

Seminario de Investigación

“Muestreo de Zooplancton mediante redes tipo WP2 y contador óptico de plancton (OPC): aplicación al estudio del ciclo estacional del zooplancton en el Cantábrico Central”

Gonzalo González-Nuevo González

Indice

INTRODUCCIÓN	2
MATERIAL Y MÉTODOS	4
Descripción del área de muestreo	4
Estrategia de muestreo	5
Profundidad de la capa de mezcla (MLD)	6
Muestreo mediante red tipo WP2	6
Muestreo mediante contador óptico de plancton (OPC)	7
Cálculos básicos y Calibración	7
Ángulo de entrada	7
Selectividad de red	8
Relaciones alométricas	12
Estructura de la comunidad	13
RESULTADOS	16
Efecto malla de red	16
Comparación Red-OPC	18
Radiales Gijón y Santander	21
Características físicas	21
Ciclo estacional de Fitoplancton	21
Ciclo estacional de Zooplancton	23
DISCUSIÓN	26
Efecto del tamaño de la malla de red: Selectividad del Arte	26
Comparación Red-OPC	27
Factores controlados	27
Factores no controlados	28
Radiales Gijón y Santander	31
CONCLUSIONES	33
BIBLIOGRAFÍA	34
ANEXO I: DISEÑO Y FUNCIONAMIENTO DEL CONTADOR ÓPTICO DE PARTÍCULAS (OPC)	38
ANEXO II: SIMULACIÓN DEL EFECTO DE LA ORIENTACIÓN AL AZAR DE LAS PARTÍCULAS EN EL HAZ DE LUZ DEL OPC.	40

Introducción

Los métodos de muestreo de plancton basados en la utilización de redes, han sufrido un gran desarrollo, desde los modelos utilizados por Hense (1887) hasta los sistemas de redes multiapertura (Wiebe y Benfield, 2003). Su utilización generalizada para el estudio del plancton ha hecho que su diseño se haya perfeccionado con el objeto de minimizar los principales problemas que presentan, entre los que podemos señalar la reducción de la eficiencia de filtración por taponamiento del poro de la malla («clogging»), la extrusión de organismos a través de la malla, el escape de organismos, etc. (UNESCO 1968; Wiebe y Benfield, 2003).

Aunque en los últimos 50 años han tenido lugar importantes avances metodológicos en el diseño de redes de plancton (Harris et al., 2000; Wiebe y Benfield, 2003), en la actualidad todavía se desconocen de forma precisa las limitaciones que plantean algunos de los principales problemas asociados al uso de redes de plancton. Muchos de los estudios que ponen de manifiesto las limitaciones de las redes no trascienden al grueso de la comunidad científica. Continuamente se utilizan las redes de plancton de forma rutinaria en programas de muestreo, y en muchos casos los resultados que se obtienen se interpretan de forma errónea al no tenerse en cuenta los efectos provocados por los citados problemas metodológicos. La ausencia de diseños específicos de muestreo y de controles de calidad, llevan aparejado que problemas como la saturación del poro de la red, la extrusión de organismos, el escape, la pérdida de biomasa por fijación, la destrucción de especies frágiles o la estimación de volumen de agua muestreado, generen incertidumbre y errores no cuantificados que afectan tanto la recolección de datos como su posterior interpretación.

De alguna forma, los problemas metodológicos asociados al uso de redes de plancton se intentan soslayar unificando los protocolos de muestreo. Esto permite obtener muestras comparables por distintos investigadores, pero no resuelve los errores que se cometen en las estimaciones (ej. composición específica, biomasa, abundancia...), respecto a los valores «reales» que caracterizan las comunidades naturales que se estudian (Galliene 2001).

En las últimas décadas se han desarrollado distintos sistemas de muestreo alternativos basados en las propiedades de la luz y el sonido. Estos nuevos métodos permiten obtener una visión del sistema a una mayor resolución y en tiempo real, lo que se contrapone a la visión discreta y demorada en el tiempo que se obtiene con las redes de muestreo (i.e. valores integrados y muestras que deben ser posteriormente analizadas en el laboratorio).

El contador óptico de partículas (OPC) (Herman,) es uno de los sistemas automáticos basado en propiedades ópticas más ampliamente extendido, con unas 100 unidades repartidas por todo el mundo (Zhou y Thande, 2002). Este sensor permite estimar la abundancia y tamaño individual de las partículas comprendidas entre 250 μm a 17 mm de diámetro esférico equivalente (ESD). Uno de los principales problemas que plantea, al igual que otros tipos de técnicas automáticas de reciente diseño, es la necesidad de ser calibrados frente a los métodos tradicionales de muestreo basados en la utilización de redes. Actualmente los resultados que se obtienen en dichas comparaciones son muy variables: mientras algunos investigadores consiguen buenos ajustes (Herman, 2003, Foote, 2000, Zhou and Tande, 2002) otros encuentran diferencias significativas (Ruberg y Eddie, 2000, Grant et al, Halliday et al., 2001, Hopcroft, 2001, Sutton et al., 2001, Labat et al., 2002, Mustard et al. 2002). Esta disparidad de resultados es producida en cierta medida por la dificultad de interpretación que plantean los datos obtenidos mediante las redes de plancton, como consecuencia de los principales problemas que presenta el muestreo con técnicas tradicionales. A esto se suman los problemas metodológicos propios del OPC, tales como la coincidencia (Wood-Walker et al., 2000), la interferencia por el fitoplancton (Mustard et al., 2002), el efecto de la turbidez y material en suspensión (Zhang et al., 2000), la orientación de las partículas al atravesar el haz de luz del sensor (Herman, 1992) o la transparencia de los organismos (Herman, 1992).

El objetivo de este trabajo es identificar y corregir mediante la aplicación de algoritmos matemáticos los principales problemas que presenta el muestreo de zooplancton, tanto mediante el uso de redes de plancton como mediante el OPC, además de determinar cuáles son las fases críticas del muestreo en las que se cometen los principales errores. Se pretende además obtener las relaciones entre los dos tipos de métodos, con vistas a poder utilizar los datos

de forma individual o en conjunto. Como aplicación de los métodos de corrección obtenidos, se llevó a cabo el análisis de la variabilidad estacional de zooplancton en el Cantábrico Central, utilizando las series temporales procedentes de los programas de series temporales de Gijón y Santander del Proyecto RADIALES, (Proyecto N° 1007 del Instituto Español de Oceanografía).

Material y métodos

Descripción del área de muestreo

Los datos utilizados corresponden a sendos transectos costa-océano localizados en el Cantábrico Central, frente a Gijón (latitud-longitud) y Santander (latitud-longitud), pertenecientes al programa de series-temporales del Instituto Español de Oceanografía (Programa estructural del IEO RADIALES, N° 1007). El periodo de muestreo analizado está comprendido entre Marzo del 2001 y Diciembre del 2003. Las muestras se adquirieron con una periodicidad mensual. La zona muestreada corresponde a la región templada del margen este del Atlántico Norte. En términos biogeográficos es un área de transición entre los regímenes subtropical y boreal (Valdés y Lavín, 2002), que conforman un complejo sistema oceanográfico donde diversos procesos físicos, químicos y biológicos interactúan a distintas escalas espaciales y temporales (Koustsikopoulos y Le Cann, 1996; Valdés y Lavín, 2002). La variedad de procesos oceanográficos que concurren en la zona influye en distintos aspectos del funcionamiento del ecosistema, tales como la distribución de nutrientes (Botas et al., 1988), la composición del seston (Bode, 1990), la composición, distribución y producción de fitoplancton (Fernández et al., 1991; Bode et al., 2002) y zooplancton (Fernández et al., 1993; Poulet et al., 1996), o el reclutamiento de especies pelágicas (Cabanas y Porteiro, 1998) y demersales (Sánchez y Gil 2000) de importante valor comercial.

El área de estudio está sometida a una marcada estacionalidad (Koustsikopoulos y Le Cann 1996; OSPAR Commission, 2000). Los principales procesos que caracterizan la estación invernal son la existencia de capas de mezcla relativamente profundas (Longhurst, 1998), la estratificación halina en zonas costeras situadas en las proximidades de las desembocaduras de ríos y

estuarios, la superficialización y extensión de la contracorriente costera portuguesa («Portugal Coastal Counter Current», PCCC), coadyuvada por el predominio de los vientos de componente sur y oeste en esta época del año (Pingree y Le Cann 1990; García-Soto et al., 2002; Álvarez-Salgado et al., 2003), y el desarrollo de torbellinos asociados a la corriente de talud («slope water oceanic eddies» o «swoddies»), consecuencia de inestabilidades en la PCCC resultantes de su interacción con la compleja topografía submarina, caracterizada por la presencia de cañones y la estrechez de la plataforma (Pingree y Le Cann, 1992; García-Soto et al., 2002). La primavera se caracteriza por el desarrollo de la termoclina estacional (Koutsikopoulos y Le Cann, 1996). La incipiente estratificación térmica se ve reforzada en aquellas zonas donde los aportes continentales son todavía importantes durante esta estación del año. Los eventos de afloramiento costero comienzan a ser perceptibles durante la primavera, alcanzando su máxima expresión, en términos de intensidad, persistencia y extensión espacial del proceso, en verano (Botas et al., 1990). El otoño se caracteriza por el predominio de procesos de hundimiento, consecuencia de la dominancia de los vientos del oeste. La variabilidad de los agentes forzadores de estos procesos físicos, tales como la intensidad y dirección del viento, la insolación y el régimen e intensidad de las precipitaciones, impone una considerable variación en la magnitud, ritmo, duración y extensión espacial del patrón estacional.

Estrategia de muestreo

Se obtuvieron datos simultáneos de temperatura, salinidad, fluorescencia mediante una sonda de conductividad-temperatura-profundidad (i.e. sonda CTD) Sea Bird 25 equipada con un fluorómetro SeaPoint. Para obtener la distribución de partículas (abundancia y tamaño individual) comprendidas entre 0,25 y 17 mm de diámetro esférico equivalente (ESD) se utilizó un contador óptico de plancton (modelo OPC-1T, Focal Technologies) (Herman, 1988). Los muestreos se realizaron durante el día (entre las 9 y las 16 GMT) desde Marzo del 2001 hasta Diciembre del 2003 a bordo del B.O. José de Rioja, en las radiales de Gijón y Santander (Figura 1).

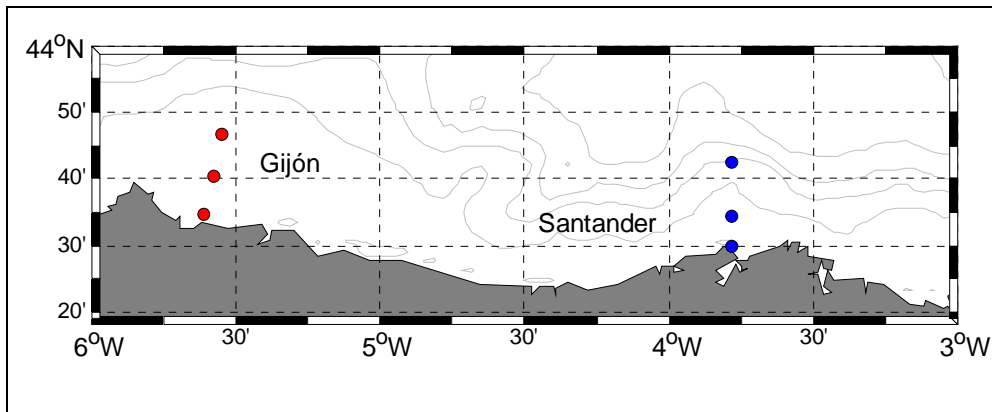


Figura 1: Localización de las estaciones muestreadas en las radiales de Gijón (círculos rojos) y de Santander (círculos azules).

Profundidad de la capa de mezcla (MLD)

La profundidad de la capa de mezcla es un parámetro muy importante para entender la dinámica de la comunidad planctónica. Si bien hay distintos criterios para calcularlo en base a diferencias brutas de temperatura o en el gradiente de densidad o temperatura (Kara et al., 2000), se consideró la profundidad de la capa de mezcla (MLD) como aquella a la que densidad es $0.04 \cdot \sigma_t$ mayor que el valor de densidad en superficie. (Durbin, 2003).

Muestreo mediante red tipo WP2

En la radial de Gijón se realizaron pescas verticales desde 100 m o desde 5 m por encima de la profundidad o desde el fondo en el caso de la estación más costera, hasta la superficie utilizando una red triple de plancton tipo WP2 de 200 μm mientras que en la radial de Santander las pescas fueron oblicuas desde fondo a superficie utilizándose una red simple tipo WP2 con una malla de 250 μm . Mientras que en el caso de Gijón el volumen muestreado se calculó multiplicando el área de la boca de la red por la profundidad a la que se muestreó, en Santander la red estaba equipada con un flujómetro (*General Oceanics*, modelo R2030) lo que permitió tener una estimación más ajustada del volumen. Las muestras así obtenidas fueron fijadas con formol tamponado con borax y almacenadas hasta su posterior procesamiento en el laboratorio donde se obtuvo abundancia y peso seco después de 24 horas en una estufa a 60°

Muestreo mediante contador óptico de plancton (OPC)

Cálculos básicos y Calibración

El OPC es un sensor diseñado para contar y medir partículas en un rango nominal de tamaños comprendiendo entre 0,25-17 μm (meso- y macroplancton) de diámetro esférico equivalente (ESD) utilizando las propiedades eléctricas de la luz (Anexo I). Con el objeto de hacer los datos del OPC comparables con los obtenidos por medio el muestreo con la red tipo WP2 se aplicaron una serie de

transformaciones. Así el tamaño de las partículas se expresó en ESD (μm) de acuerdo con el algoritmo propuesto por Herman (1992). El volumen de agua muestreada se calculó como el producto del área de apertura de la boca del OPC (50 cm^2) por la profundidad a la que éste se había largado (Paso 1, Figura 2).

Antes de comenzar a utilizar el OPC de forma rutinaria para el muestreo en las radiales de Gijón y Santander se realizó una calibración en el laboratorio. El experimento de calibración se desarrolló en seco y en oscuridad, consistiendo en hacer pasar esferas de diámetro conocido (fabricadas por Focal Technologies) a través del sensor. El ESD medido por el OPC (ESD_o) era mayor que el ESD real (ESD_c). Los dos parámetros se relacionan siguiendo la ecuación lineal $\text{ESD}_c = 0,98 * \text{ESD}_o - 68$ ($n=5$, $r=0,99$ $p < 0,01$). Teniendo en cuenta esto, los datos obtenidos en el muestreo fueron corregidos utilizando dicha función (Paso 2, Figura 2).

Ángulo de entrada

El OPC mide las partículas en función de la caída de tensión que generan al atravesar el haz de luz. El tamaño de la partícula que se obtiene es proporcional a la sección dispuesta perpendicularmente al haz. Si lo que se está midiendo son esferas, no habrá ningún problema ya que la sección del organismo va a ser siempre la misma independientemente de la orientación

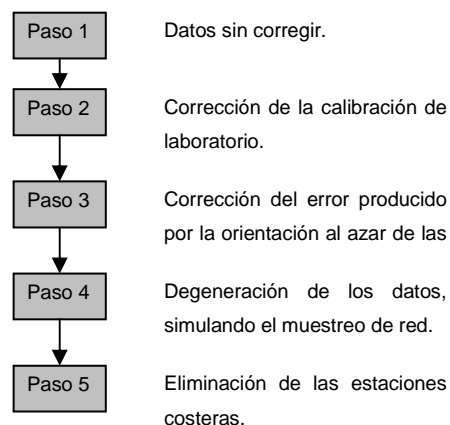


Figura 2: Distintas modificaciones aplicadas a los datos de OPC para su comparación con los datos de red.

con la que atraviese el sensor. El problema aparece cuando la morfología se aparta de la esférica. Un organismo ovoide de 1000 μm de longitud y 300 μm de anchura tendrá un ESD que oscilará entre 300 y 547 μm en función de la orientación con la que entre en el sensor. Para comprobar de forma teórica el efecto de este factor se simuló el paso de las partículas a través del OPC aleatorizando la orientación de las mismas (Anexo II). Los resultados obtenidos, expresados en porcentaje de ESD medido (ESD_o) respecto al real (ESD_r), se muestran en la

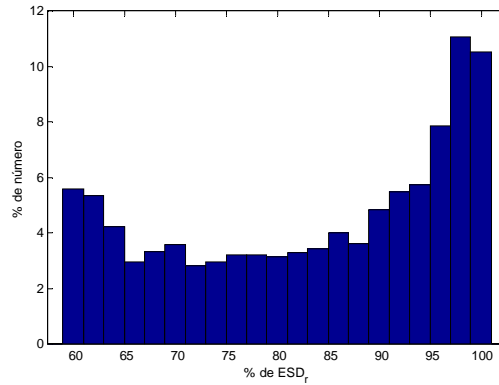


Figura 3: Distribución de probabilidad de la relación $\text{ESD}_r:\text{ESD}_o$ obtenida simulando la orientación al azar de las partículas en el haz de luz del OPC ($n=10000$, Anexo II).

3. El error medio obtenido fue del 17%. Este error coincide con las estimaciones obtenidas por otros autores utilizando distintos procedimientos. Así por ejemplo Herman (1991) compara los ESD de distintas especies obtenidas mediante un OPC de laboratorio (OPC T1) con las mediciones realizadas con microscopio. Obtuvo una disminución promedio del 15% (oscilando entre 10 y 20 %), como consecuencia de la variación en el ángulo de entrada de los organismos. Beaulieu et al. (1999) comparando datos de OPC y microscopio obtienen la relación $\text{ESD}_o=0,83*\text{ESD}_{\text{MIC}}-0,03$. Sorisseau et al (2002) realizan un experimento similar midiendo 100 organismos con OPC de laboratorio y mediante microscopio. El error que obtiene es del 16%. Labat et al. (2002) comparan datos obtenidos con OPC de laboratorio y análisis de imagen y obtiene relación $\text{ESD}_o= (0,86\pm 0,07)*\text{ESD}_{\text{IMG}} -(0,04\pm 0,11)$, ($n=12$, $r=0.97$, $p < 0,01$). Todos estos resultados ponen de manifiesto el error cometido por el OPC en las mediciones de organismos no esféricos. Teniendo en cuenta que esta morfología no es común en el mesozooplankton se corrigieron los datos obtenidos $\text{ESD}_A=\text{ESD}_o/0,85$ (Paso 3, Figura 2).

Selectividad de red

Sieburd (1979) clasifica los organismos del plancton en función de su tamaño (expresado en longitud), utilizando como base para esta clasificación los

diferentes diámetros de las mallas de las redes utilizadas para la captura de organismos planctónicos. Este criterio de clasificación por tamaños se sigue utilizando en la actualidad. El problema que plantea su aplicación radica en que las redes no retienen realmente en función de la longitud de los organismos, sino de su anchura. Así por ejemplo, una partícula ovoide de 1000 µm de longitud y 300 µm de anchura presenta una probabilidad muy inferior a 1 de ser retenida en un poro de 1000 o 500 µm de diámetro.

En la bibliografía nos encontramos con bastantes resultados en los que especies que por su longitud serían teóricamente retenidas totalmente por las redes (i.e. probabilidad de retención igual a 1, o lo que es lo mismo, 100% de eficiencia de retención) no lo son en realidad. Así por ejemplo, Krsinic and Lucic, 1994, usando una red de 250 µm estima una retención de solo un 1,2% para *Oithona nana* y un 16,2% para calanoides (63,3% *Paracalanus parvus* y 31% *Pseudocalanus elongatus*). Calbet et al 2001 encontró que en el NO del mar Mediterráneo la abundancia del zooplancton mayor de 200 µm era subestimado en un factor de 4,4 usando una Juday-Bogorov (200 µm). Roberston 1968 utilizando registrador continuo de plancton (CPR Hardy, 1926) encontró que retenía únicamente un 3,8% de *Oithona*; 4,5% *Paracalanus* y *Pseudocalanus*; 5,3% de *Temora*; 17,5% de *Acartia* y un 28% de *Calanus* (I y II). Hays 1994, en estudios más recientes obtiene resultados similares a los mostrados anteriormente.

La mayoría de los artículos antes citados que estudian la selectividad de las redes de muestreo tienen como objetivo buscar el diámetro de malla más adecuado para capturar una determinada especie o fracción de tamaños. Es decir, no pretenden derivar algoritmos para corregir los datos obtenidos, sino buscar el diámetro de malla óptimo. Aunque en la misma línea de trabajo, Nichols y Thompson 1991 dan un paso más. Obtienen una función que permite predecir la retención que tendrá un organismo en una red con una malla determinada [1].

$$N_{cap} = \frac{N_{tot}}{1 + e^{(-8,9*(R-1,0))}} \quad [1]$$

Siendo N_{tot} el número total de organismos, N_{cap} el número de organismos capturados y R la relación entre la anchura del organismo y la malla de la red

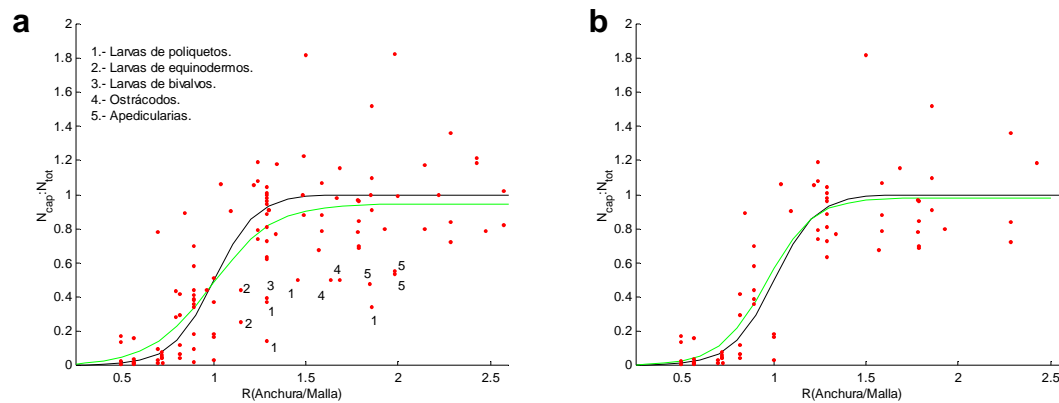


Figura 4: Funciones de selectividad obtenidas a partir de todos los grupos de organismos (a) y de copépodos y eupausiáceos (b). En los dos casos se muestra la función obtenida experimentalmente (verde) y la calculada en Nichols y Thompson 1991 (negro).

utilizada. La retención de un organismo depende de la anchura y no de la longitud. Es necesario utilizar una red con un poro que sea el 75% de la anchura de una especie para que se retenga un 95% de la población de dicha especie. Si bien esta función permite describir la selectividad de una red, ha sido derivada utilizando el sistema de muestreo CPR (Hardy, 1926), que opera a altas velocidades, entre 2,3-2,5 ms⁻¹. Esta velocidad de arrastre difiere de la utilizada en muestreo verticales u oblicuos con redes convencionales del tipo WP2, que oscilan entre 0,5-1 ms⁻¹. Es tal la confusión que envuelve a este Es tal la confusión que envuelve a este problema que en Harris et al., 2000 se analiza este trabajo pero en este caso se marca la velocidad de muestreo como 10 ms⁻¹ que bien pudiera tratarse de una posible errata. Como consecuencia de las altas velocidades a las que se alude, se insinúa que sí que se podrían mantener la función de selectividad de la red a bajas velocidades se aportan datos al respecto.

Para comprobar la validez de la función de selectividad de Nichols y Thompson a bajas velocidades de arrastre como las que se aplican en muestreos con redes tipo WP2, se reanalizaron los datos obtenidos en Herman (2003). Este autor utiliza tres redes de 80 140 202 μm de malla y determina las capturas de las principales especies, aportando datos de la longitud y anchura de los organismos. En la figura 4a se presentan los resultados para todos los grupos muestreados. La distribución obtenida no es significativamente a la obtenida por mediante la función de selectividad de Nichols y Thompson ($r^2=0.82$, $n=121$, $F=585$, $p<0.001$). Si consideran en el reanálisis únicamente los

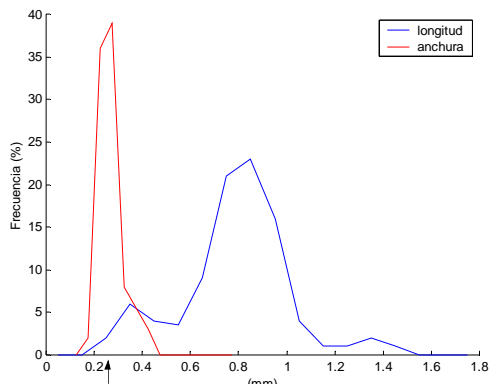


Figura 5: Espectro de tamaños medio obtenido para un ciclo anual frente a la costa de A Coruña (Valdés, 1990). En azul se muestra el espectro expresado en longitud (mm) y en rojo expresado en anchura (mm).

copépodos y eufausiáceos (Figura 4b) se observa que la dispersión de los datos se reduce mejorando el ajuste ($r^2=0.85$, $n=66$, $F=400$, $p<0.001$). De alguna forma resultado es razonable ya que el estudio realizado por Nichols y Thompson, se utilizaron únicamente las distintas fases de desarrollo de tres generos de copépodos (*Calanus*, *Pseudocalanus* y *Paracalanus*). Hay que resaltar que grupos como apendicularias, ostracodos, larvas de poliquetos, larvas de bivalvos y larvas de

equinodermos, que se tratan de organismos frágiles o sin partes duras en su organismo serían retenidos en menor medida de lo que cabría esperar de acuerdo con el modelo de selectividad (Figura 4a)

Estos resultados ponen de manifiesto que los problemas de extrusión que se producen a altas velocidades se mantienen cuando se opera a bajas velocidades, lo que tiene unas implicaciones muy importantes a la hora de interpretar los resultados obtenidos en función del diámetro de malla de la red.

En la figura 5 se muestra el espectro de tamaños (longitud) medio obtenido por Valdés 1990 para un ciclo anual. El plancton se capturó con una red de 250 μm de malla. Los organismos se midieron utilizando microscopio. El espectro resultante presenta dos modas bien definidas, una principal entre 0,6-1,3 mm compuesta por pequeños calanoides, cladóceros y en menor medida larvas de eufausiáceos y medusas y otra de menor magnitud entre 0,2-0,6 mm compuesta por organismos meroplanctónicos (lamelibranquios, gasterópodos, nauplius de cirrípedos y briozoos) y copépodos ciclopoideos y harpacticoides. Esta bimodalidad es un artefacto producido por la selectividad de la red. Como ya se ha comentado anteriormente, los organismos quedan retenidos en función de la anchura. Si se transforman las longitudes, utilizando el ratio de las distintas especies que componen las distintas modas (Figura 5) nos encontramos con que esta bimodalidad tan marcada desaparece. La distribución presentaría una única moda que está próxima al límite de retención de la red (alrededor de 250 μm).

Un problema similar se plantea al interpretar los resultados que se presentan en Rodríguez y Mullin 1986. En este trabajo se obtiene una relación alométrica entre la longitud de los organismos y su peso en carbono. Para ello las muestras de plancton se pasaron por una columna de filtración con mallas de 183, 500, 1000, 2000, 4000 μm . Cada fracción se pesó y se contaron los organismos que la integraban para obtener el peso individual medio. El centro de la clase se obtuvo a partir de la media geométrica de la malla inferior y superior. Es aquí donde se encuentra el problema. Aunque en este caso la selectividad de las mallas de filtración no sea exactamente la anchura se encuentra más próxima a ésta que de la longitud. Este pequeño matiz en la interpretación nos lleva a cometer un grave error a la hora de utilizar esta relación alométrica. Un organismo de 1000 μm de longitud, y 300 μm de anchura pesaría 12,8 y 0,9 $\mu\text{g C}$ si calculamos a partir de la longitud y anchura respectivamente.

Todo este desarrollo resalta la necesidad de corregir los datos obtenidos por redes si se quieren comparar con otras redes u otro método de muestreo que tenga distinta selectividad. Hacer esto implicaría un laborioso trabajo de laboratorio que haría imposible su utilización de forma rutinaria. Para permitir la comparación con el OPC, se degeneraron los datos de éste (Paso 4, Figura 2), simulando un muestreo de red sobre los mismos (200 μm en Gijón y 250 μm en Santander) utilizando la ecuación [1]. Como ya hemos dicho la retención de un organismo depende de su anchura (an). Para calcularla a partir del ESD necesitamos conocer el ratio longitud:anchura (f). En este caso se utilizó $f=4$ (Jansa y Vivés, 1992, Herman, 2003). La anchura se obtuvo siguiendo la ecuación [2]

$$\pi \left(\frac{ESD}{2} \right)^2 = \pi \frac{f * an}{2} * \frac{an}{2} \Rightarrow an = \frac{ESD}{\sqrt{f}} \quad [2]$$

Relaciones alométricas

Para calcular la biomasa en $\mu\text{g C}$ (w_c) a partir de los datos de OPC se utilizó la ecuación de Rodríguez y Mullin (1996). Teniendo en cuenta lo argumentado en los apartados anteriores, la ecuación se utilizó anchura en lugar de longitud.

$$\log(w_c) = 2,23 * \log(an) - 5,58 \quad [3]$$

La concentración total de carbono (w_{ct}) se obtuvo sumando el peso individual de todos los organismos de una muestra y refiriéndolo al volumen de agua muestreada.

Como los datos de biomasa obtenidos a partir de las redes se encuentran expresados en mg m^{-3} de peso seco los datos de OPC se transformaron utilizando la ecuación obtenida por Bode ():

$$\log(w_s) = 0,897 * \log(w_{ct}) + 0,582 \quad [4]$$

Además para complementar la comparación se utilizaron dos relaciones alométricas [5] [6] que permiten obtener peso seco a partir del desplazamiento

$$\log(w_s) = \frac{\log(dv) + 1,692}{0,824} \quad \text{Bode [5]}$$

$$\log(w_s) = \frac{\log(dv) + 1,887}{1,007} \quad \text{Wiebe [6]}$$

de volumen (dv) [7] el cual se calculó utilizando el volumen individual de cada partícula siguiendo el modelo [8].

$$dv = \sum_{i=1}^{i=n} v_i \quad [7]$$

$$v = \frac{4}{3} \pi * \left(\frac{\text{longitud}}{2} \right) * \left(\frac{\text{anchura}}{2} \right) * \left(\frac{\text{profundidad}}{2} \right) \quad [8]$$

Estructura de la comunidad

Espectro normalizado de Biovolumen-Tamaño (NBSS)

A partir de los datos individuales de biovolumen estimados siguiendo la ecuación [8] se calcularon las aportaciones de las distintas fracciones con la finalidad de obtener los espectros normalizados de biovolumen-tamaño (NBSS), siguiendo la metodología propuesta por Platt y Denman [9](1977),

$$BN(v_i) = \frac{B(v_i)}{\Delta v_i} \quad [9]$$

donde, BN , $B(v_i)$ y Δv_i son el biovolumen normalizado, el biovolumen total y el intervalo de volúmenes de la clase i respectivamente. El volumen nominal de cada clase de tamaño se definió como la media geométrica del límite inferior y superior de la misma. Se calculó la pendiente (b), la ordenada en el origen (a) y el coeficiente de determinación (r^2) del modelo de regresión ajustado a los datos transformados en logaritmo en base 10. Las clases empleadas se

definieron para el rango comprendido entre 350 y 2000 μm ESD, con un intervalo clase de 10 μm .

Función Pareto

Otra forma interpretar la estructura de la comunidad planctónica es mediante la utilización de la función Pareto (Vidondo et al. 1997). En este caso la función que se define no depende de la formación de clases de tamaño. Todas las partículas medidas entran en juego. Para la obtención de la función Pareto se calculó inicialmente el volumen individual de cada partícula de acuerdo con la ecuación [8]. Una vez obtenidos todos los biovolúmenes de una muestra se calculó la probabilidad que tiene una partícula tomada al azar de dicha muestra de ser mayor o igual que dicha partícula [10].

$$P(V \geq v_i) = \frac{N_{V \geq v_i}}{N_{tot}} [10]$$

La función se ajustó a un modelo de regresión lineal enfrentándose el logaritmo en base 10 de del biovolumen de cada partícula y el logaritmo de la probabilidad [10] obteniéndose la pendiente, la ordenada en el origen y coeficiente de correlación.

Pareto versus Espectro Normalizado de Biovolumen Tamaño (NBSS)

La comparación de las pendientes de los modelos Pareto y NBSS se muestra en la figura 6. La relación entre las pendientes es lineal ($b_{NBSS} = 1,57 * b_{pareto} + 1,01$ $r^2 = 0,82$). Mientras que en el modelo Pareto el 90% de los datos se encuentran entre -1,2 y 0,8 en el caso del modelo NBSS la pendiente varía entre -1,0 y -0,2. Las estimaciones realizadas por los dos métodos deberían ser iguales (Vidondo et al 1997). Las diferencias con las que nos encontramos se deben a las peculiaridades de ambos modelos. El NBSS es una función que depende de las clases con las que se genere. La presencia o ausencia de organismos de gran tamaño hacen que la pendiente pueda variar considerablemente a consecuencia de la presencia de clases vacías. En la figura 7 se muestra los valores de pendiente medios obtenidos para todas las estaciones de la campaña utilizando distintos intervalos de clase. El uso de NBSS tendría que permitir su cálculo utilizando distintas clases sin esperar que se produzcan

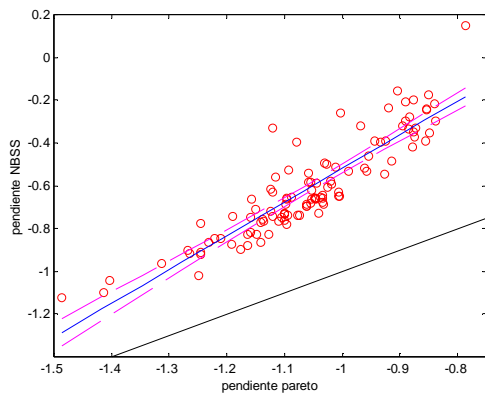


Figura 6: Relación entre las pendientes obtenidas a partir de las funciones pareto y NBSS para todas las estaciones muestreadas.

variaciones en las pendientes estimadas. Realmente no es así. Esto se debe a la presencia de clases vacías. Tanto si se tienen en cuenta al calcular el espectro como sino, los cambios en el intervalo seleccionado producen cambios en las estimaciones de las pendientes. La función Pareto se muestra más robusta ante estas variaciones. Al tener en cuenta todos los organismos de la muestra la presencia aleatoria de partículas de gran tamaño no modifica considerablemente la pendiente. Para comprobar la estabilidad de las estimaciones se calcularon pendientes medias utilizando los mismos intervalos que en el caso de NBSS. Hay que resaltar que inicialmente para elaborar la función Pareto no es necesaria la formación de clases pero se hizo así para comparar la estabilidad de las estimaciones (Figura 7). La variación en la pendiente media calculada con Pareto es mínima. Se aprecia un ligero aumento de la pendiente producido por una pérdida de resolución a medida que aumentamos el tamaño de las clases. Solo con intervalo de 500 μm aparecen cambios importantes, pero hay que tener en cuenta que en este caso la regresión se realiza únicamente con cuatro puntos. De esta forma el valor de la pendiente pareto oscila en torno a -1, punto de equilibrio aportado en la bibliografía (Sheldon et al., 1974; Rodríguez, 1994, Vindondo et al. 1997), mientras que NBSS presenta valores mayores y más variables.

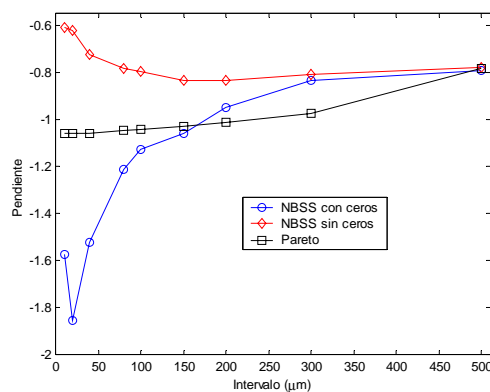


Figura 7: Relación entre el intervalo de clase y la pendiente obtenida tanto para la función Pareto (negro) y NBSS considerando tanto considerando las clases vacías (azul) como no (rojo).

Teniendo en cuenta todo esto, se utilizó la función Pareto como estimador de la estructura de la comunidad.

Resultados

Efecto malla de red

La utilización de redes con distintos diámetros de malla para el muestreo de la misma comunidad rinde distintos resultados debido a la distinta selectividad de las artes empleadas. En la figura 8, podemos ver como para una estación concreta, las distintas mallas retienen menor cantidad de organismos y biomasa a medida que aumentamos el poro utilizado. Esta función de retención obtenida para un único punto de muestreo, varía con el tipo de comunidad muestreada o el momento del ciclo anual en el que se haya muestreado. Hay una dependencia directa entre la pendiente de esta relación funcional y la estructura de la comunidad caracterizada por la pendiente de la función Pareto tanto para las estimaciones en términos de abundancia como de biomasa (Figura 9a y b). Cuanto mayor es la pendiente, mayor es el predominio de los especies de gran tamaño y de esta forma menor será el error cometido por la red, ya que esta es más eficaz a la hora de capturar estos organismos. Si por el contrario la pendiente es baja esto indica, un dominio de organismos de pequeño tamaño lo que produce que las pérdidas relativas sean mayores. Las funciones de retención medias para todas las estaciones muestreadas durante estos tres años fueron [11 y [12]:

$$\text{Retención Abundancia (\%)} = -0.294 \text{ malla} + 124 \text{ (} r^2=0.68 \text{)} \text{ [11]}$$

$$\text{Retención Biomasa (\%)} = -0.165 \cdot \text{malla} + 122 \text{ (} r^2=0.48 \text{)} \text{ [12]}$$

El análisis de los resultados de las dos mallas utilizadas en este trabajo, pone de manifiesto que la red de 250 μm retiene por término medio el 71% de los organismos retenidos por la red de 200 μm oscilando los valores entre 45 y 95 %. En términos de biomasa la retención aumenta a un 88% y varía entre 70 y 95%. En este caso la retención de las redes varía también con la estructura de la comunidad muestreada. Las funciones calculadas se muestran en la figura 10.

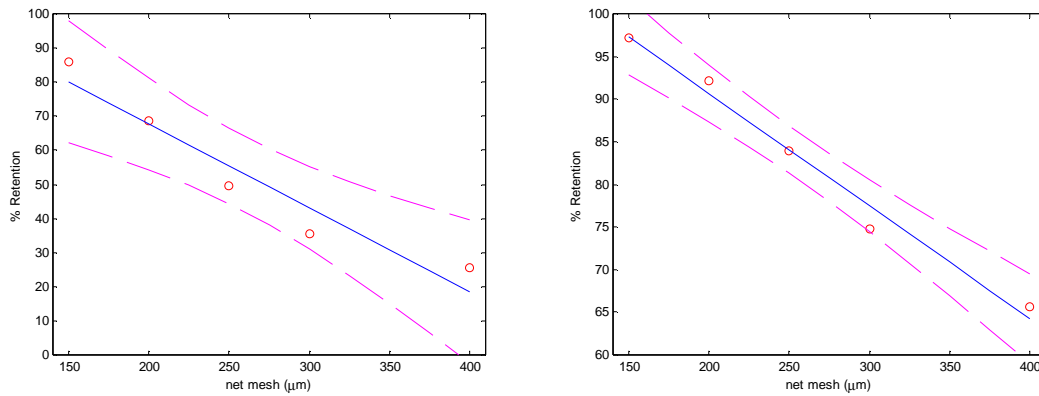


Figura 8: Relación entre las mallas de red utilizadas y el porcentaje de individuos (a) y el porcentaje de biomasa (b) retenido por una red para una única estación.

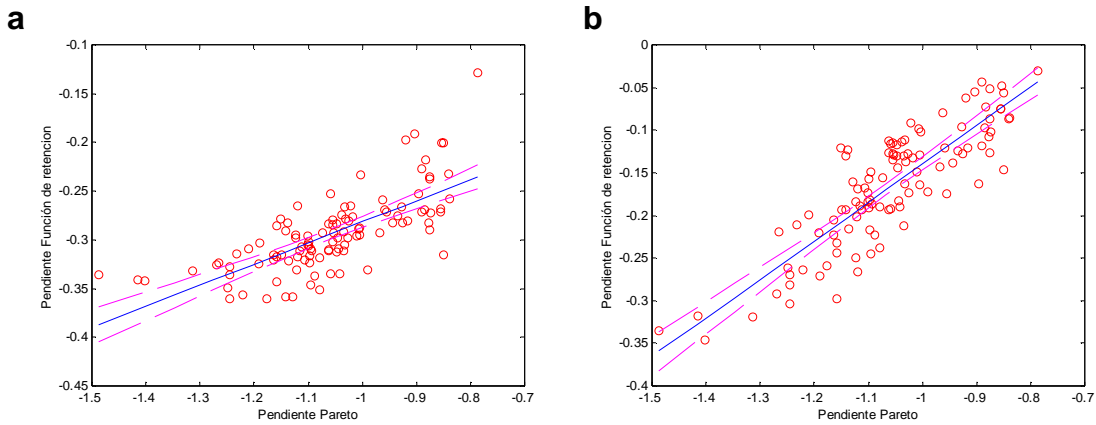


Figura 9: Relación entre la pendiente de la función pareto y la pendiente de la función de retención (Figura 6) para el número ($y=0,216 \cdot x - 0,065$; $r^2=0,52$)(a) como para la biomasa ($y=0,453 \cdot x + 0,313$; $r^2=0,73$)(b).

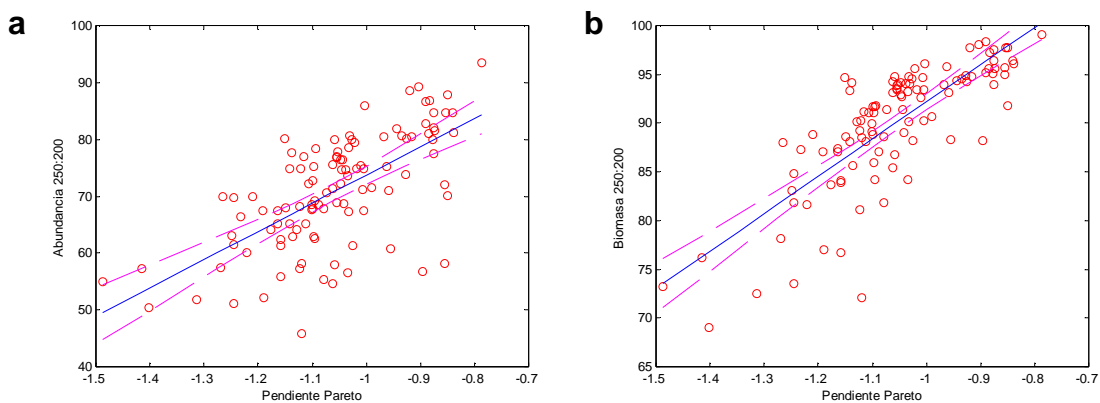


Figura 10: Relación entre la pendiente de la función pareto y la relación entre las capturas de una las redes de 200 y 250 μm tanto para el número ($y=49,6 \cdot x + 123,2$; $r^2=0,43$) (a) como para la biomasa ($y=38,2 \cdot x + 130,4$; $r^2=0,65$) (b).

Comparación Red-OPC

El desarrollo teórico realizado anteriormente puede comprobarse de forma práctica comparando los resultados de OPC con las distintas redes (pescas verticales con WP2 de 200 μm de malla en el radial de Gijón y pescas oblicuas con red WP2 de 250 μm de malla en el radial de Santander). En la figura 11a se muestran las concentraciones de partículas medidas por las redes y el OPC sin realizar ningún tipo de corrección (Paso 1, Figura 2). El OPC sobreestima los valores obtenidos por la red tanto en los datos de la radial de Gijón como en los de Santander. Solo en algunas estaciones se obtienen valores superiores con la red. Esto ocurre sobre todo en estaciones del radial de Gijón. Comparando las estimaciones obtenidas con las redes se obtienen valores significativamente inferiores en Santander que en Gijón ($n=108$, $t=4.84$, $p<0.001$). Cuando la comparación entre las radiales se realiza utilizando los datos estimados mediante OPC, no se aprecian diferencias significativas ($n=108$, $t=1.62$, $p=0.11$). Estos resultados corroboran que las diferencias significativas que se encuentran al muestrear con distintos diámetros de malla son efecto de la técnica de muestreo y no de diferencias reales en la comunidad.

Una vez corregidos los valores del OPC (Paso 4, Figura 2)(Figura 11b), nos encontramos con que el OPC sigue sobreestimando el número de partículas aunque en menor medida. Solo a partir de una concentración crítica de 4000 m^{-3} la red sobreestima la abundancia respecto a los valores estimados mediante el OPC. Esto ocurre principalmente en estaciones de la radial de Gijón. Cuando se tiene en cuenta el efecto de la selectividad del arte en los datos del OPC las estimaciones de abundancia en Santander presentan diferencias significativas respecto a las estimaciones para Gijón ($n=108$, $t=5.43$, $p<0.001$). En la figura 9c se muestran los mismos resultados pero eliminando las estaciones costeras tanto para Gijón como para Santander (Paso 5, Figura 2). La dispersión de los datos se reduce pero continúan habiendo estaciones en las que la red sobreestima la abundancia respecto al OPC.

En el caso de la concentración partículas expresada en términos de biomasa, (Figura 11d) las estimaciones obtenidas a partir de las redes y el OPC (ecuaciones [3] y [4]) presentan una mejor concordancia (Paso 1, Figura 2)

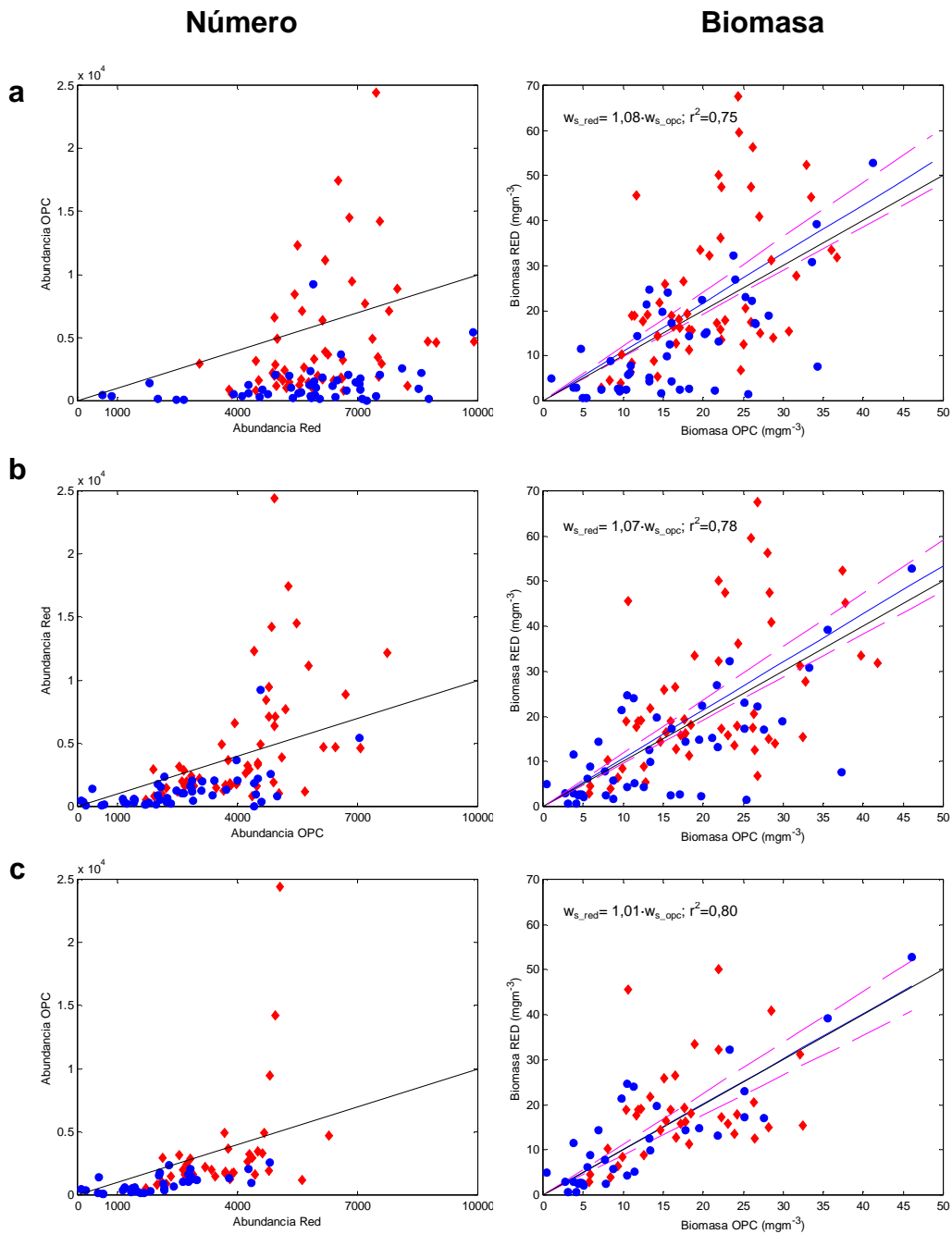


Figura 11: Comparación de los resultados obtenidos por el OPC y las redes sin ningún tipo de corrección (Paso 1, Figura 2) (a), corrigiendo calibración, ángulo de entrada y selectividad de la red (Paso 4, Figura 2) (b), y eliminando las estaciones costeras (Paso 5, Figura 2) (c). Los rombos rojos representan las estaciones de la radial de Gijón y los círculos azules las estaciones de la radial de Santander.

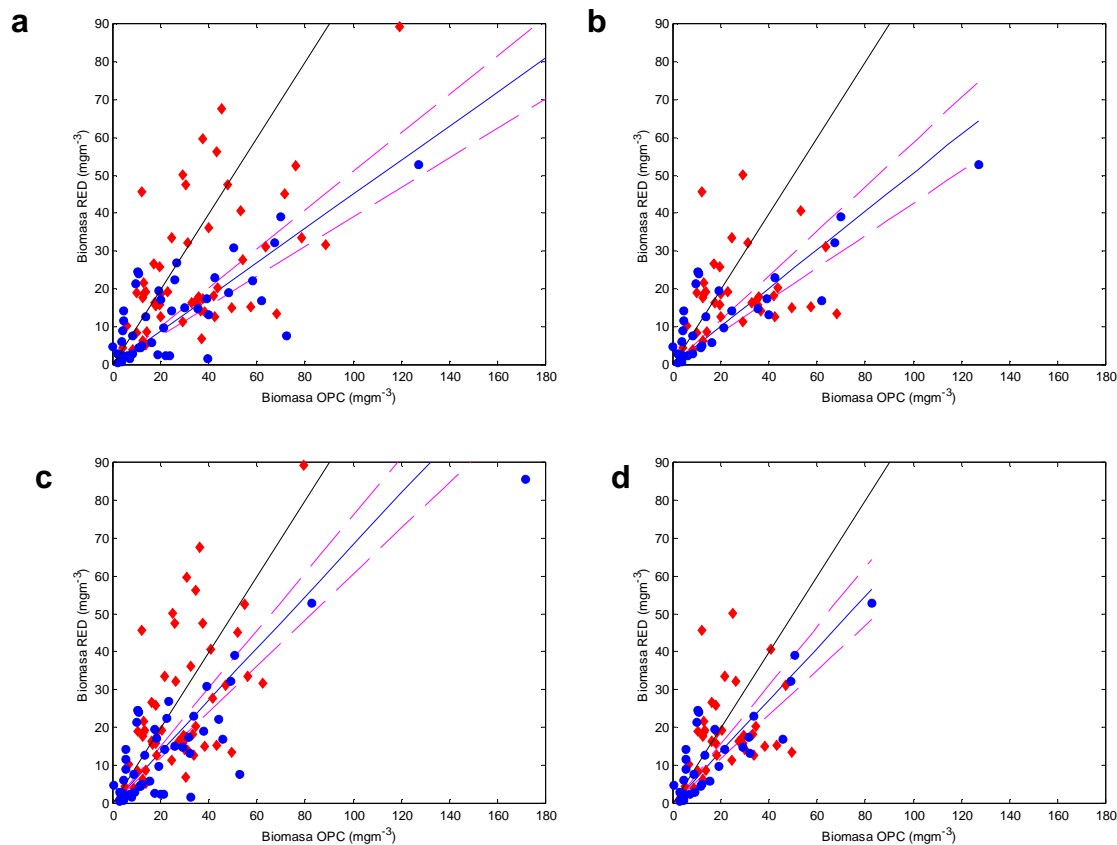


Figura 12: Relación entre la biomasa (mgm^{-3}) obtenida con datos de OPC y de red a partir de las relaciones alométricas de [5] con todas las estaciones (Paso 4, Figura 2) (a) y sin las estaciones costeras (Paso 5, Figura 2) (b) y a partir de las funciones de [6] con todas las estaciones (Paso 4, Figura 2) (c) y sin las estaciones costeras (Paso 5, Figura 2) (d). Los rombos rojos representan las estaciones de la radial de Gijón y los círculos azules las estaciones de la radial de Santander

disminuyendo la dispersión y mostrando una relación lineal que se aproxima a la relación 1:1. Aún así seguimos encontrando estaciones en las que la red sobrestima de forma importante la biomasa del OPC. Estas estaciones coinciden, como en el caso de la concentración de partículas, con estaciones de la radial de Gijón. Después de corregir los datos de OPC para tener en cuenta el efecto de selectividad de las redes (Paso 4, Figura 2), la relación no varía demasiado aunque sí aumenta el ajuste de la regresión (figura 11e). Si además eliminamos las estaciones costeras (Paso 5, Figura 2)(Figura 11f) la dispersión se reduce aún más y el ajuste mejora significativamente.

Hasta ahora las estimaciones de biomasa del OPC mostradas se obtuvieron a partir de la biomasa individual de cada partícula. En la figura 12 se muestran comparaciones entre la biomasa de red y las biombras calculadas a partir de volumen con las ecuaciones [5] figura 12a y b y [6] figura 12c y d. En los dos

casos en las relaciones que se obtienen el OPC sobreestima los datos de la red. Las diferencias son mayores para la ecuación de Bode que para la ecuación de Wiebe. Las estaciones presentan valores similares para las dos técnicas, pertenecen a la radial de Gijón. Si eliminamos las más costeras, se obtiene una menor dispersión de los datos explicándose una mayor parte de la varianza de la relación.

Radiales Gijón y Santander

Características físicas

En la figura 13 podemos ver los valores de la profundidad de la capa de mezcla a lo largo del ciclo anual medio para las radiales de Gijón y Santander. El ciclo estacional de la profundidad de la capa de mezcla se corresponde con lo esperable en una zona templada, caracterizándose por dos fases claramente diferenciadas. Una fase de mezcla de la columna de agua en los meses de otoño e invierno desde noviembre a febrero que se contrapone con la fase de estratificación dominante en los meses de primavera y verano entre marzo y octubre. En el caso de la estación más costera en ambas radiales, se aprecia un aunque de menor intensidad dando lugar a diferencias menos acusadas de la profundidad de la capa de mezcla entre las dos fases del ciclo estacional

Ciclo estacional de Fitoplancton

La variación de la concentración de clorofila como estimador de la concentración de fitoplancton, presenta un ciclo estacional relacionado con los procesos de mezcla y estratificación de la columna de agua. En la radial de Gijón se produce un máximo de clorofila entre los meses de marzo y abril que coincide con el proceso de transición de la fase de mezcla a la de estratificación (Figura 14). En los meses de agosto, septiembre y octubre aparece un máximo secundario, apreciable sobre todo en la estación costera que coincide con el proceso inverso de estratificación-mezcla (Figura 14). La radial de Santander presenta un ciclo similar. Un máximo principal en marzo y abril que coincide con la fase de transición. Durante el verano los valores de clorofila son mínimos salvo en la estación costera. A partir de los meses de septiembre y octubre se produce un incremento en la concentración que tiene su máximo en diciembre.

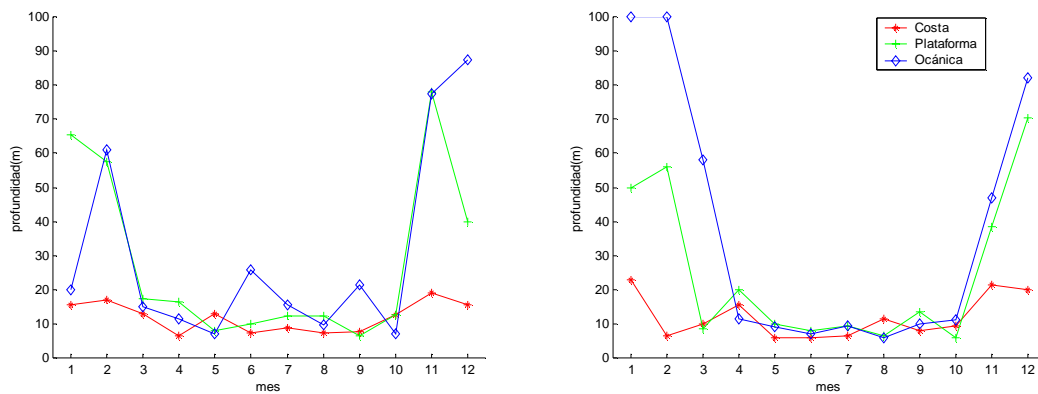


Figura 13: Ciclo anual medio de la profundidad de la capa de mezcla para las estaciones de la radial de Gijón (a) y las estaciones de la radial de Santander (b).

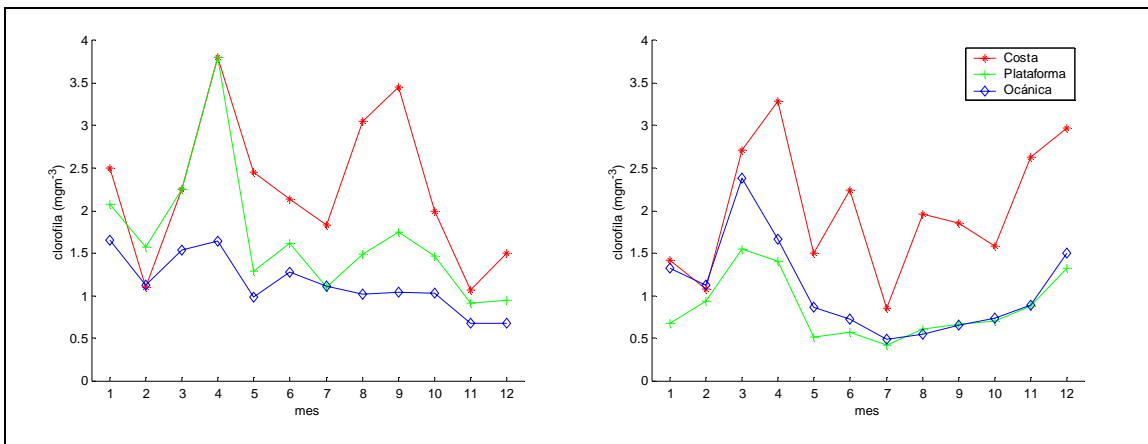


Figura 14: Ciclo anual medio de la concentración de clorofila a (mgm^{-3}) para las estaciones de la radial de Gijón (a) y las estaciones de la radial de Santander (b).

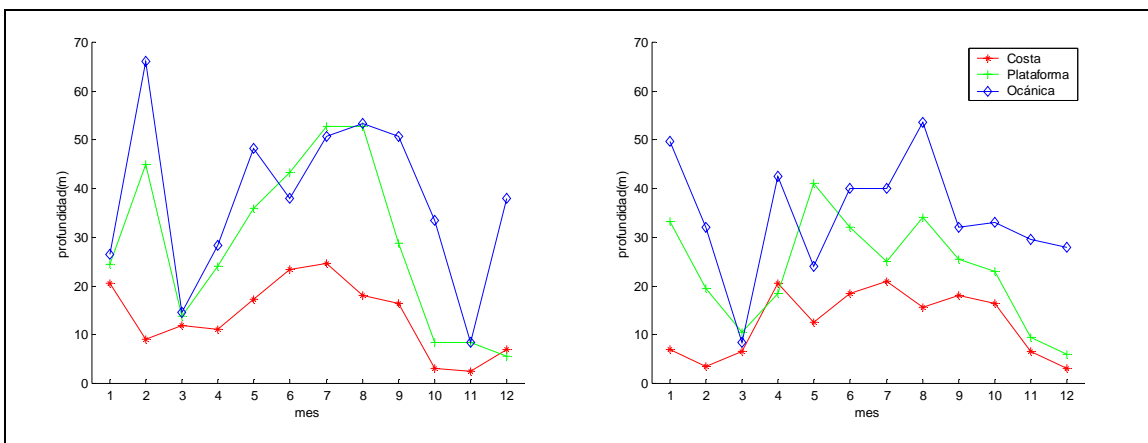


Figura 15: Ciclo anual medio de la profundidad del máximo de clorofila (m) para las estaciones de la radial de Gijón (a) y las estaciones de la radial de Santander (b).

Durante el ciclo estacional no sólo se producen variaciones en la concentración del fitoplancton sino que los máximos de concentración en la columna de agua se sitúan a distintas profundidades dependiendo de la época del año que se considere (Figura 15). Así en la radial de Gijón durante los meses de mezcla el máximo varía entre 30 y 70 m. En el máximo primaveral (marzo y abril) el máximo de clorofila en la columna de agua tiene lugar en a superficie (20-30 m) y a medida que avanza el verano sufre un proceso de hundimiento que culmina en agosto dando lugar a la formación de un máximo subsuperficial que se sitúa en torno a los 50 m. Con el comienzo de la mezcla de otoño el máximo de Clorofila a tener lugar en superficie. El proceso en la radial de Santander es similar aunque las profundidades que se alcanzan son algo menores. En este caso el máximo de primavera se produce en superficie. El hundimiento es más brusco, menos progresivo y se mantiene a profundidad constante durante los meses de verano. Durante la fase de otoño el máximo de clorofila vuelve a tener lugar en superficie.

Esta variación de las concentraciones de fitoplancton en profundidad se correlaciona con la variación de la intensidad de luz y su penetración de esta en la columna de agua. Así la relación entre la profundidad que presenta el 5% de la radiación incidente ($Prof_{PAR}$) y la profundidad del máximo de clorofila ($Prof_{cloro}$) es significativa ($n=179$, $r=0,67$ $\alpha<0,001$) dando lugar a la relación lineal $Prof_{cloro}=1,16 \cdot Prof_{PAR} -4$; $r^2 = 0,45$.

Ciclo estacional de Zooplancton

El ciclo de biomasa fue elaborado a partir de las estimaciones obtenidas con datos de OPC. Para los meses en los que no se llevaron a cabo muestreos de OPC se utilizaron los valores de las redes, corregidos utilizando las relaciones anteriormente calculadas ([11] y [12]). En la figura 16 se muestran los ciclos estacionales medios de las radiales de Gijón y Santander.

La radial de Gijón se caracterizó por presentar un máximo principal en los meses de marzo y abril y un máximo secundario en septiembre y octubre. Los valores durante los meses de otoño e invierno son mínimos y durante el verano nos encontramos con valores intermedios. El hecho de haber utilizado el OPC para el muestreo del zooplancton permite obtener la estructura de la comunidad y su variación a lo largo del año caracterizada por la pendiente de la función pareto (Figura 17). El valor medio de la pendiente fue de $-1,05 \pm 0,013$

próximo a los valores de equilibrio aportados por la bibliografía (Sheldon et al., 1974; Rodríguez, 1994). El ciclo obtenido es similar al de la biomasa. Los valores más altos de la pendiente aparecen asociados a los meses con mayor concentración. Estos valores de pendiente, superiores al valor de equilibrio, caracterizan comunidades en las que la aportación proporcional de los organismos grandes es mayor que la de los pequeños. La situación contraria se corresponde con los meses de verano (estratificación térmica consolidada) e invierno (fase de mezcla) en los cuales los valores de pendiente son bajos lo que implica un predominio relativo de la aportación de los organismos pequeños respecto a los grandes.

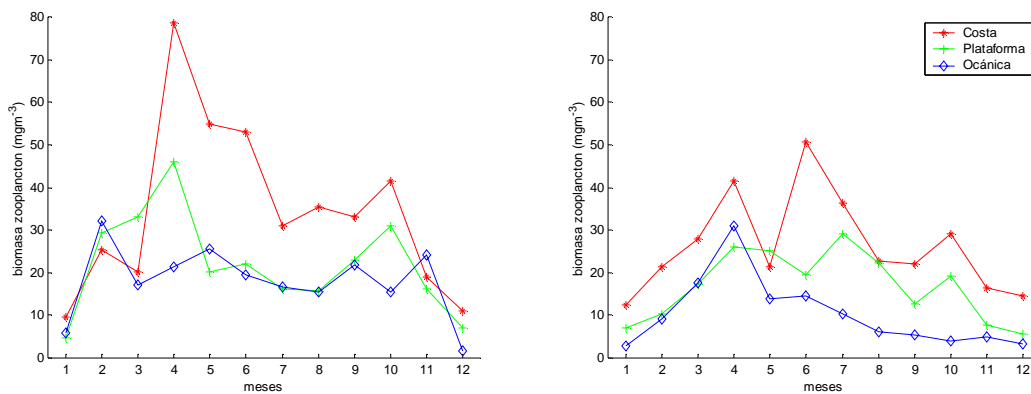


Figura 16: Ciclo anual medio de la concentración de biomasa del zooplancton (mgm^{-3}) para las estaciones de la radial de Gijón (a) y las estaciones de la radial de Santander (b).

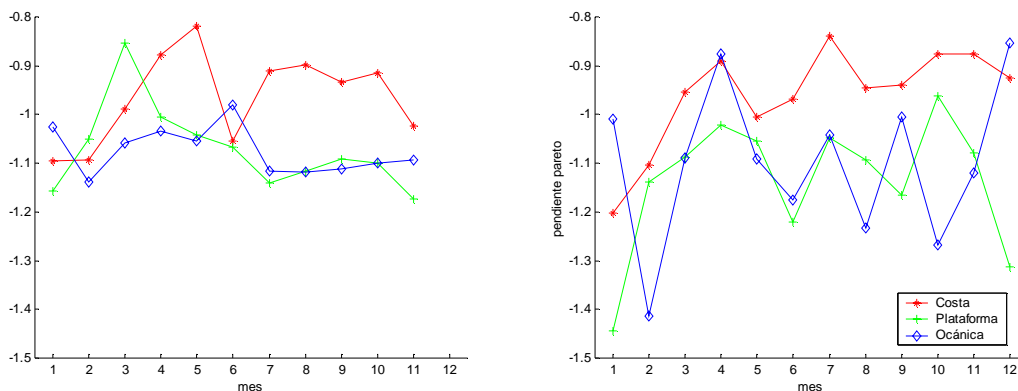


Figura 17: Ciclo anual medio de la pendiente de la función Pareto del zooplancton, para las estaciones de la radial de Gijón (a) y las estaciones de la radial de Santander (b).

Este patrón estacional tanto para la biomasa como para la estructura de la comunidad presenta similitudes con el patrón estacional del fitoplancton (Figura 17a), coincidiendo las fases de máxima concentración de clorofila con las fases

de mayor presencia de zooplancton y con pendientes altas de la función Pareto y viceversa.

La situación en la radial de Santander es similar. El ciclo estacional de biomasa de zooplancton (Figura 17b) presenta un máximo marcado en abril coincidente con valores altos de la pendiente de la función Pareto. A partir de este mes hay una disminución de la biomasa hasta llegar al mínimo en los meses de diciembre el cual va asociada con una disminución de la pendiente de la función Pareto aunque no tan acusada como la observada en la radial de Gijón. La pendiente media obtenida para todo el periodo de muestreo fue $-1,07 \pm 0,15$, la cual, no es significativamente distinta de la estimada para la radial de Gijón ($gl=106$, $t=1,16$, $\alpha=0,24$).

Tabla I: Comparación de las pendientes de la función Pareto entre superficie (b_{sup}) y fondo (b_{prof}) y entre la pendiente total de la columna de agua (b_{tot}) y la pendiente en la profundidad del máximo de clorofila ($b_{maxcloro}$).

Radial	Variabes	gl	t	α
Gijón	b_{sup} vs b_{prof}	96	-6,35	$5,2 \cdot 10^{-9}$
	b_{tot} vs $b_{maxcloro}$	96	-0,05	0,96
Santander	b_{sup} vs b_{prof}	88	-2,28	0,02
	b_{tot} vs $b_{maxcloro}$	88	-0,39	0,69

De la misma forma que el fitoplancton varía su distribución en la columna de agua durante el ciclo estacional el zooplancton también lo hace. La profundidad del máximo zooplancton ($Prof_{zoo}$) presenta un relación significativa con la profundidad del máximo de clorofila ($Prof_{cloro}$), para las dos radiales ($n = 96$, $r=0,57$ $\alpha<0,001$) obteniéndose la función lineal $Prof_{zoo}= 0,42 Prof_{cloro} + 13,7$; $r^2=0,33$. Esta relación entre el fitoplancton y el zooplancton la podemos apreciar también en lo referente a la estructura de la comunidad. Si comparamos las pendientes en las capas superficiales con las pendientes que caracterizaron las zonas más profundas nos encontramos con que tanto para Gijón como para Santander no hay diferencias significativas entre las dos, mientras que si comparamos la estructura en torno a la profundidad del máximo de clorofila respecto a la estructura para toda la columna, en este caso si aparecen diferencias significativas (Tabla I). La pendiente de la función Pareto es mayor

en la zona del máximo de clorofila que la pendiente obtenida para toda la columna de agua.

Discusión

Efecto del tamaño de la malla de red: Selectividad del Arte

La degeneración de los datos obtenidos por el OPC mediante la ecuación de Nichols y Thompson nos permite estimar la magnitud de los errores cometidos al utilizar distintos tamaños de malla en el muestreo de zooplancton. Con diferencias que llegan a ser del 45% y 75% en abundancia y biomasa respectivamente para con mallas 200 y 250 μm relativamente similares, se hace imprescindible corregir de alguna forma los resultados obtenidos por las mismas de forma sistemática. Si se ignora este problema se cometen errores considerables cuando se estima la abundancia, biomasa o estructura de la comunidad de zooplancton (i.e. pendiente de la función pareto) Uno de los problemas con el que nos encontramos es que los efectos de la selectividad de la red sobre una muestra integrada varían en función de la época del año, composición taxonómica, estructura de la comunidad, etc. El uso de funciones que nos permiten estimar la retención media relativa de una red ([11] y [12]) es una primera aproximación con vistas a mejorar las estimaciones. Lo ideal sería tener una estimación de la estructura de la comunidad que nos permitiese determinar la pendiente de la función de retención (Figura 9) y a partir de ésta el error cometido por la red.

Este desarrollo pone de manifiesto la utilidad del OPC en el muestreo de zooplancton. Por un lado permite obtener estimaciones de abundancia y biomasa y estructura de tamaños de la comunidad que no están sujetas a los problemas de selectividad que presentan las redes (aunque si a otros). Por otra parte el uso del OPC en combinación con el método clásicos basados en redes (WP2) permite obtener estimaciones de la estructura de la comunidad con las que son factibles corregir los datos de las redes.

Comparación Red-OPC

Factores controlados

Angulo de entrada

La reducción del ESD producida por la orientación al azar de las partículas al entrar en el haz de luz es un problema documentado en la bibliografía (. Herman, 1991; Beaulieu et al., 1999; Sorisseau et al., 2002; Labat et al., 2002). Aunque en este trabajo se aplique una corrección constante hay que tener en cuenta que se trata de un proceso aleatorio. En aquellas clases de tamaño para las que se tiene una cantidad suficiente de partículas la reducción del ESD se aproxima al 15%. En las clases con organismos de mayor tamaño en las que nos encontramos con muy pocos individuos el aumentar de forma constante un 15% puede llevarnos a cometer errores importantes. Es un problema difícil de corregir ya que sería necesario generar modelos que deberían aplicarse un número elevado de veces para tener suficientes poblaciones para poder estimar una población media.

Selectividad del Arte

Una vez comprobado que los resultados obtenidos por Nichols y Thompson (1991) para redes que operan en arrastres a elevada velocidad se mantienen en redes utilizadas a bajas velocidades de arrastre, no queda otro remedio que filtrar los datos de las redes o de las técnicas a relacionar para que se esté comparando las mismas magnitudes. En este caso, debido a la imposibilidad de corregir las muestras de las redes se degeneraron los resultados obtenidos por el OPC. Para hacer esto se asumió que la relación longitud:anchura de los organismos del plancton era constante e igual a 4. Esta asunción limita la capacidad de corrección de los datos ya que varía con los distintos organismos de la comunidad. Esto hace que de alguna forma el número y la biomasa medidos estén sujetos a ciertas variaciones en función de la composición taxonómica de la comunidad y a su vez de la época del año en la que se hayan tomado.

La función de selectividad obtenida para copépodos y eufausiáceos es similar a la obtenida por Nichols y Thompson. Al introducir otro tipo de especies nos encontramos con que aunque la función obtenida no difiera significativamente, distintos grupos presentan retenciones bastante menores de las que

esperaríamos. En el caso de estas especies, al degenerar los datos del OPC se les estaría dando más peso del que realmente tendrían en la red. De esta forma, la presencia de estos grupos en la comunidad podría estar causando en cierta medida la sobreestimación en número y en biomasa, del OPC respecto a la red.

Factores no controlados

Transparencia de organismos

Otro problema que es inherente al funcionamiento del OPC y que no se ha tenido en cuenta en este trabajo, es la transparencia de los organismos. El ESD de una partícula medida por el OPC es proporcional a la cantidad de luz ocluida por la misma. Si la partícula no es del todo opaca, el ESD va a ser subestimado. En Herman 1991, el error puede llegar a ser del 30% en el caso de la distribución *Calanus finmarchicus* después del letargo invernal. Wieland et al. (1997) mide muestras en fresco, las fija y las vuelve a medir 3 meses después. En el caso de huevos de peces encuentra diferencias significativas entre las dos distribuciones. Cuando lo que se compara son copépodos, las diferencias no son significativas. Los huevos de peces al ser fijados aumentan su opacidad, aumentando sustancialmente el ESD medido por el OPC. En el caso de los copépodos el aumento que podría producir la opacidad de la fijación se compensaría con la degradación de la muestra por los fijadores. Beaulieu et al. (1999) analiza muestras en vivo y 5 semanas después de ser fijadas. Se encuentra con que los ESD aumentan en promedio 5 % oscilando entre 2 % y el 15 %.

Este problema es difícil de aislar ya que la necesidad de fijar los organismos lleva consigo la degradación de los mismos. Por ello es necesario diseñar experimentos que permitan determinar cual es el error que se está cometiendo y su magnitud y si es necesario desarrollar funciones para su corrección.

Saturación del poro de red y estimación del Volumen de agua muestreado

Las unidades de densidad ya sea de área o de volumen son indispensables en el estudio de las comunidades planctónicas. En la mayoría de las partes del procesado de una muestra de plancton son cuidadas hasta el extremo, buscando la máxima precisión. Esta precisión no se extiende a todo el muestreo. Una parte que no es cuidada en muchos de los trabajos realizados con redes es la estimación del volumen muestreado. Se revisaron 38 trabajos

en los que se utilizaron redes para zooplancton (WP2, Bongo, Juday Bogorov y MOCNES). En 17 de ellos no se usó flujómetro o simplemente no se mencionó en el material y métodos. Se asume que la eficiencia del arte es del 100% considerando que las mallas que se utilizan son lo suficientemente grandes para no saturarse. Esto ocurre sobre todo cuando se realizan pescas verticales; de un total de 22 artículos solo 4 mencionan haber medido el volumen de agua muestreada. En todos los casos (pescas verticales y oblicuas) solo 10 artículos mencionan el volumen que se muestreó. Si tenemos en cuenta que la eficiencia de una WP2 es del 95 % al comenzar el muestreo (referencia), si no utilizamos un flujómetro estamos cometiendo un error direccional (subestimación por parte de la red) del 5 % ya que dividimos la cantidad de biomasa entre un volumen mayor del que realmente se muestreo. Esto asumiendo que el poro de la red no se reduce y la eficiencia de filtración se mantiene constante. Si no es así la situación es más complicada, la red a medida que el poro se satura, aumenta la cantidad de organismos que se capturan y por lo tanto también la biomasa. De la misma forma se reduce la cantidad de volumen muestreado. Esto hace que la subestimación producida por asunción de una eficiencia del 100% se puede llegar a compensar e invertirse por el aumento de organismos capturados por reducción del poro. Teniendo en cuenta las mallas utilizadas en las dos radiales no es de extrañar que en la radial de Gijón nos encontremos con más estaciones en las que el número y la biomasa estimada por la red fuesen mucho mayores que los estimados por el OPC. En Santander habiéndose utilizado una red de 250 μm cabría esperar que no se produjesen problemas de saturación de poro pero hay que tener en cuenta que el volumen muestreado en las pescas oblicuas es mucho mayor que en las pescas verticales. Por otro lado tanto en Gijón como en Santander las estaciones costeras son las que presentan mayores discrepancias entre las redes y el OPC. La presencia de material en suspensión y mayor concentración de organismos hace que los problemas de saturación sean más acuciantes.

Tanto para la red de 200 μm como para la de 250 μm aparece una concentración crítica (4000 m^{-3}) a partir de la cual aumentan las discrepancias entre los dos métodos de muestreo. Esto podría llevar a pensar que es el OPC el que esta subestimando los parámetros de la comunidad ya que es el método que se mantiene constante para las dos radiales. El problema de coincidencia

(contar dos partículas como una) podría generar este tipo de resultados. Si ocurriese así a partir de una concentración dada se subestimaría la abundancia al no poder contar todas las partículas que se encuentran en el sistema. Se esperaría que si estuviese ocurriendo un problema de coincidencia habría una relación entre la tasa de contaje del OPC y la discrepancia de sus resultados con las redes ($Abundancia_{red} : Abundancia_{OPC}$). Los resultados obtenidos descartan esta hipótesis ya que no se encontró relación significativa entre los dos parámetros ($n=100$, $r=0.11$, $p=0.22$). Eliminando la coincidencia como causante de estas discrepancias, llama la atención que la concentración crítica sea la misma para las dos redes. De alguna forma la saturación de poro no depende de la concentración total de partículas que presente la comunidad sino realmente de la concentración de organismos que presenten un tamaño suficiente para ser retenidos por la red.

En los casos en los que los que aparentemente no se producen problemas de saturación de poro el OPC sobrestima las concentraciones obtenidas por la red. Hay que tener en cuenta que en las dos radiales Gijón (pescas verticales) y Santander (pescas oblicuas) la captura de los organismos se realiza de mayor a menor profundidad. Esto hace que la eficiencia de muestreo sea menor en las capas superficiales donde generalmente se encuentran las mayores concentraciones de organismos. En los casos en los que no se produzca procesos extremos de saturación del poro de malla, esta característica de funcionamiento puede hacer que las redes subestimen tanto el número como la biomasa obtenida por el OPC ya que este último muestrea con la misma eficiencia toda la columna de agua.

Fijación de las muestras de red

Las muestras que se obtienen a partir de las redes deben ser estabilizadas con algún tipo de fijador o congeladas para evitar su deterioro antes de poder ser analizadas. Este tipo de tratamientos pueden ser muy agresivos, provocando la disminución de la biomasa considerablemente. Las pérdidas son variables, dependen de la composición taxonómica de la comunidad y del tamaño de los organismos. Son menos evidentes en crustáceos que en el plancton gelatinoso (Steedman, 1976) y son menores en la fracción comprendida entre 1 y 10 mm que en organismos menores de 1 mm (Giguère et al. 1989). Las pérdidas

obtenidos por distintos autores van desde 8%, 10% y hasta un 40 % según Steedman (1976), Paffenhofer (1980) y Giguère et al. (1989) respectivamente. Chekley 2001 comenta un estudio realizado por Mullin de la serie temporal de Calcofi utilizando un OPC de laboratorio. Para ello Mullin construyó una muestra patrón que midió durante 4 años. Los resultados que obtuvo fue una disminución del tamaño medio de los organismos y de su número. Para comprobar que esta variación no era consecuencia de la pérdida de sensibilidad del OPC utilizado, realizó una calibración con esferas opacas. El resultado fue negativo, el OPC medía bien. La degradación de la muestra como consecuencia de la fijación hizo que el tamaño de los organismos disminuyese. Esto tiene una repercusión importante a la hora de utilizar relaciones alométricas obtenidas por redes. Si utilizamos las medidas de un sensor automático para la calcular la biomasa y comparar posteriormente con los valores estimados por la red nos encontraremos con una discrepancia entre los dos métodos. Los valores del sensor serán mayores ya que se están calculando a partir de una muestra en fresco mientras que las estimaciones de la red provienen de una muestra degradada por la fijación.

Radiales Gijón y Santander

El ciclo estacional de fitoplancton para las dos radiales muestreadas está íntimamente ligado a los procesos de mezcla y estratificación de la columna de agua y con la radiación incidente. Durante el otoño y el invierno la situación de mezcla hace que en la columna de agua nos encontremos con altas concentraciones de nutrientes, pero la baja radiación junto con la poca residencia de las células de fitoplancton en la superficie limita la proliferación del fitoplancton. Durante la primavera, el comienzo de la estratificación hace que el fitoplancton aumente el tiempo de residencia en la superficie, donde se encuentra con nutrientes disponibles y radiación. Estas condiciones provocan que el fitoplancton prolifere, alcanzándose las concentraciones más altas de clorofila. La consolidación de la estratificación hace que en las capas superficiales los nutrientes sean consumidos. Por ello, durante el verano el fitoplancton se hunde en la columna de agua buscando un equilibrio entre la radiación incidente y la concentración de nutrientes, la cual aumenta con la profundidad. En otoño se produce una situación similar a la de primavera. La

mezcla incipiente aporta los nutrientes necesarios a las capas superficiales y permite la permanencia del fitoplancton en zonas de alta radiación permitiendo que se produzca una nueva proliferación.

El ciclo estacional de la biomasa del zooplancton, obtenido en las dos radiales, aparece ligado al ciclo estacional de fitoplancton. Los períodos con altas concentraciones de biomasa de zooplancton asociados a valores altos de la pendiente de la función Pareto, que indica el predominio relativo de organismos de grandes respecto a los de pequeño tamaño coinciden en el tiempo con los máximos de fitoplancton. La bibliografía pone de manifiesto un desfase por parte del zooplancton pero, en este caso, la frecuencia de muestreo (mensual), quizás no sea la más adecuada para ver este tipo de procesos. El acoplamiento de los dos grupos también se pone de manifiesto en la columna de agua. Por un lado, la profundidad del máximo de fitoplancton explica un 30% de la varianza de la profundidad de máximo de zooplancton y por otro lado la comunidad del zooplancton presenta una pendiente de la función Pareto mayor en las zonas de altas concentración de fitoplancton que la pendiente media obtenida a partir de los datos de toda la columna de agua.

Si se calcula la pendiente de la función Pareto para todo el ciclo estacional nos encontramos con valores próximos al valor de equilibrio (-1). Esto se produce como consecuencia de la integración del sistema en el tiempo. El análisis a escalas temporales menores hace que aparezcan situaciones de desequilibrio (pendientes distintas a -1). En los periodos en los que se producen las proliferaciones del fitoplancton la energía entra en el sistema generando una perturbación. Esa entrada de energía es compensada por el consumo producido por el zooplancton (pendientes mayores que -1). Esta perturbación se disipa en el tiempo trasladándose a consumidores superiores y perdiéndose como consecuencia de la muerte de los organismos en los momentos de bajo opción de alimento. Esto lleva al sistema a la situación contraria, en la que son los organismos de pequeño tamaño los que dominan respecto a los grandes (pendientes menores que -1).

Conclusiones

+ El muestreo de zooplancton es un proceso complejo que presenta diversas dificultades. La necesidad de orientar la Oceanografía hacia una ciencia predictiva, que no se quede solo en la descripción o en la obtención de relaciones cualitativas pasa por conocer el funcionamiento de las técnicas de muestreo y controlar sus principales errores. El modelado de los procesos biológicos, ya complejo de por sí, se complica aún más cuando los resultados que se obtienen en el muestreo de campo presentan incertidumbres tan grandes como las mostradas en este trabajo.

+ La comprobación de las funciones de retención de Nichols y Thompson a bajas velocidades pone de manifiesto un error difícil de controlar en el muestreo de red. Este problema genera una variabilidad en los resultados de las distintas redes cuyos efectos son difíciles de cuantificar. Los modelos y las conclusiones obtenidos a partir de este tipo de datos son cuestionables en los casos en los que no se haya tenido en cuenta este tipo de problema.

+ La reducción de la eficiencia de muestreo de las redes provoca una variación en los resultados de mayor complejidad que en el caso de la selectividad y que puede llegar a producir oscilaciones de hasta un orden de magnitud si no es controlado. Este proceso, aunque difícilmente corregible, es fácilmente detectable si se cuantifica el volumen filtrado por la red. Este tipo de control de calidad no se realiza de forma rutinaria, por lo que nos encontramos con otra fuente de variación que nos impide aún más predecir y modelar los sistemas biológicos.

+ OPC no está exento de problemas de muestreo tales como la coincidencia, la interferencia por el fitoplancton, el efecto de la turbidez, la orientación de las partículas al atravesar el haz de luz del sensor, la transparencia de los organismos, los errores de calibración, etc. Desde su desarrollo se ha intentado calibrar con las técnicas tradicionales de muestreo sin que se hayan obtenido hasta la fecha resultados concluyentes. Uno de los problemas de la comparación de estas dos técnicas ha sido asumir que las redes son sistemas de muestreo eficientes observándose en la bibliografía cierta tendencia a achacar las diferencias de dichas comparaciones al funcionamiento del OPC. Realmente, en gran medida las diferencias que obtenemos entre las dos

técnicas son consecuencia de los problemas de funcionamiento de las redes y no de la operabilidad del OPC.

+ El uso de OPC en el muestreo de zooplancton permite por un lado unificar las técnicas utilizadas permitiendo comparar bases de datos obtenidas mediante diferentes métodos de muestreo. Por otro lado su capacidad para discriminar clases de tamaño y dar datos en profundidad, permite realizar análisis más finos del sistema.

+ La distribución y abundancia del fitoplancton están íntimamente ligadas a los procesos de estratificación y mezcla y a la diferentes regimenes de radiación incidente.

+ Las variaciones en la concentración de zooplancton aparecen fuertemente relacionadas con la oscilación de los niveles de fitoplancton, tanto a nivel temporal (variaciones del ciclo estacional) como espacial (variaciones en la columna de agua).

+ La estructura de la comunidad zooplanctónica, caracterizada por la pendiente de la función Pareto, presenta valores medios para el ciclo anual próximo al valor de equilibrio (-1), tanto para Gijón como para Santander. La oscilación de la pendiente respecto a este valor de referencia, a lo largo del ciclo estacional está relacionada con la disponibilidad de alimento (presencia o ausencia de fitoplancton) y por consiguiente con la variabilidad de los procesos físico-químicos.

Bibliografía

Álvarez-Salgado X. A., Figueiras F. G., Pérez F. F., Groom S., Nogueira E., Borges A. V., Chou L., Castro C. G., Moncoiffé G., Ríos A. F., Miller A. E. J., Frankignoulle M., Savidge G., and Wollast, R. 2003. The Portugal coastal counter current off NW Spain: new insights on its biogeochemical variability. *Progress in Oceanography*, 56: 281-321

Beaulieu, S. E., Mullin, M. M., Tang, T. V., Pyne, S. M. King, A. L. y Twining B. S. 1999. Using plankton counter to determine the size distribution of preserved zooplankton samples. *Journal of Plankton Research* 21 (10):1939-1956

Bode A., Varela M., Casas B. & González N. 2002. Intrusions of eastern North Atlantic central waters and phytoplankton in the north and northwestern Iberian shelf during spring. *Journal of Marine Systems* 36:197-218

Bode, A. 1990. Distribución y dinámica de la materia particulada en suspensión en las aguas sobre la plataforma continental en la costa central asturiana. PhD tesis, Universidad de Oviedo.

Bode, A., Alvarez-Ossorio, A. y Gonzalez, N. Estimations of mesozooplankton biomass in a coastal upwelling area of NW Spain. *Journal of Plankton Research*, Vol 20, 1005-1014

- Botas, J. A., Fernández, E., Bode, A. y Anadón, A. 1990. A persistent upwelling off the central Cantabrian coast (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 30 :185-199
- Cabanas, J.M., Porteiro, C., y Varela, M. 1989. A posible relation between sardine fisheries and oceanographic conditions in NW Spanish coastal waters. ICES C.M. 1989 H18 Ref. C.L., 1-12
- Calbet, A., Garrido, S., Sainz, E., Alcaraz, M. and Duarte, C. M. 2001. Annual zooplankton succession in coastal NW Mediterranean waters: the importance of the smaller size fractions. *Journal of Plankton Research* 23 (3):319-331
- Checkley, D. 2001. Investigations of zooplankton of the California Current region by using the laboratory and in situ OPC. An International Global Ocean Ecosystem Dynamics Program Report of the Optical Plankton Counter Workshop. Co-Editors: Meng Zhou and Kurt Tande. June 17-2001, Tromso, Norway.
- Durbin, E. G., Campbell, R. G., Casas, M. C., Ohman, M. D., Niehoff, B., Runge, J. y Wagner, Melissa. 2003. Interannual variation in phytoplankton blooms and zooplankton productivity and abundance in the Gulf of Maine during winter. *Marine Ecology Progress Series* 254:81-100
- Fernández, E., Bode, A., Botas, A. y Anadón, R. 1991. Microplankton assemblages associated with saline fronts during a spring bloom in the central Cantabrian Sea: differences in trophic structure between water bodies. *Journal of Plankton Research* 13 (6):1239-1256
- Fernández, E., Cabal, J. Acuña, J. L., Bode, A., Botas, A. y Gracia-Soto, C. 1993. Plankton distribution across a slope current-induced front in the southern Bay of Biscay. *Journal of Plankton Research* 15:619-632
- Foot, K.G. (2000). Optical Methods. 259-295. In: Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjoldal, H.R., and Huntley, M. (Eds.) ICES Zooplankton Methodology Manual. 684pp.
- Galliene, C. P., Robins, D. B. y Wood-Walker, R. S. 2001. Abundance, distribution and size structure of zooplankton along a 20 ° west meridional transect of the northeast Atlantic Ocean in July. *Deep-Sea Research* 48:925-949
- García-Soto C. 2002. Navidad development in the southern Bay of Biscay: Climate change and swoddy structure from remote sensing and in situ measurements. *Journal of Geophysical Research* 107: 1-29
- Giguere, L. A.; Pierre, J. F., Bernier, B., Vezina, A., y Rondeau, J. G. Can we estimate the true weight of zooplankton samples after chemical preservation? *Can. J. Fish. Aquat. Scie.* 46: 522-527.
- Grant, S., Ward, P., Murphy, E., Bone, D. y Abbott, S. 2000. Field comparison of an LHPR net sampling system and an optical plankton counter (OPC) in the southern ocean. *Journal of Plankton Research* 22 (4):619-638
- Halliday, N. C., Coombs, S. H. y Smith, C. 2001. A comparison of LHPR data from vertical distribution sampling of zooplankton in a Norwegian fjord. *Sarsia* 86:87-99
- Harris, R. P. et al., eds, 2000. ICES Zooplankton Methodology Manual. Academic Press. • ICES Series "Identification Leaflets for Plankton" compiled since 1946
- Hays, G. C. 1994 Mesh selection and filtration efficiency of the Continuous Plankton Recorder. *J. Plankton Res.*, 16, 403-412.
- Hensen, V. 1887. Über die Bestimmung des Planktons odres des im Meere treiben Materials and Pflanzen un Thieren. *Berichte der Kommssion wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel*, 5, 1-107.
- Herman, A. W. Sampling Characteristic of vertical Plankton Nets and Intercomparison with an Optical Plankton Counter. *Journal of Plankton Research* (en revisión)
- Herman, A.W. 1988. Simultaneous measurement of zooplankton an light attenuation with a new optical plankton counter. *Continental Shelf Research* 8 (2):205-221

Herman, A.W. 1992. Design and calibration of a new optical plankton counter capable of sizing small zooplankton. *Deep-Sea Research* 39 (34):395-415

Hopcroft, R. R. 2001. Comparison of plankton size spectra from net tow samples and OPC measurements in marine waters. In: M. Zhou & K. Tande (ed.) *Optical Plankton Counter Workshop*. GLOBEC Report No. 17, 17-20 June

Kouttsikopoulos, C. y Le Cann B. 1996. Physical processes and hydrological structures related to the Bay of Biscay anchova. *Scientia Marina*, 60(2):9-19

Krsinic , F., and Lucic, D. 1994. Mesozooplankton sampling experiments with the 'Adriatic' sampler: differences of catch between 250 and 150 μ m mesh netting gauze. *Estuarine Coastal Shelf Science*.38:113-118.

Labat, J. Ph., Mayzaud, P., Dallot, S., Errhif, A., Razouls, S. y Sabini, S. 2002. Mesoscale distribution if zooplankton in the Sub-Antartic Frontal system in the Indian part of the Southern ocean: A comparison between optical plankton counter and net sampling. *Deep-Sea Research* 49 :735-749

Longhurst, A.R., 1998. *Ecological Geography of the sea*. Academic Press, San diego.

Mustard, A.T., Irigoien, X., Crisp, N., Fielding, S., and Allen J.T. Can an optical plankton counter produce reproducible and realistic estimates of zooplankton abundance at different in situ phytoplankton concentrations?. *Journal of Plankton Research*. (Enviado)

Nichols, J. H y Thompson, A. B. 1991. Mesh selection of copepodite and nauplius stages of four calanoid copepod species. *Journal of Plankton Research* 13 (3):661-671

OSPAR Comisión. 2000. *Quality Status Report 2000: Region IV: Bay of Biscay and Iberian COSAT*. OSPAR Comisión, London. 134 +xiii p.

Paffenhoffer, G. A. 1980. Zooplankton distribution as related so summer hydrographic conditions in Onslow bay, North Carolina. *Bull. Mar. Scien.* 30(4): 819-832.

Pingree, R. D. y Le Cann, B. 1990. Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay. *Journal of Marine Biology Association. U. K.* 70. 857-885

Pingree, R. D. y Le Cann, B. 1992. Three anticyclonic slope water oceanic eddies (swodies) in the southern Bay of Biscay in 1990. *Deep-Sea Research*. 39:1147-1175

Platt, T., y Denman, K., 1977. Organization in the pelagic ecosystems. *Wiss Meeresunters Helgoland*. 30:575-581

Poulet, S. A., Laabir, M. y Chaudron, Y. 1996. Characteristic features of zooplakton in the Bay of Biscay. *Scientia Marina* 60 (2):79-95

Roberston, A. 1968. The continuous plankton recorder: a method for studying the biomass of calanoid copepods. Appendix: Relation between de length of copepods and their retention by the recorder. *Bull. Mar. Ecol.* VI, 185-223.

Rodríguez, J. 1994. Some comments on the size-based structural analysis of the pelagic ecosystem. *Scientia Marina* 58 (1):1-10

Rodríguez, J. y Mullin, M. 1986. Relation between biomass and body weight of plankton state oceanic ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 31 (2):361-370

Ruberg, S.A., y Eadie, B.J. 2000. Remotely deployable water sampler. *Proceedings of Sea Technology - Oceans 2000*, pp. 113-117. MTS/IEEE, September 11-14, 2000. Providence, Rhode Island, Marine Technology Society, Washington, DC.

Sanchez, F. y Gil, J. 2000. Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in southern Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Sciences* 57:152-170

Sheldon, R. W., Prakash, A., and Sutcliffe, W. H. 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnology and Oceanography*, 17:327-340.

Sieburth, J. M. 1979. *Sea Microbes*. New Cork: Oxford University Press

Sourisseau, M. y Carlotti, F. Spatial distribution of the zooplankton size spectra in the Bay of Biscay during two cruises. *Journal of Plankton Research* (en revision)

Sourisseau, M. y Carlotti, F. 2003. Spatial distribution of the zooplankton size spectra in the Bay of Biscay during two cruises. Poster en 3rd International Zooplankton Production Symposium, Gijón. ICES PICES GLOBEC IEO

Steedman m H. F., 1976. General and applied data on formaldehyde fixation and preservation of marine zooplankton. In: *Zooplankton fixation and preservations*. H. F. Steedman (ed.). UNESCO Press, París, 103-154

Sutton, T., Hopkins, T., Remsen, A. y Burghart, S. Multisensor sampling of pelagic ecosystem variables in a coastal environment to estimate zooplankton grazing impact, *Cont. Shelf Res.*, 21, p. 69-87, 2001.

UNESCO 1968. *Zooplankton sampling. Monographs on Oceanographic Methodology*. UNESCO Press, Paris.

Valdes J. L., Alvarez-Ossorio M.T., Gauzens A. L. & Miranda A. 1990. Zooplankton composition and distribution off the coast of Galicia, Spain. *Journal of Plankton Research* 12 (3):629-643

Valdés, L. y Lavín, A. 2002. Dynamics and human impacts in the Bay of Biscay an Ecological perspective.. *Large Marine Ecosystems of the North Atlantic*. K. Sherman and H. R. Skjoldal. pp 293-319

Vidondo, B., Prairie, Y.T., Blanco, J. M. y Duarte, C. M. 1997. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology *Limnology and Oceanography* 42 (1):184-192

Wiebe, P. H. (1988). Functional regression equations for zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight, and carbon: a correction. *Fishery Bulletin*, 86, 833–835.

Wiebe, P.H. y M.C. Benfield. From the Hensen net towards 4-D biological oceanography. *Progress in Oceanography*, 56: 7-136.

Wieland, K., Petersen, D. y Schnack, D. 1997. Estimates of zooplankton abundance and size distribution with the optical plankton counter (OPC). *Archi. Fish. Mar. Res.* 45 (3):271-280

Woodd-Walker, R. S., Gallienne, C. P. y Robins, D. B. 2000. A test model for optical plankton counter (OPC) coincidence and comparison of OPC-derived and conventional measures of plankton abundance. *Journal of Plankton Research* 22 (3):473-483.

Zhang, X., Roman, M, Sanford, A., Adolf, H., Lascara, C. y Burgett, R. 2000. Can an optical plankton counter produce reasonable estimates of zooplankton abundance and biovolume in water with high detritus? *Journal of Plankton Research* 22 (1):137-150

Zhou M. and Tande K. 2002. Optical plankton counter workshop. Tromso, Norway, 17-20 June 2001. GLOBEC Report 17, 67pp

Anexo I: Diseño y Funcionamiento del Contador óptico de Partículas (OPC)

Introducción

El OPC se diseñó para contar y medir zooplancton y otros organismos marinos utilizándose en plataformas de muestreo o para muestreos verticales en estaciones. El OPC genera medidas *in situ* de partículas entre 0,25 y 14 mm con tasas mayores de 200 cuentas por segundo. Cuando se acompaña con muestreos de referencia realizados con redes permite obtener estimaciones de las poblaciones de especies y de la biomasa en general. Además la obtención de datos en tiempo real permite a la identificación inmediata de las áreas de estudio de interés.

Diseño

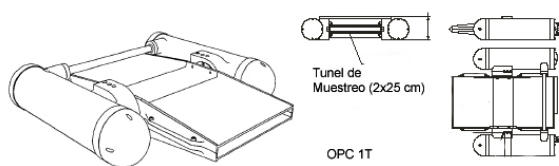


Figura 1: Distintas vistas del OPC.

El OPC T1 consta de un canal de muestreo y dos cajas de presión que albergan los elementos ópticos y electrónicos (Figura 1). Cuando el OPC es usado en el agua, el

plankton pasa por el canal de muestreo atravesando un fino haz de luz rectangular el cual mide área de cada partícula. También se pueden obtener estimaciones de la atenuación de la luz media lo que permite obtener estimaciones de la abundancia de fitoplancton en las capas superiores del océano.

Funcionamiento

El OPC detecta y mide los objetos usando un simple proceso de bloqueo de la luz mostrado en la figura 2. Una fila de diodos emisores de luz (LEDs) de 640 nm, junto con lentes cilíndricas, generan haz de luz de 4 x 20 mm. A 25 cm el haz es recibido en un fotodiodo lineal, el cual convierte la luz en una señal eléctrica proporcional.

Cuando una partícula pasa por el haz de luz bloquea parte de la misma generando un pulso en el receptor. Este pulso es separado y de las pequeñas

variaciones de la señal de ruido y amplificado. La altura del pico, proporcional al área máximo bloqueado por la partícula es transformado en un número de 12 bit (0-4095). Este tamaño digital es enviado a la CPU.

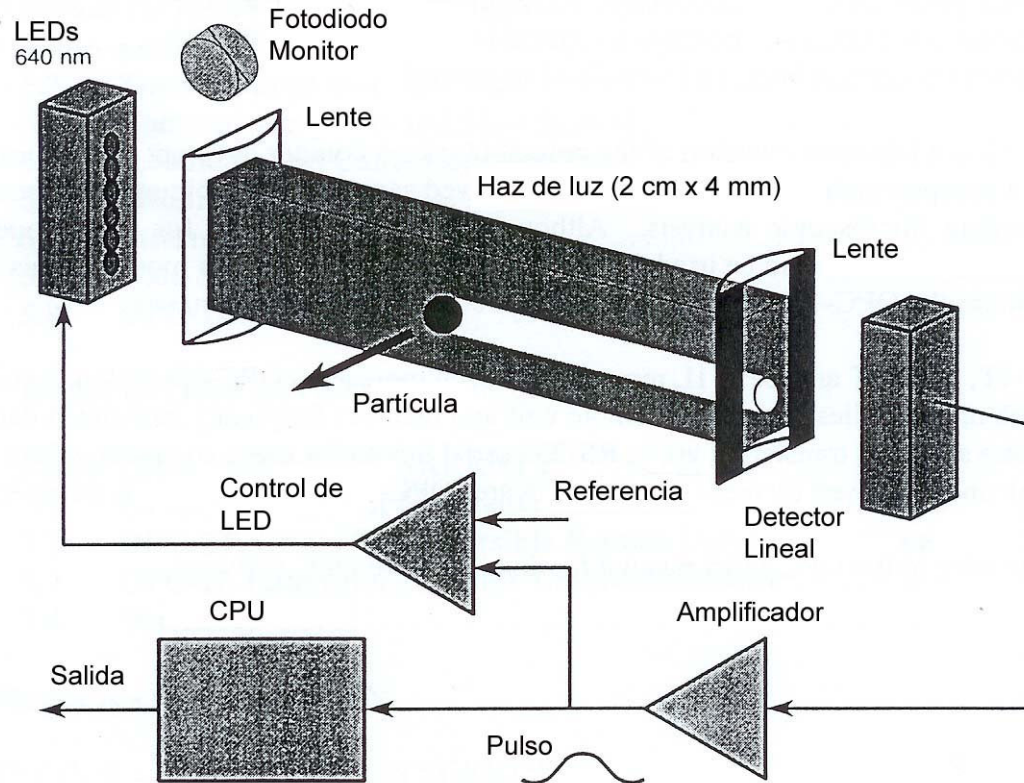


Figure 2: Esquema de medición de las partículas en el OPC.

Un bucle de retroalimentación regula la intensidad de emisión del LED para mantener constante la señal de referencia en el detector lineal. Esto hace que la medición del área bloqueada sea independiente de las variaciones que haya en la atenuación de la luz del agua. Si la luz absorbida por el agua aumenta la salida del emisor aumenta para compensarla. Además de esto, el conjunto de LEDs se encuentra controlado con otro fotodiodo (fotodiodo monitor) lo que permite obtener una medición directa de la atenuación de la luz.

ANEXO II: Simulación del efecto de la orientación al azar de las partículas en el haz de luz del OPC.

Introducción

Con el desarrollo de sistemas de muestreo de plancton basados en las propiedades de la luz (Óptical Plancton Counter, (OPC), Vídeo Plancton Recorder (VPR), SIPPER, etc) se solucionan una serie de problemas que plantean las técnicas tradicionales (resolución espacio-temporal, automatización de los análisis) pero con ellos surgen nuevas problemáticas en el muestreo. Un problema común a todas ellas es que las medidas obtenidas a partir de los organismos dependen de la orientación que tengan cuando pasen por los sensores. Con esta simulación se pretende calcular los efectos que produce esta forma de muestreo.

Desarrollo

Para el desarrollo del modelo se siguieron un serie de pasos mostrados en la figura 1 que se describen a continuación.

Definición de parámetros

En este punto se introducen los parámetros con los que va a funcionar la simulación. Los factores controlables son:

+ Número de partículas: La simulación se corrió con 10000 partículas.

+ Dimensión de las partículas (longitud): En este caso se definió el taño de las partículas constante e igual a 1000 μm . Se podría haber aleatorizado o introducido manualmente.

+ Relación longitud:anchura (f): Se colocó un valor constante $f=4$. Se podría haber aleatorizado o introducido manualmente.

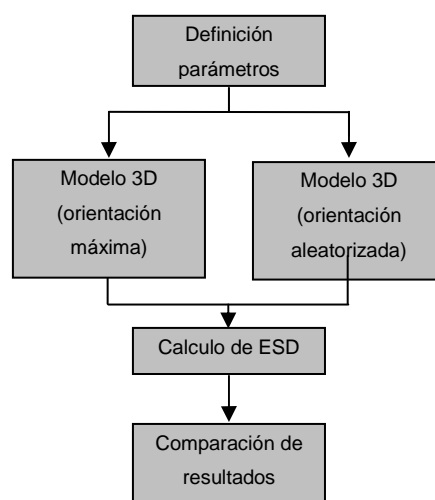


Figura 1: Diagrama de flujo de la simulación

Modelo 3D

A partir de los parámetros definidos anteriormente se generó un ovoide para cada partícula y se orientó en el espacio de dos formas:

+ Orientación máxima: Se dejó el ovoide sin aleatorizar su orientación para que presentase un área de proyección máxima.

+ Orientación aleatorizada: Se obtuvieron tres ángulos aleatorios para cada partícula. Se orientó en función de estos realizando un cambio de eje de referencia utilizándose la siguiente matriz de rotación:

$$\begin{bmatrix} X \\ Y \\ Z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \cos \varphi \cos \kappa & -\cos \varphi \sin \kappa & \sin \varphi \\ \cos \Omega \sin \kappa + \sin \Omega \sin \varphi \cos \kappa & \cos \Omega \cos \kappa - \sin \Omega \sin \varphi \sin \kappa & -\sin \Omega \cos \varphi \\ \sin \Omega \sin \kappa - \cos \Omega \sin \varphi \cos \kappa & \sin \Omega \cos \kappa + \cos \Omega \sin \varphi \sin \kappa & \cos \Omega \cos \varphi \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x \\ y \\ z \end{bmatrix}$$

Siendo x, y, z las coordenadas de cada punto que conforma el ovoide, φ , Ω y κ los ángulos de rotación y X, Y, Z las coordenadas finales.

Cálculo de ESD

Una vez obtenidos los dos tipos de modelo para cada partícula (máximo y aleatorio) se calculó el área ocluida por cada uno proyectando cada punto del ovoide sobre un plano. El ESD se calculó siguiendo la ecuación [2]:

$$\text{Área} = \pi \left(\frac{ESD}{2} \right)^2 \Rightarrow ESD = \sqrt{\frac{4 \cdot \text{Área}}{\pi}} \quad [2]$$

Comparación de resultados

Una vez obtenidos los ESD máximo y el ESD aleatorio se calculó el porcentaje que representaba el segundo respecto al primero. A partir de los resultados de todas se realizó un histograma para obtener la frecuencia de cada caso. Se calculó el error [3] medio cometido obteniéndose un valor del 17%.

$$\text{Error}_i = 100 \left(1 - \frac{ESD_{\text{aleatorio}}}{ESD_{\text{maximo}}} \right) \quad [3]$$