrogenado que interviene en numerosos procesos bioquímicos. Se puede oxidar a nitritos y nitratos, puede ser fijado por los organismos autótrofos, es producido en la mineralización y excreciones de organismos, en la fijación del nitrógeno atmosférico y la desnitrificación asimilatoria a partir del nitrato.

NH ₄			Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010
			Transp.	Flujo	1555,9(1545,1)	947,4(1417,6)
	T1	0,95(5)	0,94(5)	0,95(6)	0,36(6)	
	r ²	T2	0,87(5)	0,82(5)	0,96(6)	0,94(6)
	T3	0,93(5)	0,91(5)	0,94(6)	0,39(6)	
	Opacas	Flujo	396,1(179,2)	769,8(231,4)	-21,8(437,0)	966,1(280,3)
	O1	0,13(5)	0,27(6)	0,40(6)	0,96(6)	
	r ²	O2	0,96(5)	0,13(6)	0,09(6)	0,17(6)
	O3	0,40(5)	0,02(6)	0,73(6)	0,92(6)	
	Flujo diario		1072,6	854,5	-126,8	652,9

Tabla 12. Flujos de amonio expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

A excepción de junio donde el flujo fue casi inexistente, los flujos producidos en condiciones opacas fueron positivos indicando la liberación de amonio desde el sedimento a la columna de agua. Estos flujos son consecuencia de la mineralización de la materia orgánica y de la excreción por parte de los organismos (Mortimer et al., 1999). La mineralización de la materia orgánica da como producto amonio si bien este puede ser oxidado a nitrato a través de la nitrificación. Fue en septiembre y marzo donde se alcanzaron los flujos más elevados aunque no se correlaciona con el contenido de materia orgánica ni de compuestos biopoliméricos de carbono ya que puede ser rápidamente utilizado como sustrato en la nitrificación además de ser excretado por los organismos bentónicos.

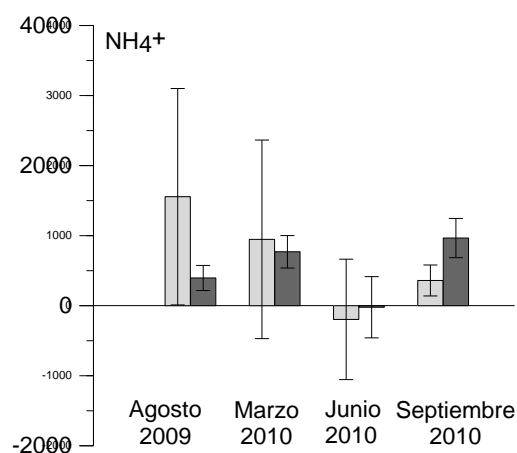


Figura 26. Flujos de amonio en cámaras transparentes (□) y opacas (■) en las diferentes campañas.

En cuanto a los flujos producidos en las cámaras transparentes, fueron positivos en todas las campañas, a excepción de junio donde fue negativo. Los flujos positivos fueron más elevados en agosto seguidos de marzo y finalmente septiembre (Figura 24). Fue durante agosto y marzo cuando se encontraron las mayores concentraciones de proteínas en el sedimento (en sus estructuras albergan nitrógeno). Por otro lado, los flujos negativos de junio pueden ser consecuencia de la elevada producción fotosintética que requiere de nutrientes como el nitrógeno y preferencialmente en su forma de amonio (Lomas y Gilbert, 1999).

Al comparar para una misma campaña los flujos en condiciones de luz y en oscuridad se aprecia que en agosto y marzo (donde se observó mayor concentración de proteínas en el sedimento), los flujos en las transparentes fueron superiores a los flujos en las opacas. Ello podría relacionarse con que en las cámaras transparentes la nitrificación está inhibida por acción de la luz (Herbet, 1999) provocando la acumulación del amonio. En junio y septiembre, donde la concentración de proteínas fue mucho menor, no se aprecia este comportamiento (Tabla 12).

En lo que respecta a los flujos diarios de amonio, en junio y siguiendo la misma tendencia que en los flujos diarios de oxígeno disuelto y dióxido de carbono, fue donde hubo una demanda de amonio por parte del sedimento y su biocenosis, probablemente debido al desarrollo fitobentónico y/o fitoplanctónico.

El rango de valores de los flujos de las cámaras opacas ($-21,8$ a $966,1 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) fueron similares e incluso algo inferiores a los detectados por Bertuzzi et al. (1997) en el mar de Liguria a 20 metros de profundidad pero de un orden de magnitud inferior a los estimados por Forja y Gómez-Parra en 1998 en la bahía de Cádiz. No obstante no tienen punto de comparación con datos obtenidos de estudios en zonas de maricultura o

estuarinas (Gibbs et al., 2005; Sakamaki et al., 2006) ya que se sitúan en valores alrededor de $2000 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Con respecto a los flujos estimados en las cámaras transparentes pocos trabajos se centran en su estudio ya que muchos de los estudios realizados en el bentos marino han empleado las tasas de consumo de oxígeno y del dióxido de carbono para estimar la degradación de la materia orgánica (Ferron et al., 2009).

Por otro lado, estos flujos no parecen estar influenciados por las distintas comunidades macrobentónicas determinadas en las distintas campañas ya que según estudios, en aquellos sedimentos con mayores densidades de organismos filtradores-suspensívoros la liberación de amonio desciende ya que reducen la materia orgánica en suspensión y no favorecen el intercambio de oxígeno entre las capas de sedimento para estimular la degradación de ésta materia orgánica (Biles et al., 2002; Mermillod-Blondon y Rosenberg, 2006). Aunque, por otro lado, cabe citar los estudios de Mortimer et al. (1999) y Yamada y Kayada (1987) donde demostraron que para una elevada densidad de bivalvos (*Macoma balthica* y *Theora lata* respectivamente) se producía una producción de amonio debido a las excreciones de estos organismos.

5.4.4. Nitratos y nitritos

Los nitritos y nitratos son producto de la oxidación del amonio llevado a cabo por bacterias quimiolitotóxicas. En cambio, es consumido por los organismos autótrofos y por reducción a formas más reducidas como el amonio o el nitrógeno molecular.

		NO_3+NO_2					
		Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010		
NO ₃ +NO ₂	Transp.	Flujo	215,6(188,5)	334,1(587,3)	-81,7(28,0)	-687,3(382,7)	
		r ²	T1	0,98(5)	0,88(5)	0,83(6)	0,24(6)
			T2	0,98(5)	0,88(5)	0,95(6)	0,34(6)
	Opacas	T3	1(4)	0,28(5)	0,24(6)	0,91(6)	
		Flujo	442,4(282,9)	724,9(578,8)	-83,0(103,4)	-	
		r ²	O1	0,75(5)	0,49(6)	0,41(6)	-
O2	0,67(5)		0,82(6)	0,20(6)	-		
O3	0,45(5)		0,05(6)	0,02(6)	-		
Flujo diario		310,1	538,4	-82,2	-		

Tabla 13. Flujos de nitrato y nitrito expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Los flujos de nitritos y nitratos en condiciones de oscuridad siguieron la misma pauta que en el amonio, con la excepción de septiembre donde estos compuestos se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica analítica y en consecuencia no se pudo estimar flujo alguno. (Figura 27). En marzo y agosto el flujo fue positivo alcanzándose el máximo en marzo, mientras que en junio el flujo fue negativo y escaso. Los flujos de compuestos oxidados del nitrógeno se relacionan con la concentración de proteínas. Los compuestos orgánicos nitrogenados se descomponen primero en amonio y posteriormente bajo condiciones aerobias y en ausencia de luz son nitrificados a nitritos y nitratos (Lomas y Gilbert, 1999).

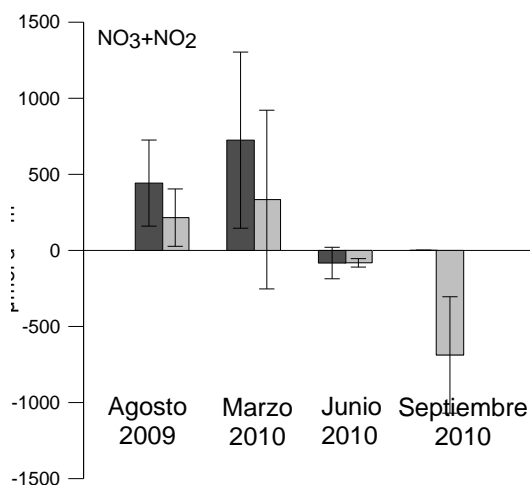


Figura 27. Flujos de nitrato y nitrito en cámaras transparentes (gris) y opacas (negro) en las diferentes campañas.

Los flujos en las cámaras transparentes fueron también positivos en agosto y marzo mientras que en junio y principalmente en septiembre ($-687,3 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) fueron negativos (Tabla 13). La liberación de nitritos y nitratos del sedimento en agosto y marzo en estas cámaras puede deberse a una nitrificación del amonio en capas subsuperficiales donde la luz no llega pero que permanecen oxigenadas y/o a un menor consumo por parte de organismos autótrofos de esta fuente de nitrógeno consecuencia de una mayor disponibilidad de su forma preferencial de éste elemento que es el amonio. Apoya esta observación el hecho de que en estos meses el flujo de nitritos y nitratos en las transparentes fue menor que en las opacas mientras que el del amonio, sustrato de la nitrificación, fue mayor en las transparentes al de las opacas. Por otro lado, en junio fueron negativos aunque muy bajos probablemente debido al importante consumo por parte de los organismos autótrofos que agotaron la fuente preferencial de nitrógeno, amonio, y siguieron consumiendo las formas oxidadas (nitritos más nitratos). Sin embargo, para los flujos negativos hallados en septiembre no se encuentra una explicación coherente. Las correlaciones de los ajustes de la concentración en función del tiempo no fueron en general aceptables y la presencia de flujos positivos de amonio garantiza una fuente de nitrógeno para los organismos autótrofos durante este mes de junio.

En la Tabla 13 se observa que el flujo diario para los meses de agosto, marzo y junio (no se calcularon para septiembre donde las concentraciones de nitritos y nitratos en las cámaras opacas no se detectaron) se comportó de igual manera que en el caso del amonio y del dióxido de carbono, en junio hubo un consumo de los compuestos oxidados de nitrógeno indicando una demanda de nitritos y nitratos por parte del sedimento y su biocenosis, probablemente debido al desarrollo fitobentónico y/o fitoplanctónico.

Cuando comparamos los flujos obtenidos en estudios consultados, estos flujos en condiciones de oscuridad fueron siempre negativos ya que se reducen hacia nitrógeno

molecular o amonio (Ferrón et al.; 2009). En cambio, en este trabajo se ha observado el comportamiento inverso en agosto y marzo, los nitritos y nitratos aumentaron conjuntamente con el amonio. Aunque en Bertuzzi et al. (1997) se producían nitratos durante gran parte del año y el máximo consumo se observó a finales del verano, igual que en el litoral de Gandia (aunque en este caso en condiciones de luz).

Existen pocos estudios que trabajen con cámaras transparentes y al mismo tiempo estimen flujos de nitritos y nitratos o alguno de ellos por separado. Sin embargo, se han realizado ensayos con este tipo de cámaras que estimen el flujo de NID (nitrógeno inorgánico disuelto). Sakami et al. (2006), observaron que el nitrato se vio relacionado inversamente con la concentración de nitratos en la columna de agua, por el efecto de la desnitrificación, de igual modo que se observó en las cámaras opacas. El flujo de nitratos entre los dos tipos de cámaras no fue significativamente diferente. Al mismo tiempo, Sandwell et al. (2009) dedujeron que los flujos de nitratos no eran significativamente influenciados por las distintas densidades del bivalvo *Austrovenus stutchburyi* y al mismo tiempo fueron mucho más variables que otros flujos como el amonio, debido en parte a la menor concentración de nitratos observada.

5.4.5. Fósforo soluble reactivo

El fósforo soluble reactivo es un nutriente escaso en comparación con los demás nutrientes estudiados aquí. Principalmente se encuentra en forma disuelta e inorgánica como fosfato, el cual puede ser fijado por los organismos autótrofos o adsorbido con las arcillas o a compuestos como el hierro para formar el oxihidróxido de hierro, con el calcio o en forma de fluoroapatita para precipitar en el sedimento en condiciones aerobias. En condiciones anaerobias, estos precipitados son reducidos liberándose de nuevo a la columna de agua (Ogrinc y Faganeli, 2006).

		Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010	
PSR	Transp.	Flujo	71,9(59,0)	-5,4(96,4)	-45,6(59,6)	-9,4(52,9)
		T1	0,83(5)	0,74(5)	0,83(6)	0,34(6)
		r ² T2	0,84(5)	0,96(5)	0,95(6)	0,71(6)
		T3	0,09(5)	0,99(5)	0,24(6)	0,27(6)
	Opacas	Flujo	-0,6(42,2)	-53,7(87,1)	2,4(13,0)	6,0(12,1)
		O1	0,05(5)	0,16(6)	0,06(6)	0,02(6)
		r ² O2	0,98(5)	0,03(6)	0,04(6)	0,00(6)
		O3	0,35(5)	0,59(6)	0,44(6)	0,01(6)
	Flujo diario		41,7	-30,6	-26,6	-2,0

Tabla 14. Flujos de fósforo soluble reactivo expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

En general las concentraciones de fósforo soluble reactivo han sido bajas para todas las incubaciones en comparación con los otros nutrientes. Este comportamiento es esperable dado que este nutriente se encontraba en la columna de agua en concentraciones muy inferiores al resto de nutrientes. Cabe destacar que para todas las campañas y para los dos tipos de cámaras se han obtenido unas desviaciones estándar muy elevadas como se aprecia en la Figura 28.

Los ajustes de los flujos estimados en las cámaras opacas y en todas las cuatro campañas presentaron una correlación muy baja lo que disminuye la credibilidad de estos flujos. Estos flujos fueron muy próximos a cero en agosto, junio y septiembre, mientras que en marzo fueron claramente negativos llegando a alcanzar los $-53,7 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (Tabla 14). En estas tres campañas de agosto, junio y septiembre el fósforo pudiera presentar un equilibrio entre la liberación y el consumo por parte del sedimento. En cambio en marzo, cuando el potencial redox y el oxígeno disuelto fueron más elevados se estimó un mayor consumo de fósforo, lo que puede ser debido a una buena oxigenación del sedimento que favorece la precipitación y/o la adsorción del fósforo con el hierro, calcio o arcillas (Benítez-Nelson, 2000; Ogring y Faganelli, 2006) así como a

una muy elevada densidad de bivalvos que presentó el sedimento en este mes que aumentarían la bioturbación y aireación por lo que se favorecerían los procesos de precipitación/adsorción antes mencionados (Mortimer et al., 1999).

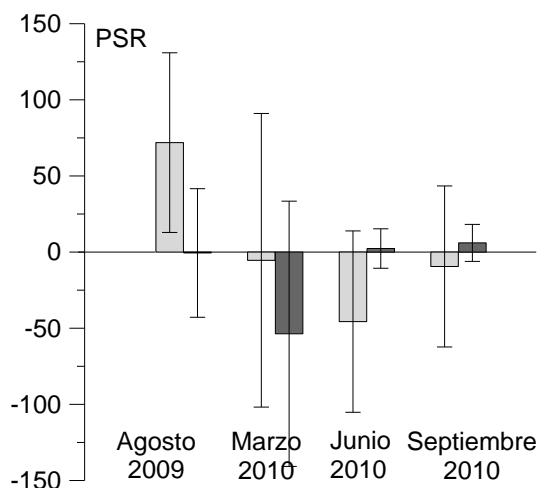


Figura 28. Flujos de fósforo soluble reactivo en cámaras transparentes y opacas en las diferentes campañas.

Los flujos en las cámaras transparentes fueron negativos, a excepción de agosto, indicando un consumo de este compuesto por parte del sedimento. Este consumo puede ser consecuencia de la absorción por parte de organismos autótrofos y/o por la adsorción/precipitación de este nutriente por parte de otros compuestos en los sedimentos óxicos. En agosto hubo un importante flujo positivo sugiriendo una liberación debido probablemente a que el fósforo que procede de la mineralización de la materia orgánica apenas es consumido por parte de los organismos autótrofos que en esta campaña tuvo al nitrógeno como nutriente limitante a diferencia de todas las otras donde o bien lo fue el fósforo (marzo y junio) o bien mostraba una relación de equilibrio (septiembre) (Tabla 5, pág. 46). Esta explicación se contradice con los flujos obtenidos para este mes en las cámaras opacas donde al estar inhibida la fotosíntesis se esperarían flujos positivos más elevados aún. Esta contradicción puede deberse a la elevada desviación estándar de los datos y a los coeficientes bajos de los ajustes en las cámaras opacas así como resultado de la heterogeneidad espacial del sedimento.

En cuanto al flujo diario estimado resultó ser positivo únicamente en la campaña de agosto a causa de su flujo transparente tan elevado. En cambio en marzo y junio fueron negativos pero similares mientras que en septiembre fue prácticamente nulo el balance diario de fósforo. Se observa que los flujos diarios corresponden con la relación N:P presente en las aguas en contacto con el sedimento. En agosto el nitrógeno fue el nutriente limitante por lo que casi no hubo consumo de fósforo. En marzo y junio donde el P fue el nutriente limitante, el sedimento consumió fósforo desde la columna de agua, mientras que en septiembre con una relación equilibrada apenas varió.

El flujo de fósforo en áreas estuarinas y de producción acuícola generalmente es positivo para cámaras opacas (Ferrón et al., 2009) ya que tienen una alta carga orgánica. A pesar de ello, en ensayos con diferentes clases de macrofauna se observó que sólo en aquellas ocasiones de ambientes reductores y con altas densidades del poliqueto *Nereis diversicolor*, los flujos de fósforo decrecen debido a la mayor aireación de este sedimento que induce la adsorción del fósforo por el óxido de hierro, sin embargo, estos resultados no fueron significativamente distintos de cero debido sobre todo a las bajas concentraciones presentes de este nutriente (Mortimer et al., 1999). En la misma línea, en estudios con densidades diferentes de macrofauna (bivalvo *Austrovenus stutchburyi*) se observó que a elevadas densidades de este bivalvos existe un consumo de fósforo por parte del sedimento, aunque, estos resultados tampoco fueron significativamente distintos de cero debido sobre todo a las bajas concentraciones presentes de fósforo y a la elevada variabilidad (Sandwell et al., 2009). En cuanto a las cámaras transparentes, pocos son los autores que trabajen con flujos de fósforo. No obstante, los mismos autores anteriores, Sandwell et al. (2009), observaron el comportamiento inverso al descrito en las cámaras opacas, con una baja densidad de bivalvos se produce consumo de fósforo y a altas densidades se libera pero con los mismos problemas observados en los ensayos con cámaras opacas antes descritos.

5.4.6. Sílice

El ciclo biogeoquímico del silicio está íntimamente relacionado con las diatomeas y algunos otros grupos del fitoplancton y fitobentos que requieren de este elemento como las crisofíceas. Para el resto de organismos se trata simplemente de un oligoelemento. Además, en condiciones óxicas, en el sedimento es liberado por degradación de materia orgánica y disolución de las frústulas de las diatomeas muertas (Lewin, 1962; Nelson et al., 1991) y es fijado por oxidación y precipitación con partículas de arcillas de forma análoga como ocurre con el fósforo (Mortimer et al., 1999). En condiciones anóxicas los precipitados Si-arcilla se disuelven liberándose de nuevo hacia la columna de agua.

		Agosto 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010	
Si	Transp.	Flujo	-1900,4(313,9)	22,6(538,5)	116,1(72,9)	31,5(500,5)
		T1	0,57(5)	0,53(5)	0,65(6)	0,66(6)
		r ² T2	0,97(5)	0,29(5)	0,98(6)	0,5(6)
		T3	0,9(5)	0,99(5)	0,99(6)	0,84(6)
	Opacas	Flujo	-64,3(924,3)	1720,1(684,6)	442,5(109,5)	15647,5(2668,40)
		O1	0,59(5)	0,20(6)	0,37(6)	0,05(6)
		r ² O2	0,02(5)	0,23(6)	0,40(6)	0,24(6)
		O3	0,09(5)	0,15(6)	0,47(6)	0,28(6)
	Flujo diario		-1135,4	910,3	245,3	7579,2

Tabla 15. Flujos de sílice expresados en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ para las cámaras transparentes, opacas y el flujo global diario (F_d). Entre paréntesis las desviaciones estándar. Valores de correlaciones del ajuste estadístico con el número de muestras entre paréntesis (polinómico de 3º para las cámaras transparentes y lineal para las cámaras opacas).

Los flujos de sílice en las cámaras opacas fueron positivos con la excepción de agosto donde fueron negativos y prácticamente nulos (Figura 29). Los flujos positivos indican una liberación de este nutriente desde el sedimento a la columna de agua consecuencia de la redisolución de la sílice biogénica procedente de las diatomeas muertas

depositadas en los sedimentos. En septiembre los flujos fueron los más altos, con $15647,5 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, en comparación con el resto (Tabla 15). Los mayores flujos de sílice cabría esperarlos en agosto y septiembre ya que la temperatura fue más alta (Sigmon y Cahoon, 1997), aunque no ocurrió de tal modo probablemente debido a una mayor densidad de fitobentos vivo en agosto que en septiembre como se observa con el ratio $\text{Cl}\alpha:\text{Feo}$ de la Tabla 7 (pág. 63) que fue de 6,1 y 3,2 para agosto y septiembre respectivamente. Por lo que en septiembre, al haber una mayor densidad de fitoplancton y fitobentos muerto sobre el sedimento se liberó mayor cantidad de sílice procedente de la disolución de las frústulas de estos organismos (Nelson et al., 1991). En cuanto a las campañas de marzo y junio los flujos fueron positivos lo que significa que existió una liberación pero de mucha menos relevancia que en septiembre.

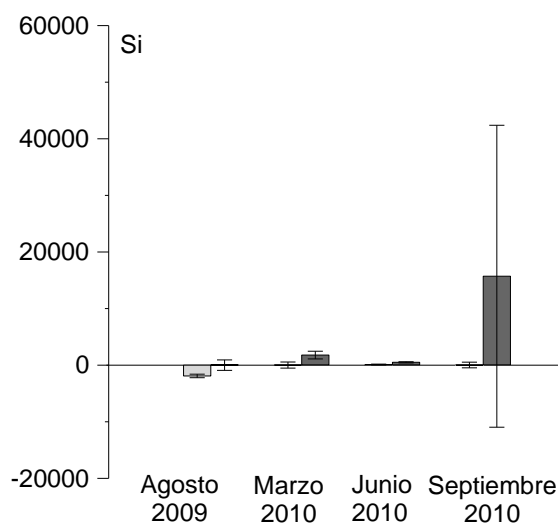


Figura 29. Flujos de sílice en cámaras transparentes  y opacas  en las diferentes campañas.

Las incubaciones con cámaras transparentes resultaron tener un flujo de sílice negativo en agosto mientras que en las otras tres campañas se estimó un flujo positivo pero de un orden de magnitud inferior donde siempre fueron menores que los observados en las cámaras opacas. En agosto debió existir una mayor densidad de diatomeas que en el resto de campañas ya que su flujo de fijación de sílice por parte de estos organismos

fotoautótrofos es más importante. Por otro lado, la mayor liberación de sílice en las cámaras opacas que en las transparentes (y menor consumo en agosto) es debido a que en las transparentes, donde se llevan a cabo simultáneamente tanto los procesos de mineralización y disolución como los de absorción y fijación, las diatomeas presentes ejercen una fijación de este nutriente. Como se observa, fue septiembre donde menos sílice se liberó (por menor concentración de clorofila *a* y mayor proporción de fitobentos muerto, feopigmentos) y en cambio en agosto, el consumo fue máximo, explicándose por la mayor concentración de clorofila *a* y su mayor proporción viva respecto a la muerta.

El flujo diario global resultó ser muy positivo en septiembre y negativo en agosto influenciado, posiblemente, por los porcentajes de microfitobentos vivo y muerto. No obstante, para un mejor análisis sería conveniente conocer la composición fitobentónica de los sedimentos y saber qué proporción está formada por diatomeas y crisofíceas.

En una laguna costera en Carolina del Norte, Sigmon y Cahoon (1997) estimaron un comportamiento semejante al observado en el presente estudio donde el flujo de disolución de la sílice en las cámaras transparentes era inferior al estimado en las cámaras opacas debido a la fijación de sílice por parte del microfitobentos. Aún más, en este trabajo se observó una evolución anual, mes a mes, que se aproxima a la obtenida en las arenas finas del litoral de Gandia, donde en septiembre se observó la máxima liberación de sílice a la columna de agua y fue mínima durante los meses de invierno.

6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la columna de agua revelaron a través de los valores de temperatura y oxígeno disuelto una columna de agua homogénea en todas las campañas muestreadas a lo largo de un ciclo anual. No obstante, sí que se observaron diferencias en una escala temporal tanto para dichos parámetros (temperatura en marzo de 11 °C y agosto de 27°C) como para los nutrientes que implicaron cambios en el nutriente limitante. En la campaña de agosto del 2009 el nitrógeno inorgánico disuelto se comportó como el nutriente limitante del crecimiento fitoplanctónico, pero durante las campañas de marzo y junio, donde no se detectó clorofila *a* en el agua, lo fue el fósforo coincidiendo con la pauta habitual observada en el Mediterráneo, mientras que en septiembre hubo una relación de equilibrio.

Los sedimentos presentaron potenciales oxidantes indicando una buena oxigenación durante todas las campañas, principalmente en marzo donde la temperatura fue la más baja. Al mismo tiempo, estos sedimentos se mostraron relativamente pobres en materia orgánica (entre 1-2,5 %), con niveles altos y similares entre sí para proteínas y carbohidratos en agosto del 2009 y marzo del 2010, mientras que la concentración de lípidos alcanzó su máximo en junio. En el sedimento, la concentración de clorofila se mantuvo aproximadamente constante a lo largo del tiempo, reforzando la idea de que en el sedimento de las zonas costeras la producción primaria por el fitobentos es de gran relevancia. La composición de la macrofauna se observó muy diferente entre las tres campañas en las que se determinó. En agosto y junio se encontró una composición ligeramente similar y con buena representación de las tres clases predominantes aunque con mayor densidad de todas ellas en junio. Sin embargo en marzo, la comunidad estuvo compuesta casi exclusivamente por bivalvos, en particular por *Spisula subtruncata* coincidiendo con el periodo de reclutamiento de esta especie.

En las cámaras opacas donde la producción primaria está anulada, se observó que los sedimentos actúan como sumidero de oxígeno y en menor medida de fósforo, mientras que al mismo tiempo funcionan como fuente de dióxido de carbono, amonio y sílice a causa de la mineralización de la materia orgánica en condiciones óxicas. Además también se ha observado en ausencia de luz una liberación de nitritos y nitratos debida a la nitrificación del amonio previamente mineralizado, principalmente en agosto y marzo, coincidiendo con elevadas concentraciones de proteínas en el sedimento. Los flujos negativos de oxígeno disuelto, parecieron estar regulados por la concentración de compuestos biopoliméricos del carbono por lo que a una mayor concentración de BPC existe un mayor consumo de oxígeno.

Las cámaras transparentes son un ensayo más próximo a la realidad ya que en él se llevan a cabo todos los procesos biogeoquímicos, especialmente la fotosíntesis que era inhibida en las opacas. En estas cámaras se vio que la radiación solar influye más en la tasa fotosintética del microfitobentos que la misma concentración de estos organismos (que fue siempre similar) o la temperatura del agua. La mayor producción fotosintética bruta fue en junio seguida de marzo.

Precisamente es junio la única campaña donde se produjo una producción fotosintética neta de oxígeno disuelto hacia la columna de agua, lo que indujo un consumo neto de dióxido de carbono, de amonio y de nitratos y nitritos fijados por los organismos autótrofos, mientras que en las otras tres campañas se observó la pauta inversa.

Los flujos de fósforo soluble reactivo tanto en las cámaras opacas como en las transparentes, en general, fueron muy bajos por lo que se no se ha podido obtener una pauta o relación clara con otros parámetros.

Las densidades y composición de la macrofauna bentónica no mostró que interfiriera en la dinámica de algún nutriente aunque si bien es cierto no se han tenido datos completos para

las cuatro campañas por lo que se debería profundizar más a fondo en el estudio de estos organismos.

Las incubaciones llevadas a cabo con los dos tipos de cámaras (transparentes y opacas) resultaron tener distribuciones diarias y flujos de nutrientes muy diferentes entre ellas. Se debe hacer hincapié en las elevadas desviaciones estándar obtenidas entre las réplicas de las incubaciones indicando la presencia de una elevada heterogeneidad en los sedimentos marinos, especialmente detectada en parches irregulares de microfitobentos en la superficie, responsables de la producción primaria bentónica detectada en las cámaras transparentes. No obstante, en las cámaras opacas las desviaciones estándar observadas fueron en general inferiores a las de las cámaras transparentes probablemente por el menor número de procesos que se dan en ellas.

7. BIBLIOGRAFIA

- AGUIRREZABALAGA, F. 1984. *Contribución al estudio de los Anélidos Poliquetos de la Costa de Guipúzcoa*. Munibe. Sociedad de Ciencias Aranzi. 36. [119-130]
- AGUIRREZABALAGA, F. Y CARRERA-PARRA, L. 2006. *Lumbrineridae (Polychaeta) from the Capreton canton (Bay of Biscay, NE Atlantic) with the description of two new species*. Scientia Marina. 70S3. [17-25]
- ALLER, R. C. 1982. In: MCCALL, D. Y TEVEZS, M. J. T. (Editores). *Animal-sediment relations*. Plenum. Pp. 53-102.
- APHA, 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- ADRIANO, G. LOCATELLI, B., ORLANDO, F. Y REPETTO, G. 1995. *Catalogo illustrativo delle conchiglie marine del Mediterraneo*. Amici del museo "F. Eusebio".
- BARIC, A., KUSPILIC, G. y MATIJEVIC, S. 2002. *Nutrient (N, P, Si) fluxes between marine sediments and water column in coastal and open Adriatic*. Hydrobiologia. 475/476. [151-159].
- BAUMGARTEN, M.G.; ROCHA, J.M.; NIENCHESKI, L.F.1996. *Manual de análises em oceanografia química*. Rio Grande, Ed. da FURG, Brasil, 132 p.
- BENÍTEZ-NELSON, C. R. 2000. *The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems*. Earth-Science Reviews. 51. [109-135].

- BERTUZZI, A., FAGANELLI, J., WELKER, C. Y BRAMATI, A. 1997. *Benthic fluxes of dissolved inorganic carbon, nutrients and oxygen in the gulf of Trieste (Northern Adriatic)*. Water, Air and Soil Pollution. 99. [305-314].

- BETHOUX, J. P., MORIN, P., MADEC, C. Y GENTILI, B. 1992. *Phosphorus and nitrogen behavior in the Mediterranean sea*. Deep-Sea Res. 39. [1641-1654].

- BILES, C. L., PATERSON, D. M., FORD, R. B., SOLAN, M. Y RAFFAELLI, D. G. 2002. *Bioturbation, ecosystem functioning and community structure*. Hydrology and Earth System Sciences. 6(6). [999-1005].

- BLAKE, J. Y RUFF, E. 2007. *Polychaeta*. In: CARLTON, J. T. (Editor). The light and smith manual. Intertidal invertebrates from central California to Oregon[128-181]

- BLIGH, E.G. Y DYER, W.J. 1959. *A rapid method for total lipid extraction and purification*. Canadian J. Biochem. Physiol. 37. [911-917].

- BROEKER, W.S y T.H. PENG, 1982. *Tracers in the Sea*. Eldigio Press.

- BUSCAIL, R., POCKLINGTON, R. Y GERMAIN, C. 1995. *Seasonal variability of the organic matter in a sedimentary coastal environment: source, degradation and accumulation (continental shelf of the Gulf of Lions-northwestern Mediterranean Sea)*. Continental Shelf Research. 15. [843-869].

- CAMPOY, A. 1982. *Fauna de España. Fauna de anélidos poliquetos de la Península Ibérica*. Universidad de Navarra. Departamento de Zoología.

- CHAPY-ROBAUD, C. Y SOURNIA, A. 1990. *The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytoplanktonic and macrophytoplanktonic primary production in the oceans*. Mar.Microb. Food Webs. 4. [31-57].

-
- CIBIC, T., BLASUTTO, O. Y BETTOSO, N. 2009. *Microalgal-meiofaunal interactions in a sublittoral site of the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea, Italy: A three-year study.* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 370. [144-154].

 - DANOVARO, R., FABIANO, M. Y DELLA, N. 1993. *Labile organic matter and microbial biomasses in deep sea sediments (Eastern Mediterranean Sea).* Deep-Sea Res. 40. [953-965].

 - DANOVARO, R., FABIANO, M. Y BOYER, M. 1994. *Seasonal changes of benthic bacteria in a seagrass bed (Posidonia oceanica) of the Ligurian Sea in relation to origin composition and the fate of the sediment organic matter.* Marine Biology. 119. [489-500].

 - DANOVARO, R. MANINI, E. Y 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].

 - DE FREITAS, U. 2006. *Regeneração bêntica e qualidade de agua em ambientes sob ação de cultivos de camarão (estuario da lagoa Dos Patos).* Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

 - DE FREITAS, U. NIENCHESKI, L. F. H., ZARZUR, S., MANZOLLI, R. P., VIEIRA, J. P. P. P. Y 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].

 - DE KLUIJVER, M. J., INGALUSO, S. S., VAN NIEUWENHUIJZEN, A. J. L. Y VELDHUIJZEN, H. H. 2010. *Macrobenthos os North Sea- Polychaeta.*

http://species-identification.org/species.php?species_group=macrobenthos_polychaeta&menuentry=inleidi . Consulta [13-1-2010].

- DEL AMO, Y., LE PAPE, O., TRÉGUER, P., QUÉGUINER, B., MÉNESGUEN, A. Y AMINOT, A. 1997. *Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems. I. Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the Bay of Brest (France)*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 161. [213-224].
- DELL'ANNO, A., MEI, M. L., PUSCEDDU, A. Y 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].
- DUBOIS, M., GILLES, A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A. Y SMITH, F. 1956. *Colorimetric method for determination of sugars and related substances*. Anal. Chem. 28. [350-356].
- ENGELSEN, A., HULTH, S., PIHL, L. Y SUNDBÄCK, K. 2008. *Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 78. [783-795].
- EYRE, B. D., FERGUSON, A. J. P. 2006. *Impact of a flood event on benthic and pelagic coupling in a sub-tidal east Australian estuary (Brunswick)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 66. [111-122].
- FABIANO, M. Y 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. Y FRASCHETTI, 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].

 - FERRÓN, S., ORTEGA, T. Y FORJA, J. M. 2009. *Benthic fluxes in a tidal salt marsh creek affected by fish farm activities: Río San Pedro (Bay of Cádiz, SW Spain)*. Marine Chemistry. 113. [50-62].

 - FICHEZ, R. 1991. *Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon*. Oceanol. Acta. 14. [369-377].

 - FORJA, J. M. Y GÓMEZ-PARRA, A. 1998. *Measuring nutrient fluxes across the sediment-water interface using benthic chambers*. Marine Ecology Progress Series. 164. [95-105].

 - FORJA, J. M., ORTEGA, T., DELVALLS, T. A., GÓMEZ-PARRA, A. 2004. *Benthic fluxes of inorganic carbon in shallow coastal ecosystem of the Iberian Peninsula*. Marine Chemistry. 85. [141-156].

 - FRACHETTI, S., COVAZZI, A., CHIANTORE, M. Y ALBERTELLI, G. 1997. *Life-history 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].

 - GADEA, I. 2009. *Variación especial del fitoplancton en la zona costera de Gandía y su relación con la entrada de nutrientes*. Universidad Politécnica de Valencia. Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Trabajo fin de máster.

 - GERCHACOV, S.M. y HATCHER, P.G. 1972. *Improved technique for analysis of carbohydrates in sediment*. Limnol. Oceanogr. 17. [938-943].

- GIANNUZZI-SAVELLI, R., PUSATERI, F., PALMERI, A., EBREO, C., COPPINI, M., MARGELLI, A. Y BOGI, C. 2002. *Caenogastropoda parte 1: Discopoda-Heteropoda. In: Atlas delle conchiglie marine del Mediterraneo, vol. 2.* Evolver.

- GARCÍA, A. M. 1991. *Ecosistemas valencianos: Los fondos marinos.* In: Generalitat Valenciana (Editor). El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Administració Pública. [68-75].

- GIANNUZZI-SAVELLI, R., PUSATERI, F., PALMERI, A., EBREO, C., COPPINI, M., MARGELLI, A. Y BOGI, C. 1999. *Caenogastropoda parte 2: Ptenoglossa. En: Atlas delle conchiglie marine del Mediterraneo, vol. 3.* Evolver. 128 pp.

- GIANNUZZI-SAVELLI, R., PUSATERI, F., PALMERI, A., EBREO, C., COPPINI, M., MARGELLI, A. Y BOGI, C. 2003. *Neogastropoda: Muricoidea. In: Atlas delle conchiglie marine del Mediterraneo, vol. 4.* Evolver. 298 pp.

- GIANNUZZI-SAVELLI, R., PUSATERI, F., PALMERI, A., EBREO, C., COPPINI, M., MARGELLI, A. Y BOGI, C. 2001. *Bivalvia: Protobranchia-Pteriomorpha. In: Atlas delle conchiglie marine del Mediterraneo, vol. 7.* Evolver. 246 pp.

- GRASSHOFF, K., 1976. *Methods of Seawater Analysis.* Verlag Chemie: Weinstein, New York.

- HALL, P.O.J., HULTH, S., HULTH, G., LANDEN, A. Y 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].

-
- HARGRAVE, B.T. and CONNOLLY, G.F. 1978. *A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compounds across sediment surfaces*. Limnol. Oceanogr. 23 [1005-1010].

 - HEß, M. 2004. *Los sustratos de fondos arenosos*. In: Hofrichter, R. (Editor). El Mar Mediterráneo. Parte I. [384-403].

 - HENSEN, C., ZABEL, M. Y SCHULZ, H. N. 2006. *Benthic cycling of oxygen, nitrogen and phosphorus*. In: SCHULZ, H., N. Y ZABEL, M. (Editores). Marine geochemistry. [207-240].

 - HERBERT, R. A. 1999. *Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems*. Microbiology Reviews. 23. [563-590].

 - HOFRICHTER, R. 2004. *Clasificación de los hábitats marinos*. In: Hofrichter, R. (Editor). El Mar Mediterráneo. Parte I. [289-307].

 - JAFFE, D. A. 1994. *The nitrogen cycle*, In: BUTCHER, S.S., CHARLSON, R. J., ORIAN, G. H. Y WOLFE, G. V. (Editores). Global biochemical cycles. Academic Press Limited.

 - JAHNKE, R.A., NELSON, J.R., RICHARDS, M.E., ROBERTSON, C.Y., RAO, A.M.E. Y JAHNKE, D. 2008. *Benthic primary production on the Georgia mid-continental shelf: Benthic flux in situ PAR records*. Journal of Geophysical Research-Oceans. 113.

 - JEFFREY, S. W. Y HUMPREY, G. F., 1975. *New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, and cin higher plants, algae and natural phytoplankton*. Biochem. Physiol,Pflanzen 167. [191-194].

 - KLEIN, B. Y ROETHER, W. 2004. *Oceanografía y régimen hidrológico*. In: Hofrichter, R. (Editor). El Mar Mediterráneo. Parte I. [258-287].

- KIRK, J. T. O. 2000. *Photosynthesis as a function of the incident light*. In: KIRK, J. T. O. (Editor). *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems* (2nd edition).

- KROM, M. D., HERUT, B. Y MANTOURA, R. F. C. 2004. *Nutrient budget for the Eastern Mediterranean: Implications for phosphorus limitation*. *Limnol. Oceanogr.* 49. [1582-1592].

- LEBLANC, K., QUÉGUINER, B., BARCIA, N. RIMMELIN, P. Y RAIMBAULT, P. 2003. *Silicon cycle in the NW Mediterranean Sea: seasonal study of coastal oligotrophic site*. *Oceanologica Acta.* 26. [339-355].

- LE PAPE, O., DEL AMO, Y., MENESGUEN, A., AMINOT, A., QUEQUINERY, B. Y TREGUER, P. 1996. *Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe*. *Continental Shelf Research.* 16 (15). [1885-1907].

- LEPOINT, G., GOBERT, S., DAUBY, P y BOUQUEGNEAU, J.-M. 2003. *Contribution 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].

- LEWIN, J. C. 1961. *The dissolution of silica from diatoms walls*. *Geochim. Cosmochim. Acta* 21. [182-198].

- LORENTI, M. Y DE FALCO, G. 2004. *Measurements and characterization of abiotic variables*. In: Societa Italiana di Biologia Marina (Editor). *Mediterranean Marine Benthos: A Manual of methods for its sampling and study*. Vol.11 (Suppl. 1). [1-37].

- LOWRY, O.H., ROSEBROUGH, N.J., FARR, A.L. Y RANDALL, R.J. 1951. *Protein measurement with Folin phenol reagent*. *J. Biol. Chem.* 193. [265-275].

-
- LUCEA, A., DUARTE, C. M., AGUSTÍ, S. Y SØNDERGAARD, M. 2003. *Nutrient (N, P and Si) and carbon partitioning in the stratified NW Mediterranean*. Journal of Sea Research. 49. [157-170].

 - LUCEA, A., DUARTE, C. M., AGUSTÍ, S. Y KENNEDY, H. 2005. *Nutrient dynamics and ecosystem metabolism in the Bay of Blanes (NW Mediterranean)*. Biogeochemistry. 73. [3030-323].

 - MAACK, T. Y RADEMAKER-WOLFF. 2004. *Situación ambiental: amenazas y protección*. In: Hofrichter, R. (Editor). El Mar Mediterráneo. Parte I. [500-523].

 - MARSH, J.B. Y WEINSTEIN, D.B. 1966. *A simple charring method for determination of lipids*. J. Lipid. Res. 7. [574-576].

 - MELZER, R. R. Y HERZER, K. 2004. *El litoral*. In: Hofrichter, R. (Editor) *El Mar Mediterráneo. Parte I*.

 - MERMILLOD-BLONDIN, F. Y ROSENBERG, R. 2006. *Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats*. Aquatic Science. 68. [434-442].

 - MIGON, C. Y SANDRONI, V. 1999. *Phosphorus in rainwater: Partitioning inputs and impact on the surface coastal ocean*. Limnology and Oceanography. 44(4). [1160-1165].

 - MURPHY, J. Y RILEY, J.P. 1962. *A Modified Single Solution Method for Determination of Phosphate in Natural Water*. Anal. Chem. Acta 27: [31-36].

 - MURRAY, L. G., MUDGE, S. D., NEWTON, A. Y ICELY, J. D. 2006. *The effect of benthic sediment on dissolved nutrient concentration and fluxes*. Biogeochemistry. 81. [159-178].

- NATURAL HISTORY MUSEUM LONDON. Polychaeta Identification keys. <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/taxinfo/index2.html>

- NELSON, D. M., AHERN, J. A. Y HERLILHY, L. J. 1991. *Cycling of biogenic silica within the upper water column of the Ross Sea*. Mar. Chem. 35. [461-476].

- OCEANA. 2004. Océanos en peligro.: <http://eu.oceana.org/es/eu/prensa-y-publicaciones/publicaciones/informes/oceanos-en-peligro> . Consultado [10-11-2010].

- OGRINC, N. Y FAGANELI, J. 2006. *Phosphorus regeneration and burial in near-shore marine sediments (the Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 67. [579-588].

- ORTEGA, T., PONCE, R., FORJA, J. Y 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. Y GÓMEZ-PARRA, A. 2008. *Benthic fluxes of dissolved inorganic carbon in the Tinto-Odiel system (SW of Spain)*. Continental Shelf Research. 28. [458-469].

- PALMERO, A. M., MARTÍNEZ, A., BRITO, M.C. Y NÚÑEZ, J. 2008. *Acoetidae (Annelidae, Polychaeta) from the Iberian Peninsula, Madeira and Canary islands, with description of a new species*. Life and Marine Sciences. 25.[49-62]

- PLANTE.CUNY, M.R. 1974. *Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophylla fonctionnelle et en phaeopigments des substrates meubles marins*. O.R.S.T.O.M.Nosy-Bé: 45pp.

-
- PRATIHARY, A.K., NAQVI, S.W.A., NAIK, H., THORAT, B.R., NARVENKAR, G., MANJUNATHA, B.R. Y RAO, V.P. 2009. ***Benthic fluxes in a tropical Estuary and their role in the ecosystem***. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 85. [387-398].

 - PUSCEDDU, A., DELL'ANNO, A., FABIANO, M. Y DANOVARO, R. 2004. ***Quantity and biochemical composition of organic matter in marine sediments***. In: Societa Italiana di Biologia Marina (Editor). Mediterranean Marine Benthos: A Manual of methods for its sampling and study. Vol.11 (Suppl. 1). 39-53.

 - REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H. Y RICHARDS, F. A. 1963. ***The influence of organism on the composition of seawater***. In: M. N. Hill (Editor). The Sea, v.2. Interscience [26-77].

 - RICE, D.L. 1982. ***The detritus nitrogen problem: new observations and perspectives from organic geochemistry***. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9. [153-162].

 - RILEY, J. P. Y CHESTER, R. 1971. ***Introduction to marine chemistry***. Academic Press.

 - ROSENBERG, R., GRÉMARE, A., AMOUROUX, J.-M. Y NILSSON, H.C. 2003. ***Benthic habitats in the northwest Mediterranean characterized by sedimentary organics, benthic macrofauna and sediment profile images***. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 57. [297-311].

 - RULLKÖTTER, J. 2006. ***Organic matter: The driving force for early diagenesis***. In SCHULZ, H. D. Y ZABEL, M. (Editores). Marine Geochemistry. [125-162].

 - SALA, M. M., PETERS, F., GASOL, J. M., PEDRÓS-ALIÓ, C. MARRASÉ, C. Y VAQUÉ, D. 2002. ***Seasonal and spatial variations in the nutrient limitation of bacterioplankton growth in the northwestern Mediterranean***. Aquatic Microbial Ecology. 27. [47-56].

- SÁNCHEZ, A. 1982. *Los moluscos marinos del Reino de Valencia. En: Fauna Alicantina. Serie 2, nº 16.* Instituto de Estudios Alicantinos. 155pp.

- SHEPARD, F. P., 1954. *Nomenclature based on sand-silt-clay relations.* J. Sediment. Petro. 24: 151-158.

- SIGMON, D. E. Y CAHOON, L. B. 1997. *Comparative effects of benthic microalgae and phytoplankton on dissolved silica fluxes.* Aquatic Microbial Ecology.13. [275-284].

- SPEARS, B.M., CARVALHO, L., PERKINS, R. y PATERSON, D.M. 2008. *Effects of light on sediment nutrient flux and water column nutrient stoichiometry in a shallow lake.* Water Research. 42. [977-986].

- STEFANIJA, S., MLADEN, S. Y 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].

- STRICKLAND, J.D.H Y PARSONS, T.R. 1972. *A Practical handbook of Seawater Analysis.* Bull. Fish. Res. Bd. Canada. 167.

- THORBERGSDÓTTIR, I. M., GÍSLASON, S., R., INGVASON, H. R. Y EINARSSON, Á. 2004. *Benthic oxygen flux in the highly productive subarctic Lake Myvatn, Iceland: In situ benthic chamber study.* Aquatic Ecology, 38. [177-189].

- TORRES, F. J. 2008. *Estudio faunístico, ecológico y ambiental de la fauna de anélidos poliquetos de sustratos sueltos de las islas Chafarinas (mar de Alborán, S.W. Mediterráneo).* Departament de Zoologia. Universitat de València. Servei de Publicacions. 708pp.

-
- VALDERRAMA, J. C. 1981. *The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters*. Marine Chemistry. 10. [109-122].

 - VALIELA, I. MCCLELLAND, J., HAUXWELL, J., BHER, P. J., HERSH, D. Y FOREMAN, K. 1997. *Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiology and ecosystem consequences*. Limnol. Oceanogr. 42. [1105-1118].

 - VIÉITEZ, J.M., ALÓS, C., PARAPAR, J., BESTEIRO, C., MOREIRA, J., NÚÑEZ, J., LABORDA, J. Y SAN MARTÍN, G. 2004. *Annelida. Polychaeta*. En: Fauna Ibérica, vol. 25. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 530pp.

 - VIOLLER, E., RABOULLE, 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., SCHIMMIED, T. TAILLEFERT, M., TENBERG, A., WENZHÖFER, F. and WITTE, U. 2003. *Benthic geochemistry: 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].

 - WEBB, K. L. 1981. *Conceptual models and processes of nutrient cycling in estuaries*. In: NEILSON, B. J. Y CRONIN, L., E. (Editores). Estuaries and nutrients. Humana Press Inc. pp- 25-46.

 - WENZHÖFER, F. Y GLUD, R. N. 2004. *Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O₂ dynamics: effects of fauna activity*. Limnology and Oceanography. 49 (5). [1471-1481].

 - YAMADA, H. Y KAYAMA, M. 1987, *Liberation of nitrogenous compounds from bottom sediments and effects of bioturbation by small bivalve Theora lata (Hinds)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 24. [539-555].

- ZARZUR, Z. 2001. *Consumo de oxigênio pelo sedimento e fluxos de regeneração bêntica de nutrientes nas áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, RS*. Tese de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

Agradecer la ayuda de la Conselleria d'Educació de la Generalitat Valenciana la cual financia el trabajo del alumno autor de este trabajo con la adjudicación de una Beca de Formación de Personal Investigador.

Agradecer también el trabajo de todo el personal que ha participado en las campañas de muestreos, en el laboratorio, en la discusión, aportando ideas y sugerencias...

Gandia, diciembre del 2010.

