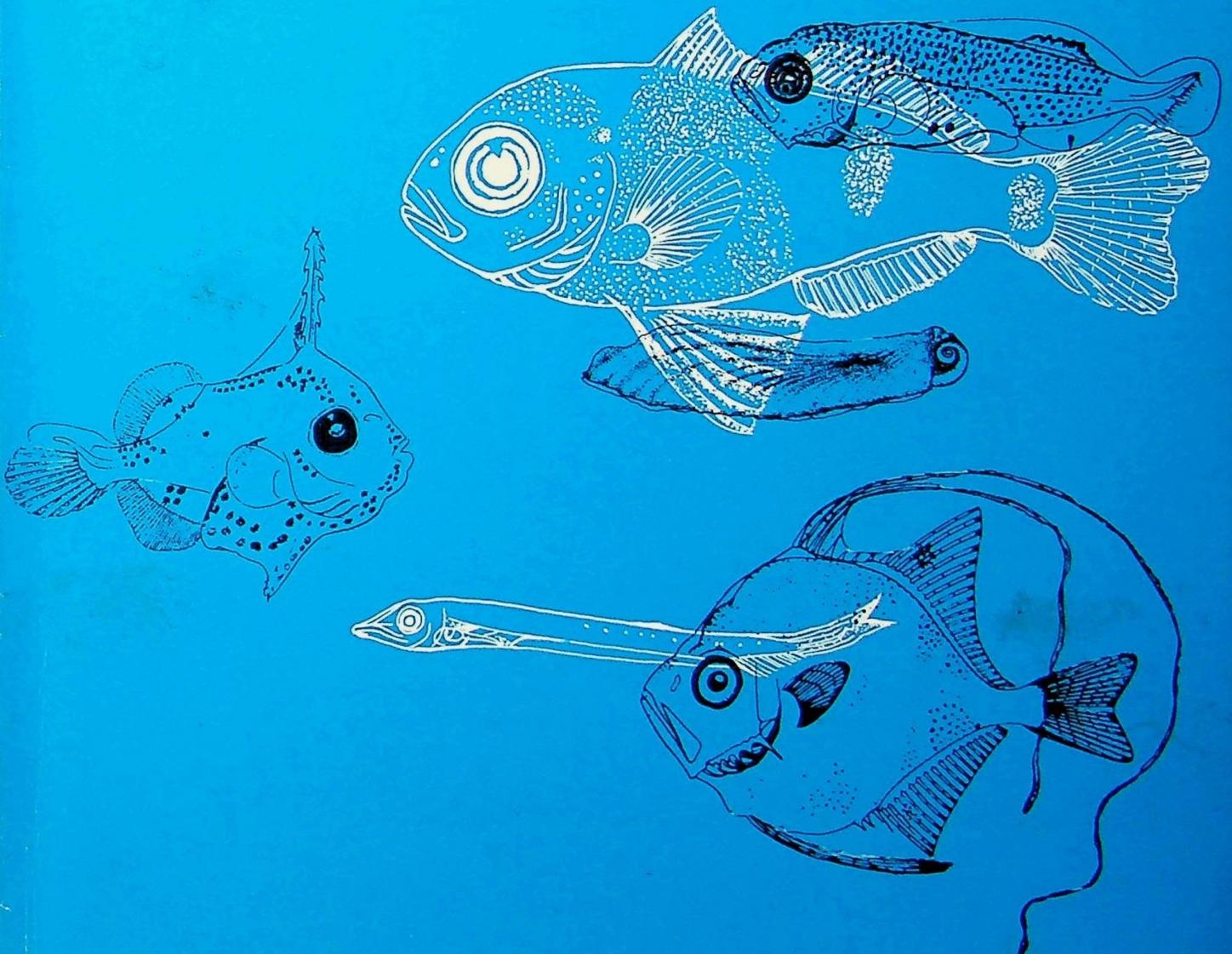


Biología Pesquera

ISSN 0067-8767

PONTIFICIA UNIVERSIDAD
CATOLICA DE CHILE

Nº 18



COMITE EDITOR

Dr. Juan Carlos Castilla Z.
Facultad de Cs. Biológicas
Santiago.

Dr. Patricio Bernal P.
Sede Talcahuano
Talcahuano.

Dr. Bernabé Santelices G.
Facultad de Cs. Biológicas
Santiago.

Dr. Alberto Arrizaga M.
Sede Talcahuano
Talcahuano.

Prof. Nicolás Rozbaczylo
Facultad de Cs. Biológicas
Santiago.

Dr. Eduardo Tarifeño S.
Sede Talcahuano
Talcahuano.
Editor Jefe

COMITE ASESOR

Dr. Tarsicio Antezana J.
Universidad de Concepción
Concepción, CHILE.

Sr. Fernando Balbontín C.
Universidad de Valparaíso
Valparaíso, CHILE.

Dr. Jorge Csirke
FAO.
Roma, ITALIA,

Dr. Ricardo Galleguillos G.
Pont. Univ. Católica de Chile
Talcahuano, CHILE.

Dr. Pablo Lagos
Instituto Geofísico del Perú
Lima, PERU.

Sr. José Orensaz M.
University of Washington
Seattle, USA.

Dr. Mario Silva O.
Universidad de Concepción
Concepción, CHILE.

Sr. Julio Valdívía G.
Instituto del Mar del Perú
Callao, PERU.

Sr. Patricio Arana E.
Univ. Católica de Valparaíso
Valparaíso, CHILE.

Dr. Ray Beverton
University of Wales
Cardiff, Wales, U.K.

Sr. Tomás Fonseca F.
INGEMAR
Valparaíso, CHILE.

Dr. Vincent Galluci
University of Washington
Seattle, USA.

Dr. Trevor Platt
Marine Ecology Laboratory
Bedford Institute of Oceanography
Darmouth, N.S. CANADA

Dra. Mia Tegner
Scripps Institution of
Oceanography
University of California
La Jolla, California, USA.

Sra. Irma Vila P.
Universidad de Chile
Santiago, CHILE.

Sr. Nibaldo Bahamonde N.
Universidad de Chile
Santiago, CHILE.

Sr. Italo Campodónico G.
Universidad de Magallanes
Punta Arenas, CHILE.

Dr. Víctor A. Gallardo
Universidad de Concepción
Concepción, CHILE.

Dr. Roberto Jiménez S.
Instituto Nacional de Pesca
Guayaquil, ECUADOR.

Dr. Jack Mac Lachlan
National Research Council
Halifax, N.S. CANADA.

Dr. Pedro Ripa
C.I.C.E.S.E.
Ensenada, MEXICO

Mr. Patrick Tomlinson
Comisión Internacional del
Atún Tropical
La Jolla, California, USA.

Dr. José Antonio Pereiro
Instituto Español de
Oceanografía
Madrid, ESPAÑA.

Director Responsable:

Sr. Homero Larraín L.
Director Sede Talcahuano
Pontificia Universidad Católica de Chile

Director Subrogante:

Dr. Renato Albertini B.
Decano Facultad de Ciencias Biológicas
Pontificia Universidad Católica de Chile

© Pontificia Universidad Católica de Chile, 1985. ISSN N° 0067-8767
Toda solicitud de canje, compra y correspondencia en general debe ser dirigida a:

BIBLIOTECA CENTRAL
Pontificia Universidad Católica de Chile
Sede Talcahuano
Casilla 127 - Talcahuano
CHILE

DISEÑO PUBLICIDAD UNIVERSITARIA U.C.

Biología Pesquera

BIOLOGIA PESQUERA es una revista que en el ámbito regional latinoamericano tiene por objeto publicar los resultados de investigaciones biológicas, ecológicas, limnológicas, oceanográficas y de ingeniería, orientadas a incrementar las bases científicas para el manejo y utilización de los recursos acuáticos vivos. Se publicarán preferentemente trabajos referidos al Océano Pacífico Sur Oriental y Océano Austral (Antártica). Los idiomas de publicación son español e inglés.

La responsabilidad de la gestión editorial de **BIOLOGIA PESQUERA**, recae en forma conjunta en el Departamento de Biología y Tecnología del Mar de la Sede de Talcahuano y en el Departamento de Biología Ambiental y Poblaciones de la Sede Santiago.

BIOLOGIA PESQUERA is a Journal that in the Latin-American region has the purpose of publishing results either from biological, ecological, limnological, oceanographic or engineering research, oriented to increase the scientific bases for the management and exploitation of aquatic living resources. The Journal will give priority to manuscripts referring to both, the Southeastern Pacific and Antarctic Oceans. Submission of papers can be made in Spanish or English. The managing editorship of **BIOLOGIA PESQUERA** is a joint effort by the Departamento de Biología y Tecnología del Mar (Talcahuano Campus) and the Departamento de Biología Ambiental y Poblaciones (Santiago Campus).



EDICIONES UNIVERSIDAD CATOLICA DE CHILE

Biología Pesquera

INDICE N° 18

1989

Nota del Editor. *Editor's note.*

Bernal, Patricio, Ramón Ahumada, Humberto González, Silvio Pantoja y Alfredo Troncoso

Flujo de carbón en un modelo trófico pelágico para bahía de Concepción, Chile. *Carbon fluxe in a pelagic trophic model for Concepcion Bay, Chile* 5-15

Carrasco, Franklin y Ariel Gallardo

La contaminación marina y el valor de la macroinfauna bentónica en su evaluación y registro: Casos de estudio en el litoral de Concepción. *The marine pollution and the value of the benthonic macroinfaune on its evaluation and monitoring: Study of cases in the Concepcion litoral* 15-27

Ilabaca, Pedro

Formación y evaluación de la costa de Talcahuano: Geomorfología de un sistema de bahías. *Formation and evaluation of the Talcahuano coast: Geomorphology of a bays system* 29-35

Ahumada, Ramón, Anny Rudolph, Sandra Madariaga y Franklin Carrasco

Descripción de las condiciones oceanográficas de la bahía San Vicente y antecedentes sobre los efectos de la contaminación. *Description of the oceanographic conditions at the San Vicente Bay and antecedents on the pollution effects* 37-52

Ahumada, Ramón

Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías en Chile central. *Production and destine of the phytoplankton biomass in a bays system at Central Chile* 53-66

Avaria, Sergio, Sergio Palma, Hellmuth Sievers y Nelson Silva

Revisión sobre aspectos oceanográficos físicos, químicos y planctológicos de la bahía de Valparaíso y áreas adyacentes. *Review of the oceanographic, chemical and planktological aspects of the Valparaiso Bay and adyacents areas* 67-96

Olivares, Jorge

Aspectos hidrográficos de la bahía de Coquimbo. *Oceanographic aspects of the Coquimbo Bay* 97-108

Bonert, Christian y Rebeca Dorián

Estudio del nivel de hidrocarburos aromáticos policíclicos dispersos y/o disueltos en el agua superficial de la bahía de Concón. *Study of the polycyclic aromatic hydrocarbons dissolved and/or dispersed in the Concon Bay* 109-114

Pradenas, Eugenia y Anny Rudolph

Comparación del impacto ambiental en la bahía de Concepción producido por los residuos de las plantas de harina, aceite y congelados. *Environment impact comparisons on Concepcion Bay of waste of fishmeal, fish oil and fish frozen factories* 115-122

NOTA DEL EDITOR

El presente número de **BIOLOGIA PESQUERA** incluye algunos de los trabajos presentados en el Seminario-Taller "Bahías, Procesos Oceanográficos y Contaminación Marina" realizado paralelamente con las VIII Jornadas en Ciencias del Mar en la Sede Talcahuano de la Pontificia Universidad Católica de Chile, octubre de 1988, con la coordinación del Prof. Ramón Ahumada.

El objetivo del Seminario-Taller fue hacer una revisión de los diferentes estudios realizados en Chile y América Latina sobre bahías y golfos, con el fin de estandarizar métodos y conocer los resultados de casos de estudios específicos, desde una perspectiva no sólo oceanográfica, sino también geológica y de contaminación ambiental.

El Editor

FLUJO DE CARBON EN UN MODELO TROFICO PELAGICO PARA BAHIA DE CONCEPCION, CHILE*

CARBON FLUX IN A PELAGIC TROPHIC MODEL TO CONCEPCION BAY, CHILE

*Patricio Bernal*¹, *Ramón Ahumada*, *Humberto González*², *Silvio Pantoja*³ y *Alfredo Troncoso*

RESUMEN

Utilizando información recopilada durante años con propósitos descriptivos en la bahía de Concepción y mediante la cuantificación de tasas de cambio y biomásas instantáneas de algunos procesos ecológicos, se realiza una primera aproximación holística de un modelo trófico para esta bahía. Se usó como variable de estado el carbono orgánico, como una forma de estimar el flujo de masa. La información base ha sido reprocesada para obtener tendencias promedio, caracterizar flujos, tasas de producción y transferencia de carbón en el ambiente pelágico, asociado a un sistema de surgencia costera. Los compartimentos utilizados en el modelo fueron: fitoplancton, bacterioplancton, microflagelados y ciliados, zooplancton y peces. Además se consideraron dos reservorios: carbón orgánico particulado (COP) y carbón orgánico disuelto (COD). Estos componentes fueron enlazados por cinco procesos: producción primaria, producción bacteriana, producción de microflagelados y ciliados, producción secundaria, y tasa de sedimentación.

Palabras claves: Flujo de carbón, modelos de caja, ecosistema pelágico, bahías, Chile.

ABSTRACT

Data base compiled from descriptive studies carried out during several years in Concepción Bay, were used in order to estimate ecological fluxes. We used organic carbon as the state variable for build-up a carbon budget, in the first holistic approach to a trophic model to this bay. Data were reprocessed and improved in order to obtain averages, defined fluxes, estimated production rates, and used to calculate transferencies in pelagic ecosystem. In the model we use the five following compartment: phytoplankton, bacterioplankton, microflagellates and ciliates, zooplankton and pelagic fishes. Furthermore we considered two reservoirs: particulate organic carbon (POC) and dissolved organic carbon (DOC). The five processes that link these compartments are: primary production, zooplanktonic production, bacterial production, microflagellate production and sedimentation rate.

Key words: Carbon flow, box model, pelagic ecosystem, embayment, Chile.

INTRODUCCION

Durante la década de los ochenta, se ha puesto cada vez mayor énfasis en la cuantificación de flujos de materia y energía en ecosistemas marinos (Platt *et al.*, 1981; Longhurst, 1984; Fasham, 1985). Descripciones cuantitativas de flujos de materia o energía entregan información de la estructura de los ecosistemas

y delimitan la eficiencia con que la materia o energía es transferida, disipada y/o asimilada (Baird and Ulanowicz, 1989).

La cuantificación de los cambios que ocurren en la estructura del ecosistema son lentos, y pueden considerarse como eventos transcendentales, cercanos al equilibrio, y que en su conjunto tienden al estado estable. Un elemento común, que mantiene la condición

*Contribución al Proyecto FONDECYT 0374/88.

Dirección Actual:

¹Instituto de Fomento Pesquero. Casilla 1287. Santiago, Chile.

²Institut Fur Polar und Meeresforschung. Am Handelshafen 12. D-2850. Bremerhaven. RFA.

³Marine Sciences Reseach Center. State University of New York, Stony Brook, New York. USA.

de "equilibrio", son los flujos de materia y energía en su interior y a través de sus límites.

Los flujos son un fenómeno común a prácticamente todas las disciplinas científicas, de tal forma que muchos objetos de estudio científico pueden ser descritos en términos de diagrama de flujos. Los ecosistemas no son una excepción, y pueden ser estructurados en base a flujos y considerados como un sistema abierto, con intercambio de materia y energía con el exterior. La conservación de masa de un sistema abierto debe ser ajustado al intercambio de masa del componente ∂ , entre la masa que entra al sistema $d_e m_a$ desde el exterior y los cambios ocurridos en su interior $d_i m_a$, donde una parte de la energía pasa a formar la masa permanente del compartimento y otra parte se disipa como calor. Prigogine (1961) expresa esta relación como:

$$dm_a = \sum_{\varnothing=1}^r Tm_a r\varnothing + \sum_{l=1}^n d_e m_a n p Qi - \sum_{k=1}^p dSm_a p.$$

Sumando sobre ∂ y considerando las relaciones del cambio estequiométrico, se puede obtener el cambio total: $dm = d_e m$. Esta relación expresa el principio de conservación de masa en sistemas abiertos e indica que el cambio de masa total es igual al intercambio con el exterior.

La reconstrucción de un balance de materia y energía de un ecosistema es un ejercicio laborioso, debido a que el procedimiento no cae sólo dentro del concepto de la teoría calórica; esto es, deben hacerse algunas interconversiones entre calor y trabajo, con diferencias entre energía interna y entalpía (Ulanowicz, 1986).

El presente trabajo es una primera aproximación para establecer una visión holística de la transferencia de masa, estimada como carbón, de un sistema altamente productivo.

Descripción del área

El modelo propuesto fue delimitado a la bahía de Concepción, una zona costera restringida de 167,4 km² de superficie, con forma rectangular; 18,5 m de profundidad promedio y con dos conexiones con el océano. La bahía estacionalmente está influenciada por un sistema de surgencia costero que

$$dm_a = d_e m_a + d_i m_a$$

la masa al interior del sistema se define como:

$$d_i m_a = \sum_{\varnothing=1}^r Tm_a r\varnothing - Qi - \sum_{k=1}^p dSm_a p.$$

1 2 3

Donde:

1. Producción y transformación de biomasa al interior del sistema.
2. Pérdida de masa por disipación de energía debida a trabajo biológico.
3. Salidas de masa a través de los bordes del sistema.

y considera el cambio total de un sistema como:

aporta nutrientes preformados a la fertilización del sistema (Ahumada, en este número). La surgencia se define como el ascenso de la masa de Agua Ecuatorial Subsuperficial (AEES), generada por el forzamiento físico ejercido por los vientos dominantes del S y SW. Estos eventos (activación y relajación) prevalecen durante 210 días de un ciclo anual (período de surgencia = 0,57 año) (Ahumada y Chuecas, 1979).

El volumen de la bahía es de ca., $3,09 \times 10^9$ m³, donde el área de intercambio con la zona costera adyacente (sección de la Boca Chica + Boca Grande) corresponde a una superficie de ca. 0,18 km². Para este período se estimó un tiempo de residencia de las aguas en la bahía de 3 a 5 días (Arcos y Wilson, 1984; Mesías y Salinas, 1986).

La Tabla 1 muestra los valores que caracterizan las aguas de la bahía durante el período de surgencia. La salinidad superior a 34,4 y de distribución homogénea en la columna de agua, delimita la extensión en el tiempo de este período. La temperatura muestra diferencias entre la capa superficial y de fondo, siendo esta última característica de las AEES. En cambio, la temperatura superficial resulta del intercambio térmico de las aguas afloradas y calentamiento por radiación solar.

Tabla 1
Parámetros ambientales que definen el período de surgencia de las AESS
en la bahía de Concepción. Se considera dos estratos definidos por la isopícnica
de $\sigma_t=26,5$

Variables	Promedios		Unidades	Comentarios
	Capa superf.	Capa fondo		
Espesor	0-10	<12	m	Estratos más frecuentes
Salinidad	34,50	34,60	g kg^{-1}	Columna homogénea
Temperatura	13,60	11,10	$^{\circ}\text{C}$	Valores máximos de $16,5^{\circ}\text{C}$ se alcanzan en diciembre
Densidad	1.026,3	1.026,7	g dm^{-3}	La mayor estratificación se logra en otoño por dilución superficial
Oxígeno Dis	6,4	<1,0	ml l^{-1}	En la capa superficial son comunes los valores sobresaturados
pH	8,4	7,6	$-\log [\text{H}]$	Valores $>8,6$ en la capa superficial están asociados a máximos de biomasa de fitoplancton
Nitratos	0,2	24,4	$\mu\text{mol l}^{-1}$	Limitante del crecimiento del fitoplancton
Nitritos	0,5	3,5	$\mu\text{mol l}^{-1}$	Aumentan su concentración hacia la cabeza de la bahía
Amonio	0,3	5,0	$\mu\text{mol l}^{-1}$	Valores máximos exceden los $50 \mu\text{mol l}^{-1}$ en el área adyacente a la Marisma Rocuant
Fosfatos	0,5	2,9	$\mu\text{mol l}^{-1}$	Valores máximos en áreas adyacentes a la Marisma Rocuant
Silicatos	2,0	26,8	$\mu\text{mol l}^{-1}$	
COP	3.800	700	mg m^{-3}	Máximos de 4.960 mg m^{-3}

La diferencia de temperatura producida entre la capa superficial y de fondo durante el período, determina la estratificación de densidad de las aguas. La capa superficial, que alcanza los 14 m en las estaciones con profundidades mayores de 25 m, muestra una mayor actividad autotrófica y se caracteriza por una menor concentración de nutrientes, debido a la remoción de éstos por consumo, sobresaturación de oxígeno, altas concentraciones de COP y de biomasa fitoplanctónica. En cambio, la capa de fondo se caracteriza por una rápida disminución en la concentración de oxígeno, alcanzando valores menores a 1 ml l^{-1} y un gradiente positivo de nutrientes con la profundidad.

Compartimentos y flujos de masa en el modelo

El modelo fue definido por cinco compartimentos que mantienen relaciones de dependencia en relación a la transferencia de masa. Los componentes son: i) fitoplancton, ii) bacterioplancton, iii) microflagelados y ciliados, iv) zooplancton, y v) peces pelágicos. Estos compartimentos están enlazados por cinco procesos: producción primaria, producciones secundarias (bacteriana, microflagelados

y ciliados, zooplancton, peces pelágicos), y tasa de sedimentación. Además se consideró dos reservorios: carbón orgánico particulado (COP) y disuelto (COD). Los parámetros ambientales, a pesar de que no fueron incorporados al modelo, permiten la delimitación espacial y temporal del sistema y entregan una buena aproximación para la verificación de los resultados de los procesos (radiación solar, productividad potencial a partir de los nutrientes, sustrato para las bacterias, etc.).

De esta forma, se establece un modelo de siete componentes (cinco compartimentos y dos reservorios):

1) Fitoplancton, definido por protistas autótrofos, solitarios o formando cadenas, constituido mayoritariamente por 6 taxas de diatomeas que constituyen más del 80% del total de células para el período (los taxas que ocupan las tres primeras abundancias son: *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* spp. y *Detonula pumila* (González et al., 1987).

2) Zooplancton, definido por animales $>$ de $335 \mu\text{m}$, representados en su mayoría por copépodos herbívoros (80%), donde los zooplanctones dominantes para el período fueron: *Calanoides patagoniensis*, *Acartia tonsa* y *Centropages braquiatatus*.

3) Bacterioplancton, definido operacionalmente por organismos menores de $2 \mu\text{m}$ y retenidos por un filtro de $0.2 \mu\text{m}$. Este componente consideró bacterias heterotróficas libres, que dan cuenta de más del 90% del total en el área.

4) Micropastoreadores, constituido por microflagelados y ciliados.

5) Peces pelágicos, principalmente constituidos por clupeiformes (*Strangomera bentincki*, *Engraulis ringens* y, ocasionalmente, *Nor-nanichthys crokeri*).

6) Carbón orgánico particulado (COP), definido operacionalmente como el carbón contenido en las partículas menores de $300 \mu\text{m}$ y retenidos por un filtro de $1.2 \mu\text{m}$.

7) Carbón orgánico disuelto (COD). Formado por carbón orgánico en solución y constituido de una gran variedad de moléculas. Entre los procesos conocidos que aportan al COD figuran: exudados, lisis celular y *sloppy feeding*.

Estimación de compartimentos y flujos

La información corresponde a datos obtenidos en la bahía de Concepción para el "Período de Surgencia" de diferentes años (i.e., 1979, 1982, 1983, 1986, 1987 y 1988) y publicados por los autores en diferentes artículos específicos. El número de muestras consideradas para los promedios por estrato de profundidad excede los 120 valores, con excepción del pH y amonio, que sólo tienen 86 y 65 por estrato, respectivamente.

Los diferentes compartimentos del modelo fueron estimados de la siguiente manera:

a) Fitoplancton. La biomasa fitoplanctónica promedio fue cuantificada a partir de conteo de células por litro en muestras de la bahía. A partir de este valor y de la estimación de un valor promedio de volumen plasmático, se estimó el contenido de carbón orgánico (Strathmann, 1967). Con estimaciones a partir de $C1_a$ (biomasa) y de la relación $C/C1_a$, se obtuvieron valores concordantes en el orden de magnitud. La productividad primaria bruta (PPB) fue estimada como la fijación de carbono a través de la fotosíntesis y medida a través de incubaciones, de acuerdo a la técnica del ^{14}C modificada por Lewis y Smith (1983), parte de los resultados fueron publicados por Pantoja et al. (1987).

b) Zooplancton. La biomasa zooplanctónica fue medida como volumen desplazado (ml m^{-3}) a partir de arrastres oblicuos, utilizando una red Bongo y posteriormente transformada a carbón, empleando las ecuaciones

de Wiebe et al. (1975). La producción zooplanctónica fue calculada a partir de la relación P/B usada por Brylinsky (1976) para el Canal Inglés.

c) Bacterioplancton. La biomasa bacteriana fue determinada a través de mediciones de volúmenes bacterianos (cocos y bacilos), empleando para ello epifluorescencia y la tinción de anaranjado de acridina (Hobbie et al., 1977).

Posteriormente, fue transformada a carbón usando la relación de Frey (1989) ($308 \text{ fg C } \mu\text{m}^{-3}$). La producción bacteriana fue estimada a través de la incorporación de ^3H -timidina al ADN, según la técnica de Fuhrman & Azam (1982) en experimentos de incubación (Pantoja et al., 1989 y Daroch, 1988).

d) Microflagelados y ciliados. La biomasa fue estimada a partir de relaciones P/B dada por Baird & Ulanowicz (1989), y una tasa de recambio de seis días. La producción secundaria de microflagelados y ciliados, dada por los mismos autores, es de un 10% de la Producción Secundaria Bacteriana.

e) Peces pelágicos. La biomasa de clupeiformes para la bahía de Concepción fue estimada en carbón como el 4% de las capturas desembarcadas para el período en el puerto de Talcahuano, de acuerdo a la estadística del SERNAP (1982, 1983). La producción fue estimada a través de relaciones P/B y tasas de recambio de 378 días.

f) Carbón orgánico disuelto (COD). La concentración de COD fue estimada a través de la relación Utilización Aparente de Oxígeno (AOU) y COD dada por Sugimura & Suzuki (1988).

g) Carbón orgánico particulado (COP). La concentración de COP fue medida a través de la oxidación húmeda con dicromato de potasio (Strickland & Parsons, 1972).

La estimación de la pérdida de material orgánico por sedimentación se cuantificó, en forma experimental, usando trampas de sedimento ancladas de $24,5 \text{ cm}$ de diámetro interno y una relación de $1 : 5 = \text{diámetro} : \text{longitud}$. La información obtenida en trampas de sedimento corresponde a la concentración de clorofila $_a$ y carbón de las partículas colectadas (ej., fecas y agregados moleculares).

Las pérdidas metabólicas (respiración, exudados, producción de fecas, etc.) que suponen pérdidas de masa, fueron estimadas según distintos autores (i.e., Brylinsky, 1976; Peterson, 1984; Parsons et al., 1984).

RESULTADOS

En el modelo el componente autotrófico resulta de la tasa de producción primaria como

entrada y del promedio de biomasa para el período (Tabla 2). El primero fue medido como tasa de incorporación de carbón y el segundo como células por litro.

Tabla 2
Variables y biomásas relacionadas a los procesos que ocurren en la bahía de Concepción

Variables	Promedio	Unidades	Comentarios
Profundidad	18	m	Para toda la bahía
Radiación	465.7	cal cm ⁻²	Datos experimentales
Fricción viento	0.45	dinas cm ⁻²	Componente sur
Clorofila _a	309.8	mg m ⁻³	Datos experimentales
C-Fitoplancton	10.5	g C m ⁻²	Datos de biovolumen transformados a carbón (Strathmann, 1967)
Biomasa bacteriana	1.20	g C m ⁻²	Datos experimentales
Biovolumen zooplancton	17.63	ml m ⁻²	Datos experimentales
Biomasa del zooplancton	1.03	g C m ⁻²	Calculado a partir del biovolumen (Wiebe <i>et al.</i> , 1975)
Biomasa peces pelágicos	0.45	g C m ⁻²	Estimado a partir de capturas
Biomasa microflagelados	0.12	g C m ⁻²	Estimado a partir de relación P/B
COP	37.4	g C m ⁻²	Datos experimentales
COD	67.5	g C m ⁻²	Estimado a partir del AOU (Sugimura & Suzuki, 1988)

Las estimaciones de biomasa fitoplanctónica medida como clorofila pueden ser transformadas a carbón a través de un valor de ajuste lineal, calculado empíricamente para la zona, y es de 42,5 veces la concentración de clorofila_a en mg l⁻¹. Por otra parte, el recuento de cel/litro como estimación de la biomasa fue convertida a carbón usando el método del biovolumen (Strathmann, 1967). Los valores estimados a través de clorofila_a y recuento de cel/litro, son del mismo orden de magnitud en el cálculo final. Los flujos de

salida están de acuerdo al balance entre la producción del nuevo compartimento, los aportes de diferentes orígenes y sus pérdidas por disipación de energía, debidas a las actividades metabólicas (respiración).

El balance para cada componente resulta de la información experimental de producción, que establece el flujo de entrada y la sumatoria de entradas y salidas de ese compartimento. Es así como se va estableciendo el balance de cajas y las estimaciones de entradas y salidas para cada proceso (Tabla 3).

Tabla 3
Valores de producción y sedimentación de los compartimentos utilizados en este modelo

Procesos	Valor promedio	Unidades	Comentarios
Prod. primaria	3,5	g C m ⁻² d ⁻¹	Datos experimentales
Prod. secundaria	0,021	g C m ⁻² d ⁻¹	Estimada de biomasa (Brylinky, 1976)
Prod. bacteriana	0,63	g C m ⁻² d ⁻¹	Datos experimentales
Prod. microflag.	0,02	g C m ⁻² d ⁻¹	Estimada (Baird & Ulanowicz, 1989)
Prod. peces pelág.	0,0012	g C m ⁻² d ⁻¹	Estimada por datos de captura
Tasa sedimentación*	1,39	g C m ⁻² d ⁻¹	Datos de trampas de sedimentos (Ahumada, com. pers.)

*Se estimó una resuspensión de un 40% para efectos de cálculo. Tasa real 0,83 g C m²d⁻¹.

Así, por ejemplo, el componente bacterial resulta de la información experimental de producción bacteriana que establece el flujo de entrada y las salidas de la caja por concepto de respiración, eliminación de compuestos y transferencia a otras cajas consideradas en el modelo. La biomasa bacteriana obtenida experimentalmente sirve para tener una idea del "stock" del compartimento y para calcular la tasa de recambio. El mayor pro-

blema de estimación lo constituyeron los peces pelágicos, por su capacidad migratoria. Su biomasa fue estimada a partir de las capturas, asumiendo que éstas representan sólo el 30% del total del stock.

Una vez realizados los cálculos correspondientes al período considerado en el modelo, los resultados se presentan resumidos en la Tabla 4.

El cálculo de la tasa de recambio y de fre-

Tabla 4
Información considerada para el balance de compartimentos bióticos del ecosistema de la bahía de Concepción. El balance está considerado para primavera-verano ($T = 210$ días / 365 días = $0,57$ año⁻¹)

Compartimentos	Biomasa	Producción	Respiración	Excedentes*
Fitoplancton	10,50	735,00	183,70	47,18
Bacterioplancton	1,20	132,30	52,92	69,40
Microflagelados	0,12	4,20	1,68	1,93
Zooplancton	1,03	4,33	1,30	1,45
Peces pelágicos	0,45	0,25	0,08	0,04

*Sin balance conocido.

Unidades: Biomasa g C m⁻²; Producción g C m⁻² 0,57 año⁻¹.

cuencia de doblaje por día de cada compartimento, resulta de las producciones experimentales, los flujos de salida y la biomasa. Su cálculo es un buen ejercicio para corroborar

la dinámica del modelo, pues la tasa de recambio es un valor que debería mantenerse dentro de ciertos rangos (Tabla 5).

Una vez obtenida las tasas de recambio, se

Tabla 5
Estimación de la tasa de recambio y de la frecuencia de doblaje por día en el período para los distintos compartimentos considerados en el modelor

Compartimentos	Tasa de recambio*	Frecuencia doblaje**
Fitoplancton	3 días	0,33
Bacterioplancton	1,9 días	0,53
Microflagelados	6 días	0,17
Zooplancton	50 días	0,02
Peces pelágicos	378 días	0,00265

*0,57 año⁻¹.

**día.

procedió a construir un diagrama de flujo de carbón, considerando cinco componentes, dos compartimentos reservorios (COP y COD), y dos salidas del sistema. Las salidas corresponden a la sedimentación y la salida de los excedentes producidos por el sistema pelágico a través de las secciones de las bocas de la bahía por procesos advectivos (Figura 1).

El excedente generado por el modelo es de 320,18 g C m⁻² 0,57 años, que equivale al 43,6% de la producción primaria bruta. El principal componente del excedente corresponde al COD, con un 56,76% del material exportable, y el 43,24% es a la forma de carbón particulado (COP+organismos) (Tabla 6).

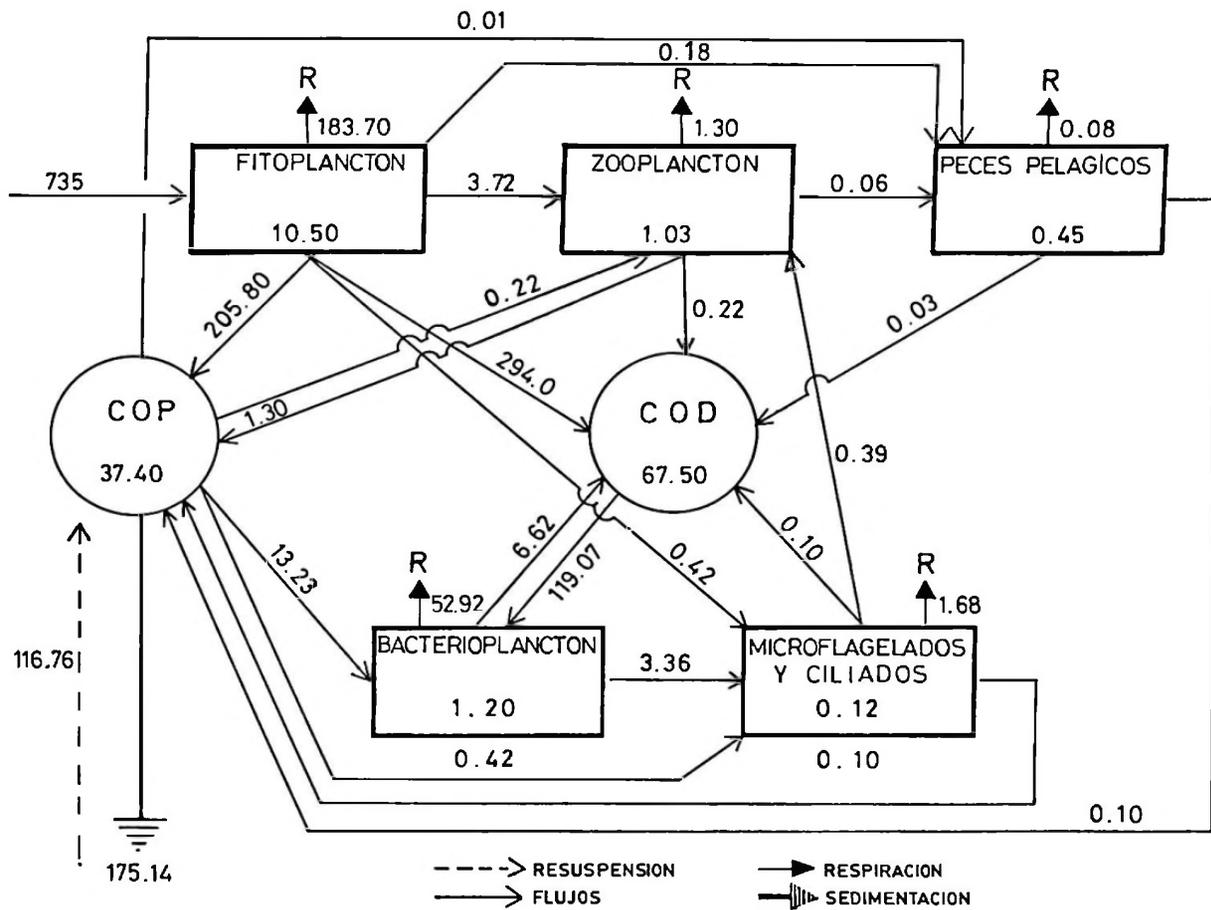


Figura 1. Diagrama del flujo de carbón a través de la comunidad pelágica de acuerdo al modelo de cajas propuesto para la bahía de Concepción.

Tabla 6
Carbón excedente (g C m^{-2} 0,57 año) del balance de masa para la bahía de Concepción

	Excedente*	% de la producción del compartimento	% de la producción primaria bruta
Fitoplancton	47,18	6,42	6,42
Zooplancton	1,45	34,64	0,20
Bacterias	69,40	52,46	9,44
Microflagelados	1,93	45,95	0,26
Peces pelágicos	0,04	16,00	0,01
COP	18,28	8,82	2,49
COD	181,90	60,44	24,75
Σ	320,18		43,57

*Excedente no explicado en el presente balance que puede ser exportado a la zona costera adyacente.

DISCUSION

Los ecosistemas de alta producción (costeros, surgencia o estuarinos) son estructuras dis-

cretas, con áreas puntuales de alta entropía y gradientes de organización de energía. Sin embargo, eficiencias tróficas de transferencia de carbón o energía entre un nivel y otro

del ecosistema, son del orden del 15% o menos, por tanto, son estructuras que disipan calor (respiración) y masa (catabolitos). Bajo estas circunstancias, una retroalimentación positiva es el único mecanismo suficientemente vigoroso para mantener la estructura en frente de tales "pérdidas" (Ulanowicz, 1986). Dentro de los ecosistemas, los "ecosistemas de surgencia" son considerados como áreas de activo intercambio de materia y energía con áreas vecinas, donde el intercambio es asimétrico: entrada de nutrientes en profundidad y exportación de organismos en la superficie (Margalef, 1978). La bahía de Concepción es un sistema litoral semicerrado, marginal, pero acoplado a un área de surgencia costera (Ahumada et al., 1983) y su patrón de comportamiento se asemeja, en general, al sistema de surgencia descrito por Margalef (*op cit.*). La diferencia está en que la energía de advección se transforma en turbulencia al interior de la bahía, por las dimensiones del sistema y los efectos de límite. Energías de frecuencias más bajas (mareas, ondas internas, brisas nocturnas, etc.), ayudan a conformar un patrón y establecer el estado estable, para el período. Dos componentes son importantes en el comportamiento dinámico del sistema: el tiempo de residencia de las aguas y los períodos de duración de los eventos de surgencia. El tiempo de residencia fue estimado en 3 a 5.5 días, valores concordantes con los calculados por Arcos & Wilson (1984) y Mesías & Salinas (1986). En cambio, la duración de un evento de surgencia es de 5 a 9 días, con períodos de relajación de 2 a 3 días. Estas diferencias dinámicas en el acoplamiento entre el sistema de surgencia y la residencia de las aguas en la bahía, se deben balancear a través de flujos más lentos en su interior. Se produce una desaceleración de los flujos en la bahía, respuestas lentas, menor variabilidad en escala de días (relajación de la surgencia) y una alta producción en escalas de tiempo de semanas y meses (Ahumada, 1989). La alta producción orgánica tiene como rutas la sedimentación *in situ*, incorporación a la cadena trófica, donde se presentan importantes fracciones sin balance conocido y posible transferencia de masa a la zona costera adyacente por advección.

El modelo de flujo de carbón, construido sobre una importante base de datos experimentales, es coherente con los resultados y cálculos de frecuencia de doblaje y tasa de recambio (ver Tabla 5) realizados para los

diferentes componentes. Por otra parte, existe correspondencia aceptable entre el porcentaje de excedentes totales en relación a la producción primaria (43,7%) y la tasa de sedimentación (39,7%).

Uno de los aspectos interesantes que muestra el modelo, después de establecido el balance, es la existencia de excedentes en el sistema pelágico de la bahía. Por una parte, la tasa de sedimentación muestra que una parte importante de la producción se incorpora a los sedimentos, apreciación que es consistente con la información de contenido de materia orgánica de los sedimentos (Gallardo et al., 1970; Rudolph et al., 1984; Carrasco & Oyarzún, 1986); por otra parte, se producen excedentes que son exportados por advección hacia la zona costera adyacente. En cuanto a un análisis jerárquico del modelo, predominan los componentes con rápidas tasas de recambio (los peces que tienen la tasa más lenta de recambio son migratorios). Por tanto, se puede inferir que este sistema tiene un bajo nivel de organización y está sometido a drásticos cambios de las variables ambientales (O'Neill et al., 1986). En el caso de la bahía de Concepción, los cambios son estacionales y con variaciones significativas de los parámetros ambientales. Los mayores rangos son de 3% para salinidad, más de 5 ml de oxígeno disuelto y un orden de magnitud para la concentración de nutrientes, entre verano e invierno (ver Ahumada et al., 1983). Evidentemente que estos patrones de comportamiento estacional producen cambios significativos en la composición y abundancia de la biota de la bahía, generando estrategias de crecimiento poblacional que permitan soportar estas condiciones. Como resultado, las comunidades que viven en este sistema tienen cadenas tróficas cortas, jerárquicas, poco ramificadas y poblaciones de estrategia r (reproducción en estado temprano, gran cantidad de huevos, gran esfuerzo en la reproducción, períodos cortos de vida y baja eficiencia de asimilación).

Respecto del material sedimentado, se asume que una parte de él es resuspendido o reincorporado al sistema pelágico (ca. 40%) a través de diferentes procesos (ej.: bioperturbación, transformación química, arrastre por gases, disolución, etc.), la otra parte es acumulada con lentos procesos de remineralización. Estos procesos pueden exceder el límite de tiempo para el cual hemos definido el balance. Por lo tanto, en escala de tiempo anual (i.e., período de surgencia-período de

convergencia), la condición de la bahía establece estados de falta de equilibrio y se convierte en un sistema altamente productivo en primavera-verano, donde las aguas de surgencia proveen los nutrientes. En cambio, en otoño-invierno el sistema remineraliza la materia orgánica sedimentaria, fertilizando las aguas y manteniendo en parte la fertilidad de esta bahía. Uno de los resultados del largo periodo es un proceso de eutrofización natural irreversible, por los efectos residuales de estos mecanismos de fertilización y alta producción de la bahía. Sin embargo, mantiene el equilibrio estable en la escala de meses y entrega una parte importante de su producción al sistema costero adyacente.

En periodos más cortos de tiempo, los procesos de coprofagia y utilización de exudados y productos de excreción por parte de bacterias, se transforman en un elemento de retroalimentación del sistema, ya que éstas son posteriormente consumidas por flagelados y ciliados, vía *loop* bacteriano. Estos mecanismos estarían reutilizando las "pérdidas" tradicionales vía excreción (González & Biddanda, en prensa) y sedimentación de fitoplancton senescente y agregados. Esto aumentaría la eficiencia del sistema pelágico de la zona costera, con condiciones de tensión interna debido a los requerimientos de oxígeno por alta concentración de detritus orgánico. A esto debe sumarse el material orgánico de origen antropogénico, que está siendo incorporado a la bahía por la actividad de la industria pesquera (Rudolph & Ahumada, 1987; Ahumada & Rudolph, 1989).

AGRADECIMIENTOS

A los árbitros que revisaron el manuscrito por sus acertadas críticas.

LITERATURA CITADA

AHUMADA, R. 1989. Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías, en Chile Central: una hipótesis. *Biol. Pesq.* 18: 53-66.

AHUMADA, R. y L. CHUECAS. 1979. Algunas características hidrográficas de la bahía de Concepción (36° 40'S; 73° 02'W) y áreas adyacentes, *Gayana, Miscelánea*, 8: 1-56.

AHUMADA, R., A. RUDOLPH & V. MARTÍNEZ. 1983. Circulation and fertility of Concepcion Bay. *Est. Coast. and Shelf Sci.* 16: 95-105.

AHUMADA, R. y A. RUDOLPH. 1989. Residuos líquidos de la industria pesquera: alteraciones ambientales y estrategias de eliminación. *Amb. y Des.*, 5(1): 147-161.

ARCOS, D.F. & R.E. WILSON. 1984. Upwelling and the

distribution of Chlorophyll-a within the Bay of Concepcion, Chile. *Est. Coast. and Shelf Sci.* 18: 25-35.

BAIRD, D. & R. ULANOWICZ. 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake bay ecosystem. *Ecological Monographs*, 59(4): 229-374.

BRYLINSKY, M. 1976. Steady-state sensivity analysis of energy flow in marine system. In: B.C. Patten (ed.), *Systems analysis and simulation in ecology*, (2): 81-101. New York, NY., Academic Press.

CARRASCO, F.D. & C. OVARZÚN. 1988. Diet of the polychaete *Lumbrineris tetraura* (Schmarda) (Lumbrineridae) in a polluted soft-bottom environment. *Bulletin of Marine Science*, 42(3): 358-365.

DAROCH, A. 1988. Cuantificación de la Materia Orgánica Utilizable (UDOM) y su relación con la producción bacteriana y biomasa fitoplanctónica y bacteriana. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano. 85 pp.

FASHAM, M.J.R. 1985. Flow of materials in the marine euphotic zone. En: R.E. Ulanowicz & T. Platt (eds.), *Ecosystem theory for biological oceanography*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 213: 139-162.

FRY, J.C. 1989. Determination of biomass. En: B. Austin (Ed.), *Methods in Aquatic Bacteriology*. John Wiley & Sons. New York, pp. 27-72.

FURIMAN, J.A. & F. AZAM. 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: Evaluation an field results. *Mar. Biol.* 66: 109-120.

GALLARDO, V.A., J.G. CASTILLO & L.A. YÁÑEZ. 1972. Algunas consideraciones preliminares sobre la ecología bentónica de los fondos sublitorales blandos en la Bahía de Concepción. *Bol. Soc. Biol. de Concepción*, 44: 169-190.

GONZÁLEZ, H., P. BERNAL y P. AHUMADA. 1987. Desarrollo de la dominancia local en la taxocenosis de fitoplancton de la bahía de Concepción, Chile, durante un evento de surgencia. *Revista Chilena de Historia Natural*. 60(1): 19-35.

GONZÁLEZ, H., S. PANTOJA, J.L. IRIARTE & P. BERNAL. 1989. Winter - spring variability of size - fractioned autotrophic biomass in Concepcion Bay, Chile. *J. Plankton Res.* 11: 1157-1167.

GONZÁLEZ, H. & B. BIDDANDA. (En prensa). Microbial transformation of isopod (*Idotea granulosa*) feces. *Mar. Biol.*

HOOBIE, J.E., R.J. DALEY & S. JASPER. 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 37: 805-812.

LEWIS, M.R. & J.C. SMITH. 1983. A small volume, short-incubation-time method for measurement of photosynthesis as a function of incident irradiance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 99-102.

LONGHURST, A. 1984. Importance of measuring rates and fluxes in marine ecosystems. En: M.J.R. Fasham (ed.), *Flows of energy and materials in marine ecosystems: Theory and practice*. Plenum Press, New York. pp. 3-22.

MARGALEF, R. 1978. What is an Upwelling ecosystem? En: Boje, R. & M. Tomczack (eds.), *Upwelling ecosystem*, Springer-Verlag, Berlin, Germany. 10-15 pages.

MESÍAS, J. & S. SALINAS. 1986. Corrientes en la bahía de Concepción, Chile. *Biología Pesquera*, 15: 55-62.

O'NEILL, R.V., D.L. DE ANGELIS, J.B. WAIDE & T.F.H. ALLEN. 1986. A Hierarchical Concept of Ecosystems. *Monographs in Population Biology* (Ed. R. May). Princeton University Press. New Jersey. 255 pp.

- PANTOJA, S., H. GONZÁLEZ & P.A. BERNAL. 1987. Size-fractionated photoautotrophic production in a shallow bay. *Biol. Pesq.* 16: 99-105.
- PANTOJA, S., H. GONZÁLEZ & P.A. BERNAL. 1989. Bacterial biomass and production in a shallow bay. *J. Plankton Res.*, 11(3): 599-604.
- PARSONS, T.R., M. TAKAHASHI & B. HARGRAVE. 1984. *Biological oceanographic processes*. Pergamon Press, Oxford, New York. 331 pp.
- PETERSON J. 1984. Synthesis of carbon stock and flows in the open ocean mixed layer. Pages: 547-554. En: J.E. Hobbie & P.J. 1eB Williams. *Heterotrophic Activity in the Sea*. Plenum Press, 569 pp.
- PLATT, T., K.H. MANN & E. ULANOWICZ. 1981. *Mathematical models in biological oceanography*. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 7. UNESCO Press. Paris.
- PRIGOGINE, I. 1961. *Thermodynamics of irreversible processes*. Second Revised Edition. Interscience Publishers. London. 120 pp.
- RUDOLPH, A., R. AHUMADA & S. HERNÁNDEZ. 1984. Distribución de la materia orgánica, carbono orgánico y fósforo total en los sedimentos recientes de la bahía de Concepción, Chile. *Biología Pesquera*, 13: 71-82.
- RUDOLPH, A. & R. AHUMADA. 1987. Intercambio de nutrientes entre una marisma con una fuerte carga de contaminantes orgánicos y las aguas adyacentes. *Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile*. Tomo 58: 151-169.
- Servicio Nacional de Pesca (SERNAP). 1982. *Anuario Estadístico de Pesca*.
- Servicio Nacional de Pesca (SERNAP). 1983. *Anuario Estadístico de Pesca*.
- STRATHMANN, R. 1967. Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 411-418.
- STRICKLAND, J.D. & T.R. PARSONS. 1972. *A Practical Handbook of Seawater analysis*. Bull. Fish. Res. Bd. Canada. 167: 1-310.
- SUGIMURA, Y. & Y. SUZUKI. 1988. High-Temperature Catalytic Oxidation Method for the Determination of Non-Volatile Dissolved Organic Carbon in Seawater by Direct Injection of Liquid Sample. *Mar. Chem.*, 24: 105-131.
- ULANOWICZ, R.E. 1986. *Growth and Development. Ecosystems Phenomenology*. Springer-Verlag, New York. 203 pp.
- WIEBE, P.H., S. BOYD & J.L. COX. 1975. Relationships between zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight and carbon. *Fish. Bull.* 73(40): 777-786.

LA CONTAMINACION MARINA Y EL VALOR DE LA MACROINFAUNA BENTONICA EN SU EVALUACION Y VIGILANCIA: CASOS DE ESTUDIO EN EL LITORAL DE CONCEPCION, CHILE

MARINE POLLUTION AND THE VALUE OF THE BENTHIC MACROINFAUNA FOR ITS ASSESSMENT AND MONITORING: SOME EXAMPLES AT CONCEPCION MARINE COAST, CHILE

Franklin D. Carrasco y Víctor A. Gallardo

RESUMEN

Se revisa y discute la literatura más relevante que dice relación con el valor que presenta la macroinfauna bentónica marina para el estudio y evaluación de la contaminación marina. Así, se analizan y discuten tópicos como la vigilancia biológica y las modalidades utilizadas para evaluar los efectos de la contaminación. Se enfatiza la ventaja que significa utilizar a las comunidades del bentos marino en los programas de vigilancia biológica rutinarios. Al analizar las diferentes modalidades usadas para detectar los efectos de la contaminación sobre los organismos marinos, especial atención se presta a: i) los índices de diversidad de especies, discutiendo críticamente su utilidad; ii) las técnicas analíticas multidimensionales, la clasificación y la ordenación, presentando las más utilizadas; iii) los índices bióticos de contaminación, discutiendo su validez; iv) las especies sensitivas o indicadoras de contaminación, concepto cuya actualidad se analiza, presentándose algunos ejemplos del litoral de Concepción; v) por último, se revisan las curvas de dominancia de las distribuciones por especie, su utilidad, la cual es ilustrada con ejemplos de la región costera aludida.

Palabras claves: Contaminación marina, evaluación, vigilancia, macrobentos, Chile.

ABSTRACT

The value of the benthic macroinfauna for the study and assessment of the marine pollution, from more relevant literature are revised and discussed. Thus, issues as biological monitoring and the different ways utilized to assessment the effects of pollution are analyzed and discussed. Marine benthic infauna communities are very suitable and superior to many other biological groups used in routine biological monitoring programmes, fact which is stressed. In the analysis of the different modalities used to detect the effects of pollution on marine organisms, special attention receive the: i) species diversity indices, critically discussing their utility; ii) the multivariate analytic techniques, classification and ordenation, presenting the most utilized; iii) the pollution biotic indices, analising their validity; iv) the pollution indicator or sensitive species, concept which his present status is discussed, showing some examples from the Concepcion (Chile) marine coast; and v) the distribution by species dominance curves, being their utility showed with some examples of the same marine area.

Key words: Marine pollution, impact assessment, macrobenthos.

LA INFAUNA BENTONICA Y SU RELEVANCIA EN EL ESTUDIO DE LA CONTAMINACION MARINA

Eventos tanto de índole natural (tempesta-

des, grandes marejadas, erupciones volcánicas, terremotos, etc.), como asimismo aquellos originados por actividades antrópicas, amenazan la salud o el bienestar de la Humanidad. Se puede planificar una minimización

de los efectos de los eventos naturales, pero es mucho más difícil prevenirlos. La falencia de la sociedad en utilizar los principios ecológicos para minimizar los impactos negativos de las actividades humanas, se considera como su más importante debilidad en el siglo veinte. En una era donde las actividades humanas son la fuerza dominante que influye en las comunidades biológicas, un manejo adecuado requiere de la comprensión de los patrones y procesos que ocurren en los sistemas biológicos y el desarrollo de procedimientos que aseguren la protección y conservación de los recursos biológicos. Esta evaluación debe incluir la vigilancia biológica directa (Karr, 1987).

A pesar de lo anteriormente señalado, la utilización de la vigilancia biológica directa suscita a menudo controversia, sobre todo cuando éste se refiere a vigilancia y evaluación de recursos acuáticos. Aun cuando se admite la importancia de la vigilancia biológica, la selección de una metodología o incluso de un enfoque filosófico, puede ser difícil. Así, a manera de ejemplo, los responsables del manejo de recursos acuáticos han dependido de la vigilancia de parámetros físicos y químicos como indicadores de condiciones biológicas, a pesar de las debilidades obvias de dicho enfoque (Karr & Dudley, 1981).

Es posible señalar, en general, que han existido importantes críticas y discusiones acerca de las modalidades para evaluar los efectos de la contaminación. A grandes rasgos se pueden identificar dos grandes tendencias: una que utiliza estudios de campo de las comunidades bióticas, y otra que emplea investigaciones de campo o de laboratorio de organismos individuales. Se debe reconocer que ambas aproximaciones muestran méritos y desventajas, y no son mutuamente excluyentes. El estudio de los organismos individuales, en el contexto de la obtención de documentación suficiente de la variabilidad fisiológica y química, puede proveer un útil monitoreo de la calidad del agua y una alerta temprana de cargas de contaminantes potencialmente dañinas (Hartley, 1982). Sin embargo, el uso exclusivo de esta estrategia de vigilancia deja sin respuesta la pregunta acerca de qué tipo de impacto ha existido sobre las comunidades naturales de un área. Indudablemente para responder adecuadamente la pregunta son esenciales los estudios en terreno.

Una parte apreciable, del considerable esfuerzo desplegado para medir el impacto

biológico de la contaminación, se ha enfocado sobre su efecto sobre el organismo individual, principalmente debido a que los efectos no específicos de la contaminación pueden generalmente diagnosticarse mediante respuestas fisiológicas, patológicas y bioquímicas, las cuales posibilitan una evaluación cuantitativa de la salud animal. El mérito de tales estudios sobre los individuos es la posibilidad de una alerta temprana, puesto que el efecto de los "estresores" subletales será evidente en la respuesta individual mucho antes que llegue a ser aparente en la población o en la comunidad (Bayne, 1979; Govaere *et al.*, 1980). Habría que agregar, además, la posibilidad de establecer relaciones causales y cuantitativas en experimentos de laboratorio.

A pesar de lo recién enfatizado, en la mayor parte de las situaciones naturales la contaminación no es de un tipo simple, y la acción simultánea y a menudo sinérgica de varios diferentes tipos de contaminantes, es muy difícil de deducir solamente de experimentos de laboratorio. Aún más, es cuestionable si los efectos subletales sobre los individuos proveerán suficiente motivación para la acción en los procesos de toma de decisiones; solamente efectos espectaculares sobre las poblaciones o comunidades, es probable que resulten en un interés político. Estos efectos son difícilmente predecibles a partir de experimentos de laboratorio sobre una especie. Aunque es probablemente cierto que el monitoreo ecológico no proveerá ni una alerta temprana ni la posibilidad de establecer relaciones causales irrefutables, éste es la única manera de medir cambios directamente en las comunidades (Govaere *et al.*, 1980).

Se ha señalado que tres objetivos generales son comunes a la mayoría de los programas de vigilancia marina (Segar & Staman, 1986; Bilyard, 1987): i) asegurar que la salud humana no está amenazada; ii) asegurar que no se le está provocando un daño inaceptable al ecosistema marino; iii) suministrar la información, que les permita a los administradores ambientales la toma de decisiones informadas, acerca de si continuar, reducir o expandir el uso del océano para el vertimiento de desechos y otras actividades. La infauna bentónica suministra datos que son relevantes a cada uno de estos tres objetivos. Debido en buena parte a esto, es que se indica que el análisis de la macroinfauna bentónica es un elemento clave en programas de vigilancia marina. Desafortunadamente y debido a la

intensa labor que implica la separación de las muestras y la identificación taxonómica, algunos programas de monitoreo últimamente han eliminado la fauna bentónica solamente por razones de costo. Puesto que la macroinfauna bentónica, y se podría agregar la meiofauna, provee valiosa información que no es posible obtener de otra manera, es un serio error su eliminación de los programas de vigilancia (Bilyard, 1987).

Las características de las comunidades de organismos bentónicos, que las hacen adecuadas para su uso en programas de vigilancia, son: i) su relativa carencia de movilidad, ii) su posición trófica, y iii) los ciclos de vida larga y estables de sus componentes (Bilyard, 1987). El primero y el último atributo posibilitan, por tanto, que las respuestas al estrés ocurran en escalas espaciales y temporales que facilitan su estudio. Además, el bentos es relativamente susceptible al estrés resultante de las actividades antrópicas, como por ejemplo provocadas por la sedimentación de material orgánico particulado o tóxico (Boesch & Rosenberg, 1981). Estos animales sedentarios, por lo tanto, son menos capaces de eludir o evitar condiciones potencialmente dañinas, que en el caso de organismos más móviles. Ellos son efectivamente sésiles y actúan como integradores de los efectos de varios niveles de contaminantes y disturbios desde una fuente fija sobre un período relevante (Hartley, 1982). Por otro lado, los organismos bentónicos costeros están a menudo íntimamente acoplados con la trama alimentaria pelágica, constituyendo un nexo para el transporte de contaminantes hacia niveles tróficos superiores, incluyendo peces y seres humanos (Smith *et al.*, 1988). No menos relevante es el papel de la infauna bentónica, en el reciclamiento de nutrientes en la columna de agua. Al respecto, Rhoads (1974) indica tres mecanismos de la mayor importancia en este reciclamiento: i) la ingestión de *pellets* (coprofagia), los cuales han sido reconstituidos por bacterias o plantas, ii) el transporte vertical de detritus orgánico desde bajo de la discontinuidad del potencial *redox* a la interfase sedimento-agua, iii) resuspensión de sedimentos de fondo ricos en nutrientes hacia la columna de agua, proveyendo una fuente de alimento potencial para los animales suspensívoros.

La contaminación de la macroinfauna bentónica no implica en general un daño directo a la salud humana. Pero sí la macrofauna puede mediar daños a la salud pública,

mediante la bioacumulación de sustancias tóxicas (e.g., metales pesados, DDT, PCB, etc.), depositadas en los sedimentos marinos. Así, puede resultar en daños a la salud humana el consumo de peces y megafauna epibentónica (i.e., jaibas, grandes bivalvos, peces, etc.), los cuales han llegado a contaminarse mediante la predación sobre infauna bentónica químicamente contaminada (Bilyard, 1987).

Como lo han señalado Hartley (1982) y Bilyard (1987), la vigilancia ambiental es necesaria para establecer la magnitud, la distribución en el espacio y la distribución temporal de los impactos de las actividades humanas en el medio ambiente. También se ha indicado que es imprescindible vigilar al menos un componente biológico del ecosistema, enfatizándose asimismo la superioridad de la infauna bentónica (macro y meiofauna) sobre otros grupos biológicos (e.g. peces, plancton, aves marinas, etc.), debido a la mencionada característica sedentaria. Así, por ejemplo, los organismos planctónicos, y debido al movimiento de las masas de agua, en estudios que involucren la variable espacio, raramente se tiene certeza en cuánto tiempo ha estado en las vecindades de la fuente de contaminación una comunidad pelágica particular, y en investigaciones desarrolladas en el tiempo, no es posible muestrear repetidamente en un lugar particular (Warwick, 1988a). Además, y por otro lado, la superioridad de los organismos bentónicos se manifiesta también por el hecho de que estos organismos deben adaptarse al estrés ambiental o lisa y llanamente perecer. Asimismo, es conveniente enfatizar que las respuestas de la infauna bentónica a la contaminación de los sedimentos, facilita una definición en el espacio de los impactos (Phillips & Segar, 1986; Bilyard, 1987).

Además de la ya indicada relevancia de la posición trófica de la infauna bentónica, es importante la literatura que enfatiza lo sensitivos que son estos organismos a los disturbios o alteraciones del hábitat, incluyendo enriquecimiento orgánico de los sedimentos marinos y contaminación de éstos por sustancias tóxicas (Pearson & Rosenberg, 1978; Boesch & Rosenberg, 1981; Hartley, 1982; Bilyard, 1987; Gray *et al.*, 1988; Warwick, 1988b; Heip *et al.*, 1988).

Ultimamente se ha vislumbrado cierta confusión en la literatura, con respecto a cierta tendencia peligrosa de privilegiar las pruebas de bioensayos de sedimentos en el

laboratorio (e.g., pruebas de toxicidad aguda y de genotoxicidad), como alternativos a la vigilancia de la infauna bentónica, mayoritariamente debido a sus costos más bajos (Bilyard, 1987). Así, por ejemplo, Long & Chapman (1985) son de la idea de discontinuar la utilización de la infauna en los programas de vigilancia una vez que los bioensayos de sedimento se establezcan tecnológicamente, y después que se verifique la significancia de los resultados de los bioensayos de sedimentos producidos en el laboratorio. Estos autores previenen, sin embargo, que los bioensayos de sedimento debieran ser ampliamente probados y aplicados antes que la infauna bentónica pueda ser discontinuada de los programas de vigilancia. Si se pudiera desarrollar una íntima correspondencia entre los bioensayos de sedimento y la infauna bentónica, la utilización de los mencionados bioensayos reduciría en forma substancial los costos del monitoreo. Según Bilyard (1987), en la actualidad el uso *in situ* de la infauna confiere varias e importantes ventajas sobre la utilización de solamente bioensayos de laboratorio.

Las ventajas mencionadas anteriormente (Bilyard, 1987) son en primer lugar, i) que las especies bentónicas en el medio ambiente receptor pueden responder a estrés crónicos. Ninguno de los bioensayos de sedimento comúnmente usados en la actualidad en programas de vigilancia biológica marina tiene esta capacidad. Aunque es posible y sería altamente deseable el desarrollo de pruebas de bioensayos crónicos, las pruebas de bioensayos crónicos de largo aliento efectivas serían probablemente tan costosas o más caras que el monitoreo directo de la infauna bentónica (Cairns, 1983); ii) la infauna bentónica provee información sobre impactos al ecosistema de interés. Los bioensayos de laboratorio usan a menudo especies que no son de origen local y que pueden no responder al contaminante de interés, dificultando o haciendo imposible predecir los efectos sobre la biota residente (Gray, 1980); y aún más, las pruebas de laboratorio no pueden ser utilizadas para predecir respuestas a los contaminantes a nivel de conjuntos multiespecíficos, de comunidad o de ecosistema (Cairns, 1983, 1984); iii) la infauna bentónica *in situ* puede reflejar condiciones en el terreno mejor que las especies de los bioensayos de laboratorio. Por ejemplo, la infauna en un lugar dado puede responder a altas concentraciones subsuperficiales de una sustancia tóxica,

porque ellos horadan o excavan en el estrato altamente contaminado (Bilyard, 1987).

Las decisiones de manejo ambiental deberían basarse sobre información científica que exhiba tres características: i) la información debería ser cuantitativa, y su variabilidad inherente debiera ser estimable; ii) debe ser específica de un sitio o lugar, para ayudar a definir impactos en el espacio y en el tiempo, y a atribuirlos a fuentes puntuales individuales de contaminantes, cuando sea apropiado; y iii) debiera caracterizar al menos una comunidad biológica. Los datos originados en la infauna bentónica soportan estas tres características (Bilyard, 1987). Esta comunidad biológica es especialmente útil para la evaluación cuantitativa, debido a que es posible determinar el grado de muestreo (i.e. tamaño de muestra y el grado de replicación) necesario para caracterizar la composición específica de la comunidad. Los conjuntos faunísticos de la infauna bentónica son las únicas comunidades biológicas que proveen a los encargados del manejo ambiental, datos de variabilidad estimable en lugares específicos y sobre áreas específicas. Los hábitos sedentarios de la infauna bentónica facilitan también el desarrollo de modelos que describen relaciones causa-efecto. Por último, la infauna tiene gran potencial para el desarrollo de modelos que relacionan las substancias tóxicas con la estructura comunitaria o las abundancias de las especies individuales. Todos los atributos mencionados de la infauna bentónica y su relevancia como componente principal de los programas de vigilancia biológica marina, nos llevan a concluir, con Bilyard (1987), que sería en estos momentos un serio error discontinuar la utilización de la infauna de la mayoría de los programas de monitoreo.

En lo que dice relación con las metodologías de estudio de la infauna bentónica, sus opciones y alternativas, y más específicamente en referencia con tópicos como el diseño muestral, número de réplicas a considerar, manipulación de las muestras biológicas, tamaño de la trama de los tamices utilizados en el lavado, separación de las muestras biológicas, identificación taxonómica, etc., la literatura no es muy abundante, aunque ha sido considerada y revisada con gran propiedad, entre otros, por Birkett & McIntyre (1971), Holme & McIntyre (1971), McIntyre (1971), Saila *et al.* (1976), Elliott (1977), Poore & Kudenov (1978), Cuff & Coleman (1979), Downing (1979), Green (1979), Coleman

(1980), Gray (1981), Hartley (1982), Clarke & Green (1988), Vézina (1988).

DETECCION DE LOS EFECTOS DE LA CONTAMINACION SOBRE LOS ORGANISMOS MARINOS

Existe una variedad de técnicas o metodologías que se utilizan o se han empleado para separar los efectos de los contaminantes ("estresores") de la variabilidad ambiental natural. En general, estos diferentes enfoques es posible reducirlos a los siguientes tipos: i) la integración del número de especies y de los individuos en un índice único: los denominados *índices de diversidad*; ii) los métodos multidimensionales de *clasificación y ordenación*, que clasifican especies y sitios o estaciones, que permiten además relacionar las agrupaciones resultantes en forma exitosa con gradientes ambientales naturales y de contaminación; iii) los *índices bióticos* de contaminación, iv) las *especies indicadoras* o sensitivas de o a la contaminación; y v) las *curvas de distribución de las abundancias por especie*.

Los índices de diversidad

La utilidad de los índices de diversidad ha sido discutida frecuentemente estas dos últimas décadas (Pielou, 1966; Hurlbert, 1971; Peet, 1974; Goodman, 1975; Gray, 1981; Frontier, 1985). Muchos autores los han utilizado como una medida de estructura comunitaria total, a pesar de lo señalado por Pielou (1966). Existen dos problemas mayores con su aplicación; así, por un lado, cuando curvas de abundancia de especies, estadísticas informacionales u otros índices se calculan como parámetros de distribuciones teóricas de la abundancia relativa de especies en las muestras analizadas, estas medidas se aplican solamente al tamaño de muestra utilizado en la recolección y a las especies observadas. El método de "rarefacción" de Sanders (1968) (Hurlbert, 1971), el cual depende de la forma de la curva de abundancia de especies, en vez del número absoluto de especies por muestra, pareciera que eludiría a este problema (Hargrave & Thiel, 1983). Sin embargo, ciertos autores como Abele & Walters (1979), han señalado que la habilidad para demostrar diferencias en el número de especies entre regiones depende fuertemente sobre las técnicas de muestreo y los grupos taxonómicos utilizados en las comparaciones. Por otro lado, Hargrave & Thiel (1983)

enfatan también el hecho de que los estudios de la diversidad específica en comunidades marinas se ha basado sobre consideraciones de un estrecho espectro de tamaño y de grupos faunales, siendo también a veces posible determinar la eficiencia de muestreo de diferentes tipos de organismos en cualquier colección. Además, esto daría razón a lo indicado por Fager (1972), en el sentido que el estudio de la diversidad de organismos (*organism diversity*) constituye un estudio de muestreo.

Los índices de diversidad de Shannon, Simpson, Lloyd & Ghelardi, McIntosh, y Brillouin son todos índices de diversidad intrínsecos. Una función o índice de diversidad intrínseca es aquella que ordena los conjuntos de acuerdo a su diversidad intrínseca dondequiera que tal ordenamiento sea posible (Lambhead *et al.*, 1983). Mejores propiedades como índices de diversidad parece que presentan el "número esperado de especies" (Smith & Grassle, 1977) y la "proporción de encuentros interespecíficos potenciales" (Hurlbert, 1971). Por otro lado, aunque algunos autores consideran la diversidad como una propiedad intrínseca de las comunidades, otros, como Hurlbert (1971) y Goodman (1975), son de la idea que la diversidad tiene realidad solamente como un vago concepto, que combina dos componentes diferentes y que a menudo varían independientemente: el número de especies y la equidad de la abundancia entre ellas. Los índices de diversidad no son nada más que medidas multidimensionales de la varianza de los organismos individuales sobre las especies. Debido principalmente a estas consideraciones, Green (1979) desincentiva su uso en estudios ambientales. Aunque Gray (1981), al discutir los efectos de la contaminación, agrega la idea de que la diversidad es una propiedad ecológica de una comunidad y que puede usarse de una manera comparativa, que un valor de diversidad en sí mismo significa poco, y que ellos reflejan meramente cambios en los patrones de dominancia. Por último Frontier (1985), ha sugerido a la luz de la nueva teoría de los fractales (Mandelbrot, 1982), que la diversidad ecológica parece ser una faceta de la organización fractal de la biomasa.

Clasificación y ordenación

Estas técnicas analíticas, la clasificación y la ordenación, se pueden utilizar para cumplir

dos objetivos específicos: i) descripción y cuantificación de los patrones de las comunidades bentónicas, patrones que incorporan y reflejan respuestas simultáneas de varias especies y ii) correlacionar estos patrones comunitarios con patrones ambientales (Smith *et al.*, 1988). La literatura sobre estos métodos de análisis es bastante abundante, siendo para nuestros propósitos de interés mencionar las revisiones de Sneath & Sokal (1973), Clifford & Stephenson (1975), Boesch (1977), Orloci (1978), Green (1979), Field *et al.* (1982), Gauch (1982), Legendre & Legendre (1983), Pielou (1984).

El análisis de conglomerados, clasificación numérica o fenética numérica, delimita grupos de muestras biológicamente similares. Este análisis de conglomerados, con estrategias de agrupamiento jerárquica y aglomerativa, es a menudo utilizado en estudios de ecología bentónica (Boesch, 1977; Smith *et al.*, 1988). Esta metodología consiste, en primer lugar, en el cálculo de similitudes o distancias (disimilitudes) entre muestras o estaciones (o bien sobre especies), a partir de los índices apropiados (de similitud o disimilitud), para conformar enseguida una matriz asimétrica de similitudes o distancias (disimilitudes). Involucra a continuación pareos sucesivos de las muestras o grupos de muestras más similares (o de las más disímiles o distantes), hasta que todas las muestras están en un gran grupo. El proceso se resume o culmina en una estructura tipo árbol o dendrograma. La tarea de seleccionar o determinar los grupos de un dendrograma, se facilita apreciablemente estudiando una tabla de doble entrada de coincidencias o análisis nodal (Boesch, 1977). Ultimamente se ha sugerido la conveniencia de utilizar la cladística numérica (Lambhead & Paterson, 1986), en el análisis de datos ecológicos del tipo que aquí se comenta.

Las técnicas de ordenación despliegan los patrones biológicos o comunitarios en un espacio multidimensional (Orloci, 1978; Gauch, 1982; Legendre & Legendre, 1983; Pielou, 1984). La distancia entre cualquier par de puntos (representando dos muestras o dos especies) en el espacio debiera ser proporcional a su disimilitud. Las dimensiones del espacio son ejes, y las proyecciones de los puntos sobre los ejes son los *scores* o valores. Estos métodos intentan desplegar una cantidad máxima de la variación biológica presentes en los datos, sobre un número mínimo de ejes de ordenación. Los ejes están ordenados

de acuerdo al grado de variabilidad entre los *scores*, con el primer eje poseyendo la mayor variación y el último eje la menor. Las muestras (o las especies) están más esparcidas a lo largo de los ejes con mayor variación, y los ejes están dispuestos de tal manera, que los *scores* sobre los diferentes ejes no están correlacionados, minimizando la cantidad de información redundante.

Existen varias técnicas de ordenación, algunas más utilizadas que otras. Un grupo de ellas utiliza valores de disimilitud o distancia, en la respectiva matriz asimétrica, para construir el espacio de ordenación reducido. Estas técnicas son: i) el análisis de coordenadas principales, ii) la ordenación polar, iii) el escaleo (no) métrico multidimensional (Gauch, 1982). Otro grupo de métodos de ordenación, no usan directamente valores de similitud, sino que se basan sobre el modelo de la distancia de Euclides. Se pueden mencionar aquí: i) análisis de componentes principales, ii) promedios recíprocos, iii) análisis factorial de correspondencias, iv) análisis de correspondencias mejorado (Gauch, 1982; Pielou, 1984).

Indices bióticos de contaminación

La naturaleza cualitativa del concepto de organismo indicador, ha llevado a los investigadores a sugerir el *rating* numérico de especies o de grupos de especies para proveer índices semicuantitativos (Sheehan, 1981). Varios índices biológicos para la contaminación acuática, tanto marina como de aguas continentales, han sido publicados. Por ejemplo para el bentos marino, y como un medio de objetividad, Leppakoski (1975) ha propuesto un índice de "contaminación bentónica", el que se basa en las reacciones registradas en respuesta a la contaminación orgánica de las comunidades bentónicas costeras. Bonsdorff & Koivisto (1982) indican que el método tiene restricciones, en el sentido que los cambios en la condición ambiental no se pueden registrar en el corto tiempo, sino que se requiere que ocurran cambios mayores en la composición faunística sobre áreas definidas. Reish (1980) menciona, por otro lado, la utilización de un índice "trófico infaunal", basado en los modos de alimentación de los organismos recolectados en el lugar de estudio. En el caso de las aguas continentales, se ha señalado que la mayoría de estas medidas están restringidas a evaluar los efectos debidos a las descargas municipales o desechos

orgánicos de similar composición; por lo tanto, no se ha demostrado en forma adecuada su utilidad en la evaluación de los impactos de compuestos químicos tóxicos.

Con el propósito de establecer qué combinación de especies tipifica una comunidad particular, definida por un conjunto específico de condiciones ambientales, se ha observado que las especies comunes (las cuales aparecen a menudo en las colecciones) tienden generalmente a ser exitosas sobre un amplio rango de condiciones ambientales. Por el contrario, especies con rangos de respuesta estrechos para las variables ambientales específicas, se encuentran raramente en muestras provenientes de sistemas contaminados. Estos factores han llevado a los ecólogos a cuestionar el valor de la búsqueda por especies o conjuntos de especies que describan efectivamente los impactos del estrés contaminante (Sheehan, 1981).

Especies sensitivas o indicadoras de contaminación

La relativa susceptibilidad de los organismos de las diversas especies a los contaminantes tóxicos, forma la base del concepto de especie indicadora. El término "tolerante", con referencia a la especie, se aplica a aquellas poblaciones que se encuentran en el ecosistema contaminado. Por el contrario, especies "sensitivas" son aquellas que ya sea no se encuentran en el área contaminada o que ocurren solamente en bajas densidades en comparación a sus densidades normales en el sistema previo a la introducción contaminante (Sheehan, 1984). En relación al bentos marino, el término "especie indicadora de contaminación" se utiliza a menudo para referirse a ciertas especies que están habitando aguas costeras enriquecidas orgánicamente. El uso más común del término, parece ser en referencia a especies que dominan numéricamente el macrobentos en áreas enriquecidas orgánicamente (Reish, 1960; Pearson & Rosenberg, 1978; Gray, 1979; Grizzle, 1984).

Ultimamente, Gray & Pearson (1982) y Pearson *et al.* (1983), han reconocido que las metodologías para erigir especies indicadoras o sensitivas a la contaminación carecen de la objetividad necesaria y se basan casi siempre en el conocimiento acabado o autoridad (*expertise*) de solamente el investigador. Ante esta realidad proponen una metodología diferente, objetiva según indican, y que se basa

en la distribución log-normal truncada de los individuos entre las diferentes especies y su ploteo o graficación en una escala geométrica. Los autores agregan que el grupo de especies resultante de abundancia moderada, comprendido entre las clases geométricas V y VI (*i.e.* entre 16 a 63 individuos), corresponden a las especies sensitivas indicativas de los cambios producidos por la contaminación, y son características para cada área en particular. En la Figura 1 se presentan curvas log-normales de la distribución de los individuos entre las especies, para estaciones bentónicas sublitorales de la bahía de Concepción, bahía de San Vicente y áreas adyacentes. Las especies correspondientes a las clases geométricas de abundancia V y VI para las estaciones mencionadas, se presentan en la Tabla 1. Las especies que ahí se señalan serían entonces, en una aproximación preliminar, las formas sensitivas o indicadoras de contaminación. Así, por ejemplo, para el área del puerto pesquero de Talcahuano son los anélidos marinos *Lumbrineris tetraura* (Kinberg) y *Pectinaria chilensis* Nilsson; para el centro de la bahía de Concepción cumplen los requisitos, entre otras, los gusanos *Nephtys ferruginea* Hartman, *Nereis dorsolobata* Hartmann-Schröder, *Lumbrineris tetraura*, *Sigambra bassi* (Hartman), el bivalvo *Mulinia edulis* (King), el gastrópodo *Nassarius gayi* Kiener y el crustáceo anfípodo *Ampelisca araucana* Gallardo.

Curvas de distribución de las abundancias por especie

En años recientes, ha sido bastante utilizado un método propuesto por Gray & Mirza (1979) y Gray (1981), el cual consiste en una graficación probabilística intrínseca para detectar cambios inducidos por la contaminación. El método se basa en la distribución de frecuencias de las abundancias de las especies. Así, una desviación de una distribución log-normal truncada de la distribución de los individuos por especies indicaría la presencia de un conjunto biótico contaminado o perturbado. Gray & Mirza (1979) demuestran que el efecto de la contaminación es incrementar la dominancia y sostienen que esto causa una desviación del modelo log-normal, y aún más, que tal perturbación poblacional es transitoria, volviéndose a la distribución log-normal después de cierto tiempo. Ellos evalúan la desviación de una distribución log-normal truncada mediante una grafica-

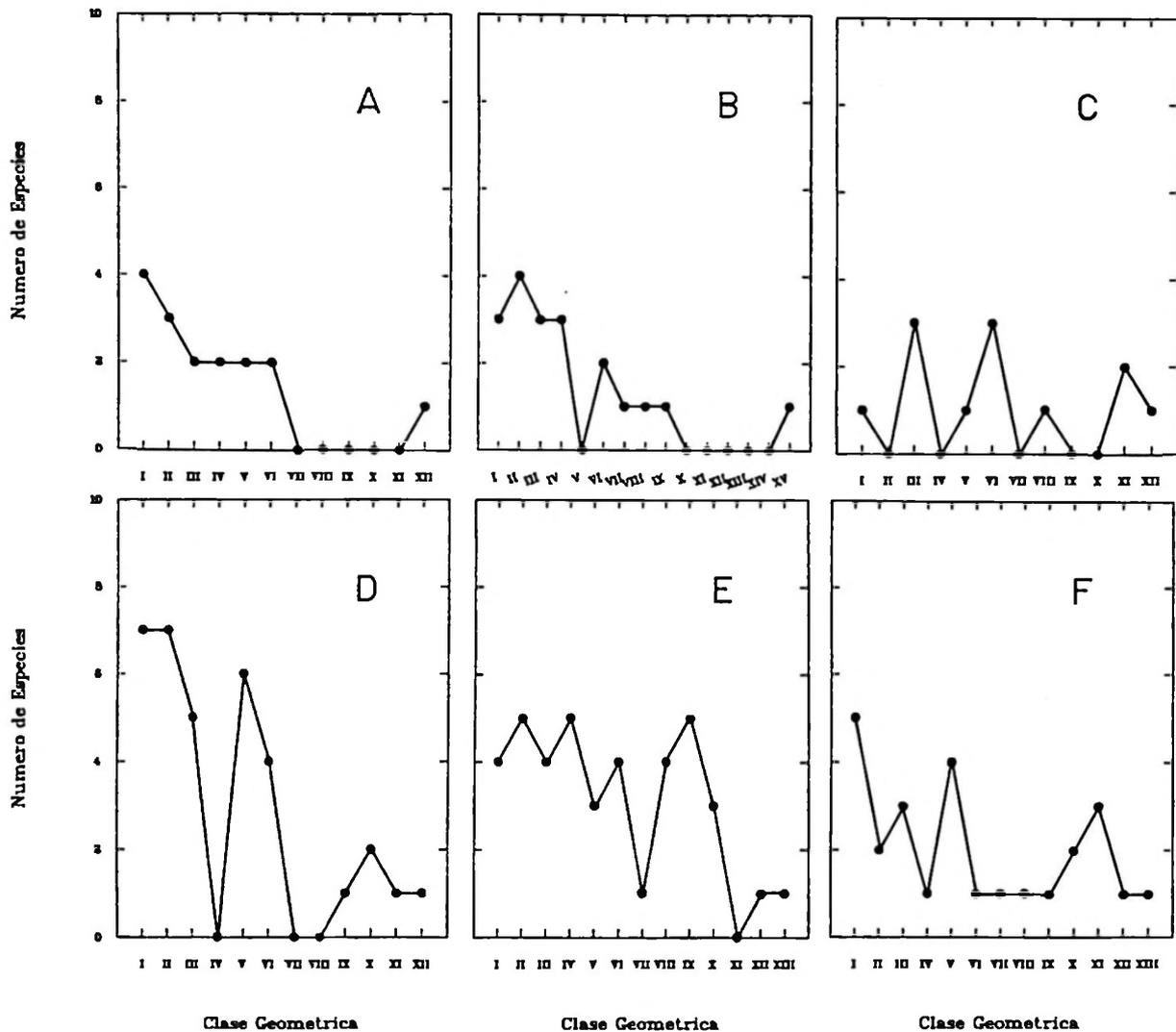


Figura 1. Gráficas log-normales con los datos graficados como número de especies (ordenada) en cada clase de abundancia geométrica ($\times 2$) (en la abcisa), según lo indican Gray & Pearson (1982). A. Datos del puerto pesquero de Talcahuano (enero 1982) (Carrasco, no publicado). B. Puerto pesquero de Talcahuano (abril 1980) (Carrasco & Oyarzún, 1988). C. Puerto pesquero de San Vicente (abril 1979) (Carrasco *et al.*, 1988). D. Bahía de Concepción (Boca Grande) (35 m) (Carrasco & Gallardo, no publicado). E. Frente a Tumbes (11 m) (Oyarzún *et al.*, 1987). F. Plataforma continental (65 m, octubre 1976) (Carrasco & Arcos, 1980).

ción acumulativa de abundancias log-transformadas sobre papel de probabilidades. Gray (1981) ha sugerido, además, que un conjunto muy contaminado también tendría una distribución log-normal, si bien con una desviación estándar mayor, lo que ha sido posteriormente refutado por Uglund & Gray (1982). Esta metodología de la log-normal ha sido cuestionada desde entonces principalmente por Shaw *et al.* (1983), Platt & Lamshead (1985) y Lamshead & Platt (1985).

En su crítica del método estocástico log-

normal de Gray & Mirza, Shaw *et al.* (1983), indican que existen métodos más simples y sensibles para detectar dominancia en un conjunto biótico. Mencionan por ejemplo la curva de la ordenación de las especies según su abundancia (RSA) (*rank species abundance*), donde las especies son ordenadas de acuerdo a su abundancia, y la abundancia de las especies es graficada contra el orden (*rank*) de las especies, pudiéndose en la práctica omitir con seguridad a las especies más raras. La dominancia puede ser expresada en un valor numérico único, al considerar como índice

Tabla 1
Especies sensitivas o indicadoras de contaminación
(Clases V y VI), determinadas siguiendo la metodología
sugerida por Gray & Pearson (1982) y Pearson et al.
(1983) (ver Figura 1; clase geométrica
V = 16 a 31 individuos, clase geométrica VI = 32 a
63 individuos)

Clase V	Clase VI
a) Puerto pesquero de Talcahuano (Figura 1A) <i>Sthenelais helenae</i> <i>Sigambra bassi</i>	<i>Cossura chilensis</i> <i>Lumbrineris tetraura</i>
b) Puerto pesquero de Talcahuano (Figura 1B)	<i>Lumbrineris tetraura</i> <i>Pectinaria chilensis</i>
c) Puerto pesquero de San Vicente (Figura 1C) <i>Nereis dorsolobata</i> <i>Paraprionospio pinnata</i>	<i>Aquilaspio peruana</i> <i>Phyllochaetopterus</i> sp.
d) Bahía de Concepción (Boca Grande) (Figura 1D) <i>Lumbrineris tetraura</i> <i>Nephtys ferruginea</i> <i>Aquilaspio peruana</i> <i>Typosyllis</i> sp.	
e) Tumbes (11 m) (Figura 1E) <i>Magelona phyllisae</i> <i>Lumbrineris bifilaris</i>	<i>Sigambra bassi</i> <i>Cossura chilensis</i> <i>Spiophanes chilensis</i>
f) Plataforma continental (65 m) (Figura 1F) <i>Lumbrineris bifilaris</i> <i>Phyllochaetopterus</i> sp. <i>Harmothoe</i> sp.	<i>Nereis dorsolobata</i>

de dominancia a la abundancia de la especie más común expresada como porcentaje del total de la muestra. En la Figura 2 se presentan curvas de ordenación de especies según abundancia (curvas-RSA), para algunas estaciones bentónicas sublitorales de la región de Concepción. Llama la atención la gran dominancia que se observa en la gráfica que corresponde al puerto pesquero de Talcahuano, en que la especie más abundante (*Carazziella carrascoi* Blake) está muy cerca del 100%, tendencia que también se observa en estaciones del centro de la bahía de Concepción, debido a la abundancia muy característica del gusano *Paraprionospio pinnata* (Ehlers). Por otro lado, y con ánimo comparativo, en las localidades asociadas con la plataforma continental la dominancia es mucho menos marcada, debiéndose principalmente a los anélidos *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea*

pigmentata Carrasco y *Mediomastus branchiferus* Hartmann-Schröder y al crustáceo anfípodo *Ampelisca araucana*.

Por otra parte, Lamshead *et al.* (1983) sugieren la conveniencia del uso combinado de la familia completa de índices de dominancia, es decir, la k-dominancia. Esto es posible mediante la graficación de la k-dominancia (porcentaje acumulativo de la abundancia) versus k (el *rank* de especies), *i.e.* una curva de k-dominancia, la cual es simplemente una curva RSA acumulativa. En la Figura 3 se presentan curvas de k-dominancia para algunas estaciones bentónicas sublitorales del litoral de la región de Concepción.

Recientemente, Warwick (1986) ha descrito un método mediante el cual el estado de la contaminación de una comunidad del macrobentos marino, puede ser evaluado sin

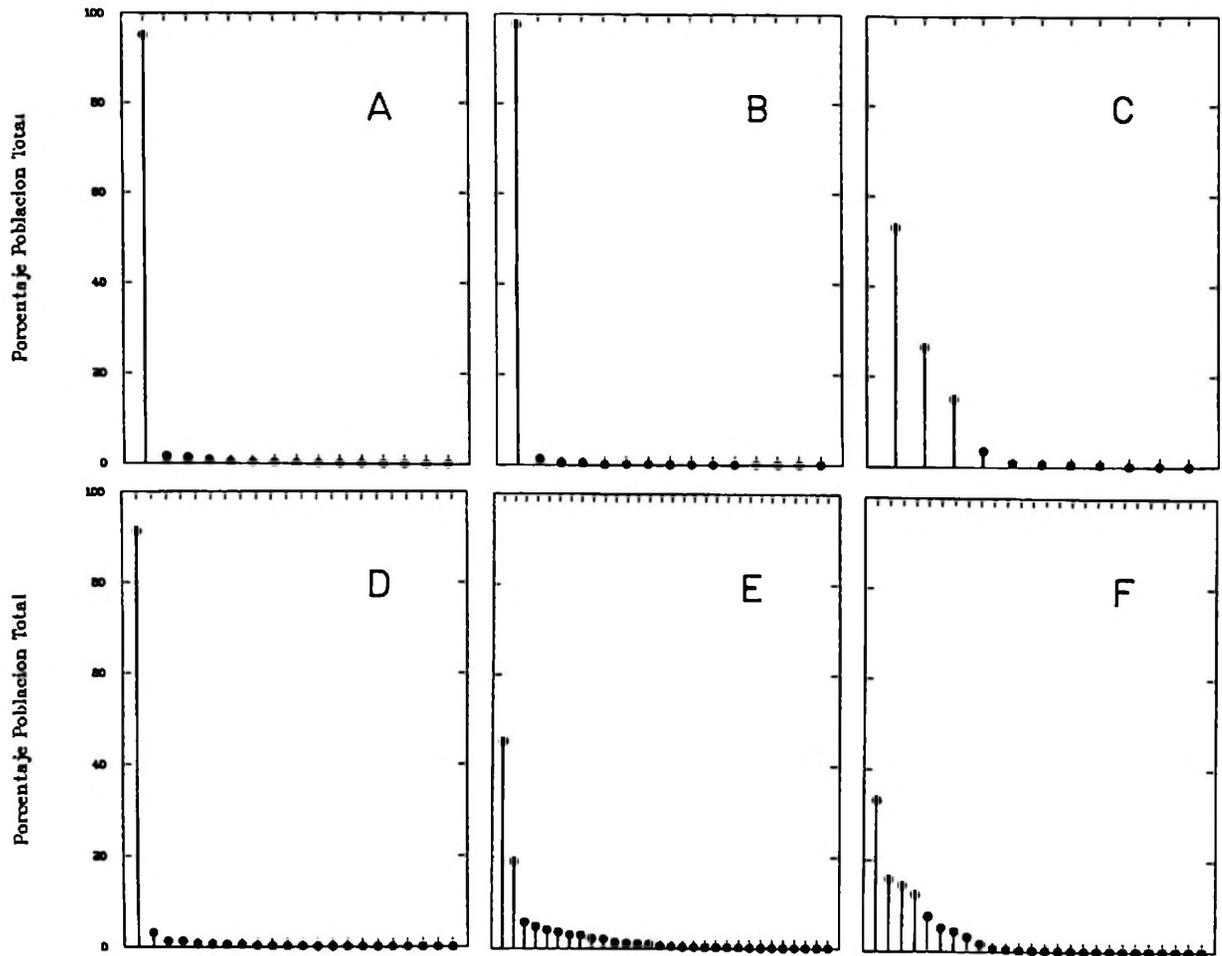


Figura 2. Curvas de dominancia tipo RSA (*rank species abundance*), con el porcentaje total de la población graficado en la ordenada y la ordenación decreciente (*ranking*) de especies en la abcisa, según lo sugieren Shaw et al. (1983). A. Para los datos del puerto pesquero de Talcahuano (enero 1982) (Carrasco, no publicado). B. Puerto pesquero de Talcahuano (abril 1980) (Carrasco & Oyarzún, 1988). C. Puerto pesquero de San Vicente (abril 1979) (Carrasco et al., 1988). D. Bahía de Concepción (Boca Grande, 35 m) (Carrasco & Gallardo, no publicado). E. Frente a Tumbes (11 m, abril 1980) (Oyarzún et al., 1987). F. Plataforma continental (65 m, octubre 1976) (Carrasco & Arcos, 1980).

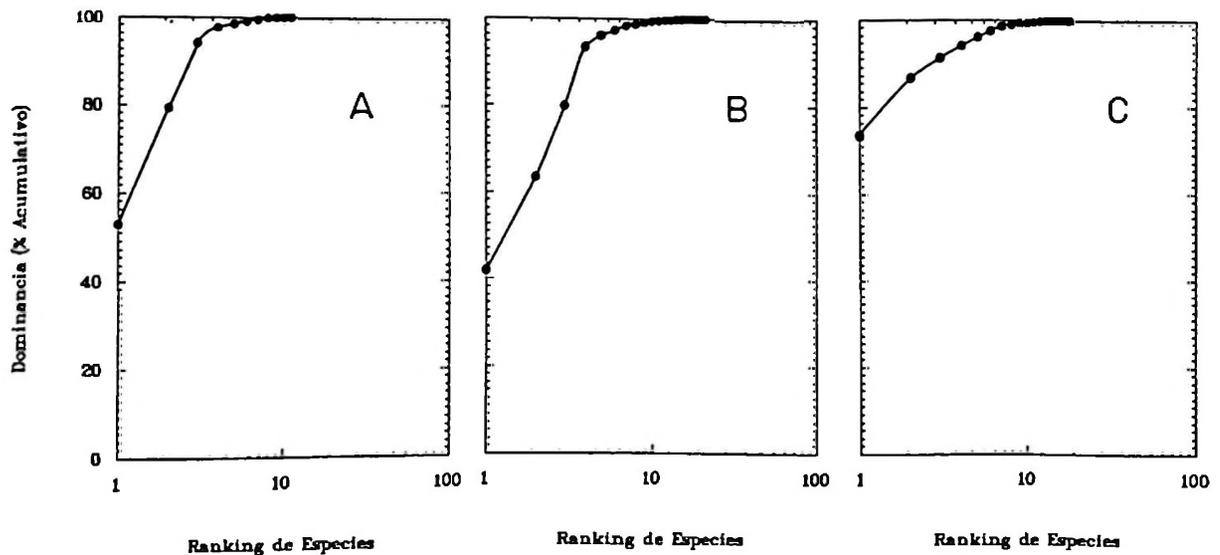


Figura 3. Curvas de k-dominancia, con el porcentaje acumulativo de la abundancia numérica en la ordenada versus el *ranking* de especies en la abcisa en escala logarítmica, según lo proponen Lamshead et al. (1983). A. Ejemplo con los datos de los fondos contaminados del puerto pesquero de San Vicente (abril 1979) (Carrasco et al., 1988). B. Plataforma continental (75 m, abril 1982) (Gallardo, no publicado). C. Plataforma continental (100 m, abril 1982) (Gallardo, no publicado).

referencia a una serie temporal o espacial de muestras biológicas de control. Dicho autor sugiere que la distribución de los números de individuos entre las especies muestra una respuesta diferencial a las perturbaciones inducidas por la contaminación, la cual puede ser claramente demostrada mediante la comparación de curvas de k-dominancia para la abundancia y la biomasa. En esta técnica, conocida también como método ABC (*abundance biomass comparison*) (Warwick *et al.*, 1987), las curvas mencionadas ordenan las especies en un orden de importancia sobre el eje X (escala logarítmica) con el porcentaje de dominancia en el eje Y (escala acumulativa). En comunidades bentónicas no contaminadas, la curva k-dominancia para la biomasa yace sobre la de la abundancia, en comunidades moderadamente contaminadas las dos curvas aproximadamente coinciden, y en comunidades muy contaminadas la curva de la abundancia numérica se ubica sobre la curva de la biomasa.

En la Figura 4 se presentan gráficos con las curvas de k-dominancia para la abundancia numérica y biomasa de estaciones bentónicas sublitorales seleccionadas de la bahía de Concepción y lugares adyacentes. Al analizar la gráfica correspondiente al puerto pesque-

ro de Talcahuano, donde la curva de la biomasa se origina mucho más abajo que la de los números, se puede inferir que el conjunto faunístico bentónico está altamente contaminado. Por otro lado, en la gráfica que se presenta para las estaciones del centro de la bahía de Concepción, las curvas de la abundancia y la biomasa tienden a coincidir, lo que según se ha señalado, correspondería a una comunidad moderadamente contaminada. Por último, en la gráfica de la estación de la plataforma continental, la curva de los números está sobre la de la biomasa, lo que implicaría ausencia de contaminación.

AGRADECIMIENTOS

Vaya nuestro primer reconocimiento a diversos autores por colocar a nuestra disposición importante literatura, asimismo por su valiosa cooperación en el terreno y laboratorio al Sr. Luis Aburto C., y a la tripulación de la L/C KAY KAY. Agradecemos también en forma muy especial el apoyo financiero de FONDECYT (Proyecto N° 0782) y de la Dirección de Investigación (Proyecto N° 203717), Universidad de Concepción, lo que permitió la realización de este trabajo.

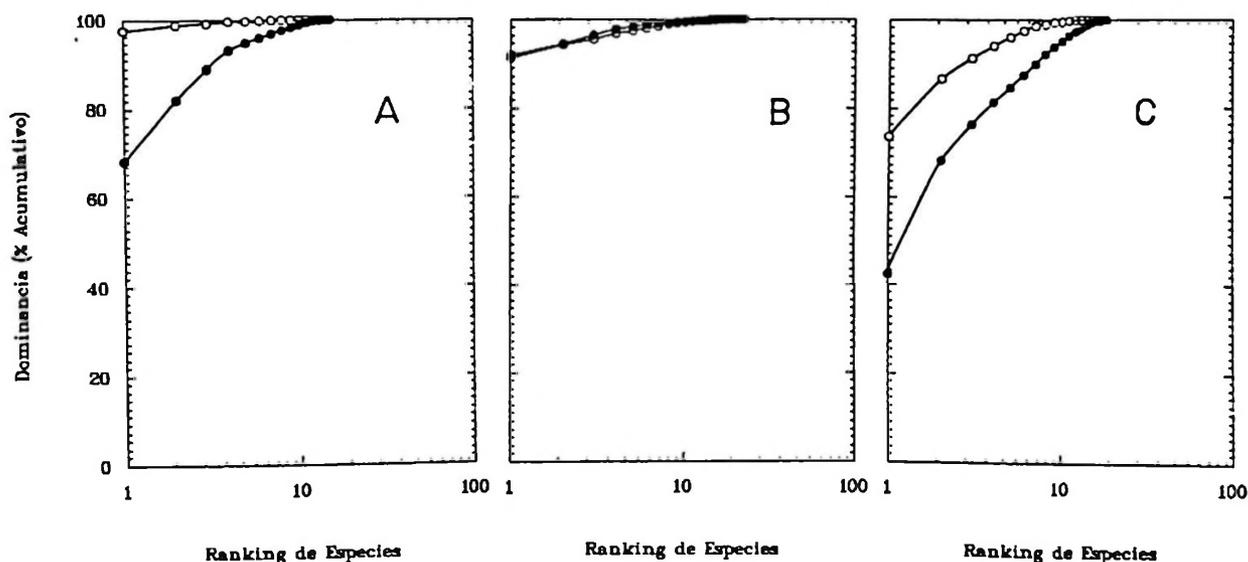


Figura 4. Curvas conjuntas de k-dominancia para la abundancia numérica (○) y la biomasa (●), con el porcentaje acumulativo de la dominancia en la ordenada (escala aritmética) y el ordenamiento decreciente (*ranking*) de especies en la abcisa (escala logarítmica), según lo indica Warwick (1986). A. Agregación bentónica del puerto pesquero de Talcahuano (enero 1982) (Carrasco & Oyarzún, 1988). B. Bahía de Concepción (centro, 20 m, octubre 1984) (Carrasco, no publicado). C. Plataforma continental (100 m, abril 1982) (Gallardo, no publicado).

LITERATURA CITADA

- ABELE, L.G. & K. WALTERS. 1979. The time-stability hypothesis: Reevaluation of the data. *American Naturalist* 114: 559-568.
- BAYNE, B.L. 1979. Assessing effects of marine pollution. *Nature, Lond.* 280: 14-15.
- BILYARD, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18(11): 581-585.
- BIRKETT, L. & A.D. MCINTYRE. 1971. Treatment and sorting of samples. En: *Methods for the Study of Marine Benthos*. 156-168. N.A. Holme & A.D. McIntyre (ed.). Blackwell Sci., Oxford.
- BOESCH, D.F. 1977. Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. EPA-600/3-77-033. Special Scientific Rep. 77, Virginia Institute of Marine Science. 114 págs.
- BOESCH, D.F. & R. ROSENBERG. 1981. Response to stress in marine benthic communities. En: *Stress Effects on Natural Ecosystems*. 179-200. G.W. Barret & R. Rosenberg (ed.). Wiley & Sons, New York.
- BONSDORFF, E. & V. KOIVISTO. 1982. The use of the log-normal distribution of individuals among species in monitoring zoobenthos in the Northern Baltic Archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 13(9): 324-327.
- CAIRNS, J., Jr. 1983. The case for simultaneous toxicity testing at different levels of biological organization. En: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Sixth Symposium*. ASTM STP 802. W.E. Bishop, R.D. Cardwell & B.B. Heidolph (ed.). 111-127. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- CAIRNS, J., Jr. 1984. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Environmental Monitoring and Assessment* 4: 259-273.
- CARRASCO, F.D. & D.F. ARCOS. 1980. Estimación de la producción secundaria de *Paraprionospio pinnata* (Spionidae, Polychaeta) frente a la bahía de Concepción, Chile. *Boletim del Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 29: 245-248.
- CARRASCO, F.D. & C. OYARZÚN. 1988. Diet of the polychaete *Lumbrineris tetraura* (Schmarda) (Lumbrineridae) in a polluted soft-bottom environment. *Bulletin of Marine Science*, 42(3): 358-365.
- CARRASCO, F.D., V.A. GALLARDO & S. MEDRANO. 1988. Sublittoral macrobenthic infaunal assemblages of two nearby embayments from Central Chile. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 73: 441-455.
- CLARKE, K.R. & R.H. GREEN. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213-226.
- CLIFFORD, H.T. & W. STEPHENSON. 1975. *An Introduction to Numerical Classification*. Academic Press, New York. 229 págs.
- COLEMAN, N. 1980. More on sorting benthic samples. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 150-152.
- CUFF, W. & N. COLEMAN. 1979. Optimal survey design: Lessons from a stratified random sample of macrobenthos. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36: 351-361.
- DOWNING, J.A. 1979. Aggregation, transformation and the design of benthos sampling programs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36: 1454-1463.
- ELLIOT, J.M. 1977. Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates. 2nd Ed. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 25. 156 págs.
- FAGER, E.W. 1972. Diversity: A sampling study. *American Naturalist*, 106: 293-309.
- FIELD, J.G., K.R. CLARKE & R.M. WARWICK. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.
- FRONTIER, S. 1985. Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 23: 253-312.
- GAUCH, H.G., Jr. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 298 págs.
- GOODMAN, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Review of Biology*, 50: 237-266.
- GOVAERE, J.C.R., D. VAN DAMME, C. HEIP & L.A.P. DE CONINCK. 1980. Benthic communities in the Southern Bight of the North Sea and their use in ecological monitoring. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33: 507-521.
- GRAY, J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 286: 545-561.
- GRAY, J.S. 1980. The measurement of effects of pollutants on benthic communities. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 179: 188-193.
- GRAY, J.S. 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. *Marine Pollution Bulletin*, 12(5): 173-176.
- GRAY, J.S. 1981. *The Ecology of Marine Sediments*. Cambridge University Press, Cambridge. 185 págs.
- GRAY, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 424-433.
- GRAY, J.S. & F. MIRZA. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 10(5): 142-146.
- GRAY, J.S. & T.H. PEARSON. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*, 9: 111-119.
- GRAY, J.S., M. ASCHAN, M.R. CARR, K.R. CLARKE, R.H. GREEN, T.H. PEARSON, R. ROSENBERG & R.M. WARWICK. 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 151-165.
- GREEN, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. Wiley & Sons, New York. 257 págs.
- GRIZZLE, R.E. 1984. Pollution indicator species of macrobenthos in a coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 18: 191-200.
- HARGRAVE, B.T. & H. THIEL. 1983. Assessment of pollution-induced changes in benthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 14(2): 41-46.
- HARTLEY, J.P. 1982. Methods for monitoring offshore macrobenthos. *Marine Pollution Bulletin*, 13(5): 150-154.
- HEIP, C., R.M. WARWICK, M.R. CARR, P.M.J. HERMAN, R. HUYS, N. SMOL & K. VAN HOLSBEKE. 1988. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 171-180.
- HOLME, N.A. & A.D. MCINTYRE (ed.). 1971. *Methods*

- for the Study of Marine Benthos. Blackwell Scientific, Oxford. 334 págs.
- HURLBERT, S.N. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- KARR, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*, 11(2): 249-256.
- KARR, J.R. & D.R. DUDLEY. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- LAMBSHEAD, P.J.D., H.M. PLATT & K.M. SHAW. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17: 859-874.
- LAMBSHEAD, P.J.D. & H.M. PLATT. 1985. Structural patterns of marine benthic assemblages and their relationship with empirical statistical models. En: *Nineteenth European Marine Biology Symposium*. 371-380. P.E. Gibb (ed.). Cambridge University Press, Cambridge.
- LAMBSHEAD, P.J.D. & G.L.J. PATERSON. 1986. Ecological cladistics an investigation of numerical cladistics as a method for analysing ecological data. *Journal of Natural History*, 20: 895-909.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE. 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 419 págs.
- LEPPAKOSKI, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environment. *Acta Acad. Abo, Ser. B*, 35: 1-90.
- LONG, E.R. & P.M. CHAPMAN. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 405-415.
- MALDELBROT, B.B. 1982. *The Fractal Geometry of Nature*. Freeman, San Francisco. 468 págs.
- MCINTYRE, A.D. 1971. Introduction: Design of sampling programmes. En: *Methods for the Study of Marine Benthos*. 1-11. N.A. Holme & A.D. McIntyre (ed.). Blackwell Scientific, Oxford.
- ORLOCI, L. 1978. *Multivariate Analysis in Vegetation Research*. 2nd Edition. Junk Publ., The Hague. 451 págs.
- OYARZÚN, C., F.D. CARRASCO & V.A. GALLARDO. 1987. Some characteristics of macrobenthic fauna from the organic enriched sediments at Talcahuano, Chile. *Cahiers de Biologie Marine*, 28: 429-446.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 16: 229-311.
- PEARSON, T.H., J.S. GRAY & P.J. JOHANNESSEN. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 12: 237-255.
- PEET, R.K. 1974. The measurement of the species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285-307.
- PHILLIPS, D.J.H. & D.A. SEGAR. 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 10-17.
- PIELOU, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- PIELOU, E.C. 1984. *The Interpretation of Ecological Data*. Wiley & Sons, New York. 263 págs.
- PLATT, H.M. & P.J.D. LAMBSHEAD. 1985. Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 24: 75-81.
- POORE, G.C.B. & J.D. KUDENOV. 1978. Benthos around an outfall of the Werribee sewage treatment farm Port Phillip Bay, Victoria. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 29: 157-167.
- REISH, D.J. 1960. The use of marine invertebrates as indicators of water quality. En: *Waste Disposal in the Marine Environment*. 92-103. E.A. Pearson (ed.). Proc. First Intern. Water Pollution Conf. New York.
- REISH, D.J. 1980. Effect of domestic wastes on the benthic marine communities of Southern California. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33: 377-383.
- RHOADS, D.C. 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 12: 263-300.
- SAILA, S.B., R.A. PIKANOWSKI & D.S. VAUGHAN. 1976. Optimum allocation strategies for sampling benthos in the New York Bight. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 4: 119-128.
- SANDERS, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, 102: 243-282.
- SEGAR, D.A. & E. STAMMAN. 1986. A strategy for design of marine pollution monitoring studies. *Water Science and Technology*, 18: 15-26.
- SHAW, K.M., P.J.D. LAMBSHEAD & H.M. PLATT. 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 195-202.
- SHEEHAN, P.J. 1984. Effects on community and ecosystem structure and dynamics. En: *Effects of Pollutants at the Ecosystem Level*. 51-99. P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler & Ph. Bourdeau (ed.). Wiley & Sons, New York.
- SMITH, R.W., B.B. BERNSTEIN & R.L. CIMBERG. 1988. Community environmental relationships in the benthos: Applications of multivariate analytical techniques. En: *Marine Organisms as Indicators*. 247-326. D.F. Soule & G.S. Klepel (ed.). Springer-Verlag, New York.
- SMITH, W. & J.F. GRASSLE. 1977. Sampling properties of a family of diversity measures. *Biometrics*, 33: 283-292.
- SNEATH, P.H.A. & R.R. SOKAL. 1973. *Numerical Taxonomy, the principles and practice of numerical classification*. Freeman, San Francisco. 573 págs.
- UGLAND, K.I. & J.S. GRAY. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos*, 39: 171-178.
- VEZINA, A.F. 1988. Sampling variance and the design of quantitative surveys of the marine benthos. *Marine Biology*, 97: 151-155.
- WARWICK, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92: 557-562.
- WARWICK, R.M. 1988a. Effects on community structure of a pollutant gradient - introduction. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 149.
- WARWICK, R.M. 1988b. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Friertjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 167-170.
- WARWICK, R.M., T.H. PEARSON & RUSWAHYUNI. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: Further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*, 95: 193-200.

EVOLUCION DE LA COSTA DE CONCEPCION: EL CASO DE LAS BAHIAS DE CONCEPCION Y SAN VICENTE

FORMATION AND EVALUATION OF THE TALCAHUANO COAST: GEOMORPHOLOGY OF A BAYS SYSTEM

Pedro Ilabaca

RESUMEN

El trabajo está dirigido al conocimiento de los antecedentes que se disponen, en el área de la geología y geomorfología costera, respecto a los eventos genéticos y evolutivos que explican la configuración geográfica de la costa, y en particular de la bahía de Concepción.

Con este fin, se dan a conocer algunas contribuciones científicas de las últimas décadas, relacionadas con la evolución de la costa local. En lo sustantivo, se presenta una síntesis de la geología costera, orientada al conocimiento de los aspectos estratigráficos y estructurales. Se enfatiza en el papel de los movimientos tectónicos antiguos y recientes que han contribuido a la conformación de la costa actual.

En el período más reciente (Holoceno), se indagan los antecedentes de la evolución deltaica, en la desembocadura del río Biobío. Se atribuye un rol importante a la sedimentación del río, a la transgresión marina reciente y a los aspectos dinámicos del viento y mar, en la configuración final de la costa.

Palabras claves: Geomorfología litoral, geología costera, planicie deltaica y tectónica costera.

ABSTRACT

This work aims to the understanding of available data in the coastal geology and geomorphology fields in respect to genetic and evolutive events which account for the geographical configuration of de coast, particullary, the configuration of Concepción Bay.

Therefore, some recent scientific contributions, in the last decades, are reviewed which are related to local coastal evolution. In the very fact, a brief of coastal geology is showed and it is pined to undestanding of stratigrafic and structural aspect. A grest stress is laied upon the role of old and recent tectonic movements which have contributes to conform the present coast.

At the latter period (Holocene) information about deltaic evolution is bein searched in the outlet of Biobío river. An important role is attributed to the detritus of the river, recent marine transgression and dynamic aspects of wind and sea on the final configuration of de coast.

Key words: Littoral geomorphology, coastal geology, deltaic plain and coastal tectonic.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA COSTA DE CONCEPCION

En las últimas décadas, la costa de la región del Biobío ha sido objeto de numerosos estudios que han aportado conocimientos que permiten, en parte, dilucidar aspectos fundamentales de su evolución y configuración

actual. En la presente síntesis se dan a conocer algunas contribuciones generales referente a los antecedentes geológicos, y también los aportes específicos relacionados con los eventos genéticos de la costa local.

En la década del 50, el Dr. Juan Bruggen, al referirse al litoral de la región, llamó la atención respecto de las homologías geográficas de la costa de Concepción, en el sentido

de la repetición de formas características. Sobre este aspecto, Bruggen explicaba: "Las fallas pospliocénicas dieron origen a un interesante fenómeno de homología geográfica. La semejanza entre las bahías de Concepción y Dichato es muy grande, pues hasta la isla Quiriquina, antepuesta a la península de Tumbes, tiene su analogía en una punta unida por un tómbolo al continente, al norte de Dichato, La península de Tumbes corresponde a las alturas de Yane, Huenepidén y Santa María, habiendo sido separada esta última por una invasión posterior del mar. Estas homologías se deben a fallas N-S, entre las cuales subieron algunos bloques, que forman hoy día las penínsulas. Las fallas que originaron estas formas tan características deben ser más modernas que el Plioceno, pues de otro modo los potentes sedimentos de éste habrían rellenado las fosas tectónicas".

En síntesis, se enfatizan en el rol de la tectónica postpliocénica como factor genético en la estructuración de la costa de Concepción, específicamente en la conformación de las bahías de Concepción, Dichato y golfo de Arauco.

Años más tarde, Veyl-Oñat (1961), en su trabajo titulado "Contribución al conocimiento de la geología regional de la provincia de Concepción", al referirse a la época Cuaternaria, señalaba la importancia de los movimientos tectónicos tardíos como mecanismo para explicar la emersión de la llanura de Concepción. Del mismo modo, explicaba la existencia de las terrazas fluviales del río Biobío en su curso inferior y de las terrazas marinas que se siguen al pie occidental de la cordillera de la Costa.

En la década del 60, con motivo de los sismos que afectaron a la región y sur de Chile, el área costera de Concepción fue centro de numerosos estudios de geología aplicada, destacándose aquel de Carlos Galli (1967), referido a la "Geología Urbana y Suelo de Fundación de Concepción-Talcahuano". En lo sustantivo, se retoma la idea del rol tectónico en la configuración de la costa de Concepción, señalando el papel de fallas meridianas, de modo que, entre la cordillera de la Costa y el *horst* de Tumbes, se diseña un graben tectónico subsidente, en el que emergen algunos bloques basculados (cerros, islas de Concepción).

Un año después, Rubén Martínez (1968) da a luz su trabajo sobre los foraminíferos y evolución de la línea de costa holocena en

Concepción. Se reconocen tres biofacies marinas correspondientes al ascenso postglaciar del mar, conocida con el nombre de transgresión Flandriense; la inferior y más antigua se testimonia a un nivel de 23 a 26 m más bajo del nivel actual, la media, que correspondería más exactamente al Flandriano, se testimonia por los foraminíferos a un nivel de 7 a 11 m más bajo que el nivel actual del mar; en cambio, sólo la fase superior, último evento transgresivo, se ubicaría a 1,5 a 2,00 m sobre el nivel actual del mar, altitud homóloga al nivel dunkerqueano de la costa del Norte Chico (Paskoff, R., 1970). No hay total coincidencia con los resultados obtenidos por Paskoff en la costa del Norte Chico.

En síntesis, la contribución de R. Martínez es muy importante en el intento de seguir la evolución de la línea de costa holocena, y en el esclarecimiento de los mecanismos y factores que contribuyeron a la formación final de la llanura deltaica del río Biobío.

En 1970, Giovanni Cecioni, en su trabajo "Esquema de Paleogeografía Chilena", al referirse a la paleogeografía del Terciario Inferior, señala que en Arauco se desarrolló una cuenca abierta hacia el norte, separada de la cuenca contemporánea de Chiloé-Valdivia, deduciendo la existencia de tierras situadas al oeste de dichas cuencas. Los embahiamientos abiertos hacia el norte, después de la orogénesis oligocénica, reciben nuevamente transgresiones marinas.

En Arauco, los sedimentos del Mioceno descansan sobre el Eoceno. Esta idea de un mayor desarrollo de la cordillera de la Costa hacia el occidente, la mantiene aún hasta comienzo del Cuaternario (Pliopleistoceno).

EVOLUCION DE LA COSTA REGIONAL A TRAVES DE LOS ANTECEDENTES GEOLOGICOS: LOS HUNDIMIENTOS DE LA COSTA DEL PACIFICO

Respecto a la evolución de la costa durante la época Terciaria, se concluye en algunas ideas fundamentales que se exponen a continuación.

En la medida que los esfuerzos orogénicos se desplazaban hacia el este, el sector del Pacífico costero conoce una serie de hundimientos sucesivos que preludian la configuración actual de la costa. Son los ritmos de las transgresiones marinas occidentales que se registran en el escarpe de la cordillera de la Costa, las que entregan elementos esenciales

para la cronología de los movimientos terciarios en el continente.

El ciclo de sedimentación iniciado en el Senoniano se prosigue en el Paleoceno. Pero se interrumpe durante todo el Oligoceno hasta el Mioceno Inferior. Debiera ubicarse en este período movimientos importantes. Cecioni atribuye a este período los hundimientos mayores de la antigua costa del Pacífico. En apoyo a esta hipótesis, se nota que la transgresión del Mioceno se aproxima más que la del Senoniano a la línea de costa actual. En todo caso, es con la transgresión del Plioceno Superior que se termina el ciclo. La distribución geográfica de los sedimentos de sur a norte, muestran claramente que éstos vienen a apoyarse, en gran parte, sobre el borde del gran escarpe de falla de la cordillera costera. A excepción de la plataforma sedimentaria de Arauco, donde el Plioceno Superior se encuentra alojado en una depresión de orientación norte-sur y en discordancia con el Mioceno.

La transgresión del Plioceno Superior, sobre la costa occidental, marca una pequeña pausa en la historia orogénica del país. Así, sobre los grandes bloques más bajos del litoral que habían escapado al sollevamiento, se siguen extensas superficies de erosión (planos costeros). La realización de estas superficies supone una cierta estabilidad tectónica.

La deformación de estas superficies litorales permiten juzgar las etapas finales de los movimientos orogénicos. Un segundo paroxismo parece situarse en el extremo final del Plioceno y comienzo del Cuaternario (Pleistoceno). Esta tectónica es responsable de los últimos rasgos del litoral.

CONFIGURACION DE LA LINEA DE COSTA ACTUAL DE CONCEPCION

La configuración de la costa de Concepción comienza a delinearse ya en el período Pliopleistoceno con movimientos tectónicos postreros, que desarticulan las terrazas y relieves ya existentes. Es una tectónica de bloques con fallas de orientación meridianas, con levantamientos y hundimientos de bloques que prefiguran el graben de Concepción (fosa), entre el *horst* de Tumbes y la cordillera de la Costa; en su interior un conjunto de bloques menores, basculados y con fallas meridianas (N a S). Probablemente, las estrechas terrazas marinas que se si-

guen al pie de la cordillera de la Costa fueron también afectadas por estos movimientos finales (Figura 1).

A fines del Pleistoceno, la fisiografía de la costa local se caracteriza por un conjunto de islas antepuestas a la cordillera costera; al mismo tiempo que el mar remodela el pie de las terrazas, tallando acantilados, cuyo grado de conservación está determinado por su naturaleza litológica. El graben subsidente de Concepción comienza a recibir los sedimentos del río Biobío.

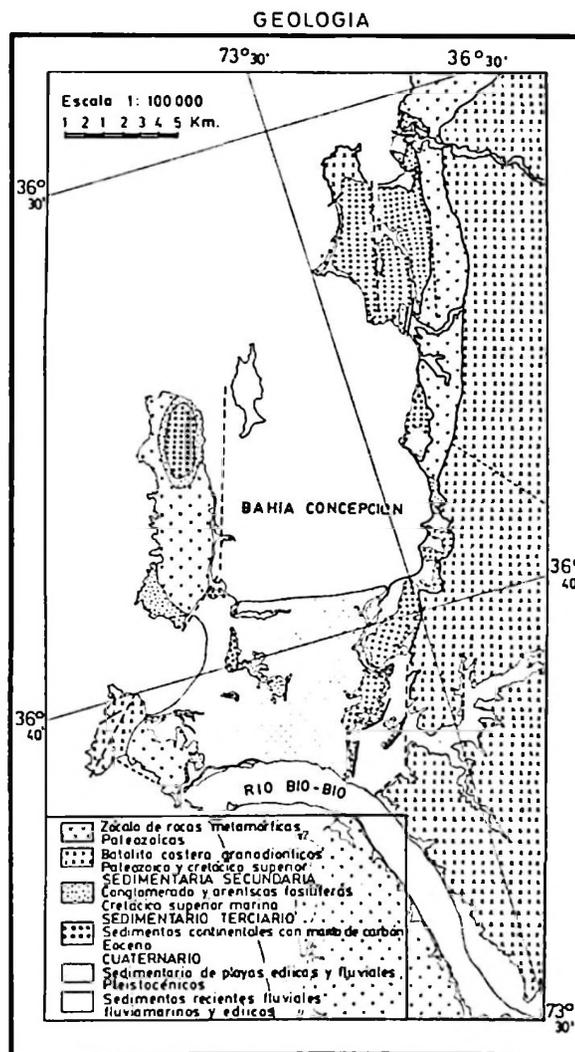
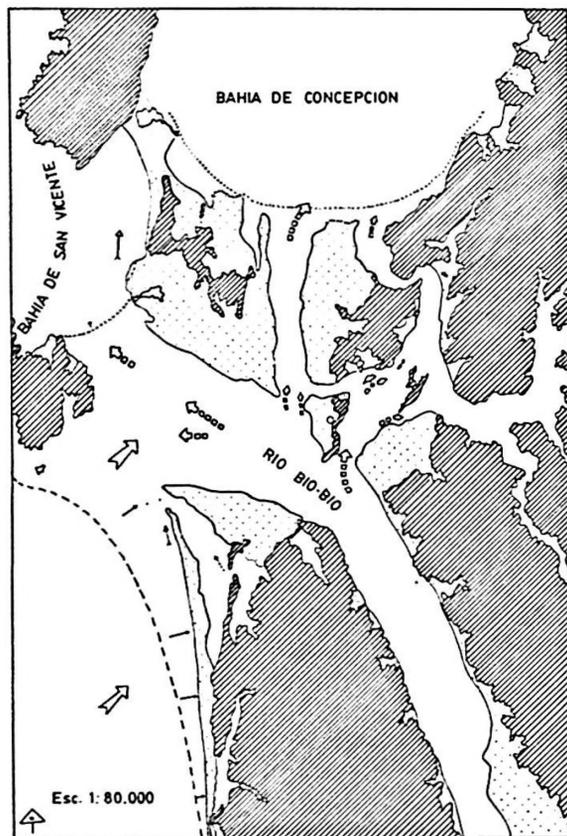


Figura 1. Mapa geológico de la franja costera de Concepción. Señala distribución geográfica de las unidades geológicas y estructura de fallas de la costa de Concepción.

Los eventos del Holoceno

En el curso del Holoceno y previo a la transgresión marina flandriana (R. Martínez, 1968), la fisonomía del área de Concepción es ya la de una planicie muy baja y pantanosa, que probablemente se prolongaba un poco más adentro en la bahía de Concepción. En los sucesos que siguen a continuación, hay que tener presente los siguientes hechos:

1) La transgresión glacioeustática, conocida bajo el nombre de Flandriana, la que en su fase transgresiva retoma y empuja los sedi-



1. Marco montañoso y cerros-islas de Concepción.
2. Embrión deltaico, terraza superior del Biobío y llanura de San Pedro.
3. Dirección del viento dominante (S y SW).
4. Frente de olas.
5. Dirección de olas predominantes.
6. Dirección de la deriva litoral.
7. Dirección de los antiguos cursos y divagaciones del río Biobío.
8. Dirección de corriente local.
9. Microacantilado.
10. Límite probable de la transgresión Durkerque.

Figura 2. Croquis evolutivo en la desembocadura del río Biobío. Muestra fase evolutiva de la planicie deltaica y aspectos dinámicos del río, viento y mar.

mentos transportados por el río Biobío hacia la costa, impidiendo su dispersión (Figura 2).

2) La sedimentación deltaica del río Biobío. Coincidente con el evento transgresivo del mar, que inunda gran parte de las tierras bajas, el río Biobío llega con una competencia excepcional, debido a los deshielos de la última glaciación, transportando hasta su desembocadura una gran carga de sedimentos. Es conveniente destacar que el gran volumen de arenas se relaciona con eventos volcánicos que ocurrían en la cordillera andina. Al respecto, hoy se tiene la certeza que ellas provienen del alto valle del Laja (C. Laugenie, 1968), cuando el cono del antiguo volcán Antuco sufrió una crisis cataclísmica en la fase de retroceso de la última glaciación (10.000 a 12.000 años A.A.). La eyección y acumulación de productos piroclásticos sepultaron gran parte del alto valle del Laja; luego descargas sucesivas del represamiento lacustre (laguna del Laja), movilizaron hacia la depresión central grandes volúmenes de arenas que construyeron el cono de arenas negras en ese sector. A través del río Laja, la carga pasó al río Biobío, que las movilizó finalmente hasta su desembocadura.

En suma, el gran volumen de arenas movilizadas por el río, explica: rápido desarrollo de la llanura deltaica, compensación de la sedimentación a los efectos de subsidencia del delta y disminución de los efectos erosivos del mar.

3) Un tercer hecho tiene relación con los aspectos dinámicos del viento y del mar. En efecto, es necesario hacer intervenir una dinámica direccional, generada por la fuerza del viento, S y SW; la circulación anticiclónica que ha comenzado a funcionar, es canalizada por el gran escarpe de la cordillera de Nahuelbuta, afectando la dinámica del mar: dirección del frente de olas, deriva y corrientes costeras (Figura 2). Bajo estas condiciones dinámicas, el delta del Biobío no pudo desarrollarse en la dirección de su actual desembocadura; el río es rechazado hacia la dirección norte, es decir, orientó su curso principal hacia la actual bahía de Concepción. La escasa profundidad de la bahía confirma la importancia de la sedimentación en ese sector.

4) Finalmente, la propia fisiografía del área, conjunto de islas antepuestas al continente, crearon condiciones de abrigo y protección, restando energía a la dinámica del mar. Esto último, más los factores anteriores, explican el desarrollo del delta en esa direc-

ción. Se debe señalar, además, que en esta fase de la evolución la llanura de San Pedro, ubicada al sur del río Biobío, aún no se había desarrollado; en consecuencia, condiciones de mar abierto y de alta energía, no permitieron un progreso del delta en la actual desembocadura.

Efectos de la progresión de la llanura de San Pedro y evolución posterior del delta

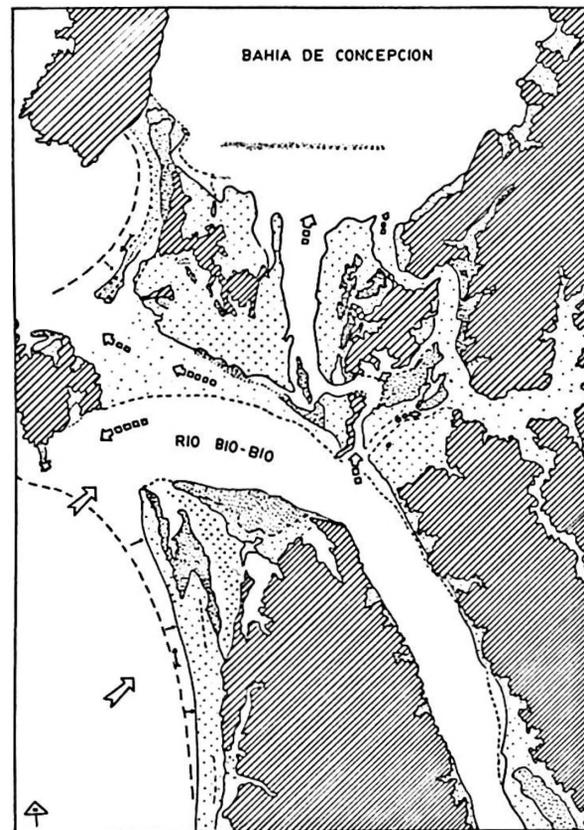
La evolución posterior de la llanura en el sector de Concepción, no es independiente de los eventos que provocan la gestación y progresión de la planicie marina de San Pedro.

La fisiografía, al sur del río Biobío, probablemente era la de una costa de acantilado precedida de playas; la transgresión del mar flandriense remodeló los abruptos e invadió depresiones y valles, formando notables embahiamientos como el de Escuadrón. La progresión de la llanura quedó marcada por una serie rítmica de antiguas líneas de playas que terminaron por obstruir los desagües de los valles (laguna, Llacolén, San Pedro Grande, La Posada y Quíñenco) (Figura 3).

El desarrollo de la llanura provocó la disminución de la dinámica direccional, y el río Biobío pudo retomar su actual curso hasta su desembocadura. El croquis geomorfológico permite captar los diversos cursos del río: con brazos hacia el río Andalién, conectándose, como ya se ha señalado, con la bahía de Concepción y finalmente con una salida postrera en dirección de la bahía de San Vicente. Se puede concluir, entonces, que la desconexión del río con las bahías, es un hecho contemporáneo con la formación de la actual línea de playa de la llanura de San Pedro.

La línea de costa actual en las bahías de Concepción y San Vicente

Frente a la bahía de Concepción, la fase de sedimentación y progresión fue interrumpida por un evento erosivo del mar, materializado por una pequeña entalladura o microacantilado, que marcó un avance máximo del mar en ese sector (R. Martínez, 1968). Este episodio transgresivo es concordante con las conclusiones de R. Martínez en cuanto a reconocer en él la biofacies superior, ubicada a 1,50 a 2,00 metros sobre el nivel actual del mar. Este suceso corresponde a la transgresión marina denominada Dunkerque y que



1 2 3 4 5 6 7 8

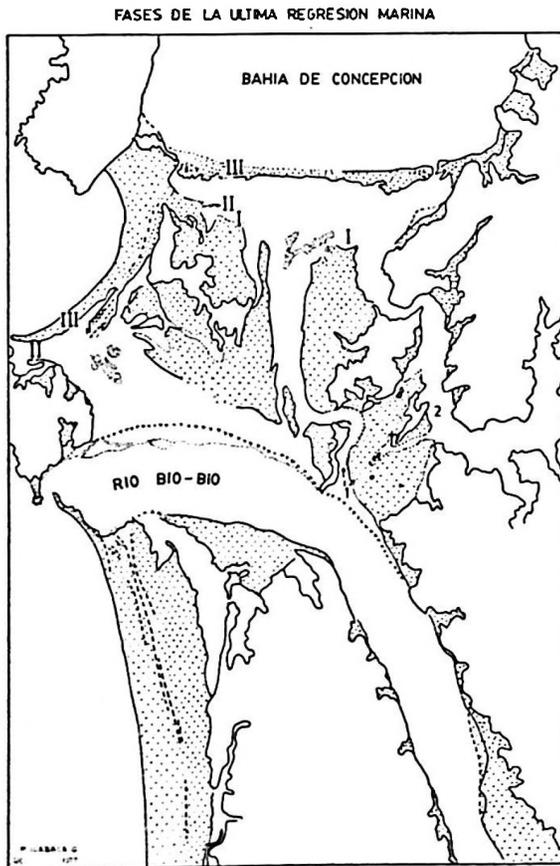
1. Cordón litoral (submarino). 2. Flecha litoral.
3. Cordón submarino (bahía de Concepción).
4. Líneas de playas abandonadas en San Vicente y San Pedro.
5. Área de sedimentación. 6. Terraza de inundación: ríos Biobío y Andalién.
7. Dunas internas. 8. Pantanos.

Figura 3. Croquis geomorfológico en la desembocadura del río Biobío. Muestra fase de progresión de la planicie de San Pedro, transgresión marina reciente y formación de cordones submarinos.

dataría aproximadamente entre 2.200 a 1.600 años antes del actual. El anegamiento cubrió un sector de llanura baja y de escasa pendiente y probablemente pantanosa. Dadas las condiciones de mar somero, los aportes del río Biobío, que aún llegaban a la bahía de Concepción, permitió al mar edificar gradualmente un cordón submarino, el que se consolidó posteriormente con la formación de una playa y acumulaciones eólicas. La barrera aisló un sector interior, creando condiciones acuáticas que evolucionó posteriormente a una marisma, su conexión actual con la bahía de Concepción se hace a través de una vía estuariana (canal El Morro). Sobre este punto, es conveniente llamar la atención

acerca de la fragilidad del cordón, puesto que al observar un mapa del siglo XVIII, correspondiente al reconocimiento que la expedición de La Perouse hizo de la costa de Concepción, el cordón aparece separado en dos partes, por un estrecho canal (Figura 4).

En el caso de la bahía de San Vicente, no se observan entallamientos relacionados con procesos de erosión marina, en cambio, son predominantes las formas construidas por el mar. Lo importante es que a través de ellas se puede seguir las etapas de la progresión de la costa hasta su línea actual. En primer lugar, en el interior de la marisma de Lengua, emergen antiguas líneas de playas que engranan con el cerro la "U", frente a la industria CAP. Dada la posición que presentan, hace pensar que éstas se desarrollaron de norte a sur en relación con la dirección predominante de los frentes de olas y deriva litoral. Es probable que la existencia de estas formas reflejen



- Fallas inferidas o alineamientos
fotogeológicos.
———— Fallas terreno.
- I. Microacantilados. II. Cordones internos.
III. Cordones externos.

Figura 4. Croquis evolutivo final. Señala consolidación de cordones marinos que aíslan las marismas de Lengua y Rocuant.

el primer esfuerzo de cierre, proceso que no se concretó por la influencia del río Biobío, que en estos momentos finales mantenía un cauce que lo conectaba a la bahía de San Vicente. Por tanto, su desconexión con la bahía permitió la progresión de un cordón externo que cerró y aisló su interior, y a igual que en el caso de la bahía de Concepción, surgió una marisma con una vía estuarina que la conecta a San Vicente (estero Lengua).

CONCLUSIONES

1) Respecto a la costa antigua es necesario retener que es entre el Oligoceno y Mioceno Inferior que comienza a configurarse la línea de costa, con los hundimientos de la costa del Pacífico.

2) La transgresión del Plioceno Superior y la distribución de los sedimentos, a excepción de la plataforma de Arauco, se apoyan en el borde actual de la cordillera de la Costa.

3) Probablemente a fines del Plioceno y comienzo del Cuaternario (Pliopleistoceno), se produce la etapa final de los movimientos orogénicos que terminan por configurar los rasgos actuales del litoral a través de una tectónica de bloques.

4) Las terrazas de erosión marina que se siguen a lo largo de la costa actual están desarticuladas por efecto de los movimientos tectónicos costeros.

5) La sedimentación del río Biobío se desarrolla en una fosa tectónica subsidente, en la que intervienen una serie de eventos, como transgresión del mar, sedimentación deltaica, subsidencias y procesos dinámicos.

6) La progresión de la llanura de San Pedro juega un papel muy importante en las orientaciones del curso del río Biobío.

7) Los cordones marinos que cierran las marismas de Lengua y Rocuant son recientes y posteriores a 2.000 años A.A.

LITERATURA CITADA

- BRUGGEN, J. 1950. Fundamento de la Geología de Chile. Ed. Instituto Geográfico Militar.
- CECIONI, G. 1970. Esquema Paleogeográfico de Chile. Ed. Universitaria, Santiago.
- CHOTIN, P. 1969. Geología del Area de Tomé. Geandes N° 3, Departamento de Geología, Universidad de Concepción.
- GALLI, C. 1967. Geología Urbana y Suelo de Fundación de Concepción-Talcahuano. Informe-Proyecto de Investigación N° 75 Comisión de Investigación Científica de Concepción.
- ILABACA, P. 1979. Transgresión Marina Reciente en

el Litoral de Concepción. Actas Seminario-Taller sobre Desarrollo e Investigación de los Recursos Marinos de la Octava Región. Universidad de Concepción.

_____. 1980. Las condiciones Naturales del Sitio de Concepción Metropolitano. *Revista Geográfica* 91-92 (141-145). Instituto Panamericano de Historia y Geografía, México.

MARTÍNEZ, R. 1968. Foraminíferos y Evolución de la Línea Costera Holacena. Terciario en Chile 1(211-247). Sociedad Geológica de Chile. Ed. A. Bello.

LAUGENIE, C. 1971. La Structure et L'orogénese des Andes Chileno-Argentino. *Rev. Cahier de Géographie de Quebec*, 35 (267-287).

_____. 1970. El Modelado Volcánico en el Alto Valle del Laja. *Boletín Asoc. de Geógrafos de Chile (AGECH)* 3(17-28).

VEYL-OSAT, C. 1961. Contribución al conocimiento de la Geología Regional de la provincia de Concepción. *Rev. Minerales*, 72 (1-29). Instituto de Ingenieros de Minas.

DESCRIPCION DE LAS CONDICIONES OCEANOGRAFICAS DE LA BAHIA SAN VICENTE Y ANTECEDENTES SOBRE LOS EFECTOS DE LA CONTAMINACION

DESCRIPTION OF OCEANOGRAPHIC FEATURES OF SAN VICENTE BAY AND ACTUAL RECORDS ABOUT THE POLLUTION EFFECTS

Ramón Ahumada, Anny Rudolph*, Sandra Madariaga* y Franklin Carrasco***

RESUMEN

Se estudia y describen las condiciones oceanográficas de la bahía de San Vicente con énfasis en la distribución de variables hidrográficas (i.e., $S \times 10^{-3}$, temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes y pH), corrientes (instantáneas), características de los sedimentos y distribución de la fauna béntica. Estos estudios están orientados a conocer los efectos de la contaminación ambiental producida por el sector industrial emplazado en su entorno y definir los conflictos de uso de recursos, producidos en el tiempo.

La heterogeneidad y carga de los contaminantes provenientes de una planta de acero, una petroquímica, industrias procesadoras de pescado, desechos domésticos, actividad portuaria, y otras industrias, son vertidos al mar sin tratamiento previo. La bahía muestra serias alteraciones ambientales, que se expresan en el ámbito ecológico (i.e., indicios de eutroficación, alteración en la distribución de la fauna béntica), químico (i.e., baja concentración de oxígeno, alteración de ciclos: nitrógeno y azufre, altas concentraciones de fenoles), estético (i.e., hedor de las aguas, basuras, aceites, material flotante).

Se proponen algunas acciones de mitigación de la contaminación y un plan para el establecimiento de estándares para la bahía de San Vicente, como una forma de mitigación del daño actual, armonizar los usos potenciales de esa área y minimizar los conflictos.

Palabras claves: Bahías industrializadas, hidrografía, contaminación, corrientes, calidad de agua, Chile.

ABSTRACT

San Vicente Bay receives substantial discharges of domestics and industrial effluent. The heterogeneity of uses and charge of cenobiotics produces alteration of the natural environment. The polluted load became mainly from a steel industry, a petrochemical complex, fish meal industries, domestic sewage, oil refinery and several small industries and activities and discharged without any treatment directly to San Vicente Bay. Actually, the bay show serious environmental damage, expressed by ecological alterations (eutrophicated areas, changes on the benthic fauna distribution), chemical changes (oxygen depletions, changes on the geochemical cycles of nitrogen and sulphur, high concentration of phenolics compound), drastic esthetic changes (strong odors of waters), high turbidity, floating materials and a surface oils film. Following the EIA methodology and some modification for the assesment of several actions over a geographical area, we must be identify the major environmental impact. Finally, a sectorial analysis was proposed, using hydrography pattern, in order to established different standards (use and emission standards) for impact mitigation.

Key words: Industrialised embayments, hydrography, polution, current, water quality, Chile.

INTRODUCCION

La bahía de San Vicente forma parte de un conjunto de bahías templadas en la zona cen-

tro-sur de la costa de Chile, entre las latitudes 36° S y $37^{\circ}20'S$ (Figura 1). Esta bahía se orienta al noroeste y posee una superficie de $13,2 \text{ km}^2$ y un volumen total de $260,5 \times 10^6$

*Departamento de Oceanografía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Casilla 127, Talcahuano, Chile.

**Departamento de Oceanología, Universidad de Concepción, Casilla 2407, Concepción, Chile.

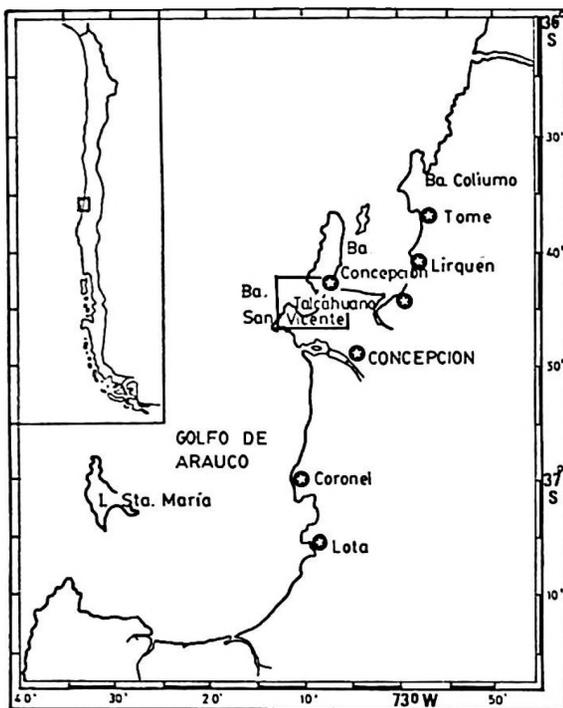


Figura 1. Ubicación geográfica de la bahía de San Vicente en el sistema de bahías de las costas de Chile Central (VIII Región).

m^3 de agua de mar. El 12% del volumen corresponde a aguas que se encuentran sobre la cota de 10 m, el 50% sobre la cota de 20 m y el 74% sobre la cota de 30 m de profundidad. Es, por tanto, una bahía somera con una profundidad promedio de 20 m y un tiempo de residencia de las aguas menor de un día. El régimen hidrográfico de la zona costera adyacente a la bahía, tiene un fuerte componente estacional, tanto en las condiciones meteorológicas (vientos y lluvias) como por las masas de agua comprometidas en la circulación costera (Alarcón, 1970; Ahumada y Chuecas, 1979). En general, el área comprendida entre los 36°S-37°S se encuentra comprometida con procesos de surgencias costeras estacionales, donde el período potencial de ocurrencia de los eventos de surgencia corresponde a los meses de septiembre a marzo (Ahumada *et al.*, 1983; Arcos, 1986). La bahía de San Vicente, por sus características de orientación, topografía costera, tamaño y profundidad, es un área marginal en el efecto producido por estos eventos.

En el entorno de la bahía está ubicado un complejo industrial, cuyas principales actividades corresponden al acero, petroquímica e industrias procesadoras de pescado, y en su conjunto generan una importante actividad

marítima (puertos de cabotaje, exportación/importación de productos y de desembarque de pesca). La mayor parte de los desechos de estas actividades se vierten al mar sin tratamiento previo. Esto ha producido serios deterioros en el ambiente, desde derrames accidentales de petróleo crudo (Cabo Tamar, 1978) a contaminación crónica, producida por la actividad portuaria.

Estudios realizados en el área han informado de concentraciones anormales de mercurio en el agua y en los sedimentos de la bahía (Hoffmann, 1979; Salamanca *et al.*, 1988), presencia de fenoles, altas concentraciones de sólidos filtrables y bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua (Ahumada, 1988). Por último, han ocurrido en el área eventos de mortandad masiva de peces, siendo los componentes causales de origen antrópico (Chuecas *et al.*, 1988) y, por tanto, diferentes de los descritos para la bahía de Concepción (Ahumada y Arcos, 1976).

El presente trabajo describe las condiciones hidrográficas utilizando patrones de distribución de variables y analiza el impacto ambiental producido por la contaminación por materia orgánica proveniente principalmente de la actividad pesquera. El objetivo es identificar las fuentes, tipos de contaminantes, y evaluar el grado de contaminación de esta bahía. A modo de conclusiones, se proponen algunas medidas de manejo costero orientadas a mitigar el problema de la contaminación.

MATERIALES Y METODOS

Durante el año 1988 se realizaron seis cruces a la bahía de San Vicente, los que cubrieron una red de 29 estaciones hidrográficas y 12 estaciones bentónicas (Figura 2). Se obtuvieron muestras de agua en botellas tipo Niskin de 4 l de capacidad para el análisis de salinidad, pH, oxígeno disuelto, nutrientes ($NO_3^- - N$, $NO_2^- - N$, $NH_4^+ - N$, $PO_4^{3-} - P$), carbono orgánico particulado (COP), demanda bioquímica de oxígeno ($DBO_{(5)}$) y demanda química de oxígeno (DQO).

En 12 estaciones seleccionadas se obtuvo muestras de sedimento con una draga Van Veen de 0,25 m^2 de capacidad, obteniéndose submuestras para: a) determinación de la macrofauna de la comunidad béntica de los fondos blandos sublitorales; b) clasificación del sedimento; y c) análisis químico del contenido de carbono orgánico.

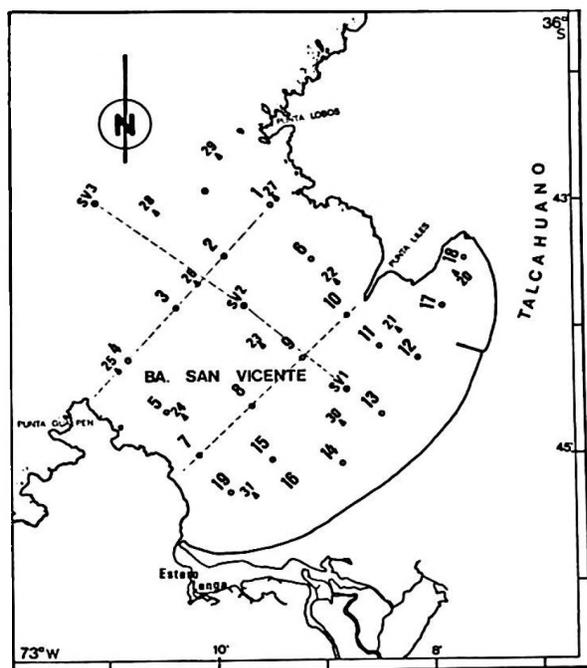


Figura 2. Bahía de San Vicente mostrando la posición de las estaciones usadas para el muestreo hidrográfico (●) y bentónico (▲).

En las muestras biológicas, el tamizado y lavado se realizó a bordo, utilizándose un tamiz geológico de 0,5 mm de abertura de mallas. El material biológico retenido fue fijado en una solución de formalina al 10% en agua de mar. En el laboratorio, se agregó Rosa de Bengala, para facilitar la separación de las formas pequeñas. Con posterioridad, se procedió a la separación, identificación y recuento de los ejemplares, actividades que se llevaron a cabo con estereomicroscopios y microscopio fotónico. Los datos obtenidos se analizaron por medio de una matriz o planilla de doble entrada, con las abundancias de las diversas formas faunales o especies para cada muestra y por estación.

Paralelamente, se realizó mediciones continuas de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH con un sensor digital Hydrolab 4041. Además, se realizó mediciones de rapidez y dirección instantánea de corrientes, cada cinco metros de profundidad, usando correntómetros de péndulo.

La metodología utilizada en el análisis químico de las muestras fueron las de rutina en los estudios oceanográficos (Strickland & Parsons, 1972; Grasshoff, 1982 y Young, 1984). Una vez obtenida toda la información general, se procedió a tabular y evaluar la información según la metodología seguida

para la Evaluación de Impacto Ambiental (Ahmad & Sammy, 1985), siguiendo los criterios generales de UNEP (1981), Escobar (1983) y Szekely (1986). Sin embargo, el análisis se hizo en relación a un área, que recibe numerosos impactos y sobre la base de resultados reales, por tanto se propone en este caso el concepto de Evaluación Global de Impactos por Área (EIGA), que tiene objetivos distintos: se trata de evaluar los impactos producidos con propósitos de establecer un programa de mitigación.

RESULTADOS

Usos actuales y potenciales de recursos costeros en la bahía de San Vicente

El uso actual de la bahía de San Vicente, es el resultado de un crecimiento industrial generado por la instalación de la planta siderúrgica de Huachipato, en 1945. La selección del lugar de instalación obedeció a las facilidades para la construcción portuaria, abundancia de agua, cercanía de yacimientos de carbón y equidistancia de las fuentes de otras materias primas. La dinámica generada por la siderúrgica transformó el sector de San Vicente de un lugar de recreación en un complejo industrial.

La abundancia de peces pelágicos en áreas costeras, sostenidos por un extenso proceso de surgencia y las características de este sistema de bahías, hizo posible el desarrollo de una importante zona para la pesquería industrial y artesanal. La VIII Región registró un desembarque de 1.889.661 t de pescado en 1988, de los cuales el 51% fue desembarcado por San Vicente para la industria de harina (ca. 95% del total; Sernap, 1989).

Por último, las características templadas del bosque valdiviano generan la explotación maderera en las regiones Séptima, Octava y Novena, incrementando significativamente el tráfico portuario de este puerto. El embarque total de San Vicente fue 2.390.427 t para 1988. Siendo los productos silvoagropecuarios los dominantes, con un 84,11%.

Desde este punto de vista, las aguas de la bahía de San Vicente comienzan a perfilar una serie de conflictos que se van agudizando en el tiempo y que deben ser compatibilizados y manejados con criterios de protección ambiental.

El uso actual de la zona costera y recursos de la bahía de San Vicente se presentan resumidos en la Tabla 1. La mayoría de estas

Tabla 1
Actividades industriales, uso de recursos costeros y posibles contaminantes
introducidos en las aguas de la bahía de San Vicente

Actividades	Posibles contaminantes
a) Cuerpo receptor de aguas servidas	Mat. orgánica, detergentes, bacterias
b) Puerto de cabotaje	Desechos y basuras
c) Terminal de petróleo	Hidrocarburos, solventes orgánicos
d) Puerto pesquero	
i) Uso de embarcaciones industriales	Petróleo, desechos y basuras
ii) Uso de embarcaciones artesanales	Petróleo, desechos y basuras
e) RIL orgánico descarga	Vísceras, agua de sangre, escamas
f) RIL del complejo industrial	
i) Residuos líquidos de coquería	Polvillo coke, fenoles, cianuros
ii) Actividad siderúrgica	Aceites, ácidos, alcalis, caliza
iii) Procesos industriales pesqueros	Mat. orgánica, grasas, restos sólidos
iv) Residuos líquidos de petroquímica	Hg. cloro activo, ácidos, bases
g) Astilleros	
i) Carenas y pinturas	Cu (granalla), solventes, pinturas
ii) Reparaciones	Aceites, solventes orgánicos
h) Area de cultivo y praderas de algas	
i) Areas protegidas	
j) Area de esparcimiento y recreación	

actividades producen alteraciones o modificaciones del ambiente, pudiendo producir daños considerables en esta área. La localización de las áreas en que se desarrollan estas actividades se muestran en la Figura 3. La evacuación de desechos domésticos e industriales en la bahía de San Vicente es uno de los problemas principales, sobre todo por la heterogeneidad de los contaminantes introducidos y su posible sinergismo.

Las aguas servidas de la ciudad de Talcahuano (256.043 habitantes, con una cobertura del 46% de red de alcantarillado) son llevadas a punta Liles, en la bahía de San Vicente, con un pretratamiento (cámara de rejillas y trituración) y descargadas directamente al mar a través de un emisario de 1.4 m de diámetro (Boré *et al.*, 1986). El alcantarillado recibe algunas cargas de RIL, detectándose altas concentraciones de fenoles en el punto de descarga (Ahumada, 1988). Esto significa que se vierte a la bahía un volumen aproximado de $8,6 \times 10^6$ t año⁻¹ de aguas servidas, con una carga estimada de DBO₅ de 6,36 t día⁻¹ (según cálculos basados en PNUMA/CPPS/ECO-CEPIS (OPS), 1986).

Por otra parte, entre las industrias más importantes que descargan desechos a la bahía están:

i) Una siderúrgica que vierte 135.000 m³ día⁻¹ de residuos industriales, entre los que se encuentran ácidos, amoníaco, sales ferrosas en solución, cianuros, aceites, lubricantes, fenoles, polvo de coke y carbonato de calcio

(Universidad de Concepción, 1980; Ahumada, 1988).

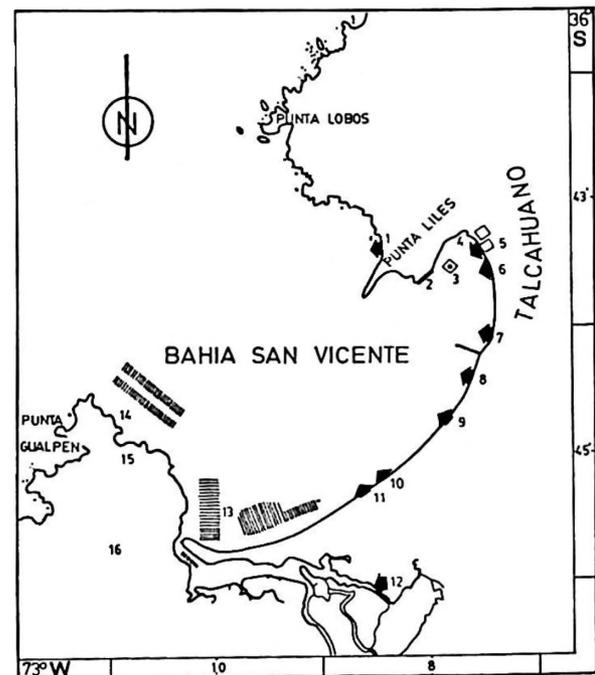


Figura 3. Usos actuales de la zona costera en la bahía de San Vicente.

1) Descarga de alcantarillado, 2) Actividad Portuaria, 3) Dique flotante (astilleros), 4) Descarga industrial de pescado, 5) RIL (plantas pesqueras), 6) RIL desembarque pescado, 7) RIL, 8) RIL (planta de coque), 9) RIL (materias primas), 10) Desechos domésticos, 11) RIL (industrias químicas), 12) aguas lluvia y desechos domésticos, 13) Cultivo de Algas, 14) Recursos costeros, 15) Area de recreación, 16) Parque natural protegido.

ii) Planta de cloro-soda, que vertió en 1980 a través de sus efuentes un promedio de 71 kg mes⁻¹ de mercurio hacia la bahía de San Vicente (Boré *et al.*, 1986). Actualmente estos niveles serían de 20 kg mes⁻¹.

iii) Planta de polietileno, que vierte 26.000 m³ día⁻¹ de residuos industriales líquidos que contienen principalmente ácidos clorhídrico, aceites lubricantes e hidrocarburos clorados.

iv) Empresas pesqueras, tres de ellas vierten aguas residuales del procesamiento de pescado para la fabricación de harina, seis descargan sus embarcaciones industriales en el área y cuatro industrias de congelados y/o conservas descargan sus desechos a la red de alcantarillado. Las descargas de sus afluentes es de ca. 28.000 m³ día⁻¹. Sus residuos son principalmente materia orgánica y grasas.

v) Refinería de petróleo.

vi) Terminales petroleros.

vii) Otras: industria de cemento, alambre y productos químicos.

Como se puede observar, existe eliminación de desechos industriales altamente peligrosos para la vida de los organismos y la salud humana en esta bahía. Por otra parte, la actividad generada por el complejo industrial en relación a la actividad portuaria, pesquera y de servicios, comienza a mostrar una clara incompatibilidad con otros usos de los recursos costeros (ej.: áreas de cultivo, caletas de pescadores, zonas de recreación, áreas de esparcimiento, etc.). Aunque no existe superposición de áreas con uso de recursos de intereses contrapuestos (i.e., cultivos y evacuación de aguas servidas municipales), los efectos de la contaminación e incompatibilidades ya comienzan a mostrar sus efectos, los que serán cada vez más evidentes.

Condiciones oceanográficas

La bahía de San Vicente está orientada al noroeste, condición que al parecer produce diferencias notables en cuanto a la intrusión de aguas pobres en oxígeno disuelto durante el período de primavera-verano.

El análisis resumido de seis cruceros durante 1988, en la bahía de San Vicente, indicó que la salinidad fluctúa entre 33,50 y 34,65 × 10⁻³, con una tendencia a aumentar durante el período estival. Sin embargo, para ninguno de los períodos estacionales se observan gradientes marcados en el eje vertical, y los cambios estacionales estarían referidos a la intrusión de aguas de afloramiento duran-

te el período de dominancia de los vientos del cuadrante sur.

La temperatura no presenta cambios significativos. El mayor gradiente se presenta durante el verano, donde en superficie los valores pueden alcanzar 13,5°C y en la máxima profundidad (boca de la bahía, 45 m), alcanza 11,1°C. En invierno, la temperatura fue homogénea en la columna de agua, alcanzando un valor promedio de 12,3°C. Esto determina que la débil estratificación de la bahía de San Vicente estuvo regida por la temperatura en el verano, y por la salinidad durante el invierno.

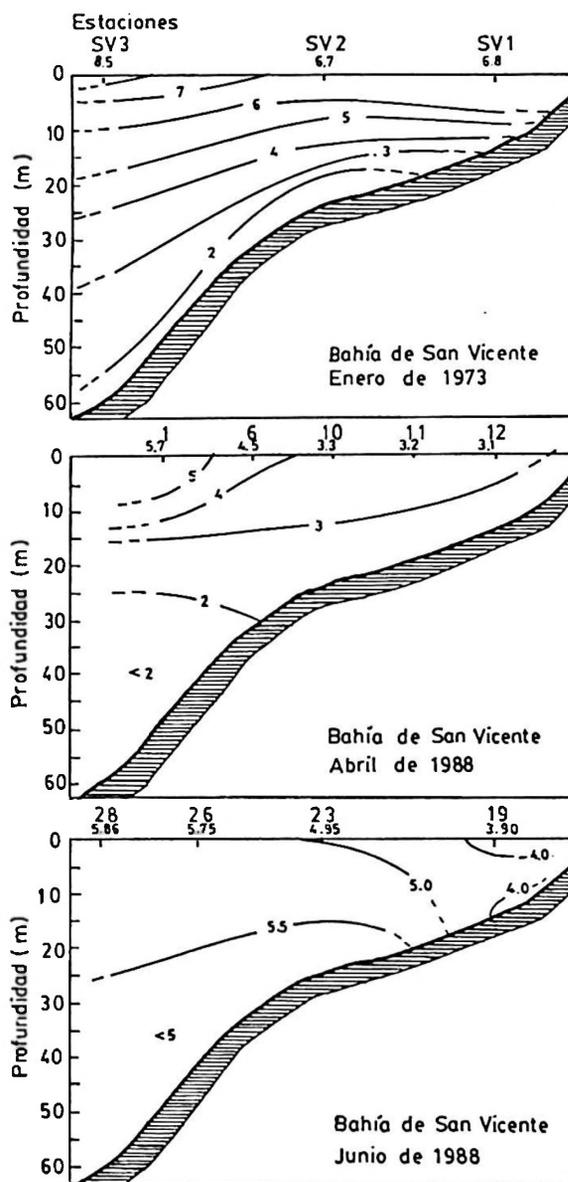


Figura 4. Distribución característica de oxígeno disuelto [ml O₂ l⁻¹] en la sección central de la bahía.

Con propósitos comparativos, en la Figura 4 se muestra un corte meridional de la bahía con isolíneas de oxígeno disuelto obtenido en enero de 1973. En éste no se observa valores de oxígeno inferiores a $1 \text{ ml O}_2 \text{ l}^{-1}$ al interior de la bahía; no obstante, en la misma fecha se detecta la presencia de las aguas del mínimo de oxígeno a sólo 15 m de profundidad en la bahía de Concepción (Ahumada y Chuecas, 1979). La Figura 4a (enero, 1973) servirá de punto de comparación, en relación a algunos de sus cambios ocurridos en la columna de agua (i.e., carga de orgánicos y consumo aparente de oxígeno disuelto). Durante 1988, se puede apreciar una disminución significativa del oxígeno disuelto en superficie, sin cambios en temperatura y salinidad, lo que indicaría que los cambios del contenido de oxígeno son locales y corresponden a problemas de contaminación.

La información de oxígeno disuelto fue consistente con la obtenida en 1973, en el sentido que, durante la condición estival, no se observa una intrusión de aguas pobres en oxígeno a la bahía, como patrón de comportamiento estacional (Figuras 4b y 4c). Sin embargo, las isolíneas de oxígeno para distintas superficies de profundidad muestran la existencia de áreas con mayores demandas (Figura 5). La distribución superficial muestra un gradiente negativo con origen en el sector del puerto. Es interesante hacer notar la coincidencia espacial del requerimiento de oxígeno con la distribución del material orgánico particulado y transparencia del agua (Figura 6). Esto confirma algunas características de circulación para esa área y la tenden-

cia general puede ser ratificada por las isolíneas (i.e., profundidad del disco Secchi). Las aguas de menor contenido de oxígeno se encuentran al interior de la bahía, y son el producto del requerimiento bioquímico para la oxidación de la materia orgánica introducida por la actividad industrial, más que la intrusión a la bahía de Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS).

La distribución superficial de la temperatura, ocasionalmente, permite también tener una apreciación convergente con la dinámica de las aguas superficiales. En cambio, la homogeneidad de la salinidad durante este periodo impide establecer tendencias de circulación.

Los nutrientes inorgánicos presentan patrones diferentes: los nitratos y nitritos ($[\text{N}-\text{NO}_3^-]$ y $[\text{N}-\text{NO}_2^-]$) muestran una distribución homogénea en invierno y verano, con concentraciones promedio de $5,4 \mu \text{ mol l}^{-1}$ para verano y $2,3 \mu \text{ mol l}^{-1}$ para invierno; el amonio $[\text{N}-\text{NH}_4^+]$, en cambio, presenta una pluma de distribución de alta concentración en las áreas adyacentes al efluente de aguas servidas (Punta Liles) (Figura 7). Los fosfatos presentan concentraciones altas en verano, llegando a ser mayores que las observadas en las AESS fuera de la bahía. Todo lo anterior reforzaría la idea de una fuente de nutrientes de origen oxidativo de materia orgánica alóctona de diferentes orígenes en la bahía, con condiciones de reducción para los nitratos, producto de la demanda de oxígeno producida por contaminación orgánica. Las proporciones entre N/P escapan a las proporciones de Redfield (Red-

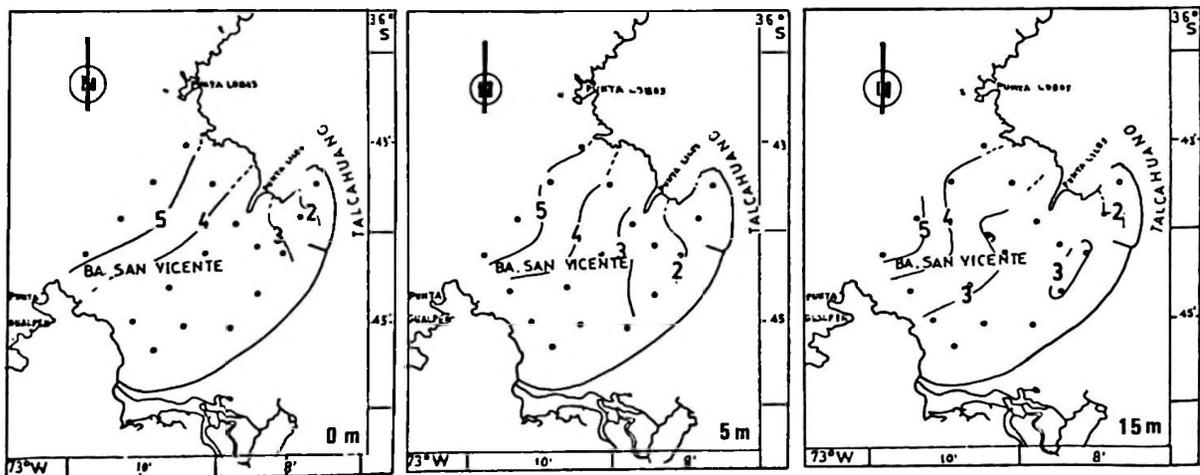


Figura 5. Isolíneas de oxígeno disuelto para distintos niveles de profundidad (i.e., superficie, 5 m y 15 m), durante el periodo de otoño de 1988.

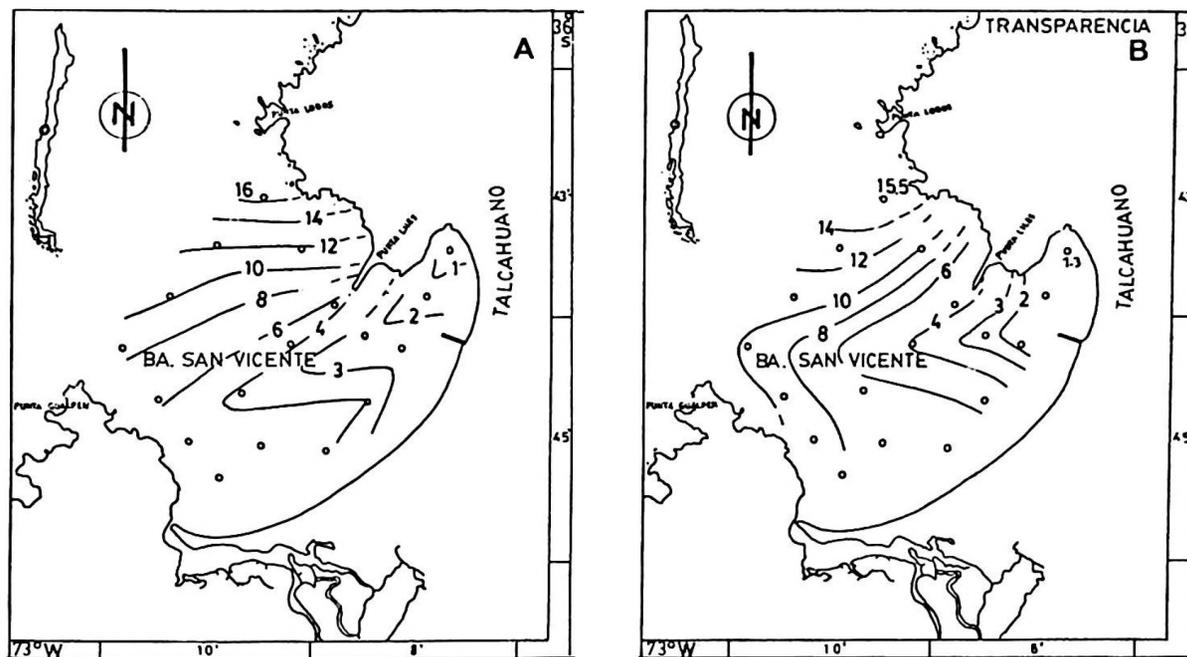


Figura 6. Transparencia del agua, obtenida como profundidad de disco Secchi (m), para dos períodos estacionales antipodas (A = otoño y B = primavera).

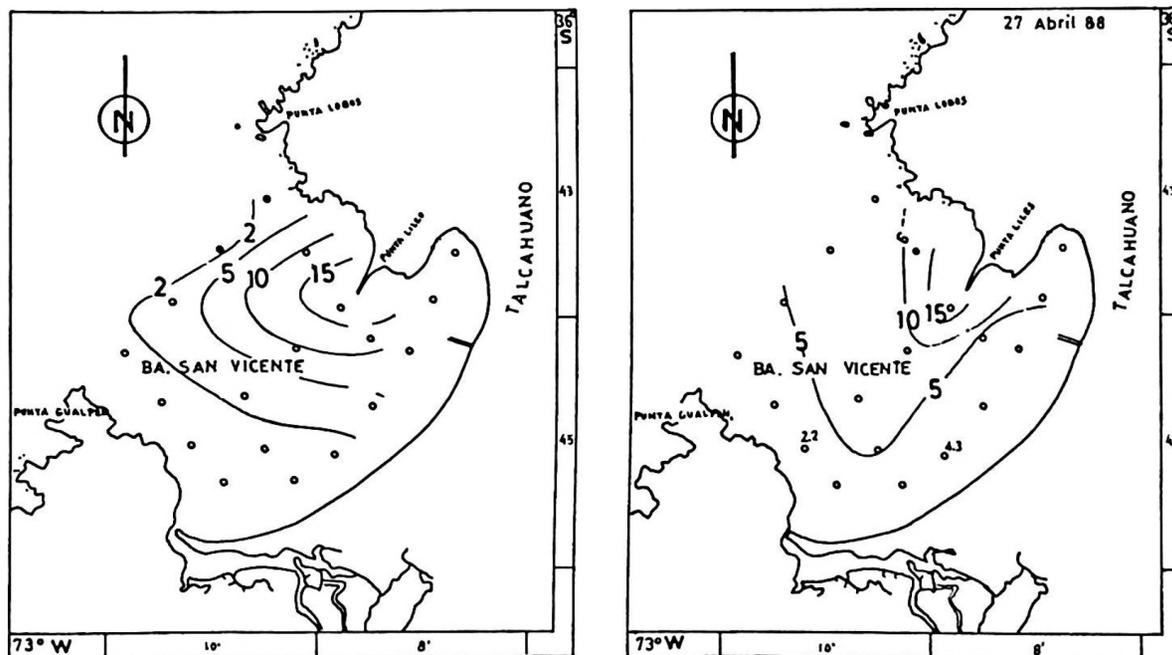


Figura 7. Distribución de amonio disuelto en superficie [$\mu\text{m l}^{-1}$], de la bahía, para dos períodos estacionales: verano y otoño de 1988.

field *et al.*, 1963), lo que indicaría un fuerte componente de contaminación por desechos orgánicos. Las relaciones N/P para noviembre de 1988 fueron de casi de 2,5:1, y según la información de invierno la relación es de 1,6:1. Lo que indica que el área está sometida

a intensos procesos de reducción de los compuestos del nitrógeno, debido a fuertes tensiones ambientales. Los valores naturales para la región de esta relación son mayores de 9:1 (Ahumada *et al.*, 1984).

Corrientes de la bahía de San Vicente

Las corrientes en la bahía de San Vicente presentan una alta variabilidad y sus estimaciones instantáneas se hicieron con correntómetros de péndulo para los meses de abril (5 y 26 de abril) y junio de 1988. Las corrientes para abril fueron graficadas para su componente norte oeste - sur este ($U + \rightarrow 135^\circ$), en un corte de la boca de la bahía, con el propósito de visualizar los campos de movimiento para el periodo estival (Figura 8). La velocidad de las corrientes alcanza un máximo para la entrada de aguas a la bahía con valores de 15 cm s^{-1} y de 5 cm s^{-1} para las aguas de salida. El mes de julio se considera como representativo de las características de invierno y se graficó el mismo corte con propósitos comparativos. Los correntómetros de péndulos, por su técnica de medición, impiden medir las corrientes menores a 5 m de profundidad, de tal manera que no aparece representada la capa superficial.

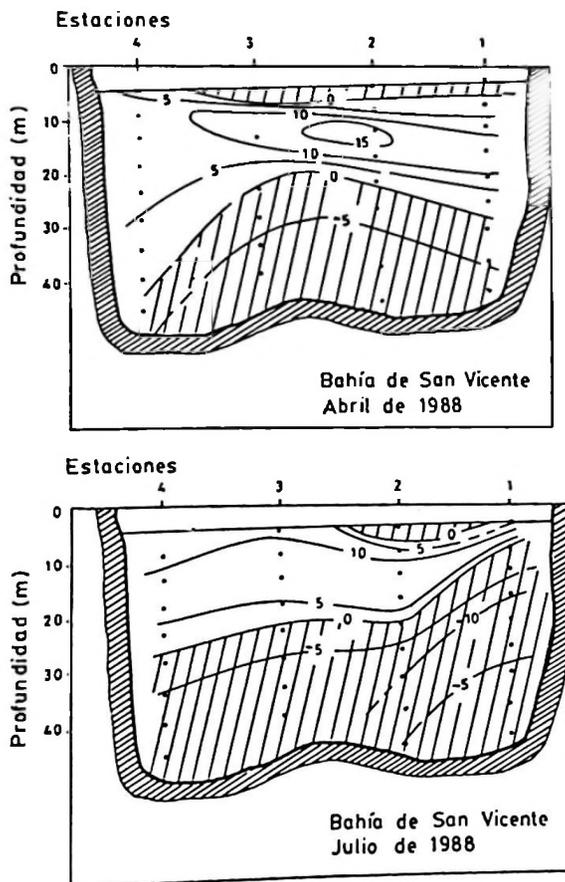


Figura 8. Descomposición vectorial de corrientes instantáneas en la boca de la bahía de San Vicente. Se consideró el eje 335° positivo (entrada)/ 125° negativo (salida).

Características y distribución de los sedimentos

El análisis granulométrico de los sedimentos de la bahía de San Vicente indica que en el sector central de la bahía predominan sedimentos de 500μ de diámetro, correspondientes a arenas gruesas. El diámetro de los sedimentos es menor hacia la periferia, siendo dominante los granos de $0,62 \mu$ de diámetro (Figura 9). En general, los sedimentos están bien seleccionados y presentan una distribución normal, con excepción de la Est. 20 (ubicada en el sector del puerto pesquero), que presenta una mezcla de limo-arcilla. Sin embargo, en áreas adyacentes al puerto pesquero se puede apreciar mezclas de arenas finas y medias, lo que hace suponer que la sedimentación fina es un problema reciente (i.e., 10 años), esto podría deberse a cambios de flujo y/o cargas orgánicas, producto de contaminación. Estas apreciaciones son consistentes con la concentración de orgánicos en los sedimentos (Tabla 2). La Est. 20 presenta las concentraciones más altas de materia orgánica de la bahía, aunque inferior al contenido de materia orgánica de la parte central de la bahía de Concepción (i.e., 9,77% y 16,0%, respectivamente). En este sector, los sedimentos presentan bolas de grasa saponificada, que da un aspecto hete-

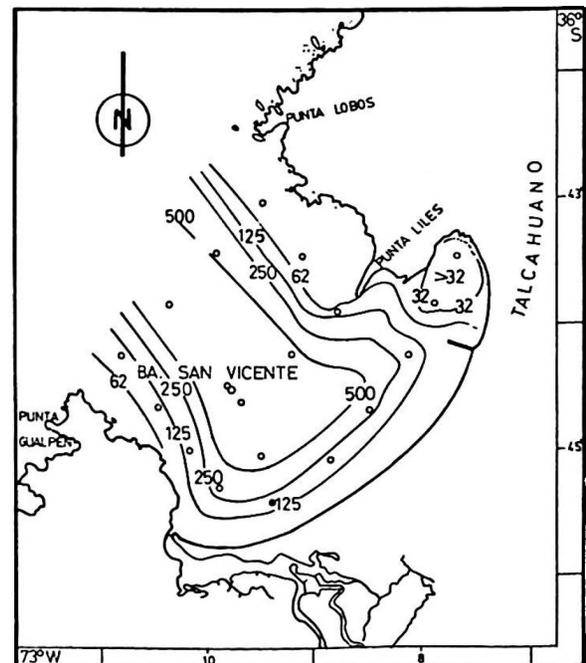


Figura 9. Distribución del sedimento de fondo de acuerdo a su tamaño.

Tabla 2
Característica de los sedimentos y análisis de la macroinfauna bentónica

Est. N°	Mat. Org.	C. Org.	Tipo sedimento	N° de sp.	Abundancia	Biomasa
20	10,4	2,9	Arena muy fina-fango	2	73	0,01
21	4,3	1,1	Arena media	13	396	4,90
22	2,1	0,4	Arena muy fina	25	7.492	14,10
23	1,1	0,2	Arena gruesa	14	1.283	13,30
24	0,6	0,02	Arena gruesa	27	1.867	17,00
25	3,0	0,7	Arena muy fina	27	2.315	14,01
26	1,0	0,26	Arena gruesa	18	174	3,3
27	1,9	1,0	Arena muy fina	24	1.782	8,3
28	1,4	0,74	Arena gruesa	27	2.142	13,3
29	3,8	0,82	Arena muy fina	32	9.060	24,0
					26.583	112,2 g

rogéneo a la muestra (estas sustancias no fueron cuantificadas como materia orgánica de los sedimentos). Es conveniente hacer notar que las concentraciones de materia orgánica en los sedimentos de la bahía de Concepción son propias de su alta productividad (Rudolph *et al.*, 1984), en cambio en este sector de la bahía de San Vicente la materia orgánica corresponde a material de origen antrópico. Las estaciones que poseen valores cercanos a 3% de materia orgánica están asociadas a sedimentos finos y relacionadas con una mayor producción estacional. El resto de las estaciones posee un contenido menor a 2,2%.

Estado general de las comunidades bentónicas de la bahía de San Vicente

El análisis cuantitativo de las muestras de fondo analizadas, produjo un total de 26.583 ejemplares de invertebrados. Estos individuos pertenecen a 7 taxas mayores y a 35 especies o formas diferentes de Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Oligochaeta, Anthozoa, Nemertini y Urochordata. Predominan en las muestras ampliamente los anélidos poliquetos, en especial la especie *Paraprionospio pinnata*, en los fondos con limo-arcilla y *Spiophanes bombyx* en las arenas finas.

En la Tabla 2 se presenta por estación, el número de formas encontradas, la abundancia o densidad total de la macroinfauna (> 0,5 mm) bentónica sublitoral estudiada, y la biomasa estimada como peso húmedo-alcohol (en gramos).

Al analizar la tabla anterior, se observa claramente la pronunciada cantidad de individuos presentes en las Ests. 29, 22 y, en

menor grado, en la Est. 25. Algo parecido ocurre con la biomasa de la Est. 28.

Lo más notable es la marcada disminución de los individuos y de sus biomásas en las estaciones más cercanas al puerto de San Vicente, i.e., en las Ests. 20 y 21. En general, en los lugares en que se detectó elevadas densidades numéricas, se debió a la contribución de una sola forma de un gusano anélido del tipo Spionidae, dominancia típica en toda la región.

Las gráficas del tipo K-Dominancia, donde el orden (*rank*) de cada especie se plotea contra el porcentaje acumulativo de abundancia numérica y biomasa, se utiliza para comentar el estado ténsonal de las comunidades del bentos. Las diez gráficas se redujeron a cuatro formas típicas, lo que permitió reconocer zonas afectadas en la bahía. La Figura 10-a, y que corresponde al gráfico de la estación 22, es típico para las estaciones 21, 23 y 30, y estaría mostrando que las formas de las curvas de abundancia y de la biomasa de esta área estaría bajo influencia de una marcada eutroficación.

La Figura 10-b corresponde al gráfico de la estación 24, parecido al de las estaciones 25 y 31, conformando otra probable zona dentro de la bahía. En este caso, las curvas insinúan una contaminación moderada. La misma situación sería válida para la estación 26, cuyas curvas de K-Dominancia se presentan en la Figura 10-c. Por último, en la Figura 10-d se presenta la gráfica elaborada con los datos de la estación 27, y que es típico también para las estaciones 28 y 29, área completamente dispuesta hacia mar afuera y de menor influencia antrópica. La geometría de las curvas generadas en dicha figura, indicaría

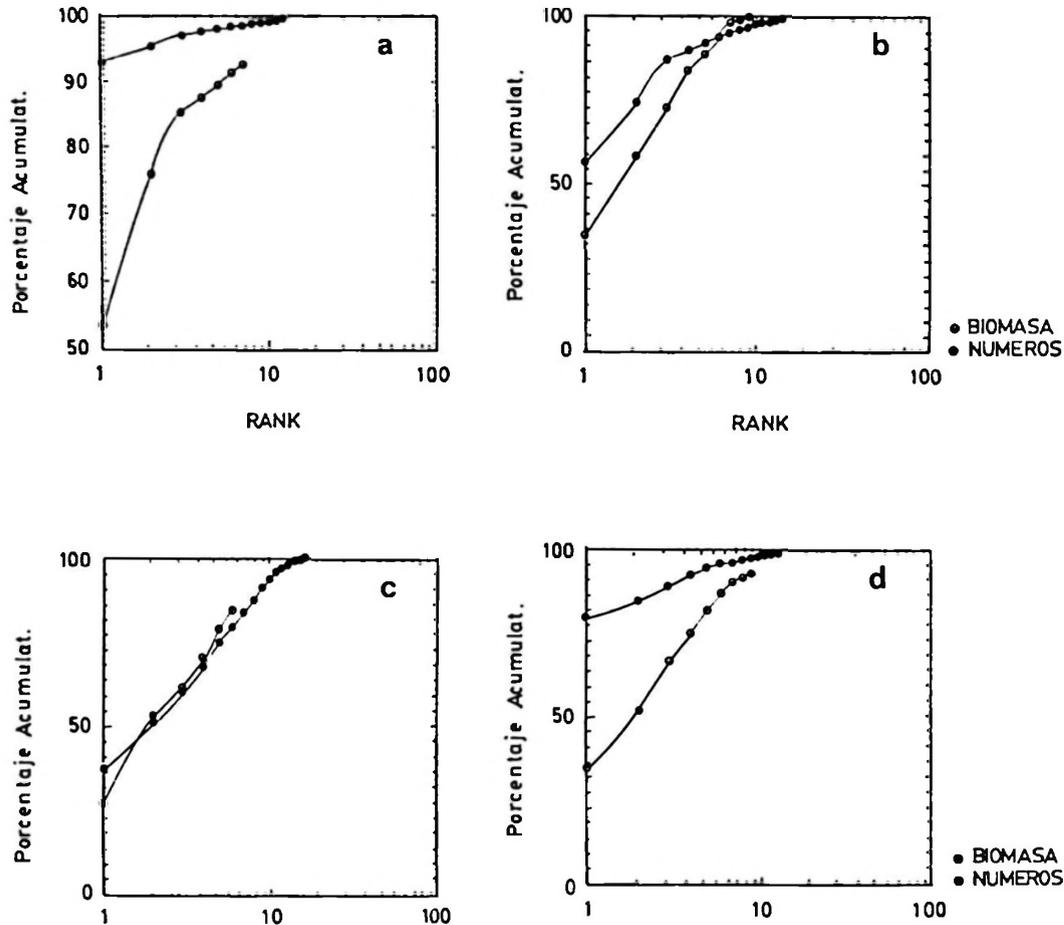


Figura 10. Gráficos de K-Dominancia característicos para las distintas estaciones bentónicas de la bahía de San Vicente. a) Corresponde a Est. 22. b) Corresponde a Est. 24. c) Corresponde a Est. 26. d) Corresponde a Est. 27.

también una situación de estrés, aunque se estima que esta situación sería el producto de las fuertes dominancias ecológicas naturales de 1 ó 2 especies (Carrasco & Gallardo, en este número). La estación 20 no fue considerada, debido a su alto grado de alteración.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Evaluación de Impacto Global por Area (EIGA)

En el caso de áreas de uso múltiple, donde numerosas actividades se concentran en un área y se requiere de una evaluación del impacto para esa área, se presentan contradicciones conceptuales para la aplicación de la técnica de la EIGA. En estos casos, y no estando definida la situación, es que se propone el concepto de Evaluación de Impacto Global por Area (EIGA). El objetivo es eva-

luar los impactos de numerosas actividades producidos en una misma área, con propósitos de establecer un programa de mitigación.

La bahía de San Vicente es un área de uso múltiple y presenta incompatibilidades y conflictos que alteran su desarrollo. La zona más afectada corresponde al sector noreste, donde la evacuación de RIL proveniente de los procesos industriales pesqueros, alcantarillado y aguas de descarga de buques pesqueros, producen el mayor impacto. Este sector, que corresponde a un 25% de la superficie de la bahía, se encuentra ecológicamente alterado. La columna de agua alcanza un 10% de saturación de oxígeno, $DBO_{(5)}$ es de $0,8 \text{ g O}_2 \text{ l}^{-1}$; DQO es de $1,4 \text{ g O}_2 \text{ l}^{-1}$, la transparencia del agua alcanza a sólo 1 m (disco Secchi) y los sedimentos son anóxicos con ausencia de macrofauna y acumulación de sustancias grasas saponificadas.

El sector central de la bahía presenta una extensa playa de arena, donde evacuan sus residuos las industrias de San Vicente. Los efluentes que presentan un mayor impacto, a una observación general de la bahía, es el de materias primas de CAP (que se visualiza ocasionalmente como una pluma de color blanquecino, por su contenido de caliza) y el efluente de coquería, con una pluma oscura. Este último evacua compuestos fenólicos (residuos de la planta de coque) que pueden producir cambios severos en la tasa de degradación de la materia orgánica, por inhibición de la actividad bacteriana. Por otro lado, se ha atribuido a este compuesto una reciente mortandad de peces ocurrida en marzo de 1988 (Chuecas *et al.*, 1988). Este tipo de compuesto debería ser controlado a través de estándares de emisión pequeños, por su alta toxicidad (AFS, 1979).

Evaluación Global de Impactos por Área de las fuentes de contaminación para San Vicente (Tabla 3), nos muestra que los mayores impactos en la bahía fueron producidos por RIL industrial (sin considerar las empresas pesqueras) en 37,67%, le sigue la actividad pesquera con un impacto estimado en 33,94%. Las aguas servidas de origen diverso tienen un porcentaje importante por la extensión que cubren y se estima en 26,68%. Impactos menores son producidos por la actividad portuaria con 2,18%, dique flotante con 1,43% y terminal petrolero con 0,6%. Estas tres últimas fuentes, a pesar de su bajo impacto, deben ser consideradas como de alto riesgo, debido a la alta potencialidad de derrames o accidentes.

Las alteraciones que presenta la bahía de San Vicente son severas y pueden establecerse bajo las siguientes evidencias:

i) Cambios ecológicos significativos en el estero de Lengua en relación a la descripción hecha por Fischer (1963). Esta marisma fue descrita como un área de desove y crianza de numerosas especies litorales. Por algún tiempo, fue usada como área de evacuación de RIL de la industria petroquímica, produciéndose una fuerte contaminación por Hg (Hoffmann, 1979).

ii) Alteraciones ecológicas y estéticas profundas difíciles de revertir en el área sureste de la bahía (sector de actividades portuarias y pesqueras). Esta área corresponde a un 20% de la superficie de la bahía, donde la actividad pesquera aporta gran cantidad de desechos orgánicos con un alto $DBO_{(5)}$ y la consecuente eutroficación y muerte del bentos. Un

caso extremo del impacto producido por la industria pesquera de reducción ha ocurrido en Talcahuano (Rudolph y Ahumada, 1987).

iii) Alteraciones ecológicas graves en el sector central de la bahía, por efecto del RIL industrial, con polución por compuestos altamente tóxicos, como fenoles, mercurio (Hoffmann, 1979; Salamanca *et al.*, 1988), y otros metales pesados.

iv) Alteraciones ecológicas en toda la bahía, detectadas en este estudio y basadas en la subsaturación de oxígeno disuelto, material flotante y suspendida, que disminuye la penetración de la luz (grumos de grasa saponificada, partículas orgánicas, polvo de coque, aceites, cal y otros).

No debe ser ignorado que en las áreas costeras adyacentes a la bahía de San Vicente se captura una parte importante de la pesca industrial de la Octava Región y que en general el sistema de bahías ha sido descrito como un área de desove y crianza de algunas especies explotadas por la pesquería artesanal (Rojas y Mujica, 1981).

Proposición y políticas de manejo

Una primera proposición de ordenamiento y recuperación para la bahía de San Vicente

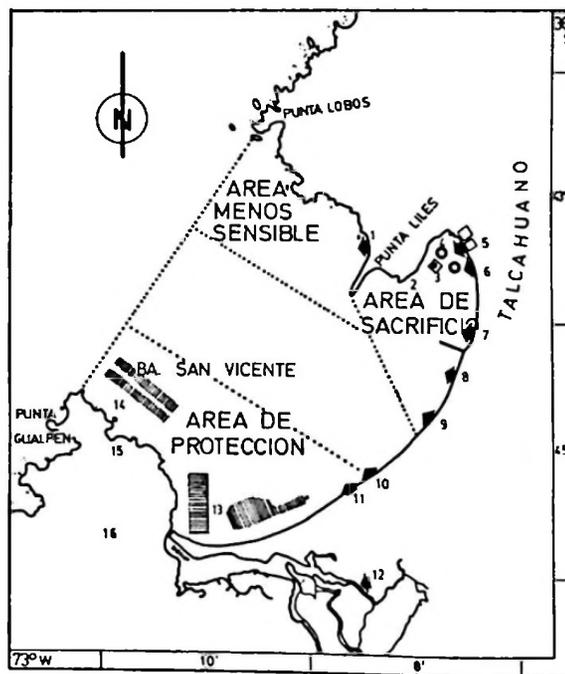


Figura 11. Subdivisión arbitraria de la superficie de la bahía de San Vicente para proponer un plan de mitigación de impacto y manejo de esta área costera. Los números corresponden a las actividades actuales y son los utilizados en la Figura 3.

Tabla 3
Evaluación de impacto ambiental de las distintas fuentes de contaminación de la bahía de San Vicente.
 Se consideró 28 parámetros y seis fuentes

Parámetros	Aguas servidas			Puerto cabotaje			Terminal de petróleo			Activ. puerto pesquero			Actividad industrial			Astilleros		
	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F
AMBIENTALES																		
Transparencia	2	2	2	2	2	1	1	5	1	4	5	8	3	8	10	2	1	1
Sólidos flotantes	2	2	3	2	2	1	1	1	1	6	6	6	2	4	5	1	2	1
Aceites y grasas	1	1	2	3	8	1	1	4	1	4	8	3	3	3	2	1	2	1
Petróleo	1	1	1	3	8	2	3	10	1	2	8	2	2	8	6	1	2	1
Oxígeno disuelto	3	3	10	2	3	2	2	10	1	4	10	8	3	10	10	3	3	2
NH4+	3	8	8	2	2	3	1	2	1	4	4	6	2	2	8	1	1	1
H2S	2	1	2	2	1	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1	1	1	1
DQO	3	3	2	2	2	2	1	2	1	3	4	3	3	9	10	2	2	1
DBO5	4	4	2	2	2	2	1	2	1	3	4	3	3	9	10	2	2	1
Metales pesados	1	1	1	3	3	1	1	2	1	3	1	1				3	3	3
Compuestos fenólicos*													1	3	2			
BIOLOGICOS																		
Vida silvestre	2	3	2	2	2	1	1	2	1	3	3	8	3	4	10	2	2	1
Vida intermareal	2	2	2	2	2	1	1	2	1	5	10	8	3	4	10	2	2	1
Fitoplancton	1	3	1	2	2	1	1	2	1	5	4	8	3	4	10	2	2	1
Zooplancton	1	1	1	2	2	1	1	2	1	4	10	8	3	4	10	2	2	1
Peces	3	3	3	2	2	2	1	2	1	4	10	8	3	4	10	2	2	1
Bentos	3	2	3	2	2	2	1	1	1	4	10	8	3	4	10	2	2	1

Parámetros	Aguas servidas			Puerto cabotaje			Terminal de petróleo			Activ. puerto pesquero			Actividad industrial			Astilleros		
	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F	M	I	F
ESCENICOS																		
Paisaje	8	8	10	2	1	1	1	1	1	4	2	4	3	6	10	3	1	6
Aislamiento	8	10	6	3	1	1	1	1	1	6	2	6	4	6	10	2	2	2
Recreación y esparc.	3	10	10	3	2	1	2	5	1	3	2	6	4	6	10	2	1	2
Deportes náuticos	3	10	10	2	1	1	2	5	1	3	2	5	3	3	8	2	1	2
Turismo	3	10	6	2	1	2	1	1	1	3	3	3	3	3	8	2	1	1
ECONOMICO																		
Cultivos	2	6	3	3	2	2	2	5	1	2	2	3	2	3	6	2	3	1
Oportunidad de empleo	1	1	1	1	1	1							1	1	1			
Recursos explotables	4	2	3	1	1	1	2	5	1	1	1	1	3	2	6			
Resguardo embarcaciones	2	3	8	1	3	1	2	6	1	2	8	10	2	8	10			
Obras de ingeniería	1	3	1	1	1	1				1	1	1	2	8	6	1	1	1

*Escasa información pero altas concentraciones detectadas.

debe estar enmarcada considerando los usos y usufructos de los recursos (CES, 1972). Con este fin, y de acuerdo a las características de circulación dominante, se subdividió la bahía en tres zonas con tratamientos de recuperación y urgencias distintas, pero con el propósito de resolver el problema de la bahía como un todo (Figura 11). La subdivisión del área debe ser entendida como un elemento metodológico operacional para la mitigación del impacto y se basa en criterios de circulación, escala espacial y requerimiento de ca-

lidad para el uso de recursos. Para conocer el estado de contaminación actual, se procedió a realizar una evaluación del impacto por área, para cada uno de los sectores (Tabla 4).

Esto permite, desde un punto de vista metodológico, diseñar estrategias de mitigación parcial y a la vez sugerir estándares de calidad de agua distintos y de acuerdo al uso que se dé a cada sector, aunque siempre manteniendo los criterios básicos de protección. Para ello debe establecerse un programa de control de calidad de aguas orientado a esta-

Tabla 4
Evaluación de Impacto Global por Area (EIGA) para la bahía de San Vicente,
de acuerdo a la contaminación actual

Parámetros indicadores	Sector de sacrificio			Sector de Mínima sensibilidad			Sector de protección		
	M.*	I.*	F.*	M.*	I.*	F.*	M.*	I.*	F.*
<i>Ambientales</i>									
Transparencia	10	5	8	1	1	2	2	4	3
Sólidos flotantes	4	4	8	2	1	2	3	7	5
Aceites y grasas	6	7	8	1	1	1	2	6	3
Petróleo	4	6	8	1	1	1	8	6	1
Oxígeno disuelto	10	6	8	1	1	1	2	3	2
[NH ₄ ⁺ - N]	4	5	8	3	5	10	2	4	8
[H ₂ S - S]	2	2	6	1	1	1	1	1	1
DQO	10	6	8	1	1	1	2	3	2
DBO ₅	10	6	8	1	1	1	2	3	2
Metales trazas **	4	3	8	1	1	1	1	1	1
Alteración ciclos (N/P)	10	9	8	2	6	4	3	5	5
Compuestos fenólicos	3	8	10	1	2	1	8	8	2
<i>Biológicos</i>									
Vida silvestre	9	8	9	1	1	1	6	6	3
Intermareal	8	8	8	1	2	1	3	6	3
Fitoplancton	5	5	8	1	1	1	2	6	2
Zooplancton	6	5	8	1	1	1	2	3	2
Peces	8	8	10	1	1	1	2	3	2
Bentos diversidad	9	10	10	1	1	1	4	5	4
<i>Escénicos</i>									
Paisaje	8	6	8	1	1	1	3	5	2
Aislamiento	10	10	10	1	1	1	2	2	1
Recreación y esparc.	9	6	10	1	1	1	3	3	2
Deportes náuticos	9	9	10	1	1	1	3	3	2
Turismo	7	5	8	1	1	1	3	3	3
<i>Económicas</i>									
Cultivos	10	10	10	1	1	1	2	3	2
Oportunidad de empleo	1	1	1	1	1	1	3	6	2
Recursos explotables	10	10	10	1	1	1	2	6	2
Resguardo embarcaciones	1	1	1	1	1	1	1	4	1
Obras de ingeniería	3	5	6	1	1	1	1	1	1

*M = Magnitud. Se refiere al % del área afectada, expresado en un equivalente de 1-10.

*I = Importancia. Se refiere a la importancia del proceso que está afectado.

*F = Frecuencia. Se refiere a la frecuencia con que ocurre el impacto.

**No estudiados en este trabajo. Datos de Salamanca et al., 1988.

blecer estándares de diseño, estándares de uso y estándares de procedimiento como han sido descritos por Lamb (1985).

El éxito del programa de control de calidad de agua dependerá no sólo de los estándares, sino también de decisiones informadas, rápidas y claras en relación a los objetivos propuestos, para cada zona costera.

Las normas que permitan controlar los afluentes industriales y domésticos que son vertidos a las aguas de la bahía, deben establecer: a) substancias que por su peligrosidad no pueden en ninguna circunstancia ser vertidas al océano; b) estándares de emisión para aquellas substancias que son asimiladas por el océano en un período corto de tiempo; c) formas de vertimiento de desechos, como distintos tipos de efluentes, sitios posibles de ubicación y/o establecimiento de zonas de hundimiento, según las normas de la IMCO; d) establecer un principio de planificación territorial para el uso de recursos de la zona costera de acuerdo a las características específicas del lugar, con el objetivo de valorizar inversiones futuras.

Cualquier tipo de vertimiento al océano debe considerar estudios de la capacidad de asimilación del cuerpo de agua receptor y que es específica para cada substancia contaminante. Los estudios y resultados de cada proyecto en particular, deberían ser expuestos al arbitraje de expertos designados por la autoridad y al conocimiento público por un período razonable, antes de su aprobación.

Estas proposiciones están basadas en el principio que, en la solución de los problemas producidos por la contaminación, deben considerarse los siguientes componentes: un estudio técnico, que proponga soluciones alternativas; un componente social, y uno jurídico. Finalmente, la industria o empresa que requiera verter substancias al océano, considerará los procesos, tratamientos e inversiones adecuadas de acuerdo con las exigencias impuestas, sobre la base de estar usufructuando de un patrimonio nacional y un área de uso común. Esto haría imprescindible establecer políticas claras sobre posibles usos de la zona costera y los márgenes litorales adyacentes de acuerdo a las condiciones naturales de la zona costera (i.e., zonas de desove, praderas naturales de algas, lugares de recreación y áreas que expresamente sean solicitadas como de estudio), con el propósito de conservar el ambiente, proteger los recursos para el sector productivo y mejorar la calidad de vida de los habitantes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Vilma Fernández y Rosa Poblete, quienes trabajaron en nuestro laboratorio durante la realización de este proyecto, al capitán José Martínez y al Sr. Ceferino Sepúlveda, de la embarcación "Don Nibaldo", por el apoyo prestado durante la fase de muestreo. Esta publicación es parte de los resultados del Proyecto VTB 029-I, producto del convenio entre la Pontificia Universidad Católica de Chile y la Ilustre Municipalidad de Talcahuano.

LITERATURA CITADA

- AHMAD, Y.J. & G.K. SAMMY. 1985. Guidelines to environmental impact assessment in developing countries. Sponsored by UNEP. Hodder and Stoughton, London. 52 pp.
- AHUMADA, R. & D. ARCOS. 1976. Descripción de un fenómeno de varada y mortandad de peces en la bahía de Concepción, Chile. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 5:101-111.
- AHUMADA, R. y L. CHUECAS. 1979. Algunas características hidrográficas de la bahía de Concepción (36° 40'S; 73°02'W) y áreas adyacentes, *Gayana, Miscelánea*, 8:1-56.
- AHUMADA, R., A. RUDOLPH & V. MARTÍNEZ. 1983. Circulation and fertility of waters in Concepción Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16:95-105.
- AHUMADA, R., A. RUDOLPH y P. MATRAI. 1984. Oxígeno disuelto y su relación con los nutrientes en la bahía de Concepción, durante un período de surgencia. *Invest. Mar.*, 12:15-26.
- AHUMADA, R. 1988. Análisis de un set de 6 muestras correspondiente a efluentes y agua de la bahía de San Vicente, para establecer la fuente y origen posible de los contaminantes en el agua de mar. Informe Técnico, Capitanía de Puerto, San Vicente. Enero de 1988. Departamento de Oceanografía y Contaminación. Pontificia Universidad Católica de Chile-Sede Talcahuano.
- ALARCÓN, E. 1970. Descripción oceanográfica preliminar del golfo de Arauco. *Bol. Cient. Inst. Fom. Pesq.*, Santiago, Chile. 11:1-31.
- AMERICAN FISHERIES SOCIETY (AFS). 1979. A Review of EPA Red Book: Quality Criteria for Water. R.V. Thurston, R.C. Russo, C.M. Fetterolf, Jr., T.A. Edsall and Y.M. Barber Jr., (Eds.), Water Quality Section, A.F.S., Bethesda, MD. 313 pp.
- APHA-AWWA-WPCF. 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 16th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1268 pp.
- ARCOS, D. y N. NAVARRO. 1986. Análisis de un índice de surgencia para la zona de Talcahuano, Chile (Lat. 37°S). *Invest. Pesq.*, 33:91-98.
- BORÉ, D., F. PIZARRO y N. CABRERA. 1986. Diagnóstico de la contaminación marina en Chile. Corporación de Fomento de la Producción, Instituto de Fomento Pesquero. Chile. 2 Tomos, 198 pp. + Anexos.
- CEPAL. 1985. Informe del taller sobre la evaluación del impacto ambiental de sustancias potencialmente nocivas provenientes de fuentes costeras en el medio

- marino: Estudio de un caso en Chile. Universidad de Concepción. LC/L. 325:86 pp.
- CEPAL/PNUD. 1985. Concepts, Definitions and Premises Related to Environmental Impact Assessment. Documento de Referencia N° 9, 16 pp.
- CONSEJO ECONÓMICO Y SOCIAL (CES). 1972. Usos del Mar. Naciones Unidas, 58 pp.
- CHUECAS, L., J. STUARDO, S.P. NÚÑEZ, C.R. VALDOVINOS y V. BRIANO. 1988. Mortandad de organismos marinos. marzo 1988. Bahía de San Vicente, Chile. ¿Causas naturales o antrópicas? Resúmenes VIII Jornadas de Ciencias del Mar. Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano.
- ESCOBAR, J. 1983. Objetivos, métodos y problemas en las evaluaciones de impacto ambiental (EIA). CEPAL, CPPS, 16 pp.
- FISCHER, W. 1963. Die Fische des Brackwassergebietes Lenga bei Concepcion (Chile). Int. Revue ges. Hydrobiol., 48(3): 419-511.
- GRASSHOFF, K. 1982. Methods of sea water analysis. 2nd. Edition. Verlag Chemie, 419 pp.
- HOFFMANN, W. 1979. Evaluación del grado de contaminación del estero Lenga y de la bahía de San Vicente. Págs. 238-251. Ed. V.A. Gallardo. Actas Seminario/Taller sobre Desarrollo e Investigación de los Recursos Marinos de la Octava Región, Chile. Universidad de Concepción. 567 pp.
- LAMB, J.C. 1985. Water Quality and its Control. John Wiley & Sons. New York. 384 pp.
- PNUMA/CPPS/ECO-CEPIS. 1986. Evaluación rápida de fuentes de contaminación de aire, agua y suelos. Comisión Permanente del Pacífico Sur, 1-122 pp.
- RAU, J.G. & D.C. WOOTEN. 1980. Environmental Impact Analysis Handbook. McGraw-Hill Book Company. New York.
- REDFIELD, A.C., B.H. KETCHUM & F.A. RICHARDS. 1963. The influences of organisms on the composition of sea-water. En: M.N. Hill (Ed.), The Sea. Ideas and observations on Progress in the Study of the Seas. Vol. 2: 26-77. Interscience Publishers. John Wiley & Sons. 554 pp.
- ROJAS, O. y A. MUJICA. 1981. Delimitación de las áreas de desove, prerreclutamiento y estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces pelágicos de importancia económica. Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero, Informe Técnico, 82 pp.
- RUDOLPH, A., R. AHUMADA y S. HERNÁNDEZ. 1984. Distribución de la materia orgánica, carbono orgánico y fósforo total en los sedimentos recientes de la bahía de Concepción, Chile. Biología Pesquera, 13: 71-82.
- RUDOLPH, A. y R. AHUMADA. 1987. Intercambio de nutrientes entre una marisma con una fuerte carga de contaminantes orgánicos y las aguas adyacentes. Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. 58: 151-169.
- SALAMANCA, M.A., L. CHUECAS & F. CARRASCO. 1988. Heavy metal content and distribution in surface sediments from three areas of the Chilean coast., Gayana (Miscelánea), 9(1-4): 1-16.
- SERVICIO NACIONAL DE PESCA. 1989. Anuario Estadístico de Pesca 1988. Servicio Nacional de Pesca. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile.
- STRICKLAND, J. & T. PARSONS. 1972. A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Canada, 167: 1-311.
- SZEKELY, F. 1986. Evaluación de impacto ambiental, nociones básicas. Doc. PNUMA/CPPS/CEPAL/WG. 56(8): 1-43.
- UNEP, 1981. Pautas para la evaluación de impacto ambiental industrial y criterios ambientales para la ubicación de industrias. Industry and Environmental Guidelines. 1: 807-1015.
- UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN. 1980. Evaluación del grado de contaminación del litoral de la Octava Región. Informe Final. Julio de 1980. Dirección de Asistencia Técnica.
- YOUNG, J.C. 1984. Waste strength and water pollution parameters. Pages 2-39. En: R.A. Minear & L.A. Keith (Eds.), Water Analysis. Vol. 3, Organic Species. Academic Press, Inc., Orlando, 456 pp.

PRODUCCION Y DESTINO DE LA BIOMASA FITOPLANCTONICA EN UN SISTEMA DE BAHIAS EN CHILE CENTRAL: UNA HIPOTESIS¹

PRODUCTION AND FATE OF PHYTOPLANKTON BIOMASS IN AN EMBAYMENTS SYSTEM AT CENTRAL CHILE: AN HYPOTHESIS

Ramón Ahumada

RESUMEN

Se describe un evento de surgencia costera frente a la bahía de Concepción y se discute el efecto de fertilización de este evento en la zona costera y en el sistema de bahías que existe en el área. Para ello, se toma como ejemplo la bahía de Concepción, utilizando en su caracterización estacional toda la información disponible. El régimen estacional de vientos en la zona costera (36° Lat. S) produce condiciones favorables a la surgencia costera durante primavera-verano y la convergencia hacia la costa, durante el invierno. Los eventos de surgencia que ocurren en la zona costera producen pulsos de nutrientes que se introducen a los sistemas litorales restringidos (i.e., bahías), generando áreas de alta producción. El bajo contenido de oxígeno de las aguas de surgencia limita el aprovechamiento de la productividad primaria por parte de los peces pelágicos al interior de las bahías. Se produce así una sobreproducción de materia orgánica que, en parte, es acumulada en los sedimentos y parte entregada por advección al sistema adyacente. La fracción sedimentada sería reciclada en períodos de meses e incorporada al sistema pelágico durante el período de invierno. Se presenta evidencia de la ocurrencia de ambos procesos y se discute el rol subsidiario de estos sistemas restringidos a la zona costera adyacente.

Palabras claves: Surgencia costera, corrientes de plataforma, masas de agua, nutrientes, clorofila_a, Pacífico Sudeste, Chile.

ABSTRACT

The coastal upwelling process off Concepcion Bay was described and we discussed the fertilization effect over the embayment system that exist at this area. The climatological pattern at the coastal zona (36° Lat. South), produce two oceanographic features on an annual cycle: One period favourable to coastal upwelling event (Spring and summer) and another period of convergence of surface water to coast (Winter period). The upwelling event pulses supply nutrient to surface water and embayment system, producing, at these end areas, point of high production. The oxygen minimum water intruded to these embayments limiting the pelagic fish consumption and a surplus production was generated. The organic production which took place within embayment had two major fate: Advection to adjacent coastal waters and settle at the bottom. Sedimented fraction would be recycled over a month period of time and incorporated as oxidative nutrient to the pelagic system during the next winter.

Key words: Coastal upwelling, shelf current, water masses, nutrient, chlorophyll_a, Southeast Pacific coast, Chile.

INTRODUCCION

El presente trabajo es una revisión de información obtenida en más de 12 años de investigación oceanográfica por el Laboratorio de Oceanografía de la Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano. Los diferentes objetivos para los cuales se obtuvo la

información se refieren a estudios de procesos costeros específicos. Sin embargo, una revisión general de los datos y la información parcial obtenida de ellos, permite una aproximación holística sobre la interacción entre las masas de agua de circulación general, el proceso surgencia local y los efectos en las áreas costeras restringidas.

¹Contribución al Proyecto FONDECYT 0374/88.

Departamento de Oceanografía. Pontificia Universidad Católica de Chile. Casilla 127, Talcahuano, Chile.

Para lograr este objetivo se aceptó que la estacionalidad² es uno de los elementos básicos para definir la periodicidad del sistema. Por esta razón, se presentan argumentos sobre la estacionalidad del área, y en el desarrollo del problema se definen la estacionalidad sobre el cálculo de promedios para los diferentes parámetros durante diferentes años.

Por otra parte, debe tenerse en consideración que los procesos que se describen y se desean relacionar tienen escalas de tiempo diferentes. Sin embargo, en este caso están ligados por la estacionalidad. Si bien un evento de surgencia tiene una duración de algunos días, la probabilidad de ocurrencia dada por la dominancia de los vientos mantiene la estacionalidad. De la misma forma, la bahía de Concepción tiene un tiempo de residencia en este caso, menor que el de un evento de surgencia (≈ 4 días, Mesías y Salinas, 1988), pero mayor o igual que los lapsos de tiempo entre eventos de surgencia, además, que se debería considerar la inercia del sistema. En general, una vez establecido la dominancia de los vientos del sur y el período de surgencia frente a la bahía de Concepción, las condiciones hidrográficas internas de la bahía son las de las aguas afloradas. Una condición diferente se produce durante el invierno y, por tanto, es importante evaluar los cambios en la productividad de esta bahía.

El presente trabajo intenta demostrar esto y discutir los efectos de fertilización que ocurren al interior de la bahía en relación a la producción primaria y su posible destino a través de un período anual.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA COSTA CENTRO-SUR DE CHILE

Topografía

La costa de la Octava Región se extiende desde los 36° a 38,5° de Latitud Sur, con ca. 447 km de línea de costa. La zona costera de la región presenta características de excepción en relación a: a) la existencia de un sistema de bahías, b) presencia de una amplia

plataforma continental; c) cañones submarinos que interrumpen la continuidad de la plataforma; d) un activo sistema estacional de surgencia costera; y, e) la existencia de importantes aportes de agua de escurrimiento fluvial.

El sistema de bahías está formado por la bahía de Coliumo, bahía de Concepción, bahía de San Vicente y el golfo de Arauco (Figura 1). Todas las bahías, con excepción de la bahía de San Vicente, están controladas por fallas geológicas con rumbo N-S y, por tanto, su eje meridional está orientado al norte (Biro, 1979). Sin embargo, la línea general de la costa tiene una leve inclinación hacia los 25°.

La plataforma continental en el litoral de la Octava Región se extiende ca. 30 millas hacia el oeste, con profundidades menores de 160 m. Los cañones submarinos cortan la plataforma al norte de la bahía de Concepción, es el cañón del Itata, y al sur el cañón del Biobío. El primero de ellos tiene su eje central orientado al noroeste y el segundo orientado al oeste. A ambos cañones subma-

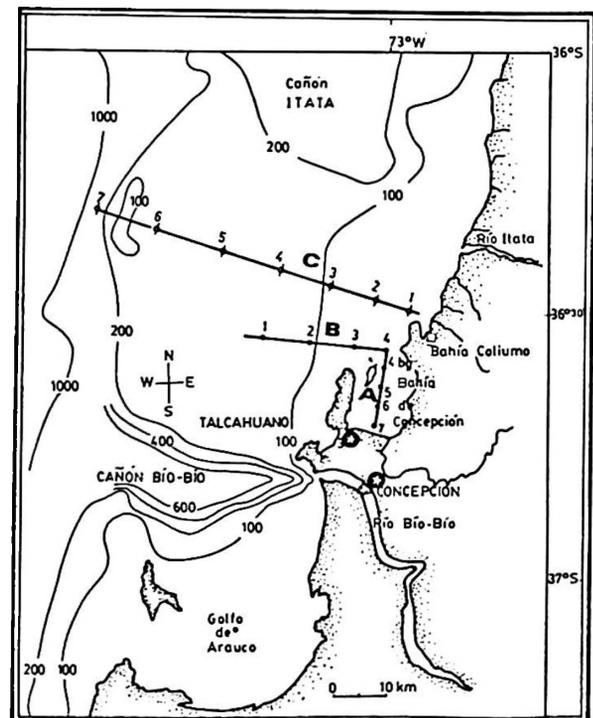


Figura 1. Costa de la VIII Región mostrando el sistema de bahías, la plataforma continental y la ubicación de los cañones submarinos. Además se muestra las estaciones y los cortes oceanográficos (A, B y C) realizados en la zona de estudio y cuya información es analizada en el presente trabajo.

²Esto significa que la señal de las variables estudiadas presentan un cambio estacional notable. La variabilidad en una misma estación, en diferentes años, es baja, lo que permite caracterizar los períodos estacionales con información recopilada en diferentes años.

rinosa se le atribuye origen de erosión fluvial y corrientes de turbidez producidos durante el Pleistoceno (Biró, 1979).

El drenaje fluvial está conformado por dos tipos de ríos que poseen regímenes de descarga diferentes: los ríos que se originan en la cordillera de los Andes y aquellos que tienen su origen en la cordillera de la Costa. Los primeros corresponden a cuencas con astas fluviales superiores a cuarto orden y presentan dos máximos en las descargas: uno producido por las características pluviométricas de una extensa área y otro posterior durante el deshielo en la cordillera de los Andes (i.e., Itata y Biobío). Los ríos que tienen su origen en la cordillera de la Costa tienen sus descargas asociadas a los regímenes locales de lluvia, siendo sus descargas casi inmediatas a los máximos pluviométricos del área costera.

Condiciones meteorológicas costeras

Las condiciones meteorológicas en la costa centro-sur de Chile están determinadas por las interacciones y desplazamientos estacionales del Centro Anticiclónico del Pacífico (CAP), del Sistema Depresionario del Extremo Sur y de la Depresión Continental. Esto genera núcleos climáticos regionales que se definen como áreas de marcadas influencias anticiclónicas (cálidas) o ciclónicas (frías) (Romero, 1979). Las influencias anticiclónicas-ciclónicas alternadas y la formación de frentes en la zona subtropical al norte de Nueva Zelanda, causan fuertes inestabilidades y períodos de mal tiempo durante el invierno en los 30° a los 40° de Latitud Sur de la costa americana. Estos amplios frentes se centran alrededor de los 35° de Latitud Sur, debido al desplazamiento al norte del CAP, de mayo a julio, generando un marcado régimen estacional de vientos y lluvias. La Figura 2 presenta las variaciones de los promedios mensuales de temperatura y lluvia, con el propósito de mostrar la estacionalidad local provocada por estos cambios de gran escala. Por su parte, la estacionalidad del régimen de vientos y sus componentes dominantes son un indicador de la probabilidad de ocurrencia de los eventos de surgencia. La frecuencia de registro horario de los componentes norte-sur de vientos (Figura 3), muestra que la dominancia de la componente sur alcanza siete o ocho meses en el año. El componente norte, en cambio, se hace dominante en los meses restantes. Los vientos del eje

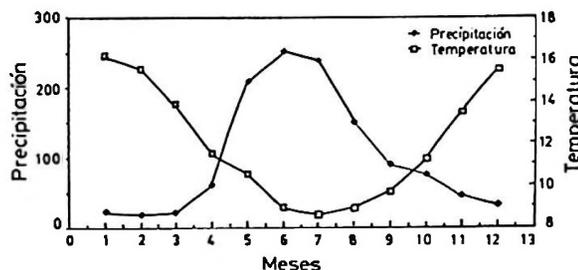


Figura 2. Promedios mensuales de temperatura y precipitación del área para una serie de tiempo de 24 años (1965-1988), obtenidos de la Estación Meteorológica de Bellavista, U. de Concepción.

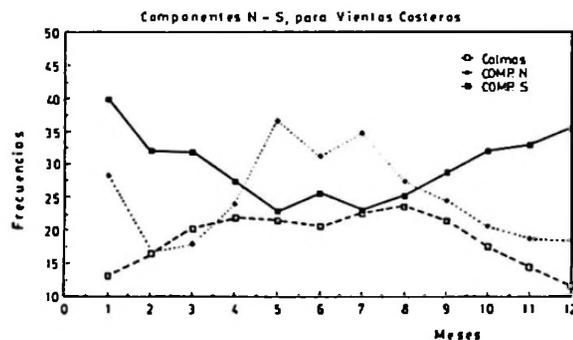


Figura 3. Promedios mensuales de la frecuencia de los componentes norte-sur de vientos para una serie de tiempo de 24 años (1965-1988). La información fue obtenida de la Estación Meteorológica de Bellavista, U. de Concepción.

este-oeste nunca se hacen dominantes en la escala de tiempo mensual. El registro de calmas a través del año presenta una alta frecuencia, con un leve incremento durante el invierno. Un análisis de los datos con observaciones de mayor frecuencia (datos promedios menores a seis horas) muestra que los vientos dominantes disminuyen su intensidad hacia el atardecer para establecerse un período de calma nocturna en la zona. Los efectos causales pueden ser las diferencias térmicas generadas por intercambio calórico entre continente-mar, lo que genera una componente de viento este-oeste compensatorio, pasando por un período prolongado de calma, lo que explicaría la frecuencia del registro de las calmas nocturnas.

Distribución y características de masas de agua

Las masas de agua identificadas en la zona costera centro-sur de Chile, son las Aguas

Subantárticas (ASAA), en el estrato superficial, y las Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS), sobre la plataforma y parte superior del talud continental (Silva y Konow, 1975). Al norte de Valparaíso, ocasionalmente y durante los períodos cálidos, se produce una aproximación superficial a la costa de la masa de agua subtropical (Silva y Konow, 1975).

Las ASAA tienen su origen en la parte norte del frente polar, su salinidad de $33,8 \times 10^{-3}$ y la temperatura de 12°C (Silva y Konow, *op. cit.*). Se desplaza superficialmente hacia el Ecuador bordeando la costa sudamericana con su límite inferior a ca. 100 m de profundidad. El sigma t que mejor caracteriza el agua de origen subantártica es de 25,6. Los aportes de escurrimiento de aguas continentales a partir de los 40° de Latitud Sur producen una importante dilución de la salinidad, lo que llevó a Brandhorst (1971) a proponer una masa de agua que denominó "Agua propia de los canales". Sin embargo, la escasa extensión geográfica que alcanza, alta variabilidad en los parámetros conservativos y escasa persistencia en la circulación general, recomiendan reconocer este evento como una modificación local de las ASAA.

La masa de agua ecuatorial subperforal (AESS) se forma en la región ecuatorial del Pacífico Sudeste, su condición subsuperficial y su escaso contenido de oxígeno se asocia a la Corriente Ecuatorial Subsuperficial (Corriente de Cromwell), la que al llegar a la costa sudamericana se extiende bajo la superficie hacia el sur (Wyrthi, 1965). Las AESS se extienden desde el norte de Perú hasta los 42°S , manteniendo su concentración de oxígeno en valores $> 1 \text{ ml O}_2 \text{ l}^{-1}$ (Brandhorst, 1971) y hasta los 52°S , si se usan los nutrientes como trazadores de su recorrido (Silva, 1977; Silva & Neshyba, 1979). Esta masa de agua se desplaza a profundidades entre 100 y 400 m. Los valores de origen corresponden a salinidades de $34,9 \times 10^{-3}$, temperatura $> 13,0^{\circ}\text{C}$ y un sigma-t de

26,5 (Silva y Konow, 1975). Frente a la bahía de Concepción esta masa de agua conserva un 77% del valor T-S de origen (Método de los Núcleos) (Ahumada y Chuecas, 1979).

Algunas de las características físicas y químicas de las masas de agua para la latitud de 36° , pueden ser modificadas sobre todo para la capa superficial (Tabla 1).

Las ASAA se caracterizan, respecto de las AESS, por tener menor densidad, presentan mayor temperatura, ser bien oxigenadas, tener baja concentración de nutrientes y su flujo es hacia el Ecuador. La temperatura puede disminuir en las capas más superficiales por enfriamiento durante el invierno, no obstante, mantiene su temperatura a profundidades mayores de 15 m. Las AESS son frías (debido a su condición de aguas subsuperficiales), más densas, pobres en oxígeno, ricas en nutrientes y con flujo sur.

PROCESOS OCEANOGRÁFICOS COSTEROS

La dominancia de los vientos del sur, su intensidad y persistencia en escalas cortas de tiempo, favorecen las condiciones de generación de eventos de surgencia en el área. La dependencia física de la dirección e intensidad del viento, de estos eventos, ha llevado a estimar la variabilidad temporal y espacial de ellos sobre la base de índices de surgencia para Talcahuano (Arcos y Navarro, 1986). Los resultados obtenidos para las masas de agua sobre la plataforma continental confirman la caracterización del régimen hidrográfico propuesto por Ahumada y Chuecas (1979), con un período favorable a la surgencia de seis a siete meses en un ciclo anual. El análisis de los índices diarios de surgencia indican que la duración promedio de un evento es de siete a ocho días (Arcos y Navarro, 1986).

Durante el período de invierno, los vientos dominantes son del cuadrante norte y se produce un proceso de convergencia de las

Tabla 1
Características de las masas de agua costeras, alrededor de 36° de Latitud Sur

Masa de agua	T $^{\circ}\text{C}$	S $\times 10^{-3}$	Sigma-t	O $_2$ disuelto ml l $^{-1}$	[N-NO $_3$] $\mu\text{g l}^{-1}$	[N-NO $_2$] $\mu\text{g l}^{-1}$	[N-NH $_4$] $\mu\text{g l}^{-1}$	[P-PO $_4$] $\mu\text{g l}^{-1}$	[Si-SiO $_2$] $\mu\text{g l}^{-1}$	Dirección flujo
ASAA	$>13,0$	$<34,2$	$<25,5$	$>6,5$	$< 3,5$	$<0,5$	$<0,3$	$<0,3$	$<10,0$	Norte
AESS	$<11,5$	$>34,5$	$>26,5$	$<1,0$	$>25,0$	$<2,5$	$<5,0$	$>2,5$	$>20,0$	Sur

aguas sobre la costa (*downwelling*). Esta condición genera el hundimiento de las AESS y la dominancia de las ASAA en la capa superficial. Sin embargo, las características climáticas regionales introducen cambios locales en la salinidad (escurrimiento superficial y aportes fluviales), y temperatura (enfriamiento por intercambio térmico de las aguas superficiales con la atmósfera).

Surgencia costera

Estudios experimentales para conocer las celdas de circulación de la surgencia costera sobre la plataforma continental, frente a la bahía de Concepción, se han realizado en 1979 (Ahumada *et al.*, 1983 y 1986 datos no publicados). Aspectos relevantes de la información obtenida en 1983, será incluida y discutida en el presente trabajo.

El desfase de tiempo entre el viento observado y respuesta del mar en relación a las corrientes es de 32 a 18 horas, durante períodos de surgencia. Estos valores son consistentes con otros obtenidos con anterioridad

(Blanco, 1984). El desfase puede ser observado en la Figura 4, que muestra los cambios de intensidad del viento y corriente para la componente norte-sur. Los registros corresponden a observaciones cada 15 minutos, pro-

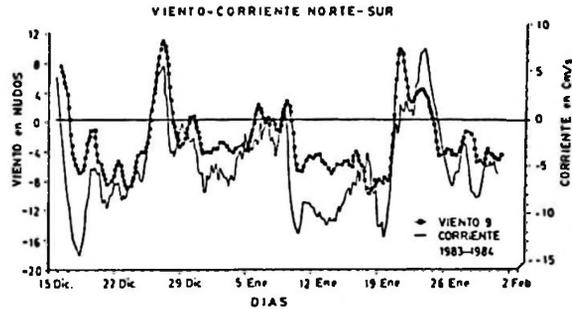


Figura 4. Correlación entre los componentes norte-sur del viento y la corriente, con datos promedios. La información del viento fue obtenida de la Estación Meteorológica de Bellavista y las corrientes con un correntómetro Aanderaa, medida a 40 m en una profundidad en la Boca Grande de la bahía de Concepción (F. Brito, com. pers.).

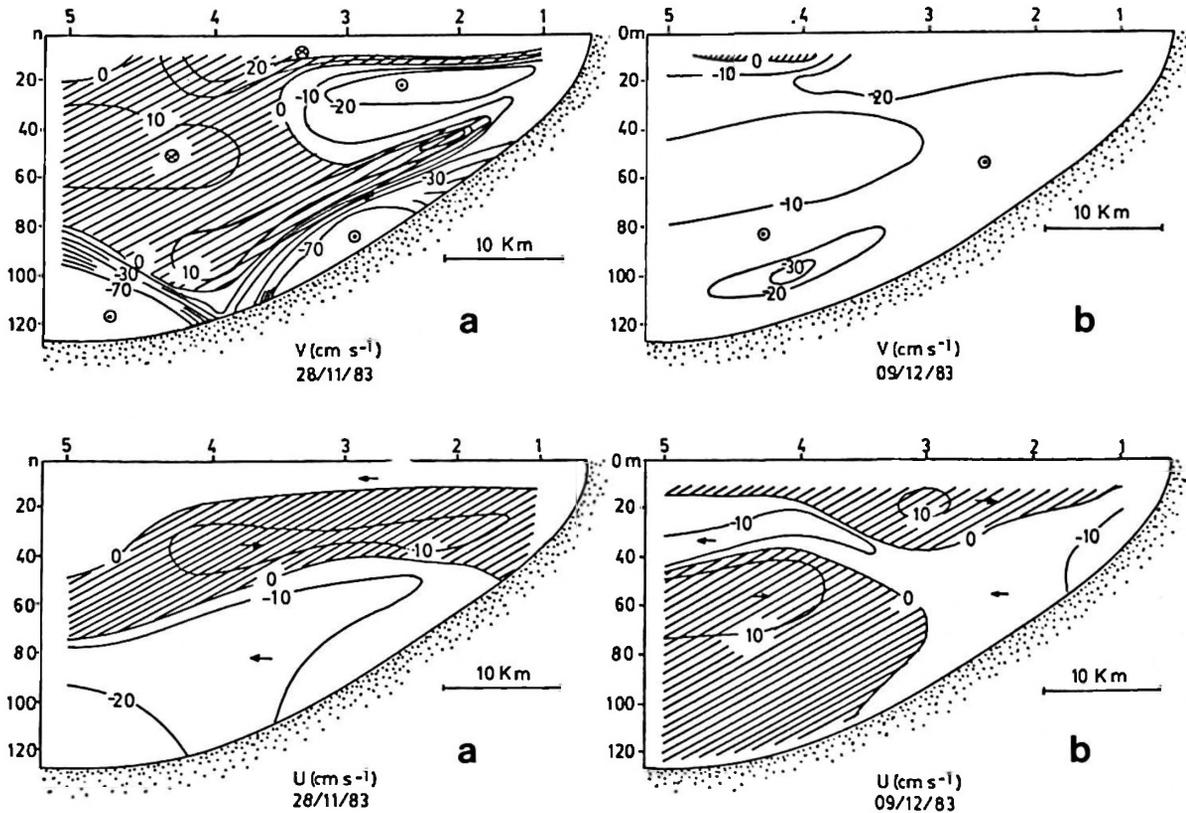


Figura 5. Corrientes instantáneas de los ejes V y U, medidas en el corte C, durante un día de surgencia activa (a, 28/Nov./83) y un día con viento dominante desfavorable a la surgencia (b, 09/Dic./83) (Ahumada, Bernal y Shaffer, 1985).

mediadas a seis horas, obtenidas a 40 m de profundidad con un correntómetro Aanderaa y se correlacionaron con observaciones de vientos obtenidas en la Estación Meteorológica de Bellavista, ca. 8 mn del punto de medición de corrientes.

Las corrientes instantáneas promedio observadas en el área costera sobre la plataforma continental (componentes $U+ \rightarrow 95^\circ$ y $V+ \rightarrow 5^\circ$) durante un evento de surgencia (Figura 5) muestran la estructura de celdas para un evento de surgencia y para un período de relajación. Estas representaciones corresponden a cinco muestreos realizados durante 18 días, iniciados el 28 de noviembre de 1983. Los vientos dominantes durante las mediciones fueron del sur y suroeste, de intensidad fuerte a moderada, cambiando a norte el día 8 de diciembre, y un nuevo cambio el día 11 a viento dominante del sur.

Durante un evento de surgencia activo, la componente V (paralela a la costa), muestra un flujo dominante positivo hacia el ecuador en superficie y tres núcleos de alta velocidad hacia los polos. Esta componente muestra entre las Ests. 4 y 5, el límite de la influencia costera superficial (aguas de surgencia), que alcanzan una distancia de 32 km de la costa, concordante con la extensión teórica de una celda de surgencia para esta latitud: un radio de deformación de Rossby. La componente U (perpendicular a la costa y positivo al Este) muestra una celda de surgencia bien desarrollada, con un flujo subsuperficial hacia la costa (entre los 20 y 70 m de profundidad) y dos flujos hacia el océano: uno superficial y otro profundo, formando una doble celda. Para el mismo período, se muestra el efecto sobre las aguas costeras de vientos desfavorables a la surgencia. En este caso, la componente V muestra un flujo hacia los polos en casi la totalidad de la columna de agua y una disminución de la velocidad. La componente U muestra un flujo superficial y otro profundo hacia la costa y un flujo intermedio contrario (hacia el océano). En general, en este caso las velocidades registradas son moderadas y no exceden los 12 cm s^{-1} .

La distribución espacial que presentan algunas variables como la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, confirman el origen de las AESS en el proceso de surgencia (Figura 6) (Ahumada *et al.*, 1985). Situación que es consistente con la distribución de nutrientes con concentraciones máximas en la capa del mínimo de oxígeno. Debido a la variabilidad de la columna de agua se presenta la infor-

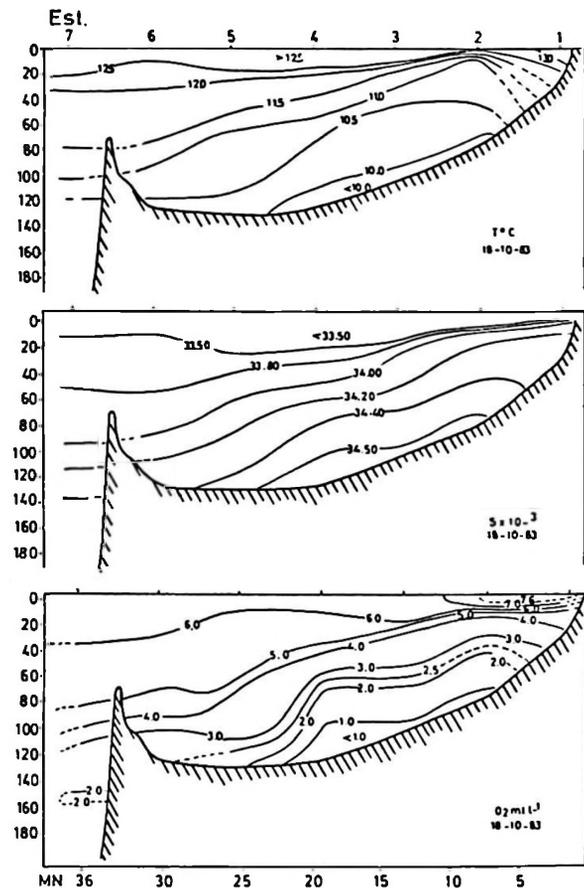


Figura 6. Distribución de temperatura, salinidad, y oxígeno disuelto en la plataforma continental (corte C) durante el período de surgencia (octubre de 1983).

mación resumida, en promedios, para tres estratos de profundidad (Tabla 2).

Debido al contenido de nutrientes de las aguas más profundas (estrato C) y al sistema de circulación costero, es evidente que los eventos de surgencia son los responsables de la fertilización de la franja costera. No obstante, el alto contenido de nitrato en las aguas, la relación N/P es de 11,4, lo que indicaría que el N se comportaría como limitante en relación a la "oferta potencial" de nutrientes al fitoplancton. Es interesante resaltar que las concentraciones de productos reducidos de los compuestos del nitrógeno (nitritos y amonía) son bajas. El hecho de que en el estrato A la concentración de nitratos promedio fue de $1,2 \mu\text{M}$, aparece como una contradicción que el N sea considerado como limitante; sin embargo, esto puede explicarse por el tiempo de acondicionamiento de las aguas superficiales, donde las aguas aflora-

Tabla 2
Valores promedio de tres estratos de la columna de agua frente a la bahía de Concepción,
definidos por el contenido de oxígeno disuelto

Estrato	Prof. (z)	Estadísticos	T°C	$S \times 10^{-3}$	Sigma-t	O ₂ dis. ml l ⁻¹	Sat. %	[N-NO ₃] µg l ⁻¹	[N-NO ₂] µg l ⁻¹	[N-NH ₄] µg l ⁻¹	[P-PO ₄] µg l ⁻¹	[Si-SiO ₂] µg l ⁻¹
A	0-10	X	14,05	34,49	25,80	7,47	128	1,20	0,05	0,54	0,30	12,91
		S	1,08	0,10	0,28	0,93		1,62	0,07	0,61	0,14	21,01
N=27		S ²	1,16	0,01	0,07	0,83		2,53	0,00	0,36	0,02	449,74
B	15-40	X	11,44	34,50	26,33	2,87	47	15,29	0,33	2,25	1,97	11,15
		S	0,46	0,12	0,11	1,27		6,57	0,10	1,08	0,69	5,14
N=13		S ²	0,20	0,14	0,01	1,49		39,94	0,01	1,16	0,44	24,38
C	>47	X	10,65	34,64	26,58	0,57	9	32,65	0,77	0,37	2,96	22,76
		S	0,32	0,08	0,10	0,20		8,41	0,67	0,39	0,34	10,36
N=22		S ²	0,09	0,01	0,01	0,04		67,17	0,43	0,16	0,11	101,94

Los estratos fueron definidos como:

A > 100% Saturación de O₂ disuelto.

100% Saturación < B > 1 ml O₂ l⁻¹.

C < 1 ml O₂ l⁻¹.

das ricas en nutrientes tienen un tiempo de retardo en el consumo de los nutrientes por el fitoplancton.

Distribución de la biomasa fitoplanctónica

Para estudiar la distribución de la biomasa fitoplanctónica durante un evento de surgencia se realizó un muestreo de alta frecuencia. El análisis de los resultados de la muestra permitió obtener una aproximación de la variabilidad espacial para un período de activación y posterior relajamiento del sistema. Se detectó valores de biomasa de 25 mg Cl_a m⁻³. Durante la surgencia activa (28/11/83), la pluma de alta concentración de Cl_a

se presentó homogénea, ubicándose en los primeros 15 m de profundidad. Su extensión hacia el océano coincidió con un radio de deformación de Rossby (i.e., 32 km) y presentó concentraciones mayores en las estaciones 2, 3 y 4 (Tabla 3).

El inicio de un período de relajamiento (09/12/83) produjo un importante cambio en la distribución de la Cl_a, que se caracteriza por una disminución de la biomasa en todas las estaciones, excepto en la más oceánica, Est. 5 (ver Tabla 3). Esto podría deberse a un proceso advectivo que pudo tener dos orígenes: desde el área de surgencia o desde un área más oceánica, por el cambio de los vientos dominantes.

Tabla 3
Valores de clorofila_a para un corte perpendicular a la costa.
Los valores (mg Cl_a m⁻²) corresponden a la integración de muestras discretas durante el período de surgencia costera

Fecha	Est. 1 mg Cl _a m ⁻²	Est. 2 mg Cl _a m ⁻²	Est. 3 mg Cl _a m ⁻²	Est. 4 mg Cl _a m ⁻²	Est. 5 mg Cl _a m ⁻²	Promedios mg Cl _a m ⁻²
28/11/83	320,25	703,62	790,42	654,50	252,64	544,28
09/12/83	119,97	610,20	437,02	345,52	669,33	436,40
15/12/83	19,37	571,17	168,32	138,52	146,92	208,86
Promedios	153,19	628,33	465,25	379,51	356,29	
Distancia de la costa (km)	4,5	12,6	23,0	35,0	48,0	

Finalmente, tres días después de reiniciadas las condiciones favorables para la surgencia, aun no se observó una respuesta en la biomasa fitoplanctónica en el área (15/12/83), con excepción de la Est. 2, que muestra permanentemente una alta concentración de Cl_a. Esto indicaría que el tiempo de respuesta biológico del sistema, "acondicionamiento" de las aguas y la recuperación de biomasa fitoplanctónica, es mayor de 36 hrs., a pesar que las condiciones de disponibilidad de nutrientes hallan sido restablecidas.

La Est. 2 muestra un comportamiento diferente al resto de las estaciones, independiente de los estados de relajación o actividad del proceso de surgencia. Las concentraciones observadas en esa área se mantienen en niveles altos de Cl_a, aun cuando se puede observar una disminución de la biomasa en el tiempo. Una explicación razonable se refiere a que esa área recibe la sobreproducción de

la biomasa fitoplanctónica de la bahía de Concepción. Esto puede observarse si se compara la disminución de la biomasa promedio de los días de muestreo y los valores de la Est. 2, o bien si se observa la varianza del promedio de biomasa de esa estación, y se compara con las otras.

Por otra parte, las concentraciones de biomasa fitoplanctónica son mayores al interior de la bahía, que en la zona costera adyacente. De esta forma, es posible visualizar un gradiente positivo de clorofila hacia el interior de la bahía. Una evidencia de la continuidad espacial del aporte de biomasa de la bahía a las aguas adyacentes se muestra en la Figura 7, donde se presenta la distribución de Cl_a en el corte A-B, obtenido en el año 1979 (Ahumada, *et al.*, en prensa). El subsidio de materia-energía de estos sistemas puede asociarse al concepto de *outwelling*, que Odum (1980) ha usado para algunos sistemas litorales de

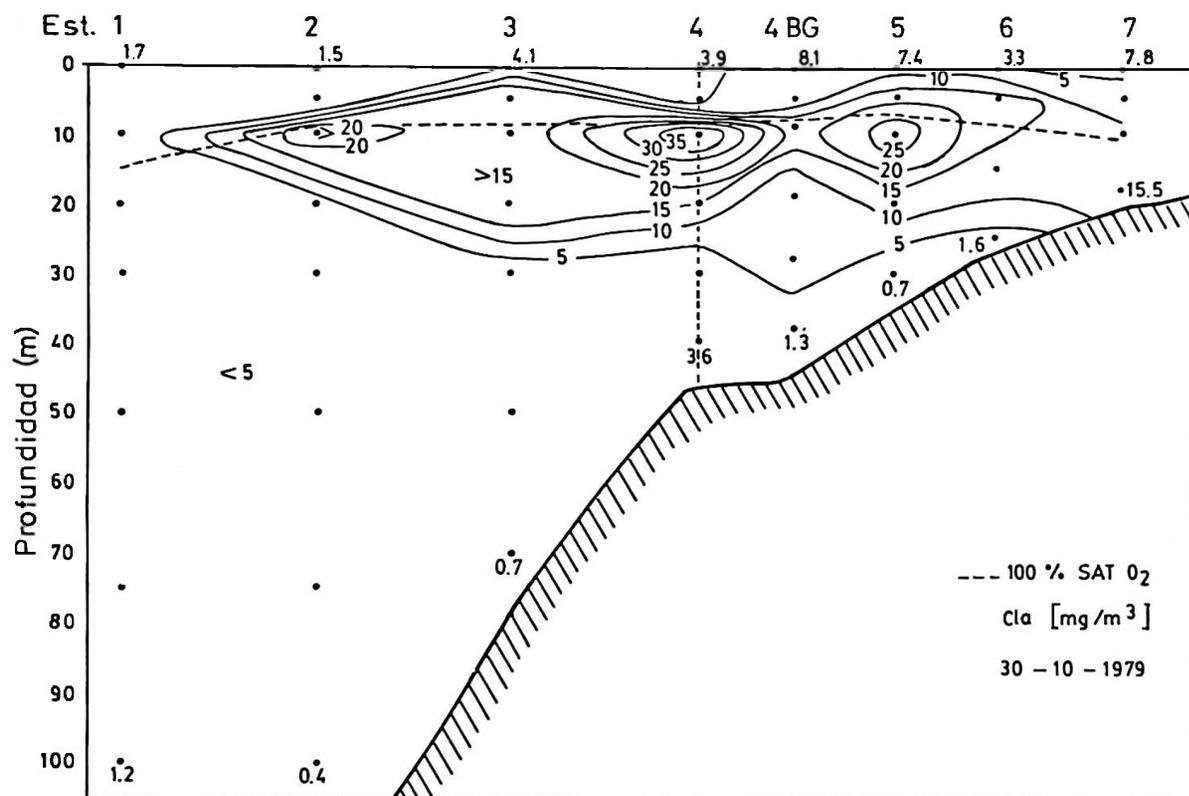


Figura 7. Distribución espacial de clorofila_a, utilizando el corte A (eje longitudinal de la bahía de Concepción) y corte B (perpendicular a la costa). La información corresponde a octubre de 1979.

alta producción. Un proceso similar ocurre en el golfo de Arauco (datos no publicados).

Diferencias locales: Costas abiertas/áreas restringidas

La dinámica de las aguas para una costa abierta es muy diferente a la dinámica de las áreas restringidas. Esto ha sido discutido para los estuarios (Bowden, 1967), donde una de las condiciones principales está definida por la entrada al sistema de aguas continentales proveniente del drenaje terrestre. La importancia estacional de las aguas de escurrimiento continental en la bahía de Concepción fue discutida por Ahumada y Chuecas (1979), clasificando su circulación como de "tipo estuarino". Sin embargo, durante el período de primavera-verano estos aportes no son gravitantes en la dinámica de la circulación, situación que es válida para otras bahías (*embayments*) de latitudes medias. No obstante, las características de las áreas restringidas, como la conformación topográfica, profundidad, orientación geográfica y

dimensión (Djurfeldt, 1989), además del forzamiento de los vientos locales, son importantes en la caracterización física del sistema (ej.: corrientes, tiempos de residencia de las aguas, estratificación, gradientes de presión, mezcla, difusión y ondas estacionarias). Estos parámetros característicos de cada bahía en particular dominan los procesos químicos y biológicos de estos sistemas. En bahías someras, la fricción de las aguas sobre el fondo, la ausencia de gradientes laterales y el gradiente vertical de densidad producen una importante disipación de energía, cambiando los tiempos de residencia de las aguas en relación a las aguas costeras. En otras palabras, en las bahías se produce un efecto de "tamponamiento" de los procesos físicos de la costa. Las características más notables de estos sistemas que tienen consecuencias ecológicas en la productividad son: i) mayor relación área/volumen; ii) producción de vórtices e incremento del tiempo de acondicionamiento de las aguas para la producción primaria (tiempo de residencia de las aguas); iii) incremento de las tasas y el volumen de

sedimentación; iv) rápida incorporación de los nutrientes de origen oxidativo al sistema pelágico, v) alta disponibilidad de alimento para peces pelágicos, y vi) condiciones excepcionales para la postura de huevos y crianza de los primeros estadios de larvas de peces.

BAHIA DE CONCEPCION: UN CASO DE ESTUDIO

La bahía de Concepción es un área restringida de 167,4 km² de superficie, una profundidad promedio de 18,5 m y un volumen aproximado de $3,09 \times 10^9$ m³ (5% error) de agua de mar. La distribución del volumen de aguas se estimó como: 6% en una cota inferior a los 10 m de profundidad; 36% en la cota inferior a los 20 m de profundidad, y 75% en la cota inferior a los 30 m de profundidad. Esto significa que profundidades superiores a 30 m se producen sólo en 25% del volumen. Estimaciones del tiempo de residencia de las aguas en el período estival fue 3,2 días (Mesías y Salinas, 1986).

El forzamiento del viento del cuadrante

sur sobre las aguas de la plataforma continental produce un ascenso, acercamiento a la costa, e intrusión de las AESS al interior de la bahía. Estas aguas, por su alta densidad, fluyen sobre el fondo, generando una fuerte estratificación, que durante este período es dominada por la temperatura. La diferencia de temperatura de las aguas surgentes, temperaturas < 11°C, contrasta con las aguas superficiales que alcanzan normalmente valores de 14°C, siendo la máxima diferencia en diciembre, cuando la temperatura superficial llega a valores mayores de 16°C. La salinidad en invierno presenta valores de $31,5 \times 10^{-3}$ en superficie, comienza a aumentar producto del afloramiento hasta alcanzar valores superiores a $34,45 \times 10^{-3}$.

Como una forma de caracterizar las condiciones físicas y químicas en que ocurren muchos procesos en la bahía de Concepción durante el período de surgencia, se entrega los promedios de once variables ambientales (Tabla 4). Por la escasa profundidad de la bahía, se calculó el promedio ponderado de las variables para dos estratos: capa superfi-

Tabla 4
Valores y tendencias de algunas variables durante el período de surgencia de las AESS en la bahía de Concepción.
Se considera dos estratos definidos por la isopícnica de 26,5 unidades de sigma t (inicio de la picnoclina)

Variables	Promedios		Unidades	Comentarios
	Capa superf.	Capa fondo		
Salinidad	34,50	34,60	g kg ⁻¹	Columna homogénea.
Temperatura	13,60	11,10	°C	Valores máximos de 16,5°C se alcanzan en diciembre.
Densidad	1.026,3	1.026,7	g dm ⁻³	La mayor estratificación se logra en otoño por dilución superficial.
Oxígeno Dis.	6,4	<1,0	ml l ⁻¹	En capa superficial son comunes los valores sobresaturados.
pH	8,4	7,6	-log [H]	Valores >8,6 en capa superficial están asociados máximo biomasa fitoplancton.
Nitratos	0,2	24,4	μ mol l ⁻¹	Compuesto limitante al crecimiento del fitoplancton.
Nitritos	0,5	3,5	μ mol l ⁻¹	Aumentan su concentración hacia la cabeza de la bahía.
Amonio	0,3	5,0	μ mol l ⁻¹	Valores máximos exceden los 50 μ mol l ⁻¹ en área adyacente a la Marisma Rocuant.
Fosfatos	0,5	2,9	μ mol l ⁻¹	Valores máximos en áreas adyacentes a la Marisma Rocuant.
Silicatos	2,0	26,8	μ mol l ⁻¹	Máximos de 4.960 mg m ⁻³ .
COP	3.800	700	mg m ⁻³	
Ficción viento	0,45		dinas cm ⁻²	Componente sur.

cial y de fondo, delimitadas por el inicio de la isopícnica de 26,5. Para la delimitación de los estratos se utilizó la densidad, expresada como σ_t , en lugar de la capa del mínimo de oxígeno, debido a la baja profundidad de la bahía. Este parámetro presenta una mejor estimación de la estratificación y, usado en combinación con el oxígeno disuelto, da una idea de la mezcla turbulenta de las aguas superficiales.

La estratificación de las aguas en primavera-verano determina una débil capa de mezcla, produciéndose una fuerte oxiclina. La profundidad de la oxiclina (ca. 10 y 15m) depende de la intensidad de la surgencia y la intensidad del viento en la bahía. La actividad de la surgencia producida por vientos prolongados e intensos, seguidos de debilitamientos y calmas, producen una disminución significativa de la mezcla turbulenta, lo que produce un ascenso de las aguas pobres en oxígeno cerca de la superficie y, en ocasiones, producen mortandades masivas (Ahumada y Arcos, 1976).

Durante este período los perfiles de oxígeno son típicos, con valores de saturación o sobresaturación cerca de la superficie y condiciones de suboxia (i.e., $O_2 < \text{ml l}^{-1}$) o anoxia cercano al fondo. El pH del agua de mar sigue la tendencia de los perfiles de oxígeno, debido a la alteración del equilibrio del CO_2 por la actividad biológica (fotosíntesis-heterotrofia). En la superficie el pH presenta valores de 8,4, con una disminución de casi 0,8 unidades en las aguas cercanas al fondo (i.e., pH = 7,6), producto de la actividad heterotrófica.

Las concentraciones de los nutrientes en relación a la capa superficial alcanzan dos órdenes de magnitud mayor en nitratos (i.e., de 0,8 a 29,4 μM); nitritos e iones amonio (i.e., 0,03 a 3,5 μM y 0,02 a 5 μM , respectivamente), y un orden de magnitud de diferencia en los fosfatos (i.e., 2,9 $\mu\text{mol l}^{-1}$) y silicatos (i.e., 26,8 $\mu\text{mol l}^{-1}$). La relación N/P se mantiene en 11,3 al interior de la bahía, a pesar de la disminución de los nitratos. La proporción entre $[N-NO_3^-] - [N-NO_2^-] - [N-NH_4^+]$ se incrementa en favor de los compuestos reducidos hacia la cabeza de la bahía y al parecer son, entre otras variables, las generadoras de una distribución discreta de dos taxocenosis fitoplanctónicas en la bahía de Concepción (González *et al.*, 1987). Durante este período, son los nitratos los que actúan como reactivo limitante del proceso de productividad primaria y su concentra-

ción llega prácticamente a cero en las aguas superficiales (Ahumada *et al.*, 1984).

La producción primaria estimada fue de 3,5 $\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$, con valores máximos que alcanzaron 6,8 $\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$, lo que explica que en la capa superficial, durante eventos de surgencia de AESS, se produzca: a) un aumento en la concentración de oxígeno disuelto (i.e., $>7,5 \text{ ml } O_2 \text{ l}^{-1}$), siendo común encontrar valores de sobresaturación de oxígeno, producido principalmente por actividad fotosintética; b) la disminución de la concentración de compuestos del nitrógeno, fósforo y silicio, al ser utilizados como nutrientes, i.e., 0,2 μM $[N-NO_3^-]$; 0,3 μM $[N-NH_4^+]$; 0,5 μM $[P-PO_4^{3-}]$ y 2,4 μM silicatos; c) disminución de la concentración de compuestos inorgánicos oxidados del nitrógeno en favor a los compuestos reducidos. Si se compara las concentraciones de estos compuestos con los de las aguas subsuperficiales de la plataforma se observa diferencias locales importantes.

Durante el invierno las ASAA presentes en la zona costera y sobre la plataforma continental, producen cambios en la disponibilidad de oxígeno en las aguas sobre los sedimentos y una serie de cambios químicos y biológicos ocurren en los sedimentos blandos y en general en la bahía de Concepción. La estacionalidad de los cambios en el oxígeno disuelto, nutrientes y biomasa fitoplanctónica, se presentan en una variabilidad mensual (Figura 8), con el propósito de conocer sus fluctuaciones. La presencia estacional de las aguas del mínimo de oxígeno en la bahía, es consistente con la advección de nitratos y el incremento de la biomasa fitoplanctónica. En invierno, las aguas oxigenadas muestran una leve disminución cerca de los sedimentos, y la concentración de nitratos fue superior a 5 $\mu\text{mol l}^{-1}$, lo que indicaría que los nutrientes en este período pueden ser de origen oxidativo.

Con propósitos comparativos para establecer las diferencias estacionales se presenta los promedios de las variables relacionadas a la productividad del área (Tabla 5).

Es interesante observar que las diferencias de radiación y biomasa pigmentaria son cercanas o mayores al 60%. Sin embargo, la biomasa expresada como C, los compuestos del N disponible y la productividad, se acercan al 50% de lo producido en el período de surgencia. Esto indicaría que, a pesar que la energía radiante, al igual que los pigmentos, disminuye notablemente; la fijación de car-

bono e índice de la tasa de producción primaria se hacen más eficientes. Otro aspecto interesante es la relación en el contenido de pigmentos fotosintéticos (Cl_a/Cl_c), que presenta cambios estacionales interesantes (1,08 y 0,90 para verano e invierno, respectivamente).

HIPOTESIS SOBRE LA PRODUCCION DE LAS AGUAS COSTERAS

Desde el punto de vista de la producción y su destino, existe importante información para el período de surgencia, que permite establecer hechos e inferir una hipótesis. La producción primaria en la bahía es controlada principalmente por nutrientes preformados que llegan a la zona fótica por advección vertical. La activación y relajación de los eventos de surgencia, generan pulsos (en escalas de tiempos de días), los cuales producen los "manchones" de biomasa en las aguas costeras. En las áreas restringidas por efecto del tiempo de residencia de las aguas se produce un efecto de sobreproducción, alcanzando la biomasa valores de $40 \text{ mg } Cl_a \text{ m}^{-3}$ como máximo, y valores de $5 \text{ mg } Cl_a \text{ m}^{-3}$ como mínimo. Los consumidores secundarios representados en la zona costera por copépodos (i.e., *Calanus chilensis*, *Paracalanus parvus*, *Acartia tonsa*) tienen un rango de biomasa de 1.000 a 46.400 ind., m^{-3} . Su abundancia está asociada a los pulsos de surgencia activa-relajación, donde los mayores números de individuos ocurren durante la relajación del sistema (Peterson *et al.*, 1988). Sin embargo, la alta producción orgánica de la

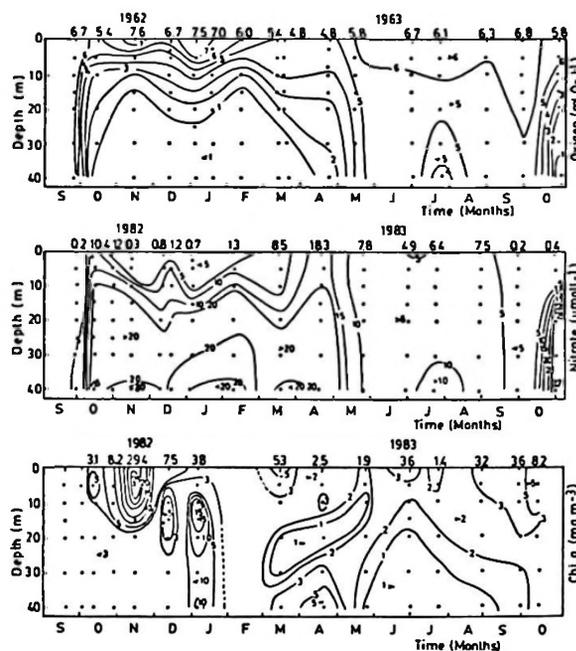


Figura 8. Distribución temporal de oxígeno disuelto, nitratos y clorofila_a en la Est. 4 bg, en una serie de tiempo de un ciclo anual (bahía de Concepción).

bahía estimada por los altos valores de COP (rangos de $700\text{-}3.800 \text{ mg m}^{-3}$), ha llevado a estudiar algunas rutas alternativas de la producción (i.e., "loop bacteriano"). Pantoja *et al.* (1989) han estimado la producción secundaria bacteriana para la bahía de Concepción en $2,5 \times 10^6 \text{ cel ml}^{-1} \text{ día}^{-1}$, equivalente a $600 \text{ mg C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, por lo que el componente bacteriano juega un rol importante en este tipo de ecosistema. Balances de carbono a partir

Tabla 5
Condiciones oceanográficas estacionales promedio para la bahía de Concepción
(Períodos de "Surgencia" y "Circulación Estuarina")

Variables	Valores promedios		Unidades	Diferencias estacionales
	P. surgencia	P. estuarino		
Radiación	465,7	194,3	cal cm^2	-59,0% diferencia
Temperatura	12,8	13,5	"C	+5,5% diferencia
Salinidad	34,45	33,97	g kg	-1,4% diferencia
[NO ₃ +NO ₂ -NH ₄]	28,40	13,50	µM	-52,5% diferencia
Relación Redfield	10,3/1	15/1	N/P µM	
Clorofila _a	50,0	16,0	mg m^{-3}	Valores máximos
Clorofila _b	309,8	60,6	mg m^{-2}	-80,4% diferencia
Clorofila _c	285,0	67,3	mg m^{-2}	-76,4% diferencia
Biomasa fitoplancton	12,6	6,3	mg C m^{-2}	-50,0% diferencia
Producción primaria	190,0	95,4	mg C $\text{m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	-50,5% diferencia
Índice fotosintético	3,5	1,8	mg C mg Cl _a h^{-1}	-48,0% diferencia

de la producción primaria y donde se incluye las tasas de transferencia y sedimentación, muestran un desbalance positivo que sale de la bahía (Bernal *et al.*, 1989), lo que refuerza la hipótesis de *outwelling*, no sólo para el período de surgencia.

Una parte importante de la producción generada por la entrada de nutrientes durante el período de surgencia sedimenta en la bahía, equivalente al 40% del C fijado por fotosíntesis, y pasa a formar parte de los sedimentos reductores. La fracción sedimentada tiene una lenta remineralización por las condiciones de baja tensión de oxígeno. Sin embargo, al cambiar el régimen a circulación estuarina cambia el contenido de oxígeno de las aguas y se producen nutrientes de origen oxidativo, produciéndose una fertilización local. En este período la relación N/P es de 17/1, y la concentración de nutrientes al interior de la bahía es 3 veces mayor que la de las aguas adyacentes, pero aproximadamente 1/3 del promedio de verano. Estas condiciones crean un centro potencial de fertilidad al interior de estas áreas restringidas, un área de desove y prerreclutamiento (Rojas y Mujica, 1981) y un subsidio de materia orgánica para las aguas adyacentes.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece el financiamiento otorgado al Laboratorio de Oceanografía por las siguientes instituciones: Dirección de Investigaciones de la Pontificia Universidad Católica de Chile (DIUC), Agencia Sueca para la Investigación de los Países en Desarrollo (SAREC) y Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología (FONDECYT). Además desea expresar el reconocimiento a todos los investigadores y estudiantes que colaboraron en el desarrollo de los distintos proyectos realizados durante los últimos cinco años.

LITERATURA CITADA

- AHUMADA, R. y D. ARCOS. 1976. Descripción de un fenómeno de varazón y mortandad de peces en la bahía de Concepción, Chile. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 5: 101-111.
- AHUMADA, R. y L. CHUECAS. 1979. Algunas características hidrográficas de la bahía de Concepción y áreas adyacentes, Chile, *Gayana, Misc.*, 8: 1-56.
- AHUMADA, R., A. RUDOLPH & V. MARTÍNEZ. Circulation and fertility of waters in Concepcion Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16: 95-105.
- AHUMADA, R., R. MORALES, A. RUDOLPH y P. MATRAL. 1984. Efectos del afloramiento costero en la diagénesis temprana de los sedimentos de la bahía de Concepción, Chile. *Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile*, 55: 135-146.
- AHUMADA, R., P. BERNAL y G. Shaffer. 1985. Dinámica física y biooceanográfica de una zona de surgencia costera. Informe de Avance. Proyecto Investigación DIUC-SAREC 1/83. Dirección de Investigación, Pontificia Universidad Católica de Chile, 95 pp.
- ARCOS, D. y N. NAVARRO. 1986. Análisis de un índice de surgencia para la zona de Talcahuano, Chile (Lat. 37°S). *Invest. Pesq. (Chile)*, 33: 91-98.
- BERNAL, P., R. AHUMADA, H. GONZÁLEZ, S. PANTOJA y A. TRONCOSO. 1989. Flujo de energía en un modelo trófico en la bahía de Concepción. *Biología Pesquera*, 18: En prensa.
- BIRÓ, L. 1979. Geología de la franja costera entre Cocholhue y Coronel, provincia de Concepción (36°35'-37° Lat. Sur), Chile. En: V.A. Gallardo (Ed.). *Actas Seminario-Taller sobre Desarrollo e Investigación de los Recursos Marinos de la Octava Región, Chile*. Universidad de Concepción: 20-30.
- BLANCO, J.L. 1984. Características de la circulación sobre la plataforma continental de Talcahuano. Tesis para optar al título de Oceanógrafo. Universidad Católica de Valparaíso. 42 pp.
- BOWDEN, K.F. 1967. Circulation and Diffusion. Pages: 15-36. En: G.H. Lauff (Ed.). *Estuaries*. Amer: Assoc. Adv. Sci. Publ., 83: Washington, D.C.
- DJURFELDT, L. 1989. Circulation and mixing in a coastal upwelling embayment; Gulf of Arauco, Chile. *Continental Shelf Research*, 9(11): 1003-1016.
- GONZÁLEZ, H., P. BERNAL y R. AHUMADA. 1987. Desarrollo de la dominancia local en la taxocenosis de fitoplancton de la bahía de Concepción, Chile, durante un evento de surgencia. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60(1): 19-35.
- MESÍAS, J. y S. SALINAS. 1986. Corrientes en la bahía de Concepción, Chile. *Biología Pesquera*, 15: 55-62.
- ODUM, E. 1980. The status of three ecosystem level hypotheses regarding salt marsh estuaries: Tidal subsidy, outwelling, and detritus based food chains, pages 485-495. En: V. Kennedy (Ed.), *Estuarine Hypotheses*. Academic Press.
- PANTOJA, S., H. GONZÁLEZ & P. BERNAL. 1989. Bacterial biomass and production in a shallow bay. *J. Plank. Res.* 11(3): 599-604.
- PETERSON, W.T., D., ARCOS, G.B., McMANUS, H. DAM, D. BELLANTONI, T. JOHNSON & P. TISELUS. 1988. The nearshore zone during coastal upwelling: Daily variability and coupling between primary and secondary production off central Chile. *Prog. Oceanogr.*, 20: 1-40.
- ROJAS, O. y A. MUJICA. 1981. Delimitación de las áreas de desove, prerreclutamiento y estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces pelágicos de importancia económica. Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero, Informe Técnico, 82 pp.
- ROMERO, H. 1979. Influencia del océano sobre la estructura climática de Chile: Un elemento del espacio geográfico oceánico. Págs. 66-78. En: V.A. Gallardo (Ed.). *Actas Seminario-Taller sobre Desarrollo e Investigación de los Recursos Marinos de la Octava Región, Chile*. Universidad de Concepción. 567 pp.
- SILVA, N. 1977. Water mass structure and circulation off southern Chile. M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 83 pp.
- SILVA, N. y D. KONOW. 1975. Contribución al conocimiento de las masas de aguas en el Pacífico Sudoriental. Expedición Krill. Crucero 3-4. Julio-agosto 1974. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 3: 63-75.

SILVA, N. & S. NESHYBA. 1979. On the southernmost extension of the Peru-Chile Undercurrent. *Deep-Sea Res.*, 26: 1387-1393.

WYRTHI, K. 1965. Circulation and water masses in the Eastern equatorial Pacific Ocean. *Int. J. Oceanol. and Limnol.*, 1(2): 14-28.

REVISION SOBRE ASPECTOS OCEANOGRAFICOS FISICOS, QUIMICOS Y PLANCTOLOGICOS DE LA BAHIA DE VALPARAISO Y AREAS ADYACENTES

REVIEW OF THE OCEANOGRAPHIC, CHEMICAL AND PLANKTOLOGICAL ASPECTS OF THE VALPARAISO BAY AND ADYACENTS AREAS

*Sergio Avaria*¹, *Sergio Palma*², *Hellmuth Sievers*¹ y *Nelson Silva*^{2*}

RESUMEN

La región de Valparaíso para la cual se ha preparado este trabajo de revisión, está ubicada en una zona de régimen templado, se caracteriza por sus dos periodos estacionales, el estival (noviembre a marzo) y el invernal (mayo a septiembre). Los vientos predominantes son del S y SW, con alta frecuencia de ocurrencia en primavera. Estos, al generar procesos de surgencia, junto a la influencia de la corriente de Humboldt con sus aguas subantárticas frías, mantienen baja la temperatura media anual tanto del aire como del agua. El ascenso de aguas ecuatoriales subsuperficiales, ricas en micronutrientes, consecuencia de las surgencias, fertilizan la zona fótica del área costera favoreciendo la proliferación del fitoplancton. El máximo anual se mantiene con varios pulsos mayores, alcanzando las mayores abundancias en primavera-verano y principios de otoño. Asociada a estas proliferaciones del fitoplancton, aparecen diversos filtradores que aprovechan la oferta alimenticia.

En verano se produce una estratificación de la columna de agua por la formación de una termoclina estacional. Si esta termoclina permanece por periodos prolongados y no es destruida por fuertes vientos S y SW se reduce drásticamente la disponibilidad de nutrientes, provocando una caída en la abundancia del fitoplancton y un avance en la sucesión de sus poblaciones.

Las lluvias invernales y los deshielos cordilleranos en la época estival diluyen la salinidad superficial. En el segundo caso se producen, también, aumento importante en la concentración de silicato en las cercanías de la desembocadura del río Aconcagua.

Aperiódicamente, la zona es afectada por la ocurrencia del fenómeno El Niño, que junto con afectar las condiciones oceanográficas, altera el clima provocando una intensificación de las lluvias. De estos eventos El Niño 1982-1983 fue el de mayor intensidad causando un hundimiento de las isotermas menores de 14°C y una intensificación en la participación porcentual de las aguas subtropicales y ecuatoriales subsuperficiales en la zona.

La circulación del interior de la bahía es del tipo rotatorio, la que luego de periodos de intensificación de vientos, adquiere un importante componente inercial. Gran parte de la variabilidad de las corrientes de la bahía de Valparaíso se encuentra en la banda semidiurna, lo que está relacionado con el tipo de la marea de la zona. Frente a punta Curaumilla, la circulación está compuesta por un flujo superficial lento hacia el norte y uno subsuperficial más rápido hacia el sur, consecuencia de los procesos de surgencia.

Palabras claves: Oceanografía física, surgencia, corrientes, climatología, fenómeno El Niño, masas de agua, oceanografía química, fitoplancton, zooplancton, ictioplancton.

ABSTRACT

The Valparaíso region, for which this review paper was prepared, is located in a temperate zone characterized mainly by aestival (November to March) and a wintery (May to September) seasons. S and SW winds are predominant with its highest frequency in spring. The combined effects of the upwelling caused by these winds and the advection of colder subantarctic waters carried into the region by the Humboldt Current keeps the annual air and water mean temperature relatively low.

Upwelling of the rich micronutrient Subsurface Equatorial water, fertilizes the photic layer in the coastal zone causing favorable conditions for an intense phytoplankton proliferation. The annual phytoplankton maximum shows

¹*Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, Casilla 13-D, Viña del Mar, Chile.*

²*Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso.*

*Los autores han sido ordenados alfabéticamente.

several major pulses, reaching its highest abundance in the spring/summertime and at the beginning of autumn. These blooms offer an abundant food availability, for planktophagous organisms.

The summer seasonal thermocline causes a stratification in the water column. If this thermocline is not destroyed by strong S and SW winds and remains for long periods of time, the nutrients will be depleted drastically causing a decay in the phytoplankton abundance and an acceleration in the population succession.

The surface salinity is diluted in winter by rain, and in summer by the increase in freshwater effluents caused by the thawing of the ice from the Andes cordillera. This freshwater is carried into the ocean by the Aconcagua River causing also an important increase in silicate concentration in the surrounding of its mouth.

The aperiodic occurrence of the El Niño phenomenon alters the oceanographic characteristics as well as the climatic conditions. The rain increases heavily. The intense 1982/83 El Niño caused a deepening of the isotherms lower than 14°C and an increase of the mixing proportions of the Subtropical and Equatorial Subsurface waters.

The water in the bay is subjected to a rotatory type of circulation which after persistent periods of strong winds acquires an important inertial component. A major part of the current variability can be related to the semidiurnal component of the tidal regimen of the region.

The currents off Point Curaumilla consist of a slow northwards surface flow and a faster southwards subsurface flow, as a consequence of upwelling processes.

Key words: Physical oceanography, upwelling, currents, climatology, El Niño phenomenon, water masses, chemical oceanography, phytoplankton, zooplankton, ichthyoplankton.

INTRODUCCION

El ecosistema de la costa de Valparaíso y áreas adyacentes está situado en una zona de transición de un régimen subtropical a uno subantártico, asociada al ecosistema de corrientes de Humboldt. Este ecosistema, además de estar sujeto a los procesos oceanográficos que le son propios, recibe la influencia que ejercen las diversas actividades derivadas de la presencia de ciudades (Viña del Mar y Valparaíso).

El carácter costero de estas ciudades hace que una parte importante de las actividades propias del desarrollo económico y social de su población estén relacionadas con el mar. Tal es el caso de las actividades derivadas del turismo, industria, agricultura, transporte marítimo, explotación pesquera, y descargas domésticas e industriales.

De todas estas actividades, resalta la importancia que ha tenido en los últimos 30 años el desarrollo de la pesquería artesanal en la zona. Esta actividad ha estado centrada fundamentalmente en diversos recursos bentodemersales y, más recientemente, en algunos pelágicos.

La búsqueda del conocimiento científico de estos recursos ha motivado la realización de numerosas investigaciones sobre el medio marino costero. Estas se reflejan en gran cantidad de información biooceanográfica obtenida principalmente por el Instituto de Oceanología de la Universidad de Valparaíso y la Escuela de Ciencias del Mar de la Universidad Católica de Valparaíso, ubicados en el borde costero de la bahía de Valpa-

raíso, los cuales han favorecido el desarrollo de diversos estudios biológicos, climatológicos y oceanográficos, cuyos resultados han permitido reunir una valiosa información sobre el área.

La realización de un taller sobre "Procesos Oceanográficos y Contaminación en Bahías", organizado por la Pontificia Universidad Católica de Chile sede Talcahuano, ha constituido la oportunidad propicia para efectuar una revisión del trabajo realizado en aguas de la bahía de Valparaíso. En el presente trabajo se revisan los resultados obtenidos en el estudio de problemáticas referidas a la oceanografía física, química y planctológica en el área.

Al respecto, se hace especial énfasis en problemas relacionados con la climatología, la presencia y caracterización de las masas de aguas, circulación costera, como también sobre aspectos concernientes a la taxonomía y ecología del plancton en aguas de la zona central del país. Como resultado del análisis, se presenta una caracterización general del área de estudio y, a la vez, se proponen algunas perspectivas de desarrollo de las investigaciones oceanográficas y planctológicas en la zona.

ASPECTOS CLIMATOLÓGICOS E HIDROLÓGICOS

Climatología

La bahía de Valparaíso y sus zonas adyacentes, entre punta Curaumilla por el sur, y Quintero por el norte, corresponde a una

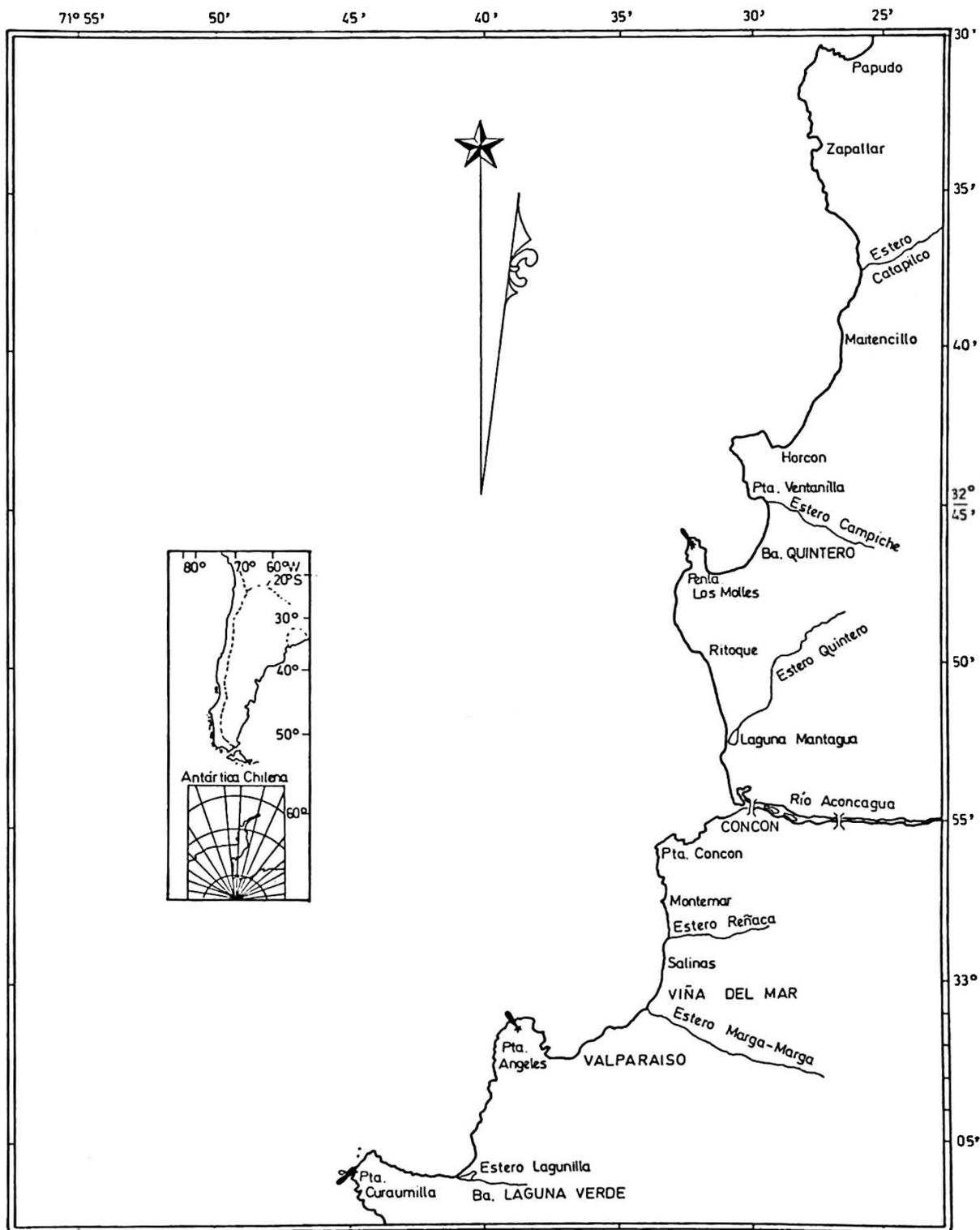


Figura 1

zona de régimen templado. Ella está sometida a cambios estacionales de radiación solar (Hirschmann, 1971; Pizarro, 1973) que influyen en la evolución de las temperaturas medias mensuales del aire y superficial del mar; a la acción de masas de aire provenientes del océano Pacífico Sur, ya sean éstas de características tropicales o polar marítimas (Reyes y Romero, 1977); a la influencia de la corriente de Humboldt con sus aguas frías de origen subantártico y a procesos de surgencia (Gunther, 1936; Brandhorst, 1963 y 1971; Silva, 1973; Sievers y Silva, 1975, 1979 y 1982; Konow, 1976; Fonseca, 1977; Johnson *et al.*, 1980; Silva y Sievers, 1976 y 1981; Fonseca *et al.*, 1988).

Los valores extremos de radiación solar en Valparaíso, máximos en diciembre-enero ($\sim 550 \text{ cal/cm}^2$) y mínimos en junio-julio ($\sim 150 \text{ cal/cm}^2$), son moderados en su manifestación climática por la influencia marítima (Reyes y Romero, 1977). En verano se produce un enfriamiento del aire por el contacto con las aguas templadas superficiales (subantárticas) de la corriente de Humboldt y por el efecto de surgencia costera. En el invierno, cuando la radiación solar incidente es mínima, la temperatura es parcialmente compensada por el contenido calórico del medio oceánico, que entrega calor sensible y calor latente de evaporación a la atmósfera (Reyes y Romero, 1977).

Reyes y Romero (1977) identificaron dos períodos estacionales: el estival, desde noviembre a marzo, con predominio de condiciones sinópticas de buen tiempo, y el invernal, de mayo a septiembre, con predominio de condiciones sinópticas de mal tiempo. Durante la época estival predominan los vientos sur y sudoeste, con frecuencia media superior al 45% para el período 1958-1970. La mayor ocurrencia de vientos del norte fue entre los meses de junio y agosto, con una frecuencia máxima de 15%, período que también coincidió con las mayores precipitaciones. Los períodos de calma ocurrieron con una frecuencia del 18% (Pizarro, 1973). En general, la zona se puede definir como sujeta a un régimen de vientos muy constantes, siendo los más frecuentes los del sector sur con una probabilidad media de ocurrencia superior al 50% (Pizarro, 1973).

Sievers y Silva (1973 y 1979) y Silva (1973) pudieron comprobar lo anterior mediante el análisis de la distribución de la frecuencia de ocurrencia del viento e intensidad promedio y máxima para períodos anuales. La predo-

minancia de los vientos del tercer cuadrante es manifiesta en cada uno de los tres años observados y para todas las épocas, siendo mayor en el período estival. Incluso para noviembre de 1974 la frecuencia del viento sur, registrada en el faro punta Curaumilla, fue del 83% (Sievers y Silva, 1979). Los períodos de calma también presentan altas frecuencias en algunos años, como fue entre septiembre de 1969 y agosto de 1970 (Silva, 1973), oportunidades en que incluso superaron el 40% en el verano y se acercaron mucho a dicho porcentaje en el otoño de 1970.

La intensidad de los vientos guarda similitud con su índice de frecuencia a través del año. Por otra parte, los vientos son generalmente más intensos en torno al mediodía, produciéndose las calmas principalmente en las mañanas.

En cuanto a humedad relativa del aire, ésta es uniformemente alta con valores entre 80 y 85%, siendo mayor en horas de la mañana a través de todo el año (Reyes y Romero, 1977).

Los factores ya indicados, y en especial la corriente de Humboldt con sus aguas frías más los intensos procesos de surgencia, influyen en los bajos valores de temperatura media anual tanto del aire, 14°C , Reyes y Romero (1977), como superficial del mar, $13,5^\circ\text{C}$ (Sievers, 1986), observados en Valparaíso. Enfriamientos ocasionales pueden ser atribuidos a turbulencias por viento o ser la manifestación de intercambio de calor sensible y calor latente de evaporación entre el océano y la atmósfera (Reyes y Romero, 1977).

En general, las temperaturas medias anuales del mar más altas coinciden con episodios de El Niño, pero hubo excepciones los años 1963 y 1980. Por otra parte, se aprecia un aumento prácticamente gradual de la temperatura a contar de 1976, en que de una media anual de $13,5^\circ\text{C}$, aumentó a $14,4^\circ\text{C}$ en 1983, año del fenómeno El Niño 1982/83.

Las precipitaciones, en forma de lluvia, se concentran entre mayo y agosto con marcada variabilidad interanual. El promedio de 28 años (1958 a 1985) es de 369,1 mm, en conformidad a los registros obtenidos en el faro punta Angeles (Sievers, 1986). Este autor preparó, para el mismo período, un gráfico combinado de las medias anuales de la temperatura superficial costera del mar, observada diariamente en Montemar, y la pluviosidad anual, registrada en punta Angeles. En

dicho gráfico Sievers (1986) también identificó seis episodios del fenómeno El Niño.

La pluviosidad sigue sólo parcialmente la tendencia de la temperatura, pues no siempre coincide una mayor cantidad de agua caída con un aumento de la temperatura del agua de mar. El año *record* del periodo 1958-1985, con 812 mm de agua caída, coincidió con el fenómeno El Niño 1965, en que la temperatura superficial media anual en Montemar fue de 13,7°C. A su vez, el año más seco, con sólo 100 mm de agua caída, fue 1968. Dicho año fue precedido, a su vez, por el más frío de este período de 28 años, en que la temperatura media anual del agua fue de sólo 12,9°C (Sievers, 1986).

Masas de agua

Entre la superficie y fondo del mar frente a Valparaíso se distinguen cuatro masas de agua: Subantártica, Ecuatorial Subsuperficial, Antártica Intermedia y Profunda del Pacífico. Los límites entre ellas fueron determinados mediante diagramas T-S, primero por medio de superficies de anomalía termostérica (Silva y Sievers, 1974; Sievers y Silva, 1975 y 1979) y posteriormente mediante diagramas Θ -S, para seleccionar las superficies de densidades potenciales (isopicnas) correspondientes (Silva y Sievers, 1981 y Sievers y Silva, 1982). Asimismo, se determinaron las densidades de los núcleos que mejor caracterizan a estas masas de agua (Brandhorst, 1971; Robles *et al.*, 1976; Silva y Sievers, 1981). Otra técnica empleada, con el mismo propósito, fue el estudio cuantitativo de composición porcentual de las masas de agua en base al triángulo de mezcla (Silva y Konow, 1975). Estos autores estudiaron la intrusión, a lo largo de la costa de Perú y Chile, de las distintas masas de agua ya mencionadas. A su vez, Prado y Sievers (1987) detectaron, durante la ocurrencia del fenómeno de El Niño 1982/83, la advección de aguas más cálidas a la región, la que identificaron como agua Subtropical.

La masa de agua Subantártica se ubica entre la superficie del mar y la isopicna de 26,34 (170 cl/t), aproximadamente a 100 m de profundidad. Esta masa, que es transportada a la zona por la corriente de Humboldt, se caracteriza por temperaturas entre 11 y 18°C, un mínimo superior de salinidad con valores entre 34,0‰ y 34,5‰ y por un contenido de oxígeno disuelto entre 7 y 3 ml/l, el que en primavera y verano supera el 100%

del valor de saturación (Brandhorst, 1963 y 1971; Alarcón y Pineda, 1969; Craddock y Mead, 1970; Silva, 1973; Silva y Konow, 1975; Pizarro, 1976; Sievers y Silva, 1979; Silva y Ramírez, 1983; Prado y Sievers, 1987 y Fonseca *et al.*, 1988). En cuanto a nutrientes, sus concentraciones son normalmente pobres en superficie, aumentando con la profundidad. Sus rangos varían en fosfato entre 0,2 y 2,2 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, nitrato entre 0 y 20 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, nitritos entre 0 y 0,5 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$ y silicato entre 0 y 20 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$ (Silva y Konow, 1975; Silva y Ramírez, 1983; Prado y Sievers, 1987 y Fonseca *et al.*, 1988).

Sievers y Silva (1973) y Silva (1973) establecieron la existencia de un ciclo anual de temperatura en esta masa de agua y observaron una gran variabilidad temporal en profundidad de las isolíneas de temperatura, salinidad y contenido de oxígeno disuelto. Los ascensos de estas isolíneas coinciden, en general, con los vientos del segundo y tercer cuadrante, lo que les permitió asociarlos a procesos de surgencia. A su vez, Alarcón y Pineda (1969) y Robles *et al.* (1976) pudieron observar marcadas fluctuaciones estacionales en periodos de varios años que abarcaron tanto épocas frías como cálidas.

En la zona se forma en primavera y verano una termoclina estacional que alcanza su mayor intensidad en marzo. En el otoño se va debilitando para desaparecer en el invierno, época en que la capa de mezcla alcanza su mayor profundidad (Sievers y Silva, 1973; Silva, 1973). El interior de la bahía se ve afectado por una gran estabilidad de la columna de agua, especialmente en el verano, cuando la picnoclina alcanza, debido a la fuerte radiación solar, su máxima intensidad. En dicha época sólo puede ser destruida ocasionalmente por fuertes vientos del tercer cuadrante. La picnoclina se debilita y desaparece en el otoño e invierno, permitiendo, mediante mezcla turbulenta vertical, la homogeneización de toda la capa (Pizarro, 1976).

La masa de agua Ecuatorial Subsuperficial se ubica entre 100 y 400 m de profundidad y entre las isopicnas de 26,34 (170 cl/t) y 26,97 (110 cl/t). Estas aguas, que son propias de la corriente Subsuperficial Perú-Chile, se caracterizan por temperaturas entre 7 y 11°C, salinidades entre 34,5‰ y 34,9‰ y contenido de oxígeno disuelto con valores entre 3 y 0,25 ml/l (Brandhorst, 1959, 1963 y 1971; Alarcón y Pineda, 1969; Craddock y Mead, 1970; Sievers y Silva, 1973, 1975 y

1979; Silva, 1973; Silva y Sievers, 1974 y Silva y Ramírez, 1983). Estos bajos valores de oxígeno disuelto se atribuyen tanto a la procedencia Ecuatorial Subsuperficial de esta agua como a la descomposición de la abundante materia orgánica en esta capa de agua, especialmente en la época estival. Concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 0,1 ml/l fueron observados en la zona por Silva y Ramírez (1983) durante la ocurrencia de El Niño 1982/83. La concentración de micronutrientes, con excepción de los nitritos (0 a 0,1 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$), es alta en esta agua Ecuatorial Subsuperficial, con nitratos entre 20 y 36 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$; fosfatos entre 2,2 y 3,4 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, y silicatos entre 20 y 25 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$ (Silva y Konow, 1975; Pizarro, 1976; Silva y Ramírez, 1983; Prado y Sievers, 1987).

El núcleo de la masa de agua Ecuatorial Subsuperficial está ubicado entre las superficies isentrópicas de 140 cl/t ($\sigma_{\theta} = 26,65$) y 160 cl/t ($\sigma_{\theta} = 26,44$), superficies que están centradas entre las profundidades de 175 y 200 m (Craddock y Mead, 1970; Brandhorst, 1971; Silva y Konow, 1975 y Sievers y Silva, 1975).

Bajo la termoclina estacional, normalmente entre los 10 y 11°C, tanto en la zona oceánica como costera, existe una zona intermedia donde el gradiente térmico disminuye considerablemente e incluso, en algunas oportunidades, se han producido inversiones de temperatura del orden de 0,3°C (Alarcón y Pineda, 1969; Brandhorst, 1971; Silva y Sievers, 1974; Sievers y Silva, 1975 y 1979). Esta disminución del gradiente y ocasional inversión de temperatura, ha sido atribuida a la penetración de una cuña de agua Ecuatorial Subsuperficial con temperatura más alta proveniente del norte (Alarcón y Pineda, 1969) o, lo que es prácticamente lo mismo, a una intensificación de las características del núcleo de dicha masa de agua (salinidad > 34,5‰ y oxígeno disuelto < 1,0 ml/l) por Silva y Sievers (1974). Fonseca (1985) asoció, a su vez, la inversión térmica de la zona costera de Valparaíso a procesos de surgencia local.

La masa de agua Antártica Intermedia se ubica entre las isopícnas de 26,97 (110 cl/t) y 27,39 (70 cl/t), aproximadamente entre 400 y 1.200 m de profundidad. Se caracteriza por temperaturas que varían entre 4 y 8°C, un mínimo relativo de salinidad entre 34,3‰ y 34,5‰, un máximo relativo de contenido de oxígeno disuelto con valores de 3 a 4 ml/l (Silva y Sievers, 1974 y 1978; Sievers y Silva,

1975; Silva y Konow, 1975; Silva y Ramírez, 1983).

Los rangos en los nutrientes son, en fosfatos, entre 2,2 y 2,6 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$; nitratos, entre 30 y 38 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, y silicatos, entre 25 y 60 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$. El nitrito en esta masa de agua tiene concentraciones iguales a cero o muy cercanas a dicho valor (Silva y Konow, 1975; Silva y Ramírez, 1983).

El núcleo del agua Antártica Intermedia se centra alrededor de la superficie de anomalía termostérica de 90 cl/t ($\sigma_{\theta} = 27,18$), ubicada aproximadamente a 600 m de profundidad, y se caracteriza por mínimos relativos en salinidad y en la concentración de fosfato y nitrato. Estos, a pesar de sus altos valores, aparecen como mínimos, por ser las aguas Ecuatoriales Subsuperficiales de concentraciones aun mayores (Reid, 1973).

Bajo el agua Antártica Intermedia y hasta el fondo se extiende el agua Profunda del Pacífico, con temperaturas que decrecen paulatinamente desde los 4°C, salinidades que aumentan gradualmente de 34,5 a 34,7‰, oxígeno disuelto entre 3 y 4 ml/l, fosfatos entre 2,6 y 3,2 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, nitratos entre 38 y 40 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$, ausencia de nitritos, y silicatos entre 60 y 130 $\mu\text{mol}/\text{dm}^3$ (Reid, 1973; Silva y Konow, 1975).

La información sobre metales pesados en el agua de mar es escasa para el área de Valparaíso, disponiéndose sólo de información sobre cadmio, cobre y plomo hasta 1.200 m (De Gregori *et al.*, 1983). El cadmio es el único elemento que presentó un resultado coherente con la distribución de masas de agua, siendo ella similar a la de nitrato y fosfato.

Surgencia

La surgencia pareciera ser el proceso más importante en la configuración de la distribución espacial de la estructura térmica, de gases disueltos y de compuestos químicos del área costera de Valparaíso.

La surgencia frente a varios puntos de las costas de Chile fue descrita por primera vez por Brandhorst (1963), en base a los datos del crucero AGRIMAR realizado en 1959. En esta descripción Brandhorst (1963) presentó en forma conceptual el modelo de Ekman, indicando el efecto de los vientos del S y SW sobre las aguas superficiales de la zona. Brandhorst (1963) indica que el resultado final del transporte hacia afuera de la costa, es un ascenso de las aguas subsuperficiales frías y ricas en nutrientes, acción que al ferti-

lizar las aguas de la capa fótica, favorece una gran producción de plancton. Asimismo, se refiere a punta Curaumilla como una zona de surgencia debida al efecto del viento sur. Este autor infiere esta conclusión de la observación de una inclinación ascendente de las isolíneas de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto.

Sievers y Silva (1973), y Silva (1973), indican que debido al régimen de vientos frente a la bahía de Valparaíso y la orientación de la costa, la surgencia costera está favorecida en esta zona. Este fenómeno también fue considerado como la explicación al ascenso, hacia la costa, de las isolíneas de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto que observaron dichos autores.

Al analizar la distribución estacional de los vientos en la región, Silva (1973) determina que en el período primavera-verano ocurre la mayor intensificación y frecuencia de los vientos del SW, lo que trae como resultado que la surgencia se presente con mayor frecuencia que en el resto del año. Este autor también pudo observar el efecto del viento norte en la zona, el cual produce un efecto contrario al del viento sur, es decir, un hundimiento de las aguas en la zona costera. En dicha oportunidad se pudo determinar que las aguas de la zona reaccionaron rápidamente al efecto del viento y en menos de 24 horas las aguas cambiaron de condiciones de surgencia a hundimiento.

Silva (1973) indica también que como la surgencia es un proceso temporal y aperiódico, provocado principalmente por el viento, éste puede ocurrir en cualquier estación del año, aun cuando el período primavera-verano es más favorable. Indica además que los episodios de surgencia y hundimiento provocan una gran variabilidad en profundidad en la estructura de masas de agua de la región.

El primer crucero diseñado especialmente para el estudio de la surgencia en las costas de Chile se realizó frente a punta Curaumilla, entre el 1 y 4 de diciembre de 1975 (Fonseca, 1977; Uribe, 1978; Johnson *et al.*, 1980). La distribución superficial de las isothermas muestra una clara desviación hacia el NW de las aguas más frías que surgen frente a punta Curaumilla, ajustándose a lo esperado según el modelo de Ekman (Fonseca, 1977; Johnson *et al.*, 1980).

El área afectada por el proceso de surgencia estudiado fue pequeño, abarcando sólo hasta unas 10 millas de la costa. Por su parte,

el índice de Ekman calculado en esta oportunidad fue de $-6,02 \cdot 10^8$ gr/cm/día.

Se pudo comprobar que la circulación horizontal, asociada a la zona de surgencia, consiste en un flujo superficial lento hacia el norte (del orden de los 10 cm/seg), geostróficamente desbalanceado, y un flujo subsuperficial sur más intenso (del orden de los 20 cm/seg) sobre la plataforma y talud continental.

Respecto a la circulación perpendicular a la costa se distinguieron dos estados de surgencia (Fonseca, 1977; Johnson *et al.*, 1980). El primero, que correspondería al inicio de la surgencia, está compuesto por dos celdas verticales superpuestas. El segundo, que correspondería a una etapa de madurez del evento, se compone de una celda única. La intensificación de la surgencia provocada por este segundo estado trajo como resultado un aumento significativo del flujo subsuperficial hacia el sur, provocando un mayor ascenso de las aguas en la zona costera. La velocidad vertical estimada fue de 2 m/h, la cual es bastante más alta que las estimadas por Smith *et al.* (1971), para la costa peruana (0,7 m/h).

Sievers y Silva (1979) propusieron, en un intento por definir en forma más objetiva la ocurrencia de un proceso de surgencia en punta Curaumilla, la utilización de una serie de características oceanográficas a modo de índice. La surgencia ocurriría, en conformidad a dicha definición, cuando en el nivel de 50 metros, a una milla de punta Curaumilla, la salinidad alcanza valores iguales o superiores a 34,6‰, asociados a un oxígeno disuelto menor de 2 ml/l y una composición porcentual de agua Ecuatorial Subsuperficial igual o superior a 70%. Basado en esta definición, pudieron determinar que en el estudio de Silva (1973) para el período septiembre de 1969-agosto 1970, dicho proceso ocurrió en cinco oportunidades de 15 observaciones y durante el período marzo 1974-abril 1975, ocurrió sólo en una oportunidad de 11 observaciones. Si bien esta definición empírica no permite establecer la calidad de la surgencia en cuanto a su fase, ella permite tener una especie de índice semicuantitativo, para definir la existencia o no de uno de estos procesos en la región.

Una de las características relevantes que se había observado en la estructura térmica vertical en la zona es la ya mencionada inversión de temperatura en el nivel de los 20 a 80 metros de profundidad (Brandhorst, 1971;

Silva, 1973). Dicha inversión fue asociada por Fonseca (1984) a los procesos de surgencia costera. Según este autor, el agua fría y salina que asciende desde el fondo de la capa de Ekman, se mezcla en la zona adyacente con agua que ocupaba el estrato superior, disminuyendo así su salinidad. Esta agua es arrastrada por el transporte Ekman hacia la zona oceánica y al encontrarse con aguas más cálidas, y por lo tanto menos densas, se hunde, para ubicarse sobre aguas que son levemente más cálidas pero más salinas, por lo cual se produce la inversión térmica antes indicada. Esto está relacionado con el modelo de circulación de doble celda propuesto por Fonseca (1977) y Johnson *et al.* (1980). Fonseca (1984) también efectuó una estimación del efecto del calentamiento solar sobre la formación de dicha inversión térmica concluyendo que dicho efecto no es significativo, por lo cual los procesos de surgencia son considerados como los causantes principales de la mencionada inversión. Es importante mencionar que a nivel oceánico, donde el efecto de surgencia costera no afecta, también se han detectado inversiones térmicas similares a las observadas en la costa (Brandhorst, 1971; Silva y Sievers, 1974; Sievers y Silva, 1975 y 1979).

Sievers y Prado (1984), utilizando el mismo método propuesto por Sievers y Silva (1979) para definir procesos de surgencia frente a punta Curaumilla, estimaron la ocurrencia de surgencia en la zona de la península Los Molles, Quintero. Mediante este método y la observación de la tendencia ascendente de las isolíneas de las características del agua, pudieron comprobar que también es una zona muy activa en estos procesos. Hubo claras evidencias de surgencia en 11 de los 20 cruceros realizados entre el 3 de agosto de 1982 y el 5 de enero de 1984. De éstos, tres ocurrieron en momentos que el régimen oceanográfico se encontraba alterado por el fenómeno El Niño 1982/1983. En estos últimos casos no se cumplieron las condiciones requeridas por el índice, pues el agua Ecuatorial Subsuperficial se encontraba a mayores profundidades que lo normal, por lo que ésta, al encontrarse bajo una capa más gruesa de aguas subtropicales y subantárticas, fue muy poco afectada por el proceso.

Fonseca (1985), mediante la revisión de la información recolectada, realizó un trabajo sobre la variabilidad de las condiciones oceanográficas en la zona frente a Valparaíso, planteando de una manera simple algunas

explicaciones a una serie de fenómenos, incluyendo la surgencia costera de punta Curaumilla. En dicho trabajo se hizo una aproximación teórica al proceso resolviendo algunas ecuaciones básicas de la física del océano que indican que la corriente de chorro costero hacia el ecuador queda explicada por la ecuación geostrófica y la corriente subsuperficial hacia el polo, por la ecuación del viento térmico. Este último es producto del gradiente horizontal de densidad introducido por los episodios de surgencia en la zona. Este autor indica, además, que la surgencia es afectada por el efecto de vorticidad provocado por la conformación de la costa y de allí que, en aquellas con puntas prominentes como Curaumilla, ésta se ve intensificada.

El estudio más reciente realizado sobre surgencia en la zona de Valparaíso es el de Fonseca *et al.* (1988). En dicho estudio se efectuó una aproximación interdisciplinaria al fenómeno desde el punto de vista físico, químico y biológico, utilizando además imágenes de temperatura superficial obtenidas por satélites artificiales, para determinar el momento de inicio y evolución de una surgencia.

Durante este trabajo fue posible observar la evolución de un par de procesos de surgencias tanto en su fase de inicio como de madurez y relajamiento. Es así como las variables hidrográficas indicaron claramente el establecimiento de las condiciones de surgencia en un período del orden de un día; situación que concuerda con lo observado anteriormente por Silva (1973). Las isolíneas de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y micronutrientes ascendieron en dirección a la costa como resultado de la surgencia. Esta situación de ascenso de las isolíneas permaneció mientras se mantuvo el efecto forzador del viento, para posteriormente volver a su nivel horizontal con el relajamiento o cesación del viento.

En dicho estudio se pudo comprobar el efecto fertilizador que tienen los eventos de surgencia, en el cual las aguas superficiales aumentaron su contenido de micronutrientes entre un 200 a 300% en menos de 24 horas. Dicha situación de aumento de los *stocks* de micronutrientes se mantuvo mientras las condiciones de viento fueron favorables.

Presencia de El Niño en la zona de Valparaíso

El efecto del fenómeno El Niño sobre las

condiciones oceanográficas frente a la costa de Valparaíso, fue observado por primera vez por Silva y Ramírez (1983), en base a datos registrados frente a la bahía entre 1982 y 1983. En esta información se pudo observar el hundimiento de la isoterma de 12°C, la cual en enero de 1983 descendió hasta 300 m, sobrepasando en más del triple la profundidad media histórica. Este hundimiento fue asociado a la presencia de una onda Kelvin, la que se propagó a lo largo de la costa norte y central de Chile, según lo describieron Silva *et al.* (1983) en base a los datos del crucero MARCHILE XIV-ERFEN V efectuados en diciembre de 1982.

Silva y Ramírez (1983) observaron, además de la profundización de la isoterma de 12°C, un efecto sobre la composición de la masa de agua Ecuatorial Subsuperficial, la cual intensificó sus características respecto al patrón normal conocido en la zona de Valparaíso. Esta masa de agua mostró un mayor espesor y un aumento de su temperatura en alrededor de 1°C. El diagrama T-S del mes de enero de 1983 se parecía bastante a los T-S de las aguas ubicadas a unas 200 millas náuticas más al norte, lo cual demuestra una mayor penetración de la masa de agua Ecuatorial Subsuperficial hacia el sur. El contenido de micronutrientes el fosfato aumentó su concentración, lo cual está en concordancia con dicha penetración hacia el sur. Sin embargo, el nitrato no experimentó tal aumento.

Silva y Ramírez (1983) también encontraron que la anomalía del geopotencial presentó un aumento notable en enero de 1983, con una desviación positiva de más de 20 cm²/seg² respecto al valor medio de los otros meses del año 1982, y de 17 cm²/seg² sobre el valor de enero de 1982. Esta intensificación de la anomalía del geopotencial, también reflejó la alteración de la estructura de masa de la columna de agua, lo que a su vez es el resultado de la presencia de El Niño 1982/83.

Prado y Sievers (1987) estudiaron el desarrollo del fenómeno El Niño 1982/83 en el área frente a la península Los Molles, Quintero. El fenómeno se caracterizó por anomalías térmicas positivas (casi 2°C de diferencia a 250 m de profundidad entre 1982 y 1983), bajos contenidos de oxígeno disuelto en toda la columna de agua, concentraciones de nitrato muy bajas en la capa superficial (< 1,0 μmol/dm³) y considerable hundimiento de las isolíneas de todas las propiedades investigadas, excepto las del nitrito. Los valores de

salinidad y fosfato de las aguas superficiales se vieron, a su vez, alteradas por la dilución causada por el gran aporte de agua dulce proveniente del río Aconcagua, cuyo caudal fue mayor de lo normal debido al considerable deshielo cordillerano y las abundantes precipitaciones que, en 1982, alcanzaron a 709 mm. La media para Valparaíso de los 25 años previos era de 362 mm (Prado y Sievers, 1987).

A su vez, Prado y Sievers (1987) identificaron, mediante la utilización del triángulo de mezcla con los pares T-S característicos de los tipos de agua determinados por Silva y Konow (1975), que el agua Subtropical aumentó considerablemente su contribución al agua superficial al sobrepasar incluso el 50% de su composición porcentual. Esta intensificación en la presencia del agua Subtropical se vio confirmada también por indicadores biológicos tanto fito como zooplanctónicos, los cuales no habían sido detectados anteriormente en la región y que son propios de aguas cálidas tropicales y subtropicales (Ramorino y Campos, 1984; Avaria y Muñoz, 1984).

Las condiciones oceanográficas normales se reestablecieron a contar de septiembre de 1983 (Prado y Sievers, 1987).

Hidrología del interior de la bahía de Valparaíso

La hidrología del interior de la bahía de Valparaíso ha sido poco estudiada, contándose sólo con los trabajos de Pizarro (1976), Fonseca y Hickmann (1978) y Sievers (1988), los que presentan información limitada sobre la distribución espacial de las características de sus aguas. En cambio se cuenta con algunas series de tiempo observadas principalmente frente a Montemar por Pizarro (1976), Instituto de Oceanología (1981) y Sievers (1988), las que incluyen períodos anuales de observaciones semanales, quincenales o mensuales.

Pizarro (1976), utilizando observaciones realizadas durante los años 1967, 1970 y 1971 en una estación fija, ubicada frente a Montemar, encontró que la bahía, en la época estival, se caracteriza fundamentalmente por la estabilidad de la columna de agua, por una parte, y el predominio de los vientos del tercer cuadrante, por otra.

La radiación solar, además de constituir la fuente de energía radiante para la fotosíntesis, da lugar a la formación de una picnoclina

que estabiliza la columna de agua y aísla la capa superficial del estrato inferior, pues dificulta la mezcla de las aguas superficiales con las subyacentes. El contenido de oxígeno disuelto en estas aguas puede alcanzar fuertes sobresaturaciones, de hasta 150% (Pizarro, 1976), debido al desarrollo del fitoplancton que se mantiene muy activo mientras no se agoten los nutrientes en la capa fótica.

Los fuertes vientos del S y SW, que favorecen la ocurrencia de procesos de surgencia, destruyen frecuentemente la picnoclina permitiendo, de paso, la fertilización de las aguas de la capa superficial. En cambio en época invernal, al debilitarse e incluso desaparecer la picnoclina por convección vertical y la acción de vientos favorables, se facilitan los procesos de mezcla y se posibilita una homogeneización de la columna de agua.

Las aguas más profundas en la bahía (sobre 50 m) se caracterizan por bajos contenidos de oxígeno disuelto ($< 1,0 \text{ ml/l}$) durante la mayor parte del año, los que son especialmente notorios durante los procesos de surgencia, aumentando en época de invierno (Sievers y Silva, 1973; Pizarro, 1976; Fonseca y Hickmann, 1978; Sievers, 1988). Similarmente, pero presentando una tendencia inversa, se comporta la concentración de salinidad. Esto indica que las aguas más profundas de la bahía tienen un importante componente de aguas ecuatoriales subsuperficiales (Sievers y Silva, 1973; Fonseca y Hickmann, 1978). Asimismo, estas aguas más profundas tienen altas concentraciones de nutrientes con fosfatos sobre $3 \mu\text{mol/dm}^3$ y nitratos y silicatos sobre $20 \mu\text{mol/dm}^3$ (Pizarro, 1976; Sievers, 1988).

Una visión cuasisinóptica del interior de la bahía ha sido entregada por Fonseca y Hickmann (1978) y Sievers (1988). Los primeros, en una investigación realizada en marzo de 1975, encontraron durante un período de vientos del SW, con intensidades de hasta 20 nudos, una estructura térmica superficial compleja, con una lengua de agua orientada de SW a NE de mayor temperatura ($> 14,5^\circ\text{C}$) en la parte central de la bahía. A mayor profundidad las temperaturas son más homogéneas. La salinidad y el oxígeno disuelto acusaron, bajo los 10 m, la penetración desde el SW de agua de alta salinidad y contenido relativamente bajo de oxígeno disuelto, agua que interpretaron como Ecuatorial Subsuperficial, transportada al interior de la bahía por efecto de los vientos.

Sievers (1988) pudo observar claramente,

en enero de 1988, la influencia del río Aconcagua sobre las aguas de la bahía de Valparaíso en momentos de abundante deshielo en la zona cordillerana adyacente. La salinidad superficial, en ocasiones hasta 10 m de profundidad, estaba diluida ($< 32\text{‰}$ frente a punta Concón), extendiéndose las bajas salinidades por toda la bahía. La temperatura y el oxígeno disuelto sufrieron muy pocas alteraciones.

Corrientes

La amplia bahía de Valparaíso es abierta con su boca hacia el norte, por lo que la circulación del agua en su interior está condicionada por diversos factores. Entre ellos cabe destacar la circulación oceánica próxima, correspondiente al sistema de corrientes Chile-Perú (Humboldt), la onda de marea que se propaga hacia el sur, la protección de los vientos del sur, y la batimetría.

Los estudios de la circulación en la bahía de Valparaíso y zonas costeras adyacentes son relativamente escasos. Uno de los primeros, efectuados antes de la construcción del molo de abrigo, fue el de la Comisión Krauss (1903) mediante el empleo de crucetas de deriva. La comisión concluyó que la circulación obedece a un modelo rotatorio, en que las aguas circulan de norte a sur en la cercanía de la costa y de sur a norte por la boca de la bahía.

Aldayuz y Montaner (1973) hicieron una medición puntual de corrientes al norte de la desembocadura del estero Marga Marga, concordando sus observaciones con un modelo rotatorio, aunque no lo comprobaron. A su vez, Hickmann (1976), utilizando botellas de deriva, encontró que el flujo superficial entre abril y mayo de 1975 fue paralelo a la costa y predominantemente hacia el sur. Entre agosto y octubre, del mismo año, fue hacia el norte.

Un análisis preliminar del efecto del viento registrado en el faro punta Angeles sobre las aguas superficiales fue realizado por Fonseca y Hickmann (1979). No encontraron una relación clara entre el viento y la circulación de la bahía. Fonseca (1981) pudo determinar que los vientos en el interior de la bahía son diferentes a los que se encuentran en mar abierto, y confirmó que los del interior son distintos a los que se registraron en el faro. En cambio, encontró una mejor relación de los vientos registrados en la Universidad Santa María con las mediciones de co-

rientes que realizó con un correntómetro instalado, durante 20 días a 30 m de profundidad, en un punto ubicado a 500 m de la caleta El Membrillo.

Fonseca y Hickmann (1979) también analizaron los efectos de las mareas sobre las mediciones de corrientes que efectuaron con un correntómetro mecánico Ekman a 10 y 25 m de profundidad, en diversos puntos de la bahía. Encontraron que las direcciones de las corrientes son iguales, pero opuestas, en momentos de las estoas. Las mayores intensidades de flujo se registraron, en dirección NNE, durante la baja marea, en aquellas estaciones ubicadas al centro de la bahía.

Los flujos más débiles, en cambio, ocurren en las estaciones próximas a la costa, donde son afectados por la fricción con el fondo. En tres estaciones, ubicadas en el saco de la bahía, donde se efectuaron observaciones tanto a 10 como a 25 m de profundidad, encontraron que en dos de ellas no sólo aumentó la intensidad del flujo a mayor profundidad, sino que, además, su dirección se desvió hacia la derecha. Esto último descartó la posibilidad de que fueran corrientes de deriva.

Fonseca (1981) aplicó un análisis espectral a las series de tiempo de corrientes, viento, presión atmosférica, temperatura del aire y mareas, para evaluar la variabilidad de las corrientes en la bahía. Las velocidades medias estimadas fueron entre 3 y 5 km/día, coincidiendo bastante bien con las corrientes superficiales estimadas, a su vez, con botellas de deriva (Hickmann, 1976), a pesar de encontrarse el correntómetro a 30 m de profundidad. Fonseca (1981) no pudo encontrar una relación clara del efecto del viento sobre las corrientes de la bahía, pues incluso cuando los vientos fueron más intensos las corrientes fueron relativamente débiles. Pudo comprobar también que los vientos presentaron variaciones, principalmente durante el día, lo que atribuye a la variabilidad diurna de la temperatura del aire.

La dirección de las corrientes se distribuyen en todos los intervalos de clase entre 0 y 360°, un índice de que, aun cuando la dirección predominante es NW, la circulación en la bahía es rotatoria. Luego de períodos de intensificación de los vientos la corriente fue de tipo inercial, con duración aproximada de 2 a 3 días, pero con un cierto desfase respecto al máximo en los vientos. Parte de la variabilidad de las corrientes en la bahía de Valparaíso se encuentran en la banda semi-

diurna, derivándose los máximos del efecto de la componente semidiurna de las mareas (Fonseca, 1981).

Corrientes costeras en la bahía fueron determinadas por Vergara y Hickmann (1982) mediante diagramas de refracción de olas tanto para régimen de verano, en que predomina el oleaje del SW, como para el invierno, con períodos de oleajes del N y NW. En la zona estudiada (desembocadura del estero Marga Marga y punta Concón) se observó que la deriva litoral presenta una componente hacia el norte en verano. En invierno, por lo menos para la zona comprendida entre el estero mencionado y punta Osas, la deriva litoral mantiene la misma dirección norte.

ASPECTOS PLANCTOLOGICOS

Fitoplancton

La primera mención que se hace en la literatura científica sobre el fitoplancton de la bahía de Valparaíso data de principios de este siglo y se debe a Zacharías (1906), quien en un estudio del plancton de diversos mares y océanos, incluye una lista de 10 especies de diatomeas y menciona una especie de dinoflagelado identificado en una muestra recolectada en la bahía de Valparaíso el 10 de abril de 1904. Con anterioridad, Kützing (1844) había señalado varios taxos de diatomeas para la bahía de Valparaíso, pero sin hacer mención sobre el fitoplancton como tal. Más tarde Krasske (1941), en una publicación sobre el plancton costero de Chile, cita 31 especies de diatomeas para la bahía de Valparaíso, identificadas en muestras recolectadas en diciembre de 1928 y noviembre de 1936. La información sobre el tema en la primera mitad del siglo termina con una nota científica de Yáñez (1950), quien identifica 9 géneros de diatomeas en muestras periódicas de plancton recolectadas en la bahía de Valparaíso entre los años 1945 y 1948.

Los trabajos de Avaria (1965, 1971) marcan el inicio del estudio sistemático del fitoplancton de la bahía de Valparaíso, el que se ha mantenido hasta la fecha. En base a recolecciones periódicas de muestras de red efectuadas en una estación fija, entre julio de 1963 y julio de 1966, se identificaron y describieron 62 especies y 6 variedades de diatomeas y silicoflagelados y se determinaron aspectos globales de las comunidades fitoplanctónicas, sucesión estacional e influencia de la temperatura sobre las especies más co-

munes de la bahía. Por otra parte, se estableció que sólo 21 especies de diatomeas juegan un rol importante en plancton de la bahía (Tabla 1), dominando casi permanentemente a través del año sobre escasos dinoflagelados, cuya aparición está relacionada con incrementos de la temperatura del agua y las caídas de las grandes proliferaciones de diatomeas que ocurren en primavera, verano y principio de otoño.

Tabla 1
Principales especies de fitoplancton de la bahía de Valparaíso

<i>Biddulphia longicruris</i>	<i>Coscinodiscus perforatus</i>
<i>Chaetoceros cinctus</i>	<i>Detonula pumila</i>
<i>Chaetoceros compressus</i>	<i>Eucampia cornuta</i>
<i>Chaetoceros constrictus</i>	<i>Lauderia borealis</i>
<i>Chaetoceros debilis</i>	<i>Leptocylindrus danicus</i>
<i>Chaetoceros didymus</i>	<i>Nitzschia pseudoseriata</i>
<i>Chaetoceros radicans</i>	<i>Rhizosolenia delicatula</i>
<i>Chaetoceros socialis</i>	<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>
<i>Chaetoceros teres</i>	<i>Skeletonema costatum</i>
<i>Coscinodiscus janischii</i>	<i>Stephanopyxis turris</i>
	<i>Thalassiosira aestivalis</i>

En 1970 se inician investigaciones sobre aspectos cuantitativos del fitoplancton de la bahía, estudiando dos ciclos anuales, mediante muestreos semanales efectuados entre 1970 y 1973 en la misma estación fija en que se realizaron los estudios cualitativos del fitoplancton (Avaria, 1975; Avaria y Orellana, 1975). Como resultado de estas investigaciones se corroboró que la composición del fitoplancton se caracteriza por un amplio dominio de las diatomeas sobre los demás grupos. La diversidad específica es baja, con valores extremos entre 0,50 y 2,89 bits/cél, siendo los más frecuentes los fluctuantes entre 1 y 2 bits/cél, lo que indica la presencia de un fitoplancton muy productivo que se mantiene en un estado inferior de madurez, con sucesiones de especies que rara vez alcanzan a terminar las primeras etapas de su evolución.

El ciclo anual se caracterizó por un período de gran abundancia fitoplanctónica (octubre-abril) que coincide con la mayor frecuencia e intensidad de los vientos del tercer cuadrante, seguido de otro de baja actividad del fitoplancton (mayo-septiembre) en que predominan las calmas y los vientos de cuarto cuadrante. En el primer período se detecta-

ron varios florecimientos, ocurriendo el primero y de mayor importancia en primavera, y el resto en el verano y otoño. En el segundo período se observó, en general, una extrema pobreza del fitoplancton.

Pizarro (1976) explica que las variaciones cuantitativas del fitoplancton antes descritas son reguladas básicamente por dos factores fundamentales, la estabilidad de la columna de agua y los vientos de tercer cuadrante. El autor sostiene que durante el período de primavera-verano la intensa radiación solar crea una termoclina que se destruye periódicamente, debido al incremento en la frecuencia e intensidad de los vientos del tercer cuadrante, produciendo un proceso de surgencia que mantiene altas concentraciones de nutrientes en la zona eufótica, las que sustentan una alta biomasa fitoplanctónica. Durante el período otoño-invierno, al disminuir la intensidad de la radiación solar, se debilita la termoclina y la acción de vientos más suaves permite el mantenimiento de una columna de agua más homogénea. La pobreza fitoplanctónica del segundo período se debería a que las poblaciones responden más a las variaciones de la intensidad luminosa que a los valores absolutos de ésta. Al comenzar la primavera y aumentar la radiación solar, se producen las primeras proliferaciones fitoplanctónicas, al reunirse las condiciones adecuadas de radiación solar y nutrientes.

Al comparar dos ciclos anuales, Avaria y Orellana (1975) observaron coincidencia respecto a los períodos de abundancia y de pobreza del fitoplancton, con diferencias interanuales en los valores de su biomasa. La distribución vertical fue similar en ambos períodos con máximas concentraciones de células de superficie a 10 metros de profundidad, observándose que los gradientes fueron más acentuados durante las proliferaciones de primavera-verano. Esto último coincide con la hipótesis de Pizarro (1973), quien en base al cálculo y análisis de la distribución media de la radiación solar con la profundidad y datos acerca de las condiciones óptimas de iluminación para la fotosíntesis, estima que la parte fundamental de la producción fitoplanctónica en el período primavera-verano es soportada por los niveles de 5 y 10 metros de profundidad, ya que la fotosíntesis está fuertemente inhibida en la superficie durante la mayor parte del día, y la contribución del nivel de 15 metros de profundidad a la producción total de la columna de agua no es importante.

Un estudio desarrollado por Avaria (1976) sobre un fenómeno de marea roja que abarcó parte importante de la costa central de Chile, contribuyó al esclarecimiento de los mecanismos que regulan las fluctuaciones del fitoplancton en la zona. En base al estudio de la evolución del fenómeno en la bahía de Valparaíso, se pudo establecer que éste coincidió con una disminución de la frecuencia de los vientos del sur y del suroeste y aumento de los vientos del norte y noroeste, intensa radiación solar y estabilidad vertical del agua. Las mayores concentraciones detectadas del organismo causante estuvieron asociadas con incrementos de la temperatura del agua. La desaparición del fenómeno tuvo relación con un cambio de las condiciones hidrológicas, debido a la reanudación del viento del sur y suroeste y a una mezcla vertical turbulenta de la columna de agua.

Investigaciones sobre el fitoplancton y biomasa pigmentaria efectuadas en áreas adyacentes a la bahía de Valparaíso por Ramírez (1975) y Ramírez y Uribe (1976), reafirmaron la eutroficación de las aguas superficiales mediante procesos de surgencia. Por su parte, Uribe (1978) estableció que la surgencia detectada frente a punta Curaumilla resulta favorable por sus características físico-químicas para el desarrollo del fitoplancton, originándose una alta producción primaria. Se observó también que los menores valores de diversidad específica se detectaron en la zona donde el proceso tuvo mayor intensidad y se observó una modificación de la estructura biocenótica conforme a la evolución del proceso surgente.

En base a los antecedentes expuestos anteriormente y a la consideración de estudios hidrológicos efectuados en la bahía y zonas adyacentes (Brandhorst, 1963; Silva, 1973; Fonseca, 1977; Fonseca y Hickmann, 1978 y Sievers y Silva, 1979), Alvial y Avaria (1981, 1982) abordaron el problema de la proliferación de primavera del fitoplancton en la bahía de Valparaíso procurando describir sus fluctuaciones y los factores que la regulan. Estos estudios se basaron en muestras tomadas en la misma estación biooceanográfica utilizada desde 1963, durante la primavera de 1977.

Ambos trabajos aportan nuevos conocimientos a la dinámica del fitoplancton de la bahía, demostrando la importancia que tiene en la limitación de su abundancia la diferencia que se establece entre el espesor de la capa de mezcla aumentada y la zona eufótica,

como también el transporte pasivo de una fracción significativa de las poblaciones a través de una corriente de deriva asociada a los procesos de surgencia. Al disminuir el espesor de la zona eufótica por incrementos del fitoplancton, aumenta la diferencia entre ésta y la capa de mezcla, lo que permite alcanzar un máximo crítico de abundancia, estimado aproximadamente un millón de células por litro en el promedio de la columna de superficie a 30 metros. Esta situación, prevaliente en primavera, se altera por la interrupción o declinación del viento del suroeste, lo que tiene como consecuencia el desarrollo de condiciones de estabilidad, por la radiación solar en aumento. El crecimiento de las poblaciones no encuentra la oposición de la mezcla y se anula el efecto negativo de transporte, pudiéndose alcanzar altos niveles cuantitativos, sobre todo si precedentemente se han producido surgencias que han incrementado las concentraciones de nutrientes en los niveles superficiales. Bajo estas condiciones, el máximo crítico de abundancia es mayor y, consecuentemente, se producen los pulsos más significativos, entre tres y cinco veces superiores a los anteriores. También puede ocurrir que las condiciones de estabilidad se sostengan por un período prolongado, lo cual genera gradientes ambientales que inducen la sucesión de especies, pasando a predominar especies con menores tasas de crecimiento y verificándose una acentuada disminución en la abundancia fitoplanctónica total. Esta situación es menos frecuente y, en general, los períodos de estabilidad serían breves interrupciones entre las fases prolongadas de surgencias. Del análisis de varias primaveras se desprende que el inicio de la proliferación ocurrirá tanto más temprano, cuanto mayores sean los valores de intensidad de radiación solar precedentes.

Correspondientemente con el comportamiento meteorológico e hidrológico que regula la dinámica de las comunidades, el hábitat sufre modificaciones que determinan los rangos y condiciones características aproximadas para cada comunidad. En condiciones de surgencia dominan especies pequeñas y de alto cociente superficie/volumen, las cuales presentan adaptaciones particulares al ambiente y corresponden a especies r-estrategas, que canalizan toda la materia y energía posible hacia la reproducción, presentando una relación inversa entre la tasa máxima de crecimiento y el tamaño. Estas especies, de gran potencial biótico, alcanzan

altos niveles en condiciones favorables, y su alto valor del cociente superficie/volumen representa una mayor fricción entre la célula y el agua, con retardo de la decantación e incremento en la tasa de absorción relativa de nutrientes. La carencia de organoides locomotores, como flagelos, se ve compensada, en parte, por el aumento de la superficie relativa, por la abundante secreción de mucilago que aumenta la viscosidad del entorno celular, por las formas comunes de las colonias estructuradas en cadenas y por el desarrollo de proyecciones valvares que favorecen la presencia pasiva de las células en los niveles superficiales. Tanto el flujo ascendente implícito en la surgencia como la mezcla vertical, son también factores determinantes para la flotabilidad pasiva de estas células.

El óptimo aprovechamiento que hacen estas especies *r*- estrategia de los nutrientes abundantes, y las adaptaciones particulares que presentan frente a un hábitat inestable, permite que sean dominantes durante las surgencias y que respondan canalizando los beneficios obtenidos del ambiente hacia una alta tasa reproductiva. Por esta razón, la etapa inicial de la sucesión fitoplanctónica puede ser considerada como el extremo cuantitativo del *continuum*, en el cual las especies basan su permanencia en la productividad. En tal sentido, un centro de surgencia activo presentará característicamente especies *r*-estrategas y sólo una interrupción del proceso, acompañada de una estabilización creciente de la columna de agua, posibilitará el desarrollo de la sucesión y la manifestación del extremo cualitativo del *continuum* *r*-K.

La estabilidad sostenida, considerada como el factor determinante de la sucesión fitoplanctónica, es desfavorable para las especies *r*-estrategas. Estas acaban por desaparecer de la zona eufótica, debido a la interrupción de la surgencia, lo que implica reducción de los nutrientes y aumento de la decantación. Frente a esto, sólo persisten aquellas especies con menores requerimientos nutritivos y capaces de vencer el hundimiento, tales como los dinoflagelados, que dominan en etapas más avanzadas de la sucesión. Otro factor que induce cambios considerables en la composición del fitoplancton de la bahía de Valparaíso, se debe a la acción de viento intenso del norte, el que junto con inhibir la surgencia, ocasiona una penetración de aguas oceánicas superficiales e ingresan poblaciones fitoplanctónicas de tipo oceánico. Aunque po-

co frecuente en primavera-verano, dicha circunstancia es especialmente significativa en el periodo de otoño-invierno.

Avaria y Muñoz (1982) confirmaron la interrelación entre las variables hidrológicas y las fluctuaciones de la biomasa del fitoplancton consignada en Alvial y Avaria (1982). No obstante, en esta investigación se precisa que el incremento del fitoplancton sigue con un retardo de aproximadamente 15 días a la mezcla registrada en los 30 primeros metros de la columna. Es interesante destacar que en este estudio se trabajó en seis estaciones situadas en el área norte de la bahía de Valparaíso, lo que permitió verificar que en dicha área no existen grandes variaciones espaciales, por efecto de una distribución de tipo agrupada del fitoplancton, demostrando que la información obtenida anteriormente en base a muestreos periódicos intensivos en una estación fija, es proyectable a toda esa área.

Cabe mencionar que durante el desarrollo de las investigaciones sobre el fitoplancton de la bahía de Valparaíso, iniciadas en 1963, se han estudiado ocho fenómenos de marea roja ocurridos en 1968 (Avaria, 1970), 1975 (Avaria, 1976), 1979 (Avaria y Muñoz, 1982), 1981 (Muñoz y Avaria, 1983), 1983, 1985 y 1987 (no publicado).

Los organismos responsables de los intensos cambios de coloración del agua de mar fueron el protozoo ciliado *Mesodinium rubrum* y los dinoflagelados tecados *Prorocentrum micans*, *P. gracile* y *Scrippsiella trochoidea*. Todos los fenómenos han sido inocuos y no han tenido consecuencias negativas en la economía costera de Valparaíso ni en la salud de sus habitantes. Estos se presentan a fin del verano y principio de otoño, siendo de aparición y desaparición súbita. Son aperiódicos y se relacionan con anomalías térmicas positivas de aguas estratificadas, intensa insolación y escasa actividad eólica (Avaria y Muñoz, 1986).

Por otra parte, investigaciones realizadas en un área adyacente a la bahía, situada frente a la península de Los Molles, Quintero (32°45'S), entre julio de 1982 y enero de 1984, entregaron antecedentes sobre los efectos de "El Niño" 1982/83 sobre el fitoplancton del área (Avaria et al., 1988).

Las alteraciones más notables registradas durante la presencia del fenómeno, se manifestaron en cambios en el ciclo anual característico del área, reflejados en una disminución de los valores de densidad de células y

biomasa fitoplanctónica en el período primavera-verano, acortamiento de siete a cuatro meses de ese período de gran abundancia fitoplanctónica y alta frecuencia de numerosas especies de diatomeas y de dinoflagelados de aguas cálidas en el plancton nerítico. El valor promedio del índice de diversidad de especies en primavera fue notoriamente superior al registrado en el mismo período de años normales, debido a la mezcla de especies típicas del área con especies de aguas cálidas, y a los estados más avanzados que experimentaron las sucesiones en 1982 con respecto a años normales. Los valores de densidad de células y de biomasa mostraron grandes diferencias en los períodos previos y posteriores al evento.

La analogía entre los valores de densidad de células y biomasa fitoplanctónica registrados en la bahía de Valparaíso durante "El Niño" 1982/83, con los registrados durante "El Niño" 1972/73 y su comparación con la información existente sobre cuatro años normales, permitió plantear un esquema hipotético del ciclo anual del fitoplancton del área en condiciones normales y en condiciones "El Niño", caracterizándose este último por el acortamiento del período de abundancia del fitoplancton y una disminución aproximada del 50% en los valores de densidad de células y de biomasa medida en concentraciones de clorofila.

La información entregada en este último trabajo publicado sobre el fitoplancton de la bahía de Valparaíso es la primera evidencia que se tiene del efecto de "El Niño" en el fitoplancton marino de la zona central de Chile. Con anterioridad a 1982 se pensaba que la influencia del fenómeno no era importante al sur de Antofagasta (23°S), y prácticamente todas las investigaciones se centraron frente a Perú y en la zona norte de Chile (Avaria y Muñoz, 1987).

Resumiendo, de la revisión de los trabajos anteriormente citados, puede concluirse que las fluctuaciones del fitoplancton en la bahía de Valparaíso son básicamente reguladas por los procesos de surgencia costera, los que a su vez dependen de la actividad de los vientos del tercer cuadrante. El período primavera-verano se caracteriza por la manifestación de surgencias sucesivas que originan una proliferación de tipo intermitente y en la cual los pulsos de mayor abundancia fitoplanctónica son coincidentes con los breves períodos de estabilidad que median entre las fases de surgencias. El desencadenamiento

de esta proliferación normalmente acontece entre septiembre y octubre, como respuesta al aumento de la radiación solar y a la mayor frecuencia e intensidad de vientos del tercer cuadrante que provocan las surgencias que proveen de nutrientes a las aguas superficiales. En otoño-invierno la menor abundancia fitoplanctónica obedecería a la escasa o nula manifestación de afloramientos y a la disminución de la radiación solar, todo ello sumado a la mayor ocurrencia de vientos de cuarto cuadrante que ocasionan la penetración de aguas oceánicas superficiales que arrastran consigo comunidades que no alcanzan altos niveles de abundancia. La composición del fitoplancton difiere entre los períodos antes señalados, predominando en primavera-verano las especies de diatomeas pequeñas con alto cociente superficie/volumen celular y altas tasas de división, a diferencia de período otoño-invierno, cuando éstas tienen una menor incidencia, dando paso a las especies de diatomeas más grandes y dinoflagelados, de menor cociente superficie/volumen celular y menores tasas de división. No obstante esta diferenciación general, es dable observar con frecuencia sucesiones rápidas de comunidades, correspondientes con un gradiente del tipo r-K, en el cual se manifiesta el extremo cuantitativo en condiciones de surgencia, y el cualitativo durante el desarrollo de una estabilización creciente.

Zooplancton

El zooplancton marino constituye una comunidad de extraordinaria complejidad, caracterizada por la alta heterogeneidad de sus componentes, derivada de la presencia de adultos y larvas de diversos invertebrados y vertebrados marinos, que varían enormemente en dimensiones, consistencia corporal, régimen de alimentación, capacidad de locomoción, permanencia planctónica, distribución en tiempo y espacio, etcétera.

Este alto grado de complejidad, unido a la necesidad de utilizar diferentes metodologías de muestreo para cada taxa, ha causado un estudio lento y fraccionado de los distintos componentes del zooplancton. Todo esto se refleja en la bibliografía disponible, aparentemente vasta, pero que ha centrado sus esfuerzos en la identificación y descripción de sus componentes, así como en aspectos asociados a su distribución espacio-temporal en períodos cortos de tiempo. Todo lo anterior ha significado una carencia de estudios integrados sobre la dinámica de las poblacio-

nes zooplanctónicas en el ecosistema marino y sus relaciones con la hidrología de las aguas de la zona de Valparaíso, y del país en general.

En base a lo anterior, a continuación se expone brevemente la información disponible acerca de los distintos grupos zooplanctónicos presentes en aguas de la zona de Valparaíso y áreas adyacentes.

Medusas

Los antecedentes sobre medusas de las aguas de la costa central del país proceden del trabajo de Kramp (1966), que analiza los ejemplares recolectados en la Expedición "Marchile I" y muestras de la bahía de Valparaíso, así como también del trabajo efectuado por Fagetti (1973), quien estudia las medusas procedentes de diversos cruceros oceanográficos. De estos trabajos se deduce que el número de medusas identificadas para aguas chilenas alcanza a alrededor de 80 especies, de las cuales se citan 20 especies provenientes de muestras planctónicas obtenidas esporádicamente en la bahía de Valparaíso, como *Bougainvillia fulva*, *Dipurena ophiogaster*, *Ectopleura dumortieri*, *Euphysa aurata*, *Halitholus intermedius*, *Leuckartiara octona*, *Sarsia eximia*, *Aequorea coerulescens*, *Phialella quadrata*, *Phialidium simplex*, *Gossea brachymera*, *Proboscicycla mutabilis* y *Pelagia noctiluca*. De estas especies, *Bougainvillia fulva* y *Phialella quadrata* fueron las medusas que se presentaron en mayor abundancia.

Por otra parte, datos correspondientes al estudio de un ciclo anual efectuado en esta misma zona entre mayo 1974 y junio 1975 (Palma, 1985), indican la presencia de a lo menos 6 especies más, que son *Aglaura hemistoma*, *Obelia* spp., *Sminthea eurigaster*, *Liriope tetraphylla*, *Botrynema brucei* y *Solmundella bitentaculata*. De esta manera, el número de medusas registradas en aguas de la zona se eleva a 26 especies. En esta ocasión, las especies predominantes fueron *Obelia* spp., *Phialidium* spp., y *Liriope tetraphylla*. La distribución temporal de medusas presentó un máximo anual en verano, y otro de menor importancia en otoño, con mínimos en invierno. La mayor parte de los ejemplares se capturó en las aguas superficiales de todas las estaciones muestreadas (0-50 m), determinándose que la mayor abundancia se encontró en las estaciones oceanográficas situadas en la zona costera.

En el estudio de dos eventos de surgencia

ocurridos en verano 1986 y primavera 1987, frente a punta Curaumilla (Fonseca et al., 1988), se encontró durante el desarrollo del evento de primavera un incremento en la cantidad de medusas en la capa superficial asociado a la intensidad del viento, seguido de un brusco descenso en el período de relajación del citado proceso.

Sifonóforos

Los estudios de sifonóforos en aguas chilenas son bastante escasos, habiéndose registrado hasta el momento sólo la presencia de 26 especies. La mayor parte de las especies citadas corresponden a organismos recolectados en aguas de la zona 1986 de Valparaíso (Palma, 1973, 1977, 1984, 1986), donde se ha identificado 22 especies de sifonóforos: *Agalma elegans*, *Cordagalma cordiformis*, *Nanomia bijuga*, *Pyrostephos vanhoeffeni*, *Athorybia rosacea*, *Amphicaryon acaule*, *Rosacea cymbiformis*, *Rosacea plicata*, *Praya dubia*, *Sulculeolaria quadrivalvis*, *S. chuni*, *Dyphyes dispar*, *Lensia conoidea*, *L. hotspur*, *L. hardy*, *Muggiaea atlantica*, *Chelophyes appendiculata*, *Eudoxoides spiralis*, *Sphaeronectes gracilis*, *S. gamulini*, *Abylopsis tetragona* y *Bassia bassensis*. De las especies mencionadas, *Muggiaea atlantica* y *Sphaeronectes gracilis* destacan por su frecuencia y abundancia en aguas de la región de Valparaíso.

La distribución temporal de los sifonóforos en aguas de la zona (Palma, 1977), presenta máximos de abundancia en primavera y verano, con mínimos en invierno, presentando una buena correlación con los valores de temperatura superficial ($r=0,83$, $P<1\%$). Las mayores densidades de organismos se registraron en las estaciones costeras. En esta oportunidad, el patrón de distribución temporal y espacial de los sifonóforos respondió básicamente a los cambios estacionales experimentados por *Muggiaea atlantica*, la cual se detectó formando densas agregaciones. Por lo tanto, la gran abundancia de esta especie influyó notoriamente sobre los cálculos de diversidad específica estimados para este taxa, obteniéndose los máximos valores de diversidad durante el período invernal y los mínimos en verano.

Estudios posteriores realizados en la zona durante un ciclo anual (Palma, 1985), confirman la presencia constante y abundante de *M. atlantica* y *Sphaeronectes gracilis* en aguas de la zona, registrándose además por primera vez en aguas chilenas la presencia de *Sphaeronectes gamulini*, *Nanomia bijuga* y *Pyrostephos*

vanhoeffeni (Palma, 1984, 1986). La distribución estacional fue similar a la registrada anteriormente, es decir, con máximos en primavera y verano, detectándose que la casi totalidad de los organismos se capturó en las aguas superficiales de las estaciones de muestreo (0-50 m de profundidad), con una mayor abundancia en la zona costera.

Por otra parte, los sifonóforos también son afectados en su distribución espacial por procesos de surgencia ocurridos en esta área. En efecto, Fonseca *et al.* (1988) demuestran el efecto positivo de estos procesos sobre la abundancia de estos organismos, particularmente en verano de 1986, cuando se observó un incremento en la densidad de organismos en función del tiempo de desarrollo de este fenómeno, como también un desplazamiento de ellos hacia el noroeste de la zona de estudio.

Ctenóforos

Son organismos planctónicos carnívoros de escasa diversidad en aguas templadas, de los cuales se ha registrado la presencia de sólo dos especies para aguas costeras y oceánicas de la costa chilena: *Pleurobrachia pileus* y *Beroe cucumis* (Fagetti y Fisher, 1964; Palma, 1971).

Estudios realizados sobre los ctenóforos de la costa de Valparaíso (Palma, 1971; Palma y Meruane, 1975), indican que *Pleurobrachia pileus* es el ctenóforo más abundante y frecuente en las muestras de plancton, mientras que *Beroe cucumis* es de aparición ocasional. *P. pileus* presentó una distribución temporal con dos máximos anuales de similar abundancia en primavera y verano, y mínimos el resto del año. Durante el período estival, se detectaron agregaciones de hasta 3.000 ind./1.000 m³, concentraciones que pueden afectar la sobrevivencia de huevos y larvas de otros organismos marinos. El análisis de tallas de *P. pileus* presentó una distribución unimodal centrada en los 5 mm, con valores comprendidos entre 2 y 21 mm de longitud, determinándose una correlación alta entre la longitud corporal y la temperatura superficial del mar ($r=0,81$), y nula con relación a la salinidad superficial ($r=0,01$); en consecuencia, los ejemplares de mayor tamaño se registraron a fines de primavera y verano, mientras que los menores se obtuvieron a fines de invierno. Su distribución geográfica en el área mostró una preferencia por las estaciones situadas sobre la plataforma continental, con una pobreza en el área oceánica.

Estudios efectuados en la zona de Valparaíso durante un ciclo anual (Palma, 1985), indican la presencia de *P. pileus* y *B. cucumis*, acompañadas de dos especies no registradas anteriormente para aguas chilenas, como *Mnemiopsis* sp. y *Beroe gracilis*. Cabe señalar que, en esta ocasión, *Mnemiopsis* sp. fue el ctenóforo más abundante en la zona muestreada. La distribución temporal de estos organismos presentó valores altos en primavera y verano, con un máximo anual registrado a fines de otoño. La mayor parte de los organismos se capturó en las aguas superficiales de la zona nerítica.

En el estudio de surgencia efectuado frente a punta Curaumilla (Fonseca *et al.*, 1988), se observó un incremento de ctenóforos asociados a la mayor intensidad del viento durante el proceso efectuado en primavera 1987, como también un desplazamiento de los organismos hacia el área oceánica.

Moluscos pterópodos

Fagetti y Fischer (1964), analizando el plancton de la Expedición "Marchile I", indican la distribución y abundancia de los moluscos pterópodos recolectados entre Coquimbo y Chiloé, señalando una escasa abundancia de estos organismos frente a la costa de Valparaíso. De los antecedentes bibliográficos existentes, se desprende que la fauna de pterópodos para aguas chilenas está compuesta por 21 especies.

Campos y Ramorino (1984) en sus análisis del plancton de la zona de Quintero, recolectado entre julio 1982 y enero 1984, determinaron la presencia de tres especies registradas anteriormente para aguas chilenas: *Creseis virgula f. virgula*, *Hyalocylis striata* y *Cavolinia* sp., agregando por primera vez para Chile la presencia de *Limacina trochiformis*, *Desmopterus pacificus* y *Peraclis apicifulva*. La distribución estacional presentó máximos de abundancia entre noviembre de 1982 y marzo de 1983, habiéndose capturado en una oportunidad la cantidad de 254.088 ind./1.000 m³. A pesar que *L. trochiformis* no había sido citada previamente para aguas chilenas, fue la especie más abundante del plancton, seguida de *Creseis virgula f. virgula*. La distribución vertical de los pterópodos mostró la mayor abundancia en la capa superficial, comprendida entre 0 y 50 m de profundidad.

Moluscos heterópodos

Los trabajos referentes a los heterópodos de

aguas chilenas son muy escasos. Así, los primeros registros se remontan a los trabajos de Fagetti (1958), y Fagetti y Fischer (1964), quienes citan para aguas chilenas la presencia de *Pterotrachea coronata* y *Firoloida desmaresti*. De éstas, *F. desmaresti* ha sido registrada frecuentemente en pescas periódicas superficiales efectuadas en la bahía de Valparaíso (Fagetti, 1958).

Posteriormente, Fagetti (1968), analizando el material colectado por la Expedición del R/V "Anton Bruun" Crucero 13, señaló la presencia de *Pterotrachea scutata* y *Cardiopoda richardi* para aguas oceánicas situadas frente a Valparaíso.

Recientemente, Campos y Ramorino (1984), frente a la costa de Quintero, encontraron únicamente la presencia de *Atlanta lesueuri*, con máxima abundancia entre diciembre 1982 y marzo 1983. A pesar que fue capturada en aguas epipelágicas de 0 a 200 m de profundidad, sus mayores densidades se registraron en el estrato superficial comprendido entre 0 y 25 m de profundidad.

Con relación al comportamiento de los moluscos pterópodos y heterópodos durante los procesos de surgencia, Fonseca et al. (1988) encontraron que estos organismos son muy sensibles a este tipo de procesos, detectándose un incremento de sus poblaciones así como un transporte de las mismas hacia el noroeste del área de estudio, en función del tiempo de desarrollo de estos fenómenos oceanográficos.

Quetognatos

Después de los copépodos, los quetognatos son los organismos más abundantes en las muestras de plancton. Su importancia en el ciclo alimenticio de diversas especies pelágicas, su amplia distribución geográfica y su utilidad como posibles indicadores de masas de agua, constituyen los incentivos principales para el estudio de estos organismos.

Los primeros registros de quetognatos para aguas de la zona de Valparaíso se remontan al estudio de Fagetti (1958), quien, basada en diversas muestras obtenidas esporádicamente en el área de Valparaíso, encontró que la mayor abundancia y frecuencia de quetognatos ocurrió en invierno y principios de primavera, disminuyendo progresivamente hasta casi desaparecer en verano. Las especies responsables de estos cambios estacionales fueron *Sagitta enflata*, *S. minima*, *S. serratodentata*, *S. lyra*, *S. bipunctata*, *Eukrohnia*

hamata, *Pterosagitta draco* y *Krohnitta subtilis*. La especie más abundante durante todo el año fue *Sagitta enflata*, seguida por *S. serratodentata* y *S. minima*. Años más tarde (Fagetti, 1968), agrega la presencia de *Sagitta bierii* para aguas de la zona de Valparaíso.

Posteriormente, Alcázar (1984), en muestras recolectadas frente a Quintero (1982-1984), indica que la mayor abundancia de quetognatos se registró en primavera y verano, confirmando para aguas de la región la presencia de *Sagitta enflata*, *S. bierii*, *S. minima*, *S. pacifica*, *Eukrohnia hamata*, *Krohnitta pacifica* y *K. subtilis*, ya registradas previamente para aguas chilenas por Fagetti (1958). De acuerdo a datos anteriores obtenidos en la zona, *S. enflata* y *S. bierii* fueron las especies más abundantes. Estos autores destacan la abundancia de *E. hamata* y *K. subtilis* entre junio y octubre 1983, cuando sus concentraciones fueron superiores a las de *S. bierii*, de ahí el interés de considerar con atención la presencia de estas especies en aguas de la zona. En particular de *Eukrohnia hamata*, cuya presencia en aguas superficiales puede estar asociada a procesos de afloramiento, dada su distribución mesopelágica en aguas templadas.

Por otra parte, Palma (1985) encontró las mismas especies citadas para la zona por Alcázar (1984), señalando también que *S. enflata* y *S. bierii* fueron las especies dominantes. Los máximos estacionales de abundancia se registraron en verano y otoño, cabe señalar que el máximo estival coincide con lo encontrado por Alcázar (1984), pero difiere de los máximos señalados por Fagetti (1958). Además se determinó una marcada preferencia de los quetognatos por las aguas neríticas, así como una distribución vertical definida, que mostró que la mayor cantidad de organismos fue determinada en las aguas superficiales comprendidas entre 0 y 50 m de profundidad.

Durante los procesos de surgencias estudiados frente a punta Curaumilla (Fonseca et al., 1988), se observó que a pesar de no registrarse un incremento notorio en la abundancia de quetognatos por efecto de los ascensos de agua, éstos experimentaron un transporte de sus poblaciones hacia el noroeste del área analizada.

Ostrácodos

La mayoría de los ostrácodos son bentónicos, salvo los Halocypriformes que son de vida

pelágica y que se distribuyen preferentemente en aguas profundas. Son más abundantes en aguas tropicales y subtropicales, quizás por su escasez en aguas templadas, la mayor parte de los antecedentes sobre ostrácodos de aguas chilenas se encuentran en los resultados de expediciones extranjeras.

No obstante lo anterior, existe un estudio más detallado sobre los ostrácodos planctónicos de la zona de Valparaíso efectuado por Mujica (1979), quien analiza taxonómica y ecológicamente los ejemplares recolectados entre mayo 1974 y junio 1975. En este estudio se identificaron 9 especies de ostrácodos, que fueron *Archiconchoecia striata*, *Halocypris brevisrostris*, *Orthoconchoecia haddonii*, *O. striola*, *Metaconchoecia rotundata*, *M. skogsbergi*, *Paraconchoecia caudata*, *Conchoecia magna* y *Conchoecetta giesbrechti*. Las especies más abundantes fueron *Metaconchoecia rotundata*, *Conchoecia magna* y *Conchoecetta giesbrechti*. La distribución temporal de los ostrácodos mostró dos períodos anuales de abundancia —otoño e invierno—, con mínimos en primavera y verano. Esta distribución temporal estuvo muy ligada a la distribución vertical de estos organismos en la zona, la cual presentó grandes diferencias de abundancia entre los estratos superficial (0-50 m) y profundo (50-100 m). En efecto, el 81% de los ejemplares se recolectó en el estrato profundo, por lo tanto la distribución estacional reflejó básicamente las fluctuaciones de los individuos capturados entre 50 y 100 m de profundidad; consecuentemente, los mayores valores de diversidad específica fueron obtenidos en ese mismo estrato. Cabe señalar que si se hubiera considerado únicamente los individuos recolectados en la capa superficial, los máximos de abundancia se habrían registrado en primavera y verano.

Con relación a la distribución longitudinal de estos organismos en la zona, se pudo determinar que la mayor cantidad de ejemplares se capturó en aguas oceánicas. Por otra parte, los valores más elevados de diversidad específica fueron determinados para las estaciones localizadas en la zona nerítica.

Durante un estudio de surgencia efectuado en la zona (Fonseca *et al.*, 1988), se detectó que en verano 1986 este proceso tuvo una marcada influencia sobre la abundancia de los ostrácodos, detectándose un notorio incremento de su abundancia en toda la zona costera.

Copépodos

Los copépodos constituyen sin lugar a dudas el grupo más abundante y diverso del zooplancton marino. De hecho, en el catastro de los copépodos marinos de aguas chilenas, Fagetti (1962) señala la presencia de 206 especies, de las cuales sólo nueve corresponden a la zona de Valparaíso: *Calanus chilensis*, *C. propingus*, *Calanoides patagoniensis*, *Eucalanus elongatus*, *Rhincalanus nasutus*, *Clausocalanus furcatus*, *Centropages brachiatus*, *Acartia tonsa* y *Sapphirina gemma*.

A pesar del importantísimo rol que cumplen estos organismos en la transferencia energética entre los productores primarios y consumidores secundarios, es preciso señalar la falta de estudios biológicos y ecológicos de este grupo en aguas de la zona, indudablemente uno de los factores que más parece influir en esta carencia, es la complejidad y diversidad específica, siendo un taxa poco atractivo para estudios de corta duración. Reflejo de esta carencia lo constituye el único antecedente concreto para aguas de la bahía de Valparaíso, que se encuentra en la nota de Yáñez (1958), quien señala la presencia de ejemplares machos y hembras de *Rhincalanus nasutus* en la época de primavera, agregando evidencias sobre su migración nictemeral, puesto que durante el día los organismos se encuentran debajo de los 40 ó 50 m de profundidad, mientras que durante la noche se ubican en aguas superficiales.

Recientemente, estudios efectuados por Fonseca *et al.* (1988) muestran que durante los procesos de surgencia analizados frente punta Curaumilla, se encontró en verano 1986 un mantenimiento de la abundancia a través del transcurso del evento, mientras que en primavera 1987 se registró en toda la zona costera una disminución de copépodos por efecto del ascenso de aguas frías a las capas superficiales.

Anfípodos

Los anfípodos planctónicos están representados por los anfípodos hipóridos, los cuales se caracterizan por su escasa abundancia en las colectas de plancton, lo cual contribuye más aún a la escasa información que se tiene de ellos en aguas chilenas.

Para aguas de la zona de Valparaíso, se cuenta con el trabajo de Meruane (1979), quien estudia taxonómica y ecológicamente los anfípodos recolectados durante un ciclo anual (mayo 1974-junio 1975). En este tra-

bajo se indica que la fauna de anfípodos en aguas de la región, está compuesta por las siguientes 14 especies: *Scina borealis*, *S. latifrons*, *Vibilia armata*, *Hyperia gaudichaudii*, *Hyperietta stephenseni*, *Lestrigonus schizogeneios*, *L. crucipes*, *Parathemisto gracilipes*, *Phronimopsis spinifera*, *Phronima sedentaria*, *Primno macropa*, *Eupronoe maculata*, *Tryphana malmi* y *Streetsia porcella*. De las cuales *Hyperietta stephenseni* es la especie más frecuente y abundante a través de todo el año. La distribución temporal de los anfípodos indica un máximo secundario en otoño, con un mínimo en invierno. El máximo de abundancia correspondiente al periodo estival, coincide con los valores más altos de diversidad específica, dado que concurre la mayor parte de las especies identificadas. Solamente los valores de temperatura superficial muestran una buena correlación con el ciclo estacional de abundancia.

Con relación a la distribución geográfica de los anfípodos en el área, se puede decir que la mayor parte de los ejemplares capturados se encontró en aguas neríticas. En cuanto a su distribución vertical, el 70% de los ejemplares se capturó en las aguas superficiales comprendidas entre 0 y 50 m de profundidad. Esta distribución demostró diferencias significativas entre la composición de ambos estratos, detectándose especies típicas de superficie y de profundidad, respectivamente.

De acuerdo al estudio de surgencia costera efectuado en la zona (Fonseca et al., 1988), no se pudo determinar la influencia de estos procesos sobre los anfípodos pelágicos, dada el escaso número de ejemplares capturados en los cruceros realizados.

Eufáusidos

Los eufáusidos constituyen uno de los grupos planctónicos que mayor atención ha recibido por su importancia en las cadenas tróficas marinas. Esto se refleja en que diversos organismos nectónicos, como peces y mamíferos, centran su alimentación en estos organismos, especialmente en aguas antárticas, donde incluso se realiza la explotación comercial de estos crustáceos.

Para la costa central del país, los únicos antecedentes disponibles se encuentran en el trabajo de Antezana (1970), quien analiza los eufáusidos recolectados en la Expedición "Marchile I", señalando la presencia de 14 especies entre Coquimbo y Chiloé, pero no indica cuáles son las especies presentes en

aguas de la zona de Valparaíso. En todo caso, parece indudable que la especie más abundante en aguas de esta zona es *Euphausia mucronata*, que es de particular interés oceanográfico por su endemismo en la corriente Perú-Chile, donde se presenta con bastante frecuencia y abundancia y formando densos enjambres, siendo también asociada a la capa subsuperficial de mínimo oxígeno y a áreas de surgencia costera (Antezana, 1981). Con relación a esta misma especie, Melo y Antezana (1980), basados en el análisis de ejemplares mantenidos en ambientes controlados y provenientes de muestras planctónicas de aguas de la región, establecen diferentes relaciones alométricas para estimar el crecimiento de *E. mucronata*, destinadas a facilitar la identificación de sus estados de desarrollo en las muestras de plancton.

Salpas

Las salpas son organismos herbívoros de gran capacidad de filtración, que tienen la particularidad de presentarse formando densas agregaciones en extensas áreas marinas, especialmente en aguas oceánicas.

Los datos disponibles para la zona provienen del trabajo de Fagetti (1959), quien en su estudio sobre las salpas de las costas norte y central de Chile, analiza una serie de muestras planctónicas obtenidas frente a la bahía de Valparaíso. En ellas encontró la presencia de *Thalia democratica*, *Pegea confoederata* e *Ilheia magalhanica*, de las cuales *T. democratica* fue la especie más común y abundante, siendo recolectada durante todo el año, especialmente a fines de primavera y de otoño, periodos en que se detecta la mayor proliferación de fitoplancton en esta zona.

En el estudio de un ciclo anual de plancton en la zona (mayo 1974-junio 1975), Palma (1985) encontró sólo la presencia de *Thalia democratica* y *Pegea confoederata*. *P. confoederata* se recolectó abundantemente en una sola muestra a principios de diciembre, mientras que *T. democratica* se presentó con bastante frecuencia y abundancia desde principios de primavera a mediados de verano, alcanzando a principios de diciembre una densidad media de casi 400 individuos/m³, estando ausente del plancton todo el resto del año. Al igual que la mayor parte de los organismos zooplanctónicos estudiados en aguas de la zona, esta especie se distribuyó fundamentalmente en las aguas superficiales comprendidas entre 0 y 50 m de profundidad. Sin em-

bargo, al considerar su distribución geográfica en esta área, se la encontró principalmente en las estaciones oceánicas.

A pesar de todos los antecedentes expuestos, durante el estudio de dos eventos de surgencia efectuados en verano 1986 y primavera 1987 frente a punta Curaumilla (Fonseca *et al.*, 1988), la presencia de salpas fue registrada en una sola ocasión y con escaso número de ejemplares.

Ictioplancton

El conocimiento del ictioplancton de aguas chilenas comprende los estudios realizados en ambientes controlados destinados a conocer el ciclo vital de las primeras etapas de vida en el desarrollo de los peces, así como en el comportamiento de sus larvas planctónicas en aguas oceánicas.

En la actualidad, mediante estudios sistemáticos efectuados en ambientes controlados, se ha logrado conocer y caracterizar morfológicamente las distintas fases del desarrollo embrionario y larval de las especies de peces más frecuentes en aguas de la zona de Valparaíso (Tabla 2).

Los estudios en condiciones de laboratorio han permitido también conocer algunos aspectos fisiológicos de las larvas de peces, como es el caso de la determinación de incidencia alimentaria, régimen alimenticio y tasa de evacuación intestinal de las larvas de *Sardinops sagax*, cuyos resultados muestran una incidencia alimentaria bastante elevada, que alcanza al 84% después del mediodía, así como la ingestión preferente de huevos de

invertebrados, dinoflagelados tecados y nauplios de crustáceos (Herrera y Balbontín, 1983).

Entre los estudios destinados a conocer la presencia y distribución del ictioplancton en aguas de la zona, está el trabajo de Palma (1976), quien, analizando el meroplancton recolectado entre diciembre 1969 y noviembre 1970, encontró que la mayor abundancia de huevos y larvas de peces se encontró entre julio y septiembre, con mínimos en verano y otoño, con una distribución preferencial por la zona nerítica. Además, determinó que la mayor intensidad del desove de *Engraulis ringens* en la zona, se registró en julio y agosto en las estaciones más pegadas a la costa.

Por otra parte, Balbontín y Orellana (1984), basados en el ictioplancton recolectado entre julio 1982 y enero 1984, identificaron la presencia de 36 especies de peces. La mayor abundancia se encontró en la estación más costera, con un predominio de larvas de *Sardinops sagax*, *Engraulis ringens* y *Merluccius gayi*, mientras que en la estación oceánica se encontró un predominio de las especies mencionadas, acompañadas de manera importante por larvas de *Stomiidae* y *Myctophidae*, particularmente de *Hygophum bruuni*, lo cual determinó una mayor diversidad de especies en la estación oceánica. En relación a la distribución vertical del ictioplancton, constataron que el mayor porcentaje de huevos y larvas se capturó en los primeros 50 m de profundidad.

En base al estudio de procesos de surgencia en la zona (Fonseca *et al.*, 1988), se obser-

Tabla 2
Desarrollo embrionario y larval de los peces más frecuentes en aguas de la zona, con su correspondiente referencia bibliográfica

Especies	Referencias bibliográficas
<i>Prolatilus jugularis</i>	Fischer, 1958a
<i>Engraulis ringens</i>	Fischer, 1958a; Orellana y Balbontín, 1983
<i>Merluccius gayi</i>	Fischer, 1959
<i>Hypsoblennius sordidus</i>	Balbontín y Pérez, 1979
<i>Normanichtys crockeri</i>	Balbontín y Pérez, 1980
<i>Tripterygion chilensis</i>	Pérez, 1979
<i>Sicyases sanguineus</i>	Pérez, 1981
<i>Gobiesox marmoratus</i>	Pérez, 1981
<i>Hygophum bruuni</i>	Balbontín y Orellana, 1983
<i>Ethmidium maculata</i>	Orellana y Balbontín, 1983
<i>Clupea (Strangomera) bentincki</i>	Orellana y Balbontín, 1983
<i>Sardinops sagax musica</i>	Orellana y Balbontín, 1983

vó tanto en verano 1986 como octubre 1987, un decremento de huevos y larvas hacia fines de ambos procesos, mostrando una sensibilidad al descenso de las temperaturas superficiales. Sin embargo, cabe destacar que en ambas ocasiones, el día de viento más intenso produjo un aumento de la densidad del ictioplancton en el área costera.

Larvas de crustáceos decápodos

Al igual que en el caso del ictioplancton, el estudio de las larvas de decápodos se ha orientado, en primer lugar, al conocimiento del desarrollo larval de los decápodos en condiciones de laboratorio, destinado a identificar los distintos estados larvarios presentes en las muestras de plancton y, en segundo lugar, al estudio de la presencia y distribución de larvas en aguas de la zona de Valparaíso.

Los estudios referidos al desarrollo larval de los crustáceos decápodos más comunes en aguas de la zona, son los siguientes: *Cyclograpsus cinereus* (Costlow y Fagetti, 1967); *Homalaspis plana* (Fagetti, 1970); *Acanthocycclus gayi* (Fagetti y Campodónico, 1970); *Pleuroncodes monodon* (Fagetti y Campodónico, 1971a), *Taliepus dentatus* (Fagetti y Campodónico, 1971b); *Libidoclea granaria* (Fagetti, 1969a) y *Pisoides edwardsi* (Fagetti, 1969b).

En lo que concierne a la distribución temporal y espacial de larvas crustáceos decápodos, Palma (1976) determinó la distribución estacional con un máximo anual en primavera, centrado en octubre, y dos máximos de menor importancia en verano e invierno, registrándose en otoño el mínimo anual. El máximo primaveral fue debido a la presencia de larvas de *Brachyura*, *Calhanassidae*, *Paguridae* y *Galatheididae*. Por otra parte, la mayor abundancia larvaria se registró en la zona nerítica, por las mayores disponibilidades alimenticias existentes en esta época del año. Esta preferencia de las larvas por el área costera, fue similar a lo detectado para el ictioplancton en este mismo estudio.

Posteriormente, Palma (1980), analizando el meroplancton de decápodos recolectados durante un ciclo anual efectuado entre mayo 1974 y junio 1975, señala la presencia de larvas durante el año, indicando nuevamente un máximo anual en primavera, centrado en octubre, donde se capturó la mayor *Hippidae*, *Galatheididae* y *Paguridae*, es decir, casi los mismos grupos responsables del máximo primaveral registrado en 1969-1970 (Palma,

1976). La mayor parte de los organismos se registró en la zona nerítica cercana a punta Curaumilla, con una disminución hacia el área oceánica. En lo que concierne a la distribución vertical de las larvas, se detectó que la mayor abundancia se registró en la capa superficial comprendida entre 0 y 50 m de profundidad.

En el análisis de eventos de surgencia en la zona (Fonseca et al., 1988), se obtuvo resultados contradictorios, puesto que en verano 1986 se observó un incremento de larvas de crustáceos con el desarrollo del proceso, mientras que en octubre 1987 se observó una caída en la densidad de larvas como resultado del ascenso de aguas frías en el área costera.

CARACTERIZACION GENERAL DE LA ZONA

Las aguas superficiales de la bahía de Valparaíso y áreas adyacentes se caracterizan, en general, por corresponder a una zona de transición entre un régimen subantártico y uno subtropical, con predominancia del primero. Son aguas templadas de salinidades relativamente bajas, bien oxigenadas y con cierta pobreza en sales nutrientes. Bajo éstas, las aguas son de características ecuatoriales subsuperficiales con salinidades más altas, bajo contenido de oxígeno y alta concentración de micronutrientes. En las aguas intermedias, que son de origen antártico, se produce una disminución relativa en la salinidad y en la concentración de los micronutrientes, y un aumento en el contenido de oxígeno disuelto. Las aguas más profundas son, a su vez, nuevamente más salinas, menos oxigenadas y más ricas en sales nutrientes.

Los vientos del segundo y tercer cuadrante, especialmente los del SW que son predominantes, junto con la orientación norte-sur de la costa, favorecen la ocurrencia de procesos de surgencia, los que provocan en la zona costera el ascenso de las aguas subsuperficiales frías, ricas en micronutrientes, pero pobres en oxígeno disuelto. Como la surgencia es un proceso que ocurre en forma temporal y aperiódica, provocado principalmente por el viento, ésta se puede producir en cualquier época del año. Sin embargo, el período más favorable, debido a la mayor frecuencia de los vientos del S y SW, es el de primavera-verano. Por otra parte, el hundimiento de las aguas costeras, debido a la acción de los vientos del norte y los procesos de surgencia, son

los causantes de la gran variabilidad en las distribuciones espaciales y temporales de las características hidrológicas en la zona.

Las lluvias se concentran en el período invernal, con una marcada variabilidad interanual. El aumento del caudal de esteros, río Aconcagua y el escurrimiento costero, consecuencia de estas lluvias, como asimismo los deshielos cordilleranos que aumentan considerablemente el caudal del río en la época estival, diluyen la salinidad superficial de la bahía y zonas adyacentes. En períodos de deshielo se han registrado también importantes aumentos en las concentraciones de nitratos y silicatos en las aguas próximas a la desembocadura del Aconcagua.

En la zona externa de la bahía y en especial frente a punta Curaumilla, la circulación del agua está compuesta por dos flujos: uno superficial hacia el norte, poco profundo y lento, y otro subsuperficial, más rápido, hacia el sur. Ambas son el resultado de eventos de surgencia en esta zona.

La circulación del interior de la bahía se ajusta a un modelo rotatorio en que las aguas circulan de norte a sur, en la cercanía de la costa, y de sur a norte, por la boca de ella. Simultáneamente la circulación presenta componentes de tipo inercial, debido a la acción pulsante de los vientos. Además, las mareas contribuyen a la variabilidad de las corrientes de la bahía en la banda semidiurna del espectro de frecuencia.

La bahía de Valparaíso, debido a su latitud, está sujeta a cambios anuales de radiación solar, lo que se refleja en un ciclo anual de temperatura tanto en el aire como en el agua de la capa superficial del mar. En el verano se registran altas temperaturas y la formación de una termoclina, produciéndose un aumento de la estabilidad vertical y una disminución de la profundidad de la capa de mezcla. En invierno bajan las temperaturas superficiales y desaparece la termoclina estacional, dando paso a una estructura vertical casi homotermal y de baja estabilidad, produciéndose al mismo tiempo un aumento en profundidad de la capa de mezcla.

El régimen térmico de la bahía influye notoriamente sobre el ciclo anual del plancton, el cual se caracteriza por la presencia de un máximo de abundancia en primavera-verano y principios de otoño, y un mínimo a fines de otoño y durante el invierno. La proliferación del período primavera-verano está sustentada por diatomeas pequeñas, con al-

tas tasas de división y fuertes requerimientos nutricionales, correspondiente a especies r-estrategas, tales como: *Detonula pumila*, *Skeletonema costatum*, *Leptocylindrus danicus* y especies pequeñas del género *Chaetoceros* (*C. debilis*, *C. compressus*, *C. socialis*, *C. constrictus* y *C. radicans*).

El máximo anual se mantiene con varios pulsos mayores, debido al incremento de nutrientes aportados por procesos de surgencia que se manifiestan frecuentemente en la zona frente a punta Curaumilla y península Los Molles (Quintero), principalmente. Asociada a estas proliferaciones de diatomeas aparecen en el plancton diversos filtradores que aprovechan la oferta alimenticia, tales como: copépodos, apendicularias, salpas (particularmente *Thalia democratica*) y una gran diversidad de larvas de crustáceos decápodos, moluscos y peces.

En verano, la estratificación de la columna de agua se ve interrumpida frecuentemente por vientos del SW que destruyen la termoclina en la zona costera. Durante los períodos de estratificación más prolongada, se reduce drásticamente la disponibilidad de nutrientes provocando una caída en la abundancia de fitoplancton y la aparición de diatomeas de gran tamaño como *Chaetoceros lorenzianus*, *C. pelagica* y *Biddulphia longicruris*, asociada de una alta frecuencia de dinoflagelados, entre las que destacan *Ceratium tripos*, *C. furca*, *C. azoricum*, *Diplopsalis lenticula*, *Protoperidinium pellucidum* y *P. oceanicum*.

En el período de verano hacen su aparición diversos organismos del macrozooplancton carnívoro, como medusas, sifonóforos, ctenóforos y quetognatos, de las cuales algunas especies pueden aparecer formando densas agregaciones, como *Pleurobrachia pileus*, *Muggiaea atlantica*, *Phialidium* spp. y *Sagitta enflata*, que se nutren principalmente de distintos estadios de desarrollo de copépodos y larvas de diversos invertebrados que abundan en la zona en dicha época del año.

A principios de otoño, cuando la temperatura del agua es aún elevada, el mar está calmo, hay largos períodos de insolación y la columna de agua se mantiene estable, pueden ocurrir fenómenos de marea roja producidos por *Prorocentrum micans*, *P. gracile* y *Scrippsiella trochoidea*, o *Mesodinium rubrum*, los que afectan las aguas de la bahía desde pocos días hasta algunas semanas.

A fines de otoño e invierno se produce el mínimo anual en la abundancia de plancton,

pues aunque existe una disponibilidad relativa de nutrientes, se registra un período de baja insolación y cuasi homotermia vertical ya mencionada, que disminuye la estabilidad de la columna de agua con el consiguiente aumento de la profundidad de la capa de mezcla que excede la zona eufótica, causando una caída en la abundancia de las poblaciones de fito y zooplancton en la zona.

ALGUNAS PERSPECTIVAS DE DESARROLLO

Investigaciones oceanográficas físicas y químicas

Del análisis de la información efectuado anteriormente, se puede deducir que la mayor parte del trabajo oceanográfico físico y químico realizado en la bahía de Valparaíso ha sido del tipo descriptivo. Indudablemente estas investigaciones corresponden a una fase fundamental del conocimiento y aún resta por continuarlo en algunas áreas deficitarias, como ser contaminación, sedimentación, transporte litoral, circulación costera, olas, etcétera.

Las series de tiempo, que son fundamentales para el estudio de la variabilidad de largo período y que permiten estudiar los cambios en el clima meteorológico y oceánico, deben ser continuadas sin interrupciones. Mediante ellas se pueden conocer y cuantificar fenómenos anómalos de corta y mediana duración, como las mareas rojas, el fenómeno "El Niño", ciclos de períodos cálidos y fríos, variaciones en el nivel del mar, y otros, los que además de ser importantes por sí mismos, son útiles en la comprensión de las variaciones que puede experimentar la biota del área.

El estudio de la contaminación urbana, industrial y aquella causada por el transporte y uso del petróleo, debe ser continuada en forma permanente, mediante un sistema de monitoreo adecuado.

Un estudio más completo sobre la circulación es necesario para conocer el tiempo de residencia del agua en la zona bajo diferentes condiciones tanto de viento como de mareas y brava de mar, a fin de establecer los modelos necesarios para predecir su comportamiento.

El conocimiento de la circulación permitirá también evaluar el real impacto de la contaminación, ya que ella posibilitará la estimación del tiempo de residencia de los contami-

nantes, como asimismo de la efectividad de su dispersión por mecanismos naturales.

El proceso productivo del área en sus niveles tróficos primarios debe ser estudiado más a fondo, a fin de establecer la interrelación entre elementos micronutrientes y la productividad primaria del área. Es evidente que los fenómenos de surgencia tienen un efecto fertilizador, pero aún no se ha cuantificado su real influencia ni se ha establecido si los micronutrientes llegan a ser limitantes para la productividad del área.

La surgencia es uno de los procesos que ha sido estudiado con mayor intensidad en la zona de la bahía de Valparaíso. Sin embargo, aún no se ha establecido en forma definitiva si el mecanismo propuesto por algunos autores es el único que gobierna el sistema o si hay otras alternativas. En este fenómeno aún resta por efectuar mucho trabajo, especialmente en lo referente a circulación tanto horizontal como vertical y su efecto en la estabilidad de la columna de agua en la zona costera.

El efecto de río Aconcagua, esteros y escurrimiento costero requiere de una mayor evaluación tanto en lo que es su aporte de agua dulce como de sedimentos, contaminantes y sustancias disueltas. El estero Marga-Marga es una fuente con alta carga de materia orgánica y agua anóxicas y, ocasionalmente, sulfurosas, el que durante los períodos de apertura de la barra por mecanismos naturales o antropogénicos vierte su contenido a la bahía. Su efecto debe ser cuantificado. A su vez, el río Aconcagua, durante los períodos de deshielo, provoca una notoria dilución de las aguas de la bahía y transporta compuestos fertilizantes y controladores de plagas utilizados en la agricultura. Su efecto sobre la zona costera es poco conocido y debe ser estudiado.

Investigaciones planctológicas

De los antecedentes expuestos se puede observar que la mayor parte de los estudios realizados en fito y zooplancton corresponden a una fase descriptiva del ecosistema, es decir, nos indican cuáles son los componentes de los primeros niveles tróficos, cuáles son las especies dominantes de cada grupo y cuál es su distribución espacio-temporal.

Sin embargo, existe un paso fundamental a dilucidar sobre el cual poco o nada se ha avanzado, como es el funcionamiento y dinámica del ecosistema, es decir, a qué velocidad ocurren los distintos procesos biooceanográ-

ficos, cómo interactúan los diferentes organismos en el ecosistema, con qué velocidad ocurren sus procesos biológicos y ecológicos, así como la influencia del ambiente sobre estos procesos.

En este campo de acción, se puede identificar una serie de interrogantes a resolver en los estudios futuros del plancton en la zona.

En general, se ha puesto poco énfasis en la necesidad de efectuar estudios sobre las fluctuaciones del plancton a microescala espacio-temporal, de los cuales pueden surgir interesantes elementos para aclarar factores y fenómenos ignorados en la regulación de las poblaciones planctónicas, particularmente de la dinámica de la sucesión, que en el caso de fitoplancton son de particular interés por sus efectos sobre la producción primaria.

Si bien es cierto que las últimas investigaciones ecológicas han incorporado variables meteorológicas e hidrológicas, intentando establecer relaciones más precisas entre las variaciones del plancton y el ambiente, es preciso insistir en esta tendencia, propiciando trabajos interdisciplinarios y mejorando las técnicas de obtención de información sobre el ambiente en las áreas de estudio.

Una buena base informativa acerca de las fluctuaciones espacio-temporales del plancton en la zona, debiera dar lugar a la obtención de series de tiempo que permitan conocer y estimar la tasa de cambio de la estructura de las comunidades planctónicas, para la formulación de modelos conceptuales que constituyan el punto de partida de modelos matemáticos que sinteticen la información y generen hipótesis que orienten las futuras investigaciones en esta zona. En tal sentido, para facilitar las investigaciones futuras sobre el fitoplancton de la bahía de Valparaíso, se ha desarrollado, a partir de 1985, una Unidad de Programas (Software) en BASIC Avanzado, concatenados para el almacenamiento, búsqueda y cálculo de información fitoplanctónica reunida desde 1983 a la fecha (Avaria y Lillo, 1988). Por otra parte, desde 1986 a la fecha se encuentra en desarrollo un programa permanente de vigilancia biooceanográfica en la bahía. El programa incluye colectas semanales de red y de agua para análisis cuali y cuantitativo del fitoplancton, en dos estaciones fijas situadas a 1 y 5 millas de la costa frente a la playa Reñaca, conservándose la situación de la estación más costera, donde se han obtenido muestras de fitoplancton desde 1963. Este programa permitirá también incrementar la valiosa colec-

ción de datos, reunida durante 25 años, para realizar estudios de series de tiempo.

También deben estimularse los esfuerzos para integrar información dispersa y fragmentaria en modelos que representen la realidad con un alto grado de aproximación, o cuando menos, detecten aquellos aspectos que todavía es necesario profundizar.

Las relaciones trofodinámicas de las comunidades planctónicas es otro aspecto que requiere especial atención, debiéndose efectuar trabajos de laboratorio tendientes a estimar los efectos de la predación, otorgándole importancia a la acción del zooplancton herbívoro y carnívoro, ictioplancton y peces planctófagos de alta incidencia ecológica. Tales estudios deben estar dirigidos fundamentalmente a determinar, entre otros, los efectos de la presión selectiva de la predación, tasas de ingestión, eficiencia y transferencia energética.

Las proliferaciones fitoplanctónicas encierran aún muchas interrogantes desde el punto de vista de los factores que determinan la estructura de las comunidades y su carácter casi monoespecífico. Asimismo, esfuerzos de esta naturaleza deben estar vinculados a la solución de problemas de competencia, efectos de metabolitos externos, habilidad para aprovechar las condiciones favorables de algunas especies, y la interpretación funcional de muchos caracteres morfológicos de las células y colonias. En este mismo sentido, la complementación de estudios de campo con técnicas de cultivo es indispensable para acercarse a una cabal comprensión de los mecanismos que inciden en el origen y dinámica de los fenómenos de marea roja que afectan nuestro litoral.

En cuanto a la interrelación fitozooplancton, el desarrollo de metodologías adecuadas de muestreo simultáneo, que consideren las migraciones nictemerales y la distribución agrupada, permitirán iniciar esfuerzos que pueden arrojar nuevos elementos para comprender mejor la dinámica de ambos grupos en el ecosistema marino.

Otro de los aspectos que merece especial atención en el futuro, es la realización de investigaciones en el campo de la fisiología, que posibiliten una mejor comprensión de los factores abióticos que regulan el crecimiento de las poblaciones y los mecanismos a través de los cuales éstos se manifiestan. Simultáneamente, es necesario asumir el estudio de las adaptaciones al ambiente y las es-

trategias evolutivas de las especies de mayor significancia en hábitat determinados.

Prácticamente no se han hecho estudios de productividad primaria en la bahía de Valparaíso, salvo algunas determinaciones aisladas, sin continuidad en el tiempo, utilizando la técnica del carbono 14. Esta técnica da resultados que discrepan de otros métodos de evaluación cuando los nutrientes son limitados, la intensidad luminosa superior a la saturación, y las bacterias y materia orgánica en solución son muy abundantes. Tomando en consideración estos aspectos, se deberían iniciar determinaciones de productividad primaria, teniendo en cuenta especialmente la función de las fracciones de distinto tamaño de los productores primarios planctónicos, con especial énfasis del papel que juegan los elementos del nanoplancton y del picoplancton. Por otra parte, es importante conocer la disponibilidad de la producción primaria neta para la trama alimentaria y sus flujos hacia los niveles tróficos superiores. Asimismo, el consumo selectivo que hace el zooplancton del fitoplancton, la sucesión de poblaciones y los factores que determinan la composición de especies de una comunidad son elementos básicos para comprender las funciones de la producción primaria en los ecosistemas.

La acción futura en los casos que ha logrado reunirse una base de datos suficientes, debería dirigirse a efectuar esfuerzos de síntesis, más que a la suma inorgánica de nuevos estudios descriptivos, que pueden llegar a constituir verdaderas repeticiones con la consiguiente pérdida de recursos y esfuerzos.

Todo lo anterior, supone el trabajo conjunto de biólogos marinos, oceanógrafos, matemáticos y programadores, frente al cual es preciso reconocer y emprender, en el corto plazo, una acción de acercamiento y de forjamiento de las condiciones mismas para un intercambio y cooperación que rendirá sus frutos en el mediano plazo.

Finalmente, en la revisión se ha detectado la necesidad de utilizar nuevas técnicas que permitan clasificar, comprimir y resumir la información obtenida. En tal sentido, la incorporación de técnicas estadísticas apropiadas favorecerá la cuantificación de los fenómenos observados y posibilitará la confirmación de numerosas estimaciones que requieren de una sustentación de esta índole. Especial relevancia alcanza lo expuesto cuando se

trata de establecer relaciones entre variables físicas, químicas y biológicas, que en ocasiones aparecen a primera vista un tanto subjetivas.

Los distintos aspectos mencionados deberían conducir a una comprensión de los procesos que ocurren en los ecosistemas costeros, que constituyen la principal zona de interacción entre los procesos oceánicos naturales (surgencias, "El Niño", mareas rojas) y aquellos derivados de la actividad humana en la zona costera, como aquellos relacionados con la extracción de recursos, transporte marítimo, evacuación de desechos y actividades recreativas. Tal conocimiento debe llevar a una futura predicción que permita conocer los efectos a corto, mediano y largo plazo de las perturbaciones a que es sometido el ecosistema, cualquiera sea la naturaleza de éstas.

LITERATURA CITADA

- ALARCÓN, E. y J. PINEDA. 1969. Descripción oceanográfica estacional de las aguas frente a Valparaíso. *Boletín Científico, Instituto de Fomento Pesquero, Chile, 11*: 31 pp.
- ALCÁZAR, F. 1984. Quetognatos. En: Vigilancia de variaciones climatológicas y biooceanográficas en la zona de Quintero, Chile (32°45'S), en relación al fenómeno "El Niño". Informe Final (L. Ramorino M., Coordinador). Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 473 pp.
- ALDAYUZ, R. y R. MONTANER. 1973. Levantamiento hidrográfico de corrientes marinas, bahía de Valparaíso, sector muelle población Vergara. Manuscrito no publicado.
- ALVIAL, A. y S. AVARIA. 1981. Proliferación de primavera del fitoplancton en la bahía de Valparaíso. I. Condiciones meteorológicas y oceanográficas. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 17*(2): 197-227.
- ALVIAL, A. y S. AVARIA. 1982. Proliferación de primavera del fitoplancton en la bahía de Valparaíso. II. Dinámica de las comunidades. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso 18*(1): 1-52.
- ANTEZANA, T. 1970. Eufáusidos de la costa de Chile. Su rol en la economía del mar. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14*(2): 19-27.
- ANTEZANA, T. 1981. Zoogeography of Euphausiids of the South Eastern Pacific Ocean. *Mem. Seminario Indicadores Biológicos del Plancton, UNESCO, 5*: 23.
- AVARIA, S. 1965. Diatomeas y silicoflagelados de la bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso 12*(1): 61-119.
- AVARIA, S. 1970. Observación de un fenómeno de marea roja en la bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14*(1): 1-5.
- AVARIA, S. 1971. Variaciones mensuales cualitativas del fitoplancton de la bahía de Valparaíso de julio 1963 a julio de 1966. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14*(3): 15-43.
- AVARIA, S. 1975. Estudios de ecología fitoplanctónica en la bahía de Valparaíso. II. Fitoplancton 1970-71. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 15*(2): 131-148.

- AVARIA, S. 1976. Marea Roja en la costa central de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 16(1): 95-111.
- AVARIA, S. y P. MUÑOZ. 1984. Fitoplancton. En: Vigilancia de variaciones climatológicas y biooceanográficas en la zona de Quintero, Chile (32° 45'S), en relación al fenómeno "El Niño". Informe Final (L. Ramorino M., Coordinador). Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 473 pp.
- AVARIA, S. y A. ALVIAL. 1985. La investigación ecológica del fitoplancton marino de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso 21: 61-106.
- AVARIA, S. y P. MUÑOZ. 1982. Producción actual, biomasa y composición específica del fitoplancton de la bahía de Valparaíso en 1979. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 18(2): 129-157.
- AVARIA, S. y P. MUÑOZ. 1986. Estudios sobre el fitoplancton marino del norte de Chile colectado por la Expedición MAR-CHILE XVI-ERFEN VII. Informe Final presentado al CONA, abril 1986, 27 pp., 39 figs., 5 tablas.
- AVARIA, S. y P. MUÑOZ. 1987. Effects of "El Niño" 1982-1983 on the marine phytoplankton of northern Chile. J. Geophys. Res. 91(C 13): 14369-14382.
- AVARIA, S. y E. ORELLANA. 1975. Estudios de ecología fitoplanctónica en la bahía de Valparaíso. III. Fitoplancton 1972-73. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 15(3): 207-226.
- AVARIA, S. y G. LILLO. 1988. Unidad de Programas en Básic para el almacenamiento, búsqueda y cálculo de la información sobre fitoplancton marino de Chile analizado en el Instituto de Oceanología. Publicaciones Ocasionales, Instituto de Oceanología 4: 1-73.
- AVARIA, S., P. MUÑOZ y M. BRAUN. 1988. El fitoplancton frente a península Los Molles, Valparaíso, Chile (32° 45'S), y su relación con "El Niño" 1982-1983. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 24(1): 1-35.
- BALBONTÍN, F. y M. GARRETÓN. 1977. Desove y primeras fases de desarrollo de la sardina española, *Sardinops sagax musica*, en Valparaíso. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 16(2): 171-181.
- BALBONTÍN, F. y M.C. ORELLANA. 1983. Descripción de las larvas del pez linterna *Hygophum bruuni* del área de Valparaíso, Chile (Pisces: Myctophidae). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 19(2): 205-216.
- BALBONTÍN, F. y R. PÉREZ. 1979. Modalidad de postura, huevos y estados larvales de *Hysoblennius sordidus* (Bennett) en la bahía de Valparaíso (Blenniidae: Perciformes). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 16(3): 311-318.
- BALBONTÍN, F. y R. PÉREZ. 1980. Descripción de los estados larvales de *Normanichthys crockeri* Clark (Perciformes: Normanichthyidae) del área de Valparaíso, Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 17(1): 81-95.
- BALBONTÍN, F. y M.C. ORELLANA. 1984. Ictioplancton. En: Vigilancia de variaciones climatológicas y biooceanográficas en la zona de Quintero, Chile (32°45'S), en relación al fenómeno "El Niño". Informe Final (L. Ramorino M., Coordinador). Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 473 pp.
- BRANDHORST, W. 1959. Factores oceanográficos que influyen en la pesca de la merluza. Agricultura y Ganadería, Santiago, 5: 18-19.
- BRANDHORST, W. 1963. Descripción de las condiciones oceanográficas en las aguas costeras entre Valparaíso y el golfo de Arauco, con especial referencia al contenido de oxígeno y su relación con la pesca (resultados de la Expedición AGRIMAR). Ministerio de Agricultura, Dirección de Agricultura y Pesca, Santiago, Chile, 55 pp.
- BRANDHORST, W. 1971. Condiciones oceanográficas estivales frente a la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14(3): 45-84.
- CAMPOS, B. y L. RAMORINO. 1984. Moluscos. En: Vigilancia de variaciones climatológicas y biooceanográficas en la zona de Quintero, Chile (32°45'S), en relación al fenómeno "El Niño". Informe Final (L. Ramorino M., Coordinador). Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 473 pp.
- COMISIÓN KRAUSS. 1903. Mediciones de corrientes con flotadores de superficie, sector comprendido entre punta Gruesa y punta Angeles. Manuscrito no publicado.
- COSTLOW, J. and E. FAGETTI. 1967. The larval development of the crab, *Cyclograpsus cinereus* Dana, under laboratory conditions. Pacific Sci., 21(2): 166-177.
- CRADDOCK, J.E. and G.W. MEAD. 1970. Midwater Fishes from the Eastern South Pacific Ocean. Anton Bruun Report N° 3, contribution N° 2109, W.H.O.I. Woods Hole, Massachusetts, 46 pp.
- DE GREGORI, I., D. DELGADO, H. PINOCHET y N. SILVA. 1983. Relación entre algunos metales pesados con nutrientes en agua de mar. Bol. Soc. Chil. de Química. 27(11):123-125.
- FAGETTI, E. 1958a. Investigaciones sobre quetognatos colectados especialmente frente a la costa central y norte de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 8: 25-82.
- FAGETTI, E. 1958b. Dos especies de moluscos planctónicos (Heteropoda) encontrados frente a la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 8: 143-148.
- FAGETTI, E. 1959. Salpas colectadas frente a las costas central y norte de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 9: 201-228.
- FAGETTI, E. 1962. Catálogo de los copépodos planctónicos chilenos. Gayana, Zool., 4: 1-59.
- FAGETTI, E. 1968a. Quetognatos de la Expedición MAR-CHILE I con observaciones acerca del posible valor de algunas especies como indicadores de las masas de agua frente a Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 13(2): 85-171.
- FAGETTI, E. 1968b. Nueva localidad para dos especies de moluscos heterópodos, *Pterotrachea scutata* Gegenbaur 1855 y *Cardiapoda richardi* Vayssiere 1904, encontrados por primera vez en el Pacífico Sur Oriental frente a Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 13(3): 287-291.
- FAGETTI, E. 1969a. Larval development of the spider crab *Pisoides edwardsi* (Decapoda, Brachyura) under laboratory conditions. Mar. Biol., 4(2): 160-168.
- FAGETTI, E. 1969b. The larval development of the spider crab *Libidoclea granaria* H. Milne-Edwards and Lucas under laboratory conditions (Decapoda, Brachyura: Majidae, Pisinae). Crustaceana, 17(2): 131-140.
- FAGETTI, E. 1970. Desarrollo larval en el laboratorio de *Homalaspis plana* (Milne-Edwards). (Crustacea Brachyura: Xanthidae). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14(2): 29-49.
- FAGETTI, E. 1972. Bathymetric distribution of chaetognaths in the South Eastern Pacific Ocean. Mar. Biol., 17: 7-29.
- FAGETTI, E. 1973. Medusas de aguas chilenas. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 15(1): 31-75.
- FAGETTI, E. e I. CAMPODÓNICO. 1970. Desarrollo larval en el laboratorio de *Acanthocyclus gayi* Milne-Edwards et Lucas. (Crustacea Brachyura: Atelecyclidae, Acanthocyclinae). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 14(2): 63-78.
- FAGETTI, E. and I. CAMPODÓNICO. 1971a. Larval deve-

- lopment of the red crab *Pleuroncodes monodon* (Decapoda Anomura: Galatheididae) under laboratory conditions. *Mar. Biol.*, 8(1): 70-81.
- FAGETTI, E. e I. CAMPODÓNICO. 1971b. Desarrollo larval en el laboratorio de *Taliepus dentatus* (Milne-Edwards) (Crustacea Brachyura: Majidae, Acanthonychinae). *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 14(3): 1-14.
- FAGETTI, E. y W. FISCHER. 1964. Resultados cuantitativos del zooplancton colectado frente a la costa chilena por la Expedición "Marchile I". Montemar, 4: 137-200.
- FISCHER, W. 1958a. Primeras fases del desarrollo del blanquillo (*Prolatilus jugularis*). *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 8(1-3): 3-24.
- FISCHER, W. 1958b. Huevos, crías y primeras prelarvas de la anchoveta (*Engraulis ringens*) Jenyns. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 8(1-3): 11-124.
- FISCHER, W. 1959. Huevos, crías y prelarvas de la merluza (*Merluccius gayi*) Guichenot. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 9(1-3): 229-249.
- FONSECA, T. 1977. Proceso de surgencia en punta Curaumilla, con especial referencia a la circulación. Tesis Escuela de Pesquerías y Alimentos. Universidad Católica de Valparaíso, 90 pp.
- FONSECA, T. 1981. Variabilidad de las corrientes en la bahía de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 9(1-2): 39-60.
- FONSECA, T. 1984. Inversión térmica costera y su relación con los eventos de surgencia. *Biología Pesquera*, 13: 15-22.
- FONSECA, T. 1985. Física de las aguas costeras de la zona central de Chile. *Tralka*, 2(4): 337-354.
- FONSECA, T. y V. HICKMANN. 1978. Contribución al conocimiento de las condiciones oceanográficas de la bahía de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 6(5): 73-86.
- FONSECA, T. y V. HICKMANN. 1979. Nota sobre la circulación de la bahía de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 7(1): 47-53.
- FONSECA, T., M.A. BARBIERI, H. OLGUÍN, S. PALMA, N. SILVA y M. TOLEDO. 1988. Eventos de surgencia en la zona de Valparaíso y sus efectos en el ecosistema marino. Informe Final FONDECYT. 1180/85, 137 pp.
- GÜNTHER, E.R. 1936. A report on oceanographical investigations in the Peru Coastal Current. *Discovery Rep.*, 13: 107-276.
- HERRERA, G. y F. BALBONTÍN. 1983. Tasa de evacuación intestinal e incidencia de alimentación en larvas de *Sardinops sagax musica*. (Pisces, Clupeiformes). *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 19(2): 113-132.
- HICKMANN, F. 1976. Corrientes superficiales de la bahía de Valparaíso y zona adyacente, determinadas por el sistema de botellas de deriva. Tesis Escuela de Pesquerías y Alimentos, Universidad Católica de Valparaíso, 126 pp.
- HIRSCHMANN, R. 1971. Desplazamiento estacional del máximo de radiación solar sobre América del Sur. *Rev. de Est. del Pacífico*, 3: 71-83.
- JOHNSON, D.R., 1980. The Gunther Undercurrent and upwelling along the north and central coast of Chile. Manuscrito no publicado.
- JOHNSON, D.R., T. FONSECA and H. SIEVERS, 1980. Upwelling in the Humboldt Coastal Current near Valparaíso, Chile. *J. Mar. Res.*, 38(1): 1-16.
- KRASSKE, G. 1941. Die Kieselalgen des chilenischen Küstenplanktons. (Aus dem südchilenischen Küstengebiet, Beitrag 9). *Archiv für Hydrobiologie*, 38: 260-287.
- KONOW, D. 1976. Variaciones estacionales del transporte de volumen y velocidad geostrófica entre Valparaíso (71° 40'W) y los 78°W. Tesis Escuela de Pesquerías y Alimentos. Universidad Católica de Valparaíso, 130 pp.
- KUETZING, F.I. 1844. Die Kieselalgen Bacillarien oder Diatomee. Nordhausen, 152 pp., 30 Tab.
- MELO, C. y T. ANTEZANA. 1980. Allometric larval relations of *Euphausia mucronata* Sars, 1985. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 17(1): 135-148.
- MERUANE, J. 1979. Contribución a la taxonomía y ecología de los anfipodos hipóridos encontrados frente a punta de Curaumilla, Valparaíso. Tesis Inst. Biología. Universidad Católica de Valparaíso, 85 pp.
- MUJICA, A. 1979. Contribución a la taxonomía y ecología de los ostracodos planctónicos de la zona de Valparaíso. Tesis Inst. Biología. Universidad Católica de Valparaíso, 69 pp.
- MUNOZ, P. y S. AVARIA, 1983. *Scrippsiella trochoidea*, nuevo organismo causante de Marea Roja en la bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 19(1): 63-78.
- PALMA, S. 1971. Descripción de *Pleurobrachia pileus* y *Beroe cucumis* (Ctenophora), encontrados frente a la costa de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 2(3): 41-56.
- PALMA, S. 1973. Contribución al estudio de los sifonóforos encontrados frente a la costa de Valparaíso. I. Taxonomía. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 4(2): 17-88.
- PALMA, S. 1976. Meroplankton de la región de Valparaíso. *Cienc. y Tec. del Mar.*, CONA 2: 99-116.
- PALMA, S. 1977. Contribución al estudio de los sifonóforos encontrados frente a la costa de Valparaíso. Aspectos ecológicos. *Mem. 2 Simp. Latinoam. Oceanogr. Biol.*, Cumana, Venezuela, 24-28 noviembre 1975. Vol. 2: 119-133.
- PALMA, S. 1980. Larvas de crustáceos decápodos capturadas frente a la costa de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 8(1-2): 129-144.
- PALMA, S. 1984. *Sphaeronectes gamulini* Carre, 1966 (Siphonophora), colectado frente a la costa de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 12: 83-86.
- PALMA, S. 1985. Estudio del ciclo anual del macroplankton de la región de Valparaíso. Resumen V Jornadas de Ciencias del Mar, Coquimbo (no publicado).
- PALMA, S. 1986. Sifonóforos sifonectes capturados frente a la costa de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 14: 69-78.
- PALMA, S. y J. MERUANE. 1975. Aspectos ecológicos y crecimiento de *Pleurobrachia pileus* (Ctenophora) en la región de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 6(2): 25-40.
- PÉREZ, R. 1979. Desarrollo postembrionario de *Tripterygion chilensis* Cancino en la bahía de Valparaíso (Tripterygiidae: perciformes). *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 16(3): 319-329.
- PÉREZ, R. 1981. Desarrollo embrionario y larval de los pejesapos *Sicyases sanguineus* y *Gobiesox marmoratus* en la bahía de Valparaíso, Chile, con notas sobre su reproducción (Gobiesocidae: Pisces). *Invest. Mar.*, Valparaíso, 9(1-2): 1-23.
- PRADO, R. y H.A. SIEVERS. 1987. Distribución de características físicas y químicas frente a la península de Los Molles, Chile (32° 45'S), y su relación con el fenómeno "El Niño" 1982/83. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 23(1): 31-75.
- PIZARRO, M. 1973. Estudios de ecología fitoplanctónica en la bahía de Valparaíso. I. La temperatura superficial y la radiación solar. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 15(1): 77-105.

- PIZARRO, M. 1976. Estudios de ecología fitoplanctónica en la bahía de Valparaíso. IV. Condiciones físicas y químicas del ambiente. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso*, 16(1): 35-69.
- RAMÍREZ R. 1975. Variaciones estacionales de los pigmentos fitoplanctónicos frente a Valparaíso. *Invest. Mar., Valparaíso*, 6(1): 1-24.
- RAMÍREZ, B. y E. URIBE. 1976. Estudio biooceanográfico al sur de la bahía de Valparaíso. Fitoplancton y productividad primaria. Memorias. III Simposio Latinoamericano de Oceanografía Biológica.
- REID, J.L. Jr. 1973. The shallow salinity minima of the Pacific Ocean. *Deep Sea Res.*, 20(1): 51-68.
- REYES, E. y H. ROMERO, 1977. Climatología e interacción océano-atmósfera en la bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso*, 16(2): 125-159.
- ROBLES, F. E. ALARCÓN y A. ULLOA. 1976. Las masas de agua en la región norte de Chile y sus variaciones en un período frío (1967) y en períodos cálidos (1969, 1971-1973). Reunión de trabajo sobre el fenómeno conocido como "El Niño", Guayaquil, Ecuador, 4-12 de diciembre de 1974. *FAO Inf. Pesca*, 185: 94-196.
- SIEVERS, H.A. 1986. Temperatura superficial y pluviosidad en la Región de Valparaíso, Chile. Comisión Permanente del Pacífico Sur, Boletín ERFEN, 19: 27-28.
- SIEVERS, H.A. 1988. Oceanografía. En: Programa de investigación, vigilancia y control de la contaminación marina por hidrocarburos de petróleo en el Pacífico Sudeste y su efecto en las comunidades y ecosistemas marinos; 5-44. CONPACSE-FASE I; Informe de Avance N° 3, Doc.: IOUV/3/ agosto 1988, 192 pp.
- SIEVERS, H.A. y R. PRADO. 1984. Oceanografía. En: Vigilancia de variaciones climatológicas y biooceanográficas en la zona de Quintero, Chile (32° 45'S), en relación al fenómeno "El Niño", 27-56, 33 figuras y 22 tablas. Informe Final (L. Ramorino M., Coordinador). Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, 473 pp.
- SIEVERS, H.A. y N. SILVA, 1973. Variaciones estacionales de temperatura, salinidad y contenido de oxígeno frente a la bahía de Valparaíso (mayo de 1968 - abril de 1969). *Invest. Mar., Valparaíso*, 4(1): 1-16.
- SIEVERS, H.A. y N. SILVA. 1975. Masas de agua y circulación en el océano Pacífico Sudoriental. Latitudes 18°S - 33°S (Operación Oceanográfica MARCHILE VIII). *Cienc. y Tec. del Mar. CONA 1*: 7-67.
- SIEVERS, H.A. y N. SILVA. 1979. Variación temporal de las condiciones oceanográficas frente a punta Curaumilla, Valparaíso, Chile (mayo de 1974 - abril de 1975). *Invest. Mar., Valparaíso* 7(1): 3-20.
- SIEVERS, H.A. y N. SILVA. 1982. Masas de agua y circulación geostrofica frente a la costa de Chile entre latitudes 18°S y 33°S (Operación Oceanográfica MARCHILE VII). *Cienc. y Tec. del Mar., CONA 6*: 61-99.
- SILVA, N. 1973. Variaciones estacionales de temperatura, salinidad y contenido de oxígeno en la zona costera de Valparaíso (septiembre de 1969 - agosto de 1970). *Invest. Mar., Valparaíso*, 4(3): 89-112.
- SILVA, N. y B. RAMÍREZ. 1983. Vigilancia de la variación espacio-temporal de las condiciones oceanográficas físicas, químicas y biológicas frente a la bahía de Valparaíso. Estudios y Documentos, Universidad Católica de Valparaíso. 10/83, 175 pp.
- SILVA, N. y H.A. SIEVERS. 1974. Masas de agua, velocidad geostrofica y transporte de volumen entre Valparaíso e isla Robinson Crusoe (océano Pacífico Sudoriental). *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 2: 103-120.
- SILVA, N. y D. KONOW. 1975. Contribución al conocimiento de las masas de agua en el Pacífico Sudoriental. Expedición Krill. Crucero 3-4, julio-agosto 1974. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur*, 3: 63-75.
- SILVA, N. y H.A. SIEVERS. 1981. Masas de agua y circulación en la región de la Rama Costera de la corriente de Humboldt. Latitudes 18°S - 33°S (Operación Oceanográfica MARCHILE X - ERFEN 1). *Cienc. y Tec. del Mar, CONA 5*: 5-50.
- SILVA, N., y R. ROJAS and T. FONSECA. 1983. Observations of the 1982/83 "El Niño" off northern Chile. *Tropical Ocean Atmosphere Newsletter*, 22: 5-6.
- SMITH, R., y C. MOOERS and D. ENFIELD. 1971. Mesoscale studies of the physical oceanography in two coastal upwelling regions Oregon and Peru. *Fertility of the Sea*. Ed. J.D. Costlow: 513-535.
- URIBE, E. 1978. Estudio de las comunidades fitoplanctónicas durante un proceso de surgencia frente a punta Curaumilla-Valparaíso. Tesis Instituto de Biología. Universidad Católica de Valparaíso.
- VANHOEFFEN, E. 1913. Die craspedoten Medusen des "Vettor Pisani". *Zoologica*, Stuttgart, 67: 1-34.
- VERGARA, H. y V. HICKMANN, 1982. Fluctuación anual de la morfología y granulometría de playa Las Salinas, Viña del Mar, V Región. Presentado al III Congreso Geológico Chileno, Concepción, Chile: C 115 - C 131.
- YAÑEZ, P. 1948. Información preliminar sobre el ciclo anual del plancton superficial en la bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso*, 1(1): 57-59.
- YAÑEZ, P. 1958. Sobre la presencia de *Rhincalanus nasutus* Giesbrecht (Copepoda Calanoida) en la Bahía de Valparaíso. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso*, 1(1-3): 133-142.
- ZACHARÍAS, O. 1906. Ueber Periodizität, Variation und Verbreitung verschiedener Planktonwesen in südlichen Meeren. *Archiv für Hydrobiologie und Planktonkunde*, 1: 498-575.

ASPECTOS HIDROGRAFICOS DE LA BAHIA DE COQUIMBO

HYDROGRAPHIC ASPECTS OF COQUIMBO BAY

Jorge Olivares

RESUMEN

Estudios realizados en la bahía de Coquimbo muestran la presencia de un ciclo estacional de temperatura, caracterizado por la existencia de una termoclina en el periodo de primavera-verano.

La distribución superficial de salinidad y silicato disuelto es afectado por el aporte del río Elqui durante gran parte del periodo de estudio, cuyo caudal se vio aumentado en diciembre de 1978 por los deshielos cordilleranos.

El análisis de refracción de olas efectuado en la bahía, permite caracterizar dos zonas, una en la cual la energía es baja y se ubica en el sur de la bahía y otra con alta energía, la que se encuentra en el sector frente al faro de La Serena.

Palabras claves: Bahía, hidrografía, refracción de olas, aporte de río.

ABSTRACT

Hydrographic studies in Coquimbo Bay show a seasonal cycle of temperature which is defined by the presence of a thermocline in spring and summer.

Water inflow from the Elqui river affects the distribution of surface water salinity and dissolved silicate. The strongest fresh water impact was at December 1978 due to ice melting in the Andes.

The wave refraction energy analysis allow us to characterize two main areas: one of low energy, in the southern part of the bay and one of high energy, in the northern part and near the La Serena's light house.

Key words: Bay, hydrography, wave refraction, river inflow.

INTRODUCCION

La bahía de Coquimbo se encuentra ubicada dentro del sistema de bahías de la IV Región de Chile, con una orientación hacia el oeste y una profundidad media de 20 m. Esta bahía recibe diferentes aportes de agua dulce, entre los que se puede considerar a varios esteros pequeños que desembocan en diferentes puntos de ésta, el emisario urbano de La Serena que descarga sus desechos cerca de la línea de rompientes y, finalmente, el aporte más importante, el que recibe del río Elqui, el cual posee un caudal medio de 10 m³/s, con un valor observado en el mes de diciembre de 14 m³/s (Fuenzalida, 1975).

Los estudios hidrográficos en esta bahía son escasos, Valle *et al.* (1980), realizaron un estudio aplicado a la dispersión de aguas servidas. Olivares (1980) efectúa una comparación entre la bahía de Coquimbo y La Herra-

dura. Berríos *et al.* (1985) realizaron un estudio de refracción de olas en bahías de la IV Región y, finalmente, Olivares (1988) describe la variación temporal de las condiciones hidrográficas de la bahía de Coquimbo.

En este trabajo se utiliza parte de la información aportada por los diversos trabajos mencionados y se destacan algunos aspectos, para que en conjunto a otros estudios del área, permitan de una u otra manera a contribuir a un mejor manejo de algunas especies comerciales, las cuales se están comenzando a cultivar masivamente en la región.

MATERIALES Y METODOS

El estudio hidrográfico considera un total de 15 cruceros, con muestras entre superficie y los 40 m de profundidad. Los primeros cruceros consideraron 4 estaciones oceanográficas, adicionándose una quinta en noviembre

de 1978 y realizándose un total de 17 estaciones oceanográficas en diciembre de 1978, las cuales abarcaron toda la bahía. A partir de diciembre de 1978, hasta el fin del estudio, se realizaron un total de 6 estaciones hidrográficas por crucero (Tabla 1).

Tabla 1
Fecha y número de estaciones realizadas

Fecha		Nº de estaciones
19 julio	1978	4
24 agosto	1978	4
27 septiembre	1978	4
2 noviembre	1978	4
29 noviembre	1978	5
12 diciembre	1978	17 (X)
27 diciembre	1978	6
13 marzo	1979	6
17 abril	1979	6
5 junio	1979	6
10 julio	1979	6
22 agosto	1979	6
25 septiembre	1979	6
6 noviembre	1979	6
3 diciembre	1979	6

Para los análisis de salinidad, oxígeno disuelto y silicato, se obtuvieron muestras de agua con botellas Nansen. La salinidad se determinó con un salinómetro de inducción Beckman RS7-C. El análisis de silicato se estableció mediante las técnicas estandarizadas de Strickland y Parsons (1972). El contenido de oxígeno disuelto se determinó mediante el método de Winkler, y la temperatura se registró con termómetros de inversión, los cuales iban adosados a las botellas Nansen.

De las estaciones se han seleccionado dos para un análisis temporal, llamadas A y B en la Figura 1. El criterio para elegir estas estaciones fue su posición con respecto a la desembocadura del río Elqui.

Además se prepararon secciones horizontales superficiales de salinidad y silicato disuelto para diferentes épocas del periodo de muestreo, lo cual nos permitió comparar el efecto de la descarga del río Elqui para diferentes épocas del año. Para el análisis de refracción de olas se usó el informe de Berríos *et al.* (1985), basado en el método indicado por Johnson *et al.* (1948) y desarrollado en US Army Coastal Engineering (1977).

RESULTADOS

Condiciones superficiales

—Salinidad

La distribución superficial de salinidad fluctuó entre 34,6 y 28 ($\times 10^{-3}$), detectándose en general los valores más altos hacia el sector norte de la bahía (Figura 2a). Los valores más bajos de salinidad fueron encontrados hacia el sector de la costa y en el verano de 1978, para posteriormente aumentar hacia el verano de 1979.

—Silicato

Para silicato disuelto se encontraron las mayores concentraciones hacia el sector de la costa, en la que se alcanzaron concentraciones de hasta 50 μM hacia el verano de 1978 y disminuyendo posteriormente hacia los sectores más alejados de la costa con valores cercanos a 1 μM (Figura 2b).

Distribución temporal

—Temperatura

La variación temporal de temperatura en profundidad presentó una estacionalidad con los mayores valores de temperatura en los meses de primavera-verano, donde se detectó la presencia de una termoclina; en los meses de otoño-invierno se produce un enfriamiento de la columna de agua, lo que provoca la desaparición de la termoclina (Figura 3a).

—Oxígeno disuelto

Bajo la capa superficial, el contenido de oxígeno disminuye con la profundidad, experimentando algunas fluctuaciones en su distribución temporal, detectándose en algunas oportunidades ascensos de isolíneas con concentraciones inferiores a 3 ml/l alrededor de los 20 m (Figura 3b).

—Salinidad

La salinidad presentó sus mayores fluctuaciones en los primeros 10 m, siendo estos cambios más acentuados a comienzos de 1979. En diversas ocasiones se detectaron salinidades superficiales inferiores a 32 ($\times 10^{-3}$), lo cual afectó la capa de agua comprendida entre superficie y los primeros 10 m de profundidad, dando origen a un

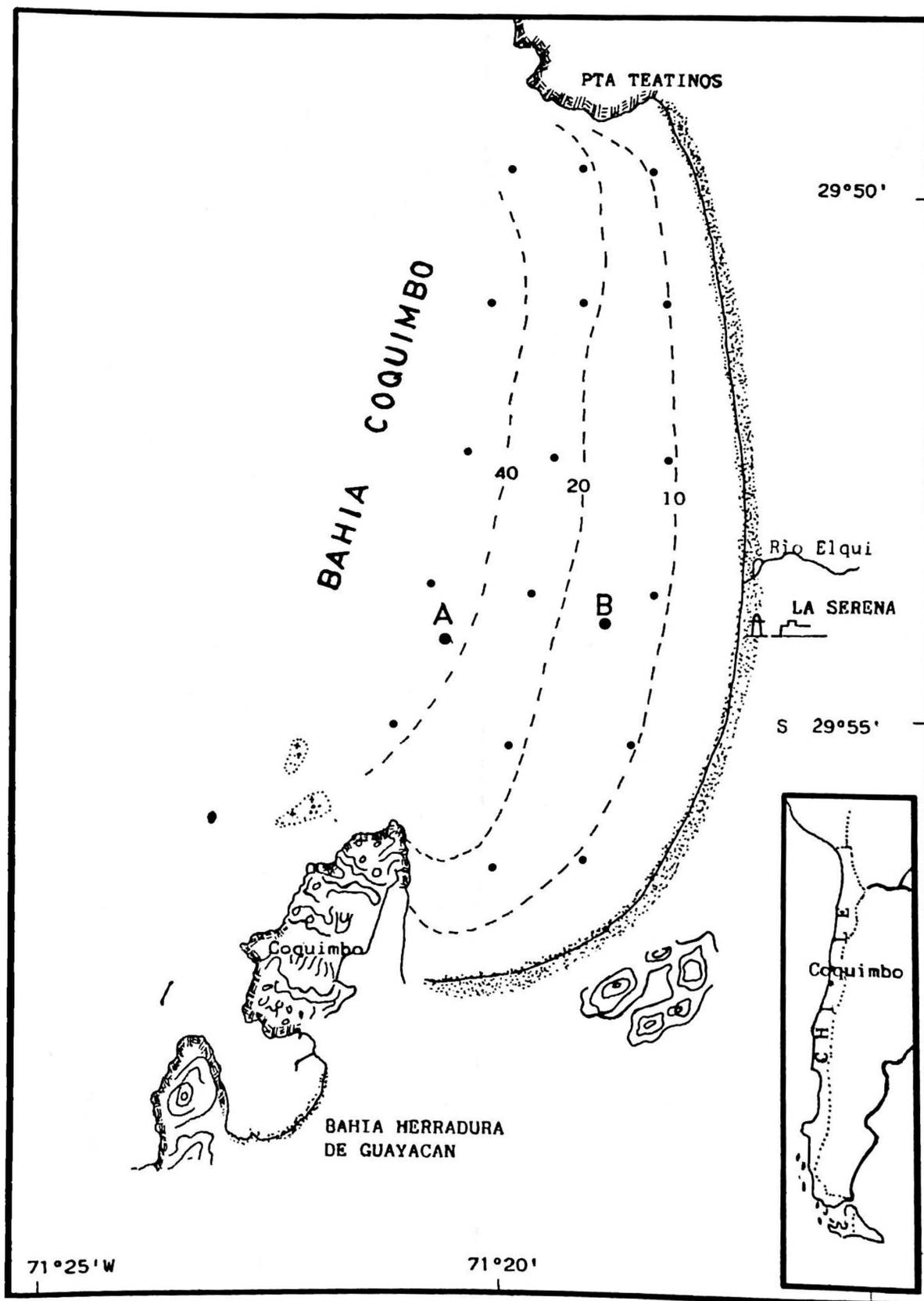


Figura 1. Area de estudio y estaciones hidrográficas estudiadas.

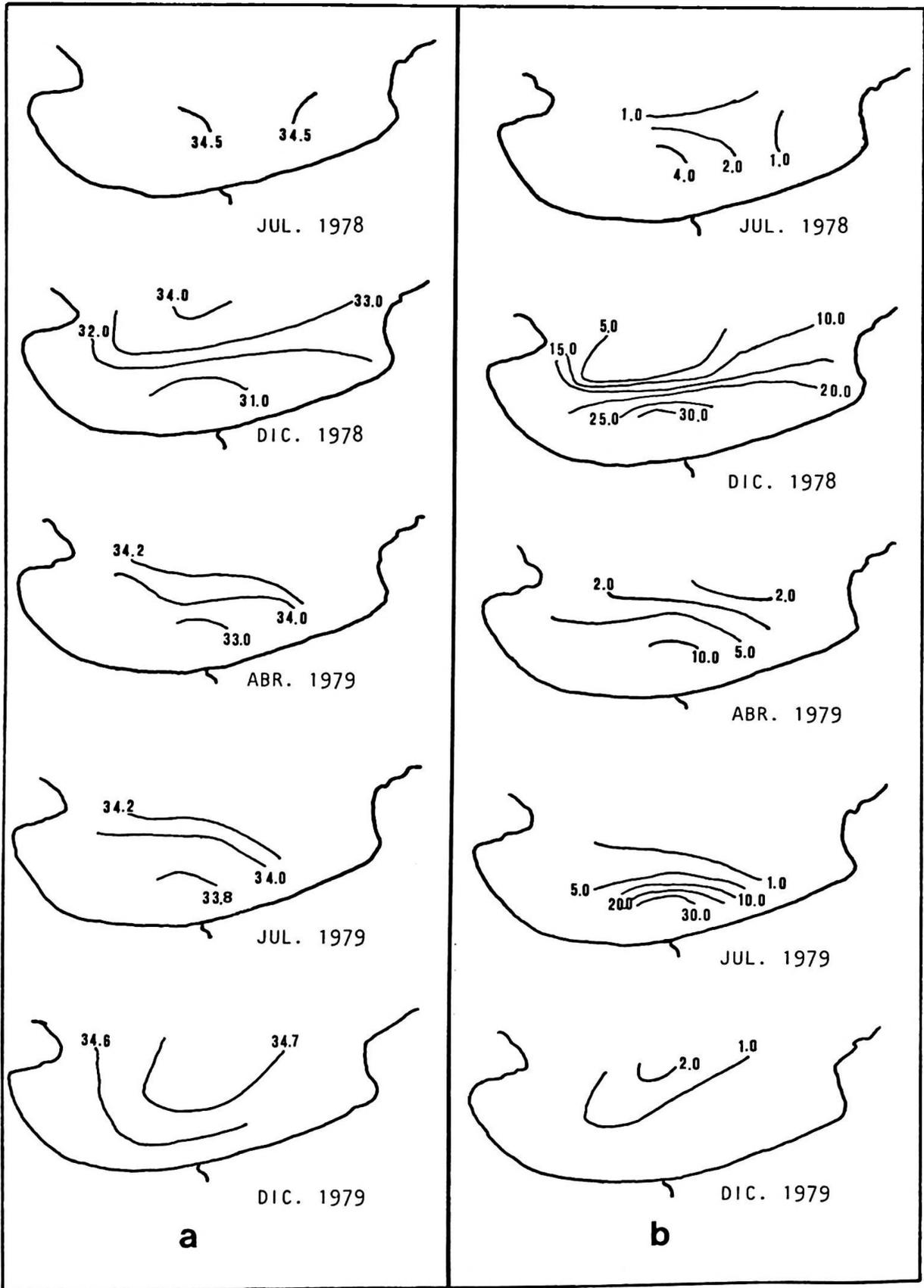


Figura 2. a) Distribución superficial de salinidad.
 b) Distribución superficial de silicato disuelto.

fuerte gradiente de salinidad (Figura 4). Las más bajas salinidades fueron detectadas en diciembre de 1978, las que registraron valores inferiores a $28 (\times 10^{-3})$ en estación B y de $33 (\times 10^{-3})$ en estación A.

En la capa subsuperficial, la salinidad no experimentó grandes fluctuaciones, detectándose en algunas oportunidades ascensos de isolíneas, las cuales a veces se manifestaron en superficie (Figura 4).

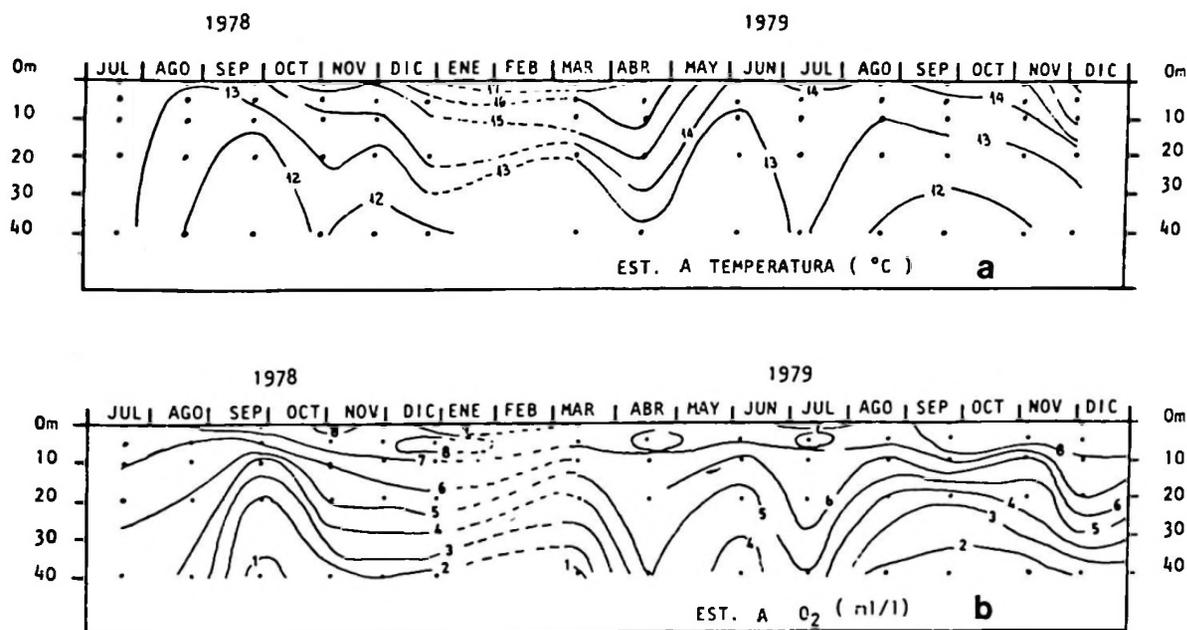


Figura 3. a) Distribución temporal de temperatura y b) Distribución temporal de oxígeno disuelto.

—Silicato

La distribución vertical del contenido de silicato disuelto, presentó variaciones tanto en la capa superficial como en la subsuperficial (Figura 5). Las oscilaciones en la capa superficial fluctuaron desde valores cercanos al límite de detección hasta concentraciones superiores a $50 \mu\text{M}$, las más altas concentraciones de este compuesto se detectaron hacia diciembre de 1978, fecha en que alcanzó concentraciones superiores a $10 \mu\text{M}$ y $20 \mu\text{M}$ en los primeros 5 m de estación A y B, respectivamente.

Bajo los 10 m, la distribución de silicato disuelto fue más o menos homogénea, interrumpido en ocasiones por ascensos de agua con alto contenido de este compuesto, hecho que es coincidente con el ascenso de las isolíneas de salinidad mencionado anteriormente.

Refracción de olas

Del análisis de refracción de olas efectuado

en las bahías de la región por Berrios *et al.* (1985), para Coquimbo se tomó como base 5 tipos diferentes de frentes, los cuales son resumidos en la Tabla 2.

—Frente norte

Para este frente se puede apreciar una distribución uniforme de ortogonales en la bahía (Figura 6a), con una divergencia en los extremos, es decir, en la zona de inicio de la playa por el sur y el faro de La Serena por el norte, existiendo un sector de playas de aproximadamente 6 km de longitud al noreste de la bahía, sin ser afectado por este frente.

—Frente S-63°-O

Este frente nos muestra que su zona de acción está comprendida entre el faro de La Serena y el extremo norte de la bahía, siendo las ortogonales uniformes hasta aproximadamente la mitad del recorrido efectuado, divergiendo hacia el extremo norte (Figura 6b).

Tabla 2
Frentes analizados y altura de Ola calculada en el veril de 5 m

Frente	Alto inicial (m)	Alto veril 5m	Alto inicial (m)	Alto veril 5 m	Alto inicial (m)	Alto veril 5 m
N	1	0,92	2	1,63	4	3,26
N-35°-O	1	0,99	2	1,99	4	3,97
N-64°-O	1	1,10	2	2,20	4	4,40
O	1	1,08	2	2,14	4	4,28
S-63°-O	1	0,97	2	1,95	4	3,91

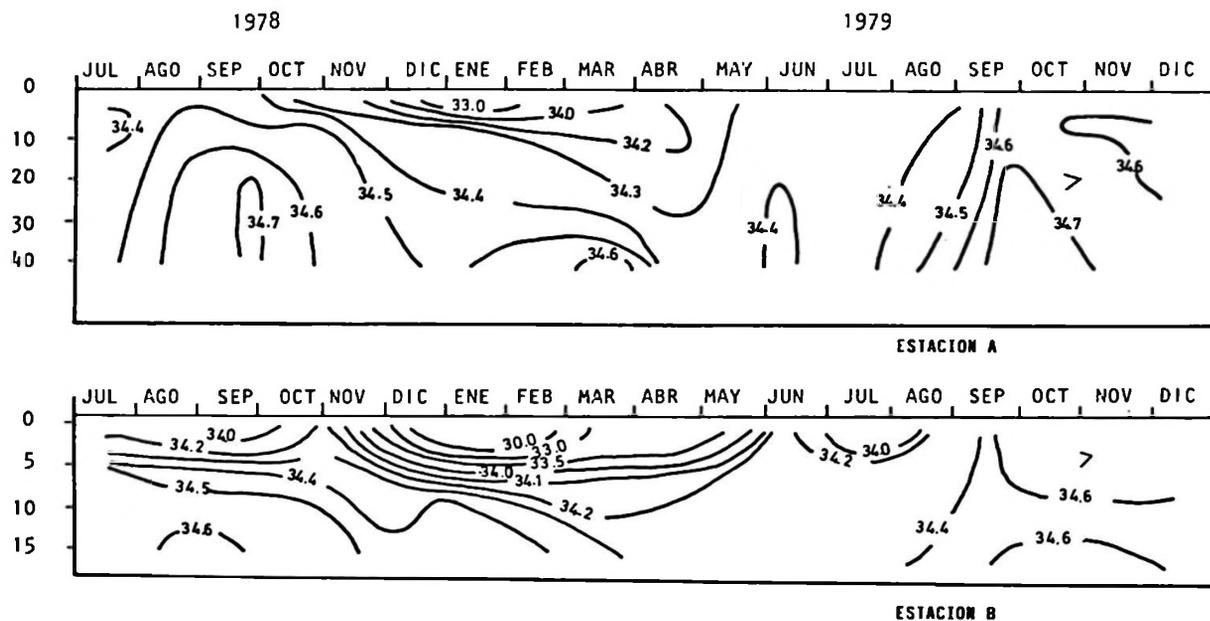


Figura 4. Distribución temporal de salinidad.

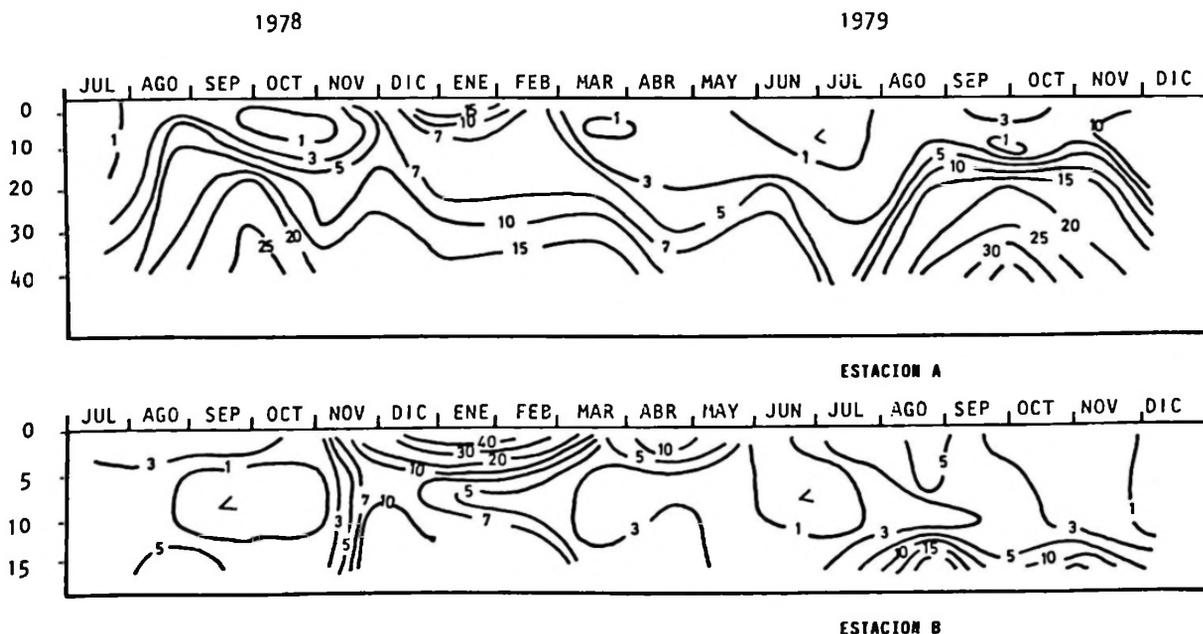


Figura 5. Distribución temporal de silicato disuelto.

—Frente N-64°-O

Este frente posee una zona de incidencia comprendida entre el sector de Peñuelas y punta Teatinos, observándose un comportamiento parejo de las ortogonales al llegar a la costa (Figura 7a).

—Frente oeste

La acción de este frente quedó comprendida entre la zona de Cuatro Esquinas y punta Teatinos, no afectando al sector sur de la bahía (Figura 7b).

—Frente N-35°-O

La incidencia de este frente es homogénea a lo largo de toda la bahía, con una menor acción en el extremo sur de ésta (Figura 8a).

Coefficientes de refracción

Los coeficientes de refracción correspondientes a los diferentes frentes son resumidos en un solo esquema, y fueron adaptados de Berríos *et al.* (1985). En la Figura 8b se puede apreciar que el primer frente analizado presentó una concentración de los coefi-

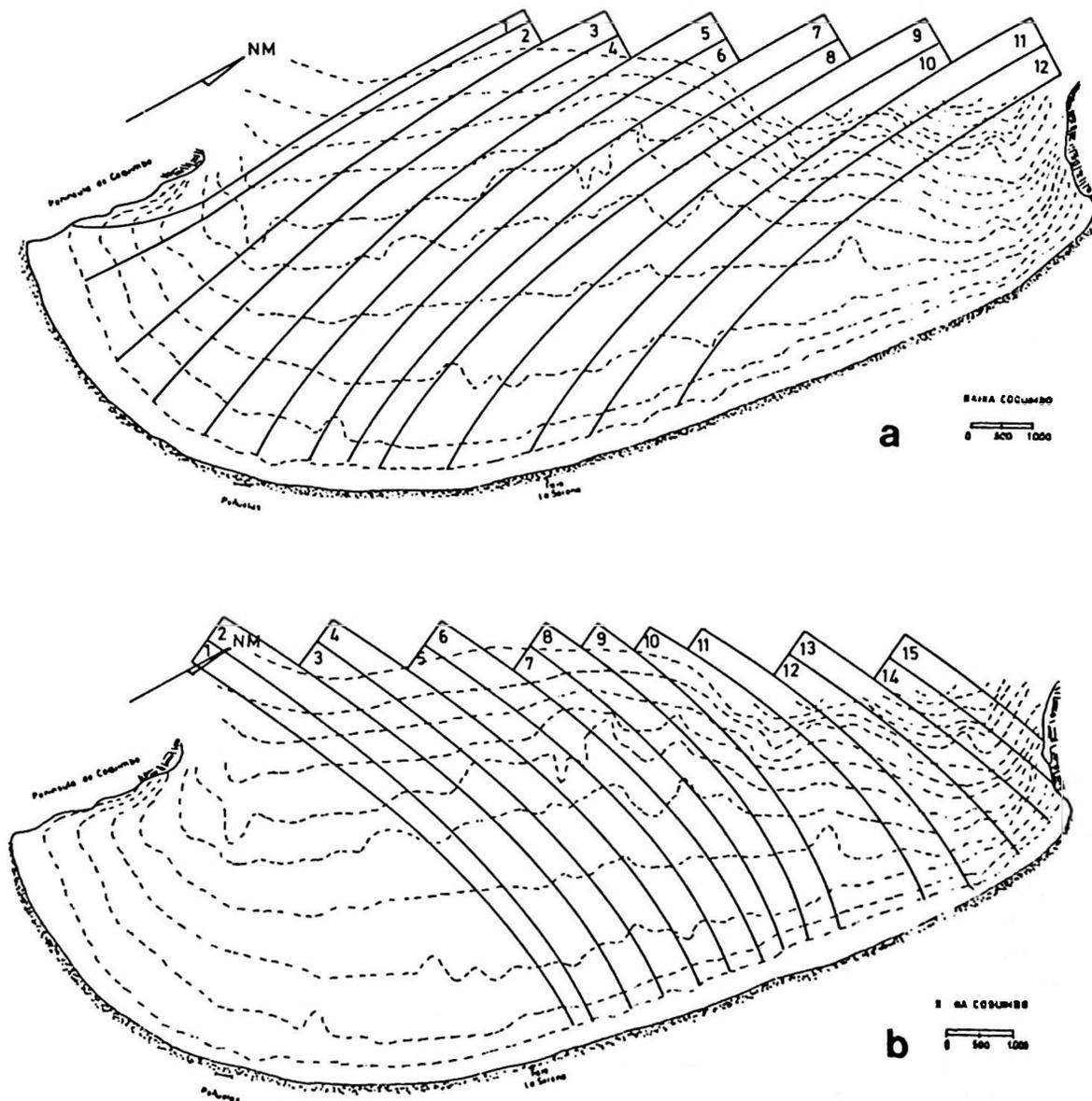


Figura 6. a) Diagrama de refracción correspondiente al frente norte y b) Diagrama de refracción correspondiente al frente S-63°-O.

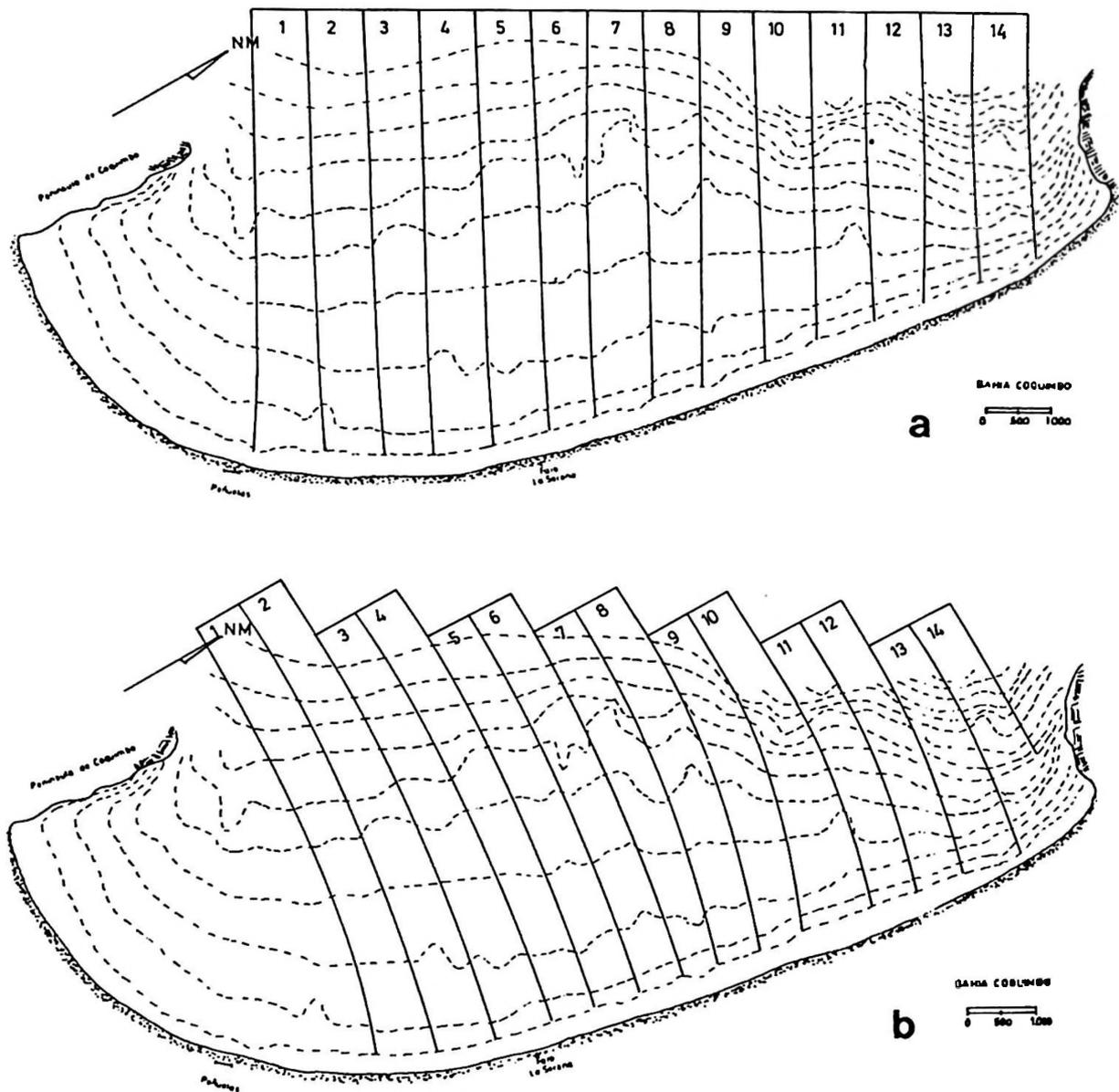


Figura 7. a) Diagrama de refracción correspondiente al frente N-64°-O y
b) Diagrama de refracción correspondiente al frente Oeste.

cientes de refracción en el centro de la bahía, disminuyendo hacia los extremos de ésta; para el frente proveniente del S-63°-O se pudo distinguir dos zonas, en las cuales se concentran los coeficientes de refracción: una frente al faro de La Serena y otro en un sector comprendido entre el faro y punta Teatinos; los coeficientes de refracción del frente proveniente el N-64°-O se presentaron repartidos en forma pareja en toda la bahía, con excepción del área comprendida entre Peñuelas y el puerto de Coquimbo, lugar que no es perturbado por este frente.

Para el frente proveniente del oeste, se puede apreciar que los coeficientes de refracción muestran claramente una zona de baja concentración, la que se ubica en la sección intermedia entre el faro de La Serena y punta Teatinos; finalmente, se presentó la incidencia que posee el frente proveniente del N-35°-O, el cual posee su mayor concentración de coeficientes de refracción frente al sector del faro de La Serena, disminuyendo estos valores hacia el sector del puerto de Coquimbo y hacia punta Teatinos.

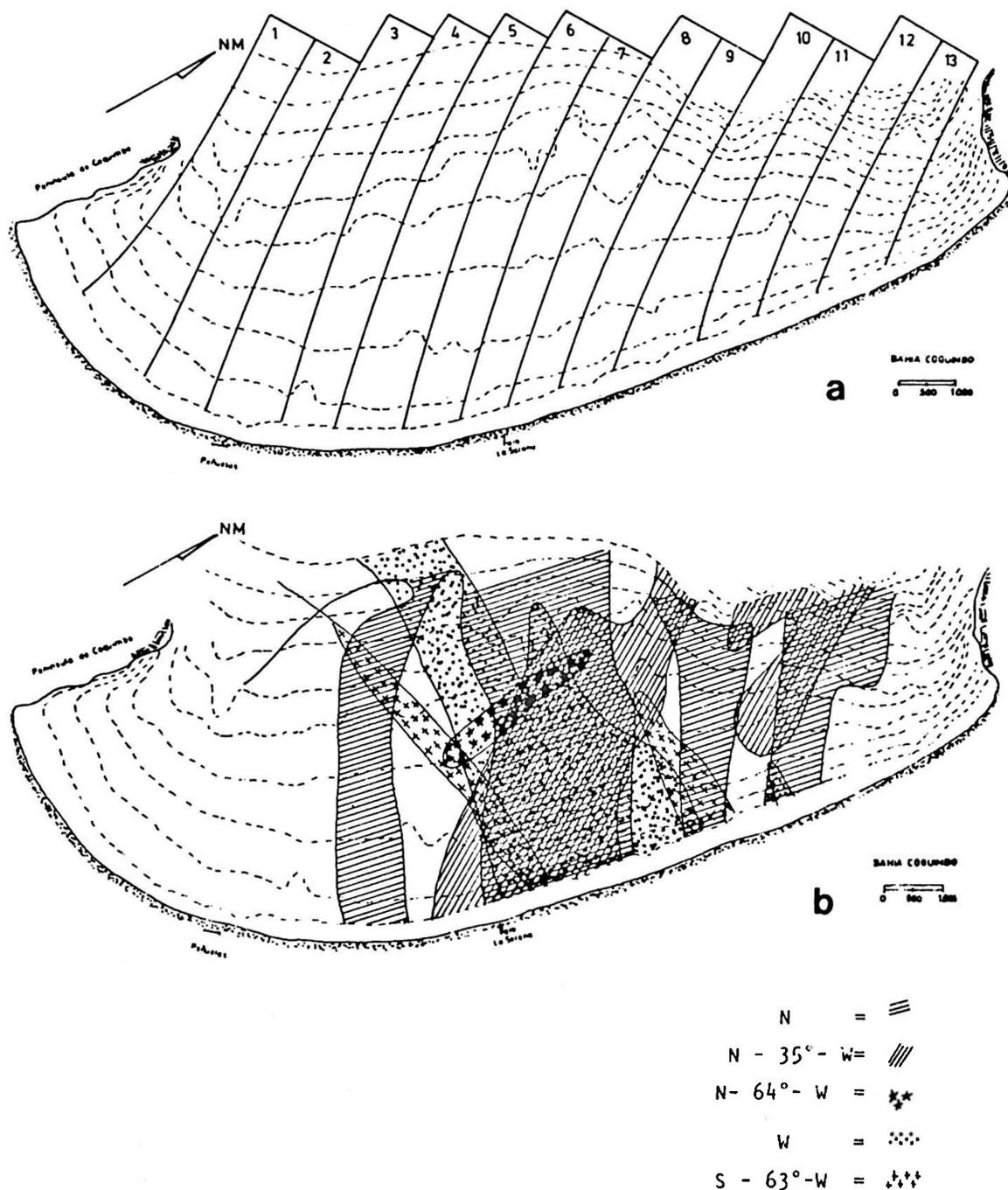


Figura 8. a) Diagrama de refracción correspondiente al frente N-35°-O y b) Coeficientes de refracción correspondiente a los 5 frentes de olas analizadas.

DISCUSION

En general, la variación estacional de temperatura detectada en la bahía está relacionada con los cambios que experimenta el océano en estas latitudes (Wyrcki, 1964), y son semejantes a los descritos para la bahía La Herradura por Olivares (1980) en la misma época

ca y, posteriormente, por Moraga y Olivares (1987) y Olivares (1988).

La distribución superficial de temperatura presentó un mayor calentamiento permanente hacia el sector sur de la bahía, este hecho estaría asociado principalmente a la protección orográfica que presenta este sec-

tor a los vientos SO predominantes en la zona (Alfsen, 1979).

El contenido de oxígeno disuelto en superficie es generalmente alto, encontrándose durante casi todo el período de estudio valores de saturación superiores al 100%, hecho que es debido principalmente al efecto del viento y al oleaje; sin embargo, en algunas oportunidades fueron detectados valores de saturación superiores al 120% (Figura 3b), lo cual es debido quizás al aumento del proceso fotosintético, como el observado para la misma época en la bahía La Herradura (Olivares, 1980).

Las bajas salinidades superficiales y altos valores de silicato disuelto encontrados en la bahía de Coquimbo durante el período de observación, se deben principalmente al efecto de la descarga del río Elqui, el cual posee una variación estacional y en ciclos de más largo plazo (Valle *et al.*, 1980). Sus efectos se comienzan a manifestar a inicios de primavera y en el período de los deshielos cordilleranos, época en la que el río aumenta su caudal, manifestándose en esta oportunidad el mayor efecto en diciembre de 1978 (Figura 9a), fecha en que el río alcanzó su mayor descarga (valores aportados por la Dirección General de Aguas IV Región). El efecto fue mayor en las estaciones más costeras, y en general sobre los 10 m para ambas estaciones estudiadas (Figuras 4, 5).

Un análisis de correlación lineal entre los valores superficiales de salinidad y silicato disuelto tomados durante el muestreo presentaron un coeficiente de correlación de $-0,94$ ($p < 0,001$). La ecuación de regresión entre estos valores superficiales son mostrados en la Figura 9b, la cual nos indica que para una salinidad esperada de $0 (\times 10^{-3})$, el valor de silicato sería de $267,2 \mu\text{M}$ (en un intervalo de confianza sobre 95%), concentraciones que serían semejantes a los valores reportados por Olivares (1980) para la desembocadura del río Elqui, donde la salinidad es inferior a $5 (\times 10^{-3})$.

Con el análisis de refracción de olas de los diferentes frentes estudiados, se puede apreciar una zona, la que no es afectada directamente por estos frentes, y correspondería al sector comprendido entre unos 3 km al sur del faro de La Serena y la península de Coquimbo. Esto se debe principalmente a la orientación de la bahía y a la protección natural de la península de Coquimbo, la cual im-

pide una acción directa de los vientos SO predominantes en la zona (Alfsen, 1979); debido a su grado de exposición, el lugar más favorable es donde se ubica el puerto de Coquimbo, sector en que aun con frentes desfavorables, la energía que llega es baja, en cambio la zona más expuesta es la ubicada entre unos 3 km al sur del faro de La Serena y punta Teatinos, concentrándose la mayor energía entre el faro y unos 2,5 km al norte de éste (Berríos *et al.*, 1985).

Al analizar las alturas promedio de olas en el veril de 5 m resumidas en la Tabla 2, se puede apreciar que el frente de mayor desventaja es el N-64°-0, en el que se encuentran los máximos valores de altura de olas, esto es debido principalmente a que el grado de exposición de la bahía es en esa dirección.

Con lo anteriormente expuesto, se podría deducir que en caso de temporales, los cuales generalmente provienen del norte, la zona más afectada sería el sector frente al faro de La Serena, hecho que quedó demostrado en el temporal de 1987 que afectó a la zona, pues provocó un socavamiento de las bases del faro y motivó posteriormente a levantar unas defensas a modo de protección a nuevos frentes de mal tiempo.

CONCLUSIONES

En el período de estudio se observó una variación estacional de temperatura, caracterizado por la presencia de una temoclina en el período primavera-verano, y la desaparición de ésta en el período otoño-invierno.

La concentración superficial de oxígeno disuelto fue superior al 100% de saturación durante todo el período de estudio.

La distribución y variación temporal de silicato disuelto y salinidad, son afectados en las capas superiores por la descarga del río Elqui, cuyo caudal se ve aumentado en la época de los deshielos cordilleranos.

La descarga del río Elqui provoca la existencia de una relación lineal inversa entre los valores superficiales de salinidad y silicato disuelto.

Debido a su grado de exposición, los frentes de olas con mayor desventaja son los provenientes del cuadrante noreste, siendo la zona más protegida el sector del puerto de Coquimbo y el más expuesto y con mayor desventaja el lugar comprendido entre el faro de La Serena y punta Teatinos.

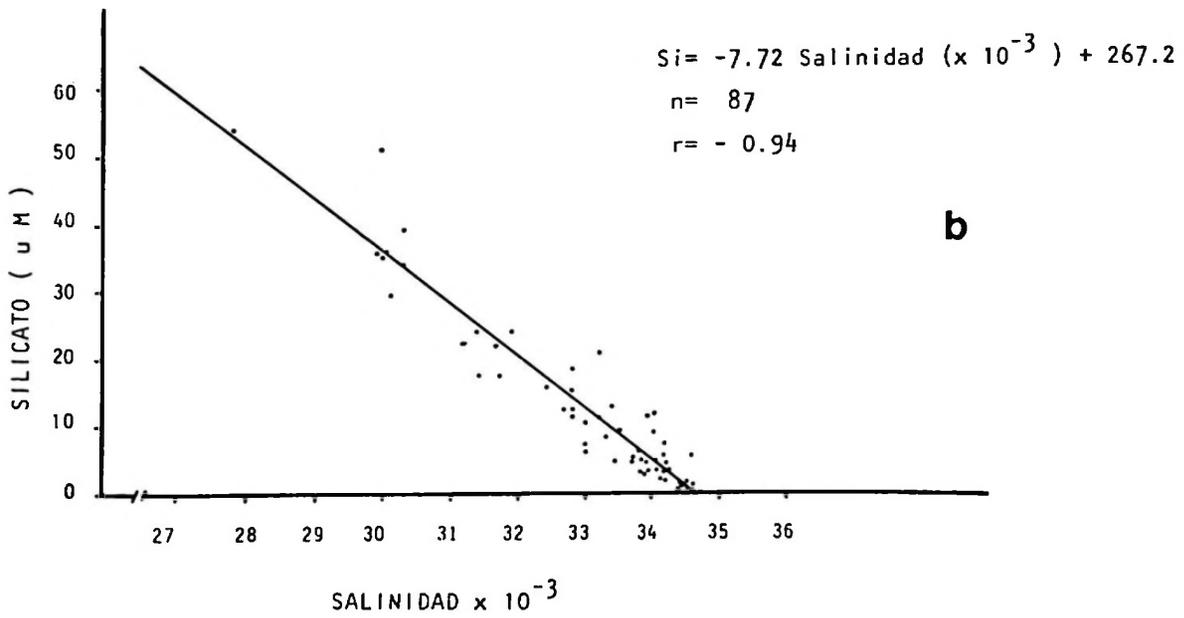
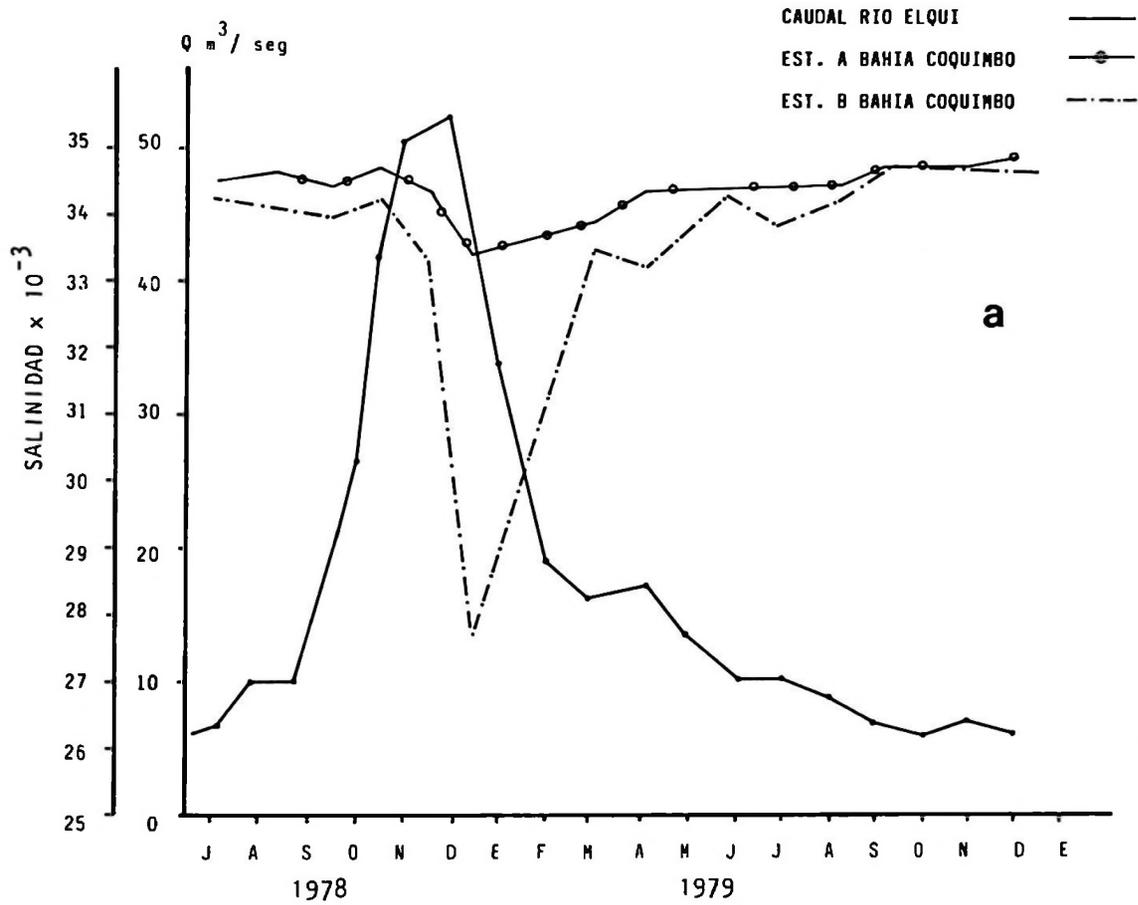


Figura 9. a) Caudal del río Elqui y salinidad superficial de estaciones A y B y b) Ecuación de regresión y relación de salinidad superficial-silicato disuelto.

LITERATURA CITADA

- ALFSEN, S.J. 1979. Descripción oceanográfica de la bahía La Herradura de Guayacán. Serie Oceanografía e Ingeniería. Publ. Ocasional. Centro Investigaciones Submarinas. Universidad del Norte, Coquimbo. 1: 1-64.
- BERRÍOS, M., A. PACHECO y J. OLIVARES, 1985. Análisis de Refracción de Olas en Sistemas de Bahías de la IV Región. Informe Final Depto. de Biología Marina. Universidad del Norte Sede Coquimbo. 76 pp.
- FUENZALIDA, P. H. 1975. Geografía Económica de Chile. Clima Corporación de Fomento de la Producción (Texto refundido), pp. 98-152.
- GILBERT, W., W. PAULEY and K. PARK. 1968. Carpenters oxygen solubility tables and nomograph for seawater as a function of temperature and salinity. Oregon State University. Data Report N° 29, Reference 68-3.
- JOHNSON, J. W., M. P. O'BRIEN and J.D. ISAACS, 1948. Graphical Construction of wave Refraction. US. Naval Oceanographic Office USA.
- MORAGA, J. y J. OLIVARES. 1987. Proyecto de Investigación "Re poblamiento de Recursos Bentónicos Area Piloto IV Región". Subproyecto Oceanografía Fisi-co-Química. Convenio CORFO-IFOP-Universidad del Norte. Informe Final. Departamento de Investigaciones Marinas. Sede Coquimbo, 64 pp.
- OLIVARES, J. 1980. Distribución y Variación de Compuestos Micronutrientes y Pigmentos Fotosintéticos en las bahías de Coquimbo y La Herradura de Guayacán. Tesis para optar al título de Oceanógrafo. Universidad Católica de Valparaíso. 72 pp.
- OLIVARES, J. 1988. Hidrografía de la bahía de Coquimbo (Chile). Resúmenes VIII Jornadas de Ciencias del Mar. Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano, 84.
- U.S. ARMY COASTAL ENGINEERING. Research Center 1977. Shore Protection Manual Volume I, II, III. Department of the Army Corps of Engineers.
- VALLE, J.C., J. OLIVARES, A. PACHECO y M. BERRÍOS. 1980. Disposición final de aguas servidas para las bahías de Coquimbo y La Serena, IV Región. SER-PLAC IV Región, Chile.
- STRICKLAND, J.A.M. and T.R. PARSONS. 1972. A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Canada 176: 311 pp.
- WYRTKI, K. 1964. The thermal structure of the eastern Pacific Ocean. Dtsh. Hydrogr. Z.A. 6, 84 pp.

ESTUDIO DE NIVELES DE HIDROCARBUROS POLICICLICOS AROMATICOS DISPERSOS/DISUELTOS SUPERFICIALES EN LA BAHIA DE CONCON

STUDY OF THE POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS DISSOLVED AND OR DISPERSED IN THE CONCON BAY

Christian Bonert y Rebeca Dori6n

RESUMEN

Se describe el contenido y distribuci6n superficial de hidrocarburos policiclicos aromáticos (HPA) dispersos y/o disueltos en el área de la bahía de Conc6n.

En su mayoría, los resultados se ubicaron en un rango de concentraci6n comprendido entre 0,10 y 2,34 µg/l, caracterizando el área como una zona poco contaminada. Se observa un aporte significativo de hidrocarburos policiclicos aromáticos a la bahía a través del río Aconcagua.

Se estima una influencia de las corrientes de marea en la distribuci6n superficial de los HPA y un desplazamiento de estos compuestos orgánicos hacia la bahía de Valparaíso.

Palabras claves: Hidrocarburos, bahía Conc6n, contaminaci6n.

ABSTRACT

The contents and surface distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) dissolved/dispersed in Concon Bay is described.

Concon Bay is characterized as a low pollution area. Most of the results indicate a concentration rate between 0.10 and 2.33 µg chrysene equivalents/l. A significant supply to the bay of polycyclic aromatic hydrocarbons through Aconcagua river is observed.

The influence of tidal currents on the surface distribution of PAH and a displacement of this organic compound toward the Valparaiso bay is estimated.

Key words: Hydrocarbons, Concon Bay, pollution.

I. INTRODUCCION

En la categoría de los contaminantes "críticos" del medio marino, los hidrocarburos ocupan un lugar preponderante (GESAMP, 1976). Este criterio se ha visto reforzado en los últimos años por el aumento del empleo, transporte y producci6n de recursos energéticos fósiles, con el consiguiente peligro de vertimientos.

La presencia de estos compuestos en el mar está asociada generalmente a accidentes de buques-tanque, transportes de petróleo,

derrames durante faenas de carga o descarga de combustibles e infiltraciones naturales, entre otros.

Sin embargo, la mayor parte de la contaminaci6n del mar tiene su origen en tierra y generalmente atraviesa primero la zona costera (Waldichuk, 1977). Una estimaci6n de la existencia de hidrocarburos en el medio ambiente marino, indica que una cantidad considerable de este contaminante corresponde al aporte de escurrimiento fluvial y urbano (31%) (NAS, 1975). Este mismo estudio seña-

la que un 3% del total tiene su origen en la descarga de desechos de refinerías costeras.

Los hidrocarburos vertidos al mar están sujetos a una serie de procesos biogeoquímicos que disminuyen su concentración en el agua, tales como la evaporación y sedimentación, o los descompone, en el caso de la oxidación y degradación microbiana. Parte de los hidrocarburos permanecen en el agua, ya sea como conglomerados de alquitrán, manchas superficiales de aceite e hidrocarburos dispersos y/o disueltos. Estos últimos son de interés desde un punto de vista ecológico y sanitario, especialmente si se trata de HPA, por sus efectos perjudiciales sobre el ecosistema y la salud humana (COI, 1986).

Las áreas costeras próximas a desembocaduras de ríos, están sometidas a un permanente riesgo de contaminación por hidrocarburos del petróleo, más aún si en su cercanía se ubican otras fuentes potenciales de aporte de estos compuestos al mar.

Teniendo en consideración tales antecedentes y en atención a que en la bahía de Concón desemboca un río y en sus cercanías se ubica una refinería de petróleo, se escogió esa bahía como zona de investigación a fin de hacer una evaluación cuantitativa de los hidrocarburos policíclicos aromáticos disueltos y/o dispersos en agua de mar y su distribución superficial.

AREA DE ESTUDIO

La zona de estudio corresponde a la bahía de Concón y se encuentra ubicada entre el islote La Isla y punta Concón (aproximadamente 32°55' Lat. Sur y 71°32' Long. Oeste) (Figura 1). La bahía es abierta hacia el norte y está constituida en el área oriental de la ensenada por la playa Concón, que tiene su límite sur en punta Blanca. Aproximadamente a media milla al oriente de esos roqueríos, desemboca el río Aconcagua. El volumen promedio transportado diariamente por este afluente, para el período de muestreo (junio-agosto) es de ca., 3.416.256 m³ (Dirección General de Aguas V Región-Valparaíso, comunicación personal). Al sur del río se integra el área urbana de Concón, caracterizada principalmente por una actividad industrial petrolera. En el área costera comprendida entre punta Blanca y el límite sur de la bahía de Concón se ubican algunos balnearios, además de un molo de abrigo y atraque destinado a embarcaciones deportivas pertenecien-

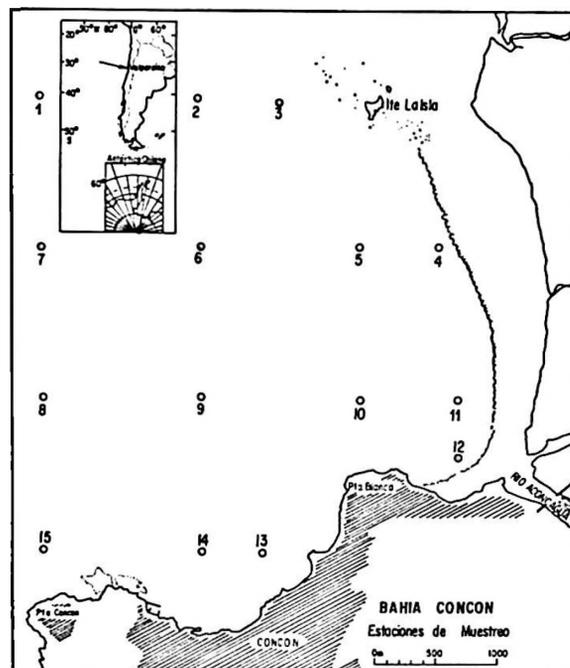


Figura 1. Posición de las estaciones de muestreo.

tes al Club de Yates Viña del Mar, lo que la caracteriza como una zona turística.

De acuerdo con la batimetría de la carta IHA N° 426, la bahía presenta una topografía submarina caracterizada por una entidad morfológica suave, situada entre el límite norte del área estudiada y la desembocadura del río Aconcagua, cuyo aporte de sedimentos contribuye a dicho rasgo topográfico; este tipo de pendiente se manifiesta en rompientes alejadas de la línea de costa. Más al sur, entre punta Blanca y punta Concón, el lecho marino posee una morfología más fuerte, caracterizada principalmente por roqueríos y pequeñas playas de arena. Batimétricamente la bahía es baja, con una profundidad promedio del orden de los 14 metros.

El régimen de marea en la bahía presenta características de "marea mixta", con una onda de marea con período aproximado de 12 horas y diferentes alturas en plea y bajar (IHA, 1988).

En la bahía de Concón convergen dos sistemas potenciales de aporte de hidrocarburos: i) el río Aconcagua, por procesos de escurrimiento fluvial y recepción de descargas industriales, y ii) un emisario submarino de una refinería de petróleo que se introduce 800 m mar afuera.

METODOS

La obtención de muestras de agua de mar para determinar el nivel de hidrocarburos policíclicos aromáticos de la bahía de Concón, se realizó los días 28 de junio y 1º de agosto de 1988.

En cada salida se consideraron 15 estaciones de muestreo distribuidas en forma de cuadrículas, cubriendo un área aproximada de 12 km² (Figura 1).

Las muestras fueron obtenidas desde superficie hasta 1 m de profundidad, con botellas de vidrio de 2,5 l de capacidad, montadas en un cesto metálico.

Por otra parte, el 29 de agosto de 1988 se tomaron muestras de agua de la orilla del río Aconcagua en tres estaciones ubicadas en su desembocadura, a 500 y 1.000 m al interior, respectivamente.

El contenido de HPA de todas las muestras fue extraído mediante n-hexano, utilizando embudos de separación, concentrándose posteriormente el extracto en un rotaevaporador a 55°C.

La medición de los HPA se efectuó por el método fluorimétrico (COI, 1984), utilizando un espectrofotofluorímetro Shimadzu, modelo RF-540, comparando la luminiscencia de las muestras excitadas a 310 nm con la emisión fijada a 360 nm, contra una escala patrón de criseno. El resultado fue expresado en microgramos equivalentes de criseno por litro de agua de mar (µg/l).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos del muestreo efectuado el día 28 de julio en la bahía de Concón. La concentración de HPA presenta un valor promedio de 0,48 µg/l. Estos valores permiten determinar una zona de baja concentración de hidrocarburos en el sector norte (islote La Isla), la cual se prolonga por la costa hasta la proximidad de la desembocadura del río Aconcagua.

Al sur de la bahía, y distante de la costa, se detecta una zona relativamente alta en contenido de HPA, presentando valores superiores a 2,00 µg/l. La Figura 2 muestra la distribución superficial de la concentración de estos compuestos.

La Tabla 2 presenta los valores de las muestras obtenidas en la segunda salida, con una concentración promedio de 1,26 µg/l. En esta oportunidad, las concentraciones fueron, en general, más altas que en la salida anterior (Figura 3), manteniéndose los valo-

Tabla 1
Concentración de hidrocarburos disueltos y/o dispersos en agua de mar de la bahía de Concón (28/06/88)

Estación	µg/l Eq. Criseno
1	0,10
2	0,16
3	0,16
4	0,27
5	0,10
6	0,32
7	0,41
8	1,16
9	2,02
10	0,38
11	0,14
12	0,32
13	0,23
14	0,16
15	1,27
Promedio= 0,48	

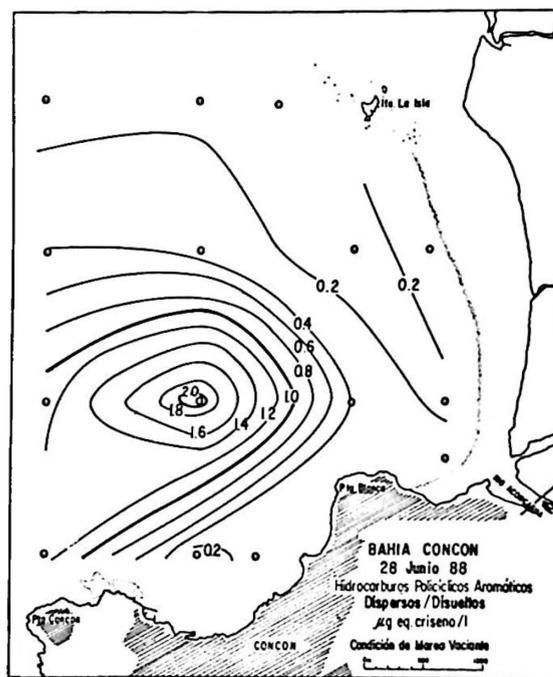


Figura 2. Distribución superficial de hidrocarburos policíclicos aromáticos en agua de mar, 1ª salida.

res bajos al norte de la bahía. Sin embargo, no se aprecia la intrusión caracterizada en la primera oportunidad frente a la playa de Concón. Se observa en esta segunda salida

Tabla 2
Concentración de hidrocarburos disueltos
y/o dispersos en agua de mar de
la bahía de Concón
(01/08/88)

Estación	$\mu\text{g/l}$ Eq. Criseno
1	0,72
2	0,34
3	0,70
4	0,22
5	0,22
6	0,22
7	0,34
8	0,64
9	1,26
10	0,30
11	0,26
12	9,64
13	2,36
14	1,24
15	0,48
Promedio= 1,26	

un desplazamiento de la zona de alta concentración hacia el sur de la bahía (Figura 4).

En general, se observa que los valores obtenidos en ambas oportunidades no sobrepasan los $2,5 \mu\text{g/l}$, agrupándose la mayoría de éstos en un intervalo de $0,0$ a $0,5 \mu\text{g/l}$. En la segunda etapa, el valor determinado en la estación 12, ubicada frente a la desembocadura del río Aconcagua, es el único que difiere del resto de las estaciones en varias magnitudes ($9,64 \mu\text{g/l}$).

Estos resultados concuerdan con lo observado en un estudio sobre el nivel de estos compuestos, efectuado durante un período de 18 meses en esta misma área (IHA, inédito). En dicho estudio, se determinó el valor de $1,50 \mu\text{g/l}$ como nivel máximo para aguas no contaminadas, basado en los resultados obtenidos en una estación testigo. En base a este nivel, se puede deducir que en general la bahía de Concón presenta características de un área no contaminada, con excepción de dos estaciones que superan levemente este valor (estaciones 9 y 13) y de la estación 12 antes mencionada, cuya concentración supera en un 540% dicho nivel.

Cabe destacar que esa investigación permitió apreciar una clara influencia del río en el aporte de HPA a la bahía de Concón, observándose valores promedio más altos en la zona próxima a la desembocadura, dismi-

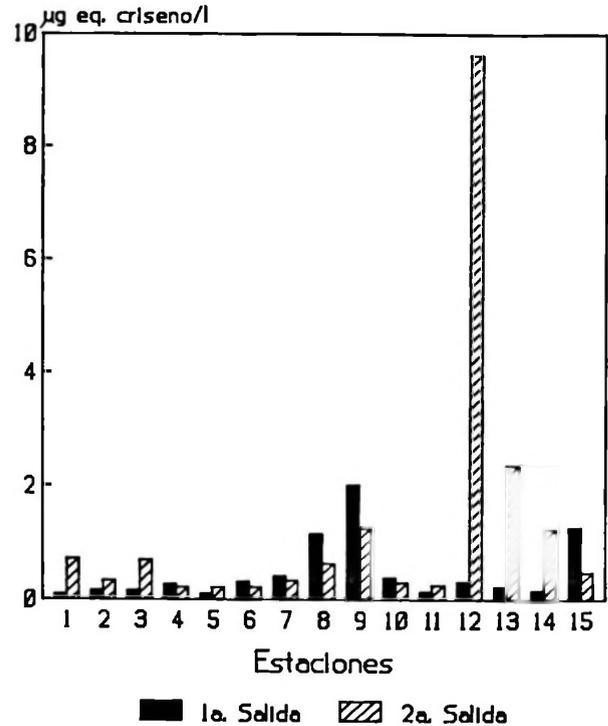


Figura 3. Concentración de hidrocarburos policíclicos aromáticos determinados en agua de mar de la bahía de Concón.

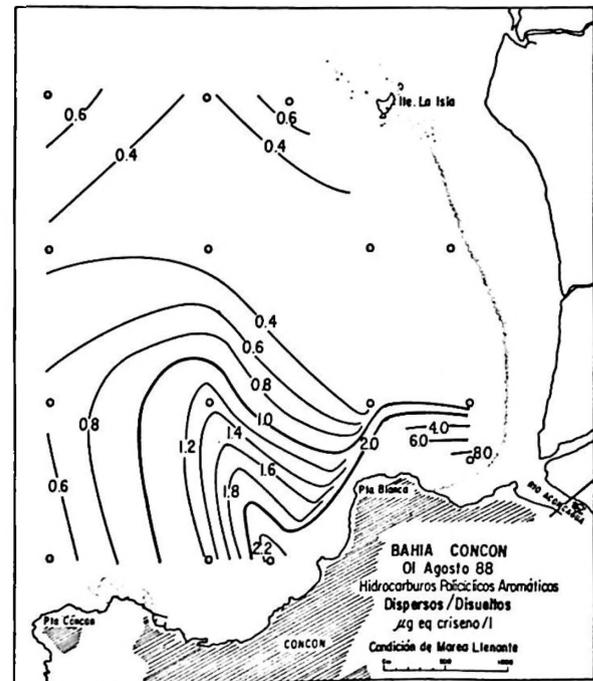


Figura 4. Distribución superficial de hidrocarburos policíclicos aromáticos en agua de mar, 2ª salida.

nuyendo paulatinamente en puntos más distantes (Figura 5). Esta situación se confirma al observar las altas concentraciones de HPA en las muestras obtenidas desde la orilla del río (Tabla 3).

Al comparar los resultados obtenidos con otros estudios efectuados para determinar la concentración de HPA en áreas de alto riesgo de contaminación, como lo es la bahía de Quintero (IHA, 1987a y 1987b), se observa para esa zona concentraciones promedio más bajas (0,14 y 0,13 µg/l) que las determinadas en la bahía de Concón (Figura 6). Esta diferencia se debe probablemente al hecho de que la bahía de Concón está sometida a un constante vertimiento de HPA, transportados principalmente por el río Aconcagua, lo cual no ocurre en la bahía de Quintero, cuyo

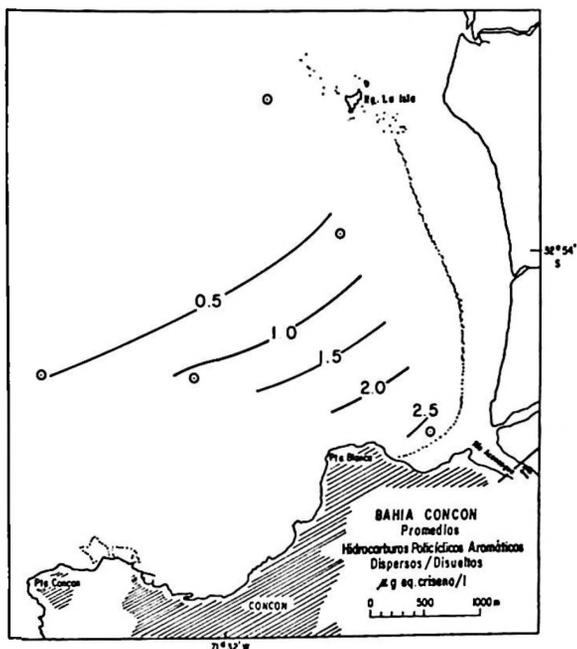


Figura 5. Distribución superficial promedio de hidrocarburos policíclicos aromáticos en agua de mar.

Tabla 3
Concentración de hidrocarburos disueltos y/o dispersos en el río Aconcagua (29/08/88)

Estación	µg/l Eq. Criseno
Boca	5,70
500 m desembocadura	14,70
1.000 m desembocadura	0,90

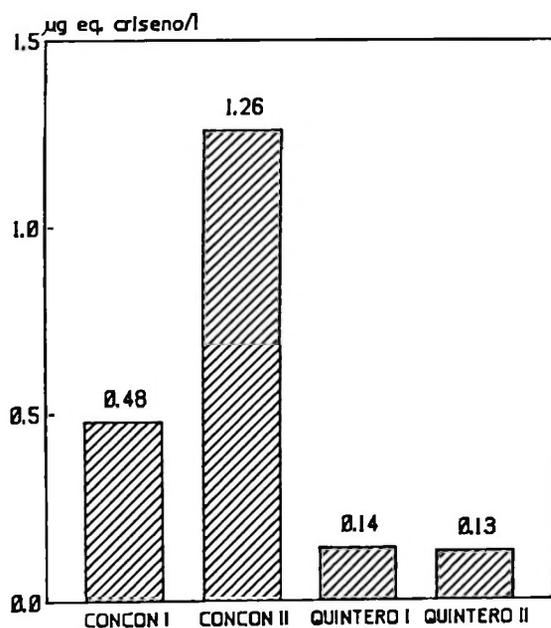


Figura 6. Promedio de hidrocarburos policíclicos aromáticos en agua de mar de la bahía de Concón y bahía de Quintero.

riesgo de contaminación se limita a posibles pérdidas ocasionales en los terminales petroleros o industrias del área.

Los cambios en la distribución de HPA en la bahía de Concón están sujetos principalmente al régimen de circulación. Al no contar con mediciones de correntometría, sólo fue posible analizar dicho régimen de circulación en base a las corrientes de marea. Las condiciones de marea de la bahía de Concón fueron estimadas en base a los datos de la Tabla de Marea para el Puerto de Valparaíso (IHA, 1988).

La toma de muestras en la primera salida se efectuó en condición de marea vaciante. Dado que el río Aconcagua vierte a la bahía aguas con alto contenido de HPA, una circulación hacia el suroeste en el área de estudio derivaría en el desplazamiento de sustancias en esa dirección. Esta situación se reflejaría en la alta concentración de HPA dispersos/disueltos detectados en esa zona de la bahía (Figura 2).

La segunda etapa se realizó en condición de marea llenante. Utilizando el raciocinio anterior, una circulación hacia el sureste desplazaría los hidrocarburos superficialmente hacia la costa sur de la bahía y hacia la desembocadura del río, lo que explica la zona de

alta concentración descrita anteriormente (Figura 3).

Este desplazamiento de aguas conlleva una menor entrada de sustancias transportadas por el río hacia la bahía, con un aumento de la concentración de hidrocarburos en la desembocadura. De esta manera, el alto contenido de HPA disueltos/dispersos detectado durante la segunda salida en la estación 12, ubicada frente a la desembocadura, podría explicarse como una acumulación de estos compuestos debido a la baja dispersión producida en condición de marea llenante.

En ambas etapas se detectó un desplazamiento de HPA hacia el sur, lo que podría indicar un aporte de estos compuestos a la bahía de Valparaíso. Ello concuerda con observaciones de baja salinidad en la zona norte de dicha bahía atribuidas al aporte de las aguas del río Aconcagua (Fonseca e Hickmann, 1978).

CONCLUSIONES

La concentración de HPA en la bahía de Concón se caracterizó por un rango comprendido entre 0,10 y 2,34 $\mu\text{g/l}$, definiéndola como una zona poco contaminada. Sólo una muestra superó este rango, presentando una concentración de 9,64 $\mu\text{g/l}$.

Se estima un aporte significativo de HPA hacia la bahía de Concón, a través del río Aconcagua. La muestra tomada frente a la desembocadura, durante la segunda etapa, presenta una concentración similar a las muestras tomadas desde la ribera del afluente.

Siendo ambas áreas de características similares en cuanto a riesgo de contaminación por hidrocarburos de petróleo, la bahía de Concón muestra una concentración promedio de HPA más alta que la bahía de Quintero. La diferencia en los niveles se debe probablemente al aporte constante de HPA a través del río Aconcagua y/o a descargas industriales directas de la refinería de petróleo ubicada en las inmediaciones de la bahía.

Referente a la distribución superficial de los HPA en la bahía de Concón, en condiciones de marea llenante, se produciría un desplazamiento de estos compuestos hacia el

sureste; en vaciante este desplazamiento cambiaría hacia el suroeste. En ambas condiciones de marea se produciría un desplazamiento de estos compuestos orgánicos hacia el sur, con el posible aporte de HPA a la bahía de Valparaíso.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Dirección y a la Jefatura del Departamento de Oceanografía del Instituto Hidrográfico de la Armada, por el apoyo otorgado al presente estudio.

Nuestros agradecimientos a los señores Hernán Vergara C. y Nelson Silva S., por la revisión crítica del manuscrito y al Sr. Rauí Estrada A., por su colaboración en la toma de muestras.

LITERATURA CITADA

- COI. 1984. Manual para la vigilancia del aceite y de los hidrocarburos del petróleo disueltos o dispersos en el agua del mar y en las playas. Manuales y Guías N° 13. UNESCO.
- COI. 1986. Workshop on the Biological Effects of Pollutants. W.R. N° 53. UNESCO.
- FONSECA, R.I., y V. HICKMANN. 1978. Contribución al conocimiento de las condiciones oceanográficas de la bahía de Valparaíso. *Inv. Mar.* 6(5): 73-86.
- GESAMP. 1976. Review of harmful substances. Rep. Stud. GESAMP (2). United Nations, New York. 80.
- IHA. 1985. Carta N° 426 "Bahía de Concón". escala 1:10.000, 1ª edición.
- IHA. 1987(a). Evaluación del contenido de hidrocarburos en organismos, sedimentos de arena y agua de mar en la bahía de Quintero. Informe inédito.
- IHA. 1987(b). Contenido de hidrocarburos de petróleo en sedimentos de arena, agua de mar y organismos en la bahía de Quintero. Informe inédito.
- IHA. 1988. Tablas de Marea de la Costa de Chile. IHA Pub. 3009.
- IHA. (inédito). Niveles base de contaminación en la bahía de Valparaíso y bahía de Concón.
- NAS. 1975. Petroleum in the marine environment. Workshop on inputs, fates and the effects of petroleum in the marine environment, Oirlie, Virginia. Ocean Affairs Board, Commission on Natural Resources, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 107.
- WALDICHUK, M. 1977. La contaminación mundial del mar: Una recapitulación. COI. Colección Técnica N° 18, UNESCO.

COMPARACION DEL IMPACTO AMBIENTAL EN LA BAHIA DE CONCEPCION PRODUCIDO POR LOS RESIDUOS DE LAS PLANTAS DE HARINA, ACEITE Y CONGELADOS

ENVIRONMENT IMPACT COMPARISONS ON CONCEPCION BAY OF WASTE OF FISHMEAL, FISH OIL AND FISH FROZEN FACTORIES

Eugenia Pradenas y Anny Rudolph

RESUMEN

Se estudian las características principales de los residuos producidos por 9 industrias pesqueras dedicadas a la producción de harina, aceite y/o congelados, ubicadas en el área circundante a la Marisma Rocuant, en Talcahuano. Las variables analizadas en los residuos líquidos de las pesqueras fueron: flujo, T°C, pH, concentración de oxígeno disuelto, grasas, a DBO₅, COD y COP. Sobre la base de la estimación de ensayos de DBO₅, DQO, COP y oxígeno disuelto, se concluye que el mayor impacto es producido por las plantas de harina y aceite. El volumen del efluente en las plantas de harina y aceite es un orden de magnitud mayor, i.e., 1.234 m³/h, que las plantas de congelados. Sin embargo, los valores de DBO₅ (4.300 mgO₂/l) y grasas (8,3 g/l) son extremadamente altos en las últimas. Es imprescindible que sean implementadas políticas de manejo y control en relación a estándares de emisión para residuos industriales, de acuerdo a la capacidad asimilativa del cuerpo receptor, situación que está haciendo crisis a lo largo de la costa de Chile.

Palabras claves: Contaminación, desechos orgánicos, DBO₅, grasas totales.

ABSTRACT

The principal characteristics of industrial waste produced by a fishfactories located in Rocuant salt-marsh, Talcahuano was analyzed. This factories produced fishmeal, oil and frozen fish. Temperature, pH, dissolved oxygen concentration, total greases, BOD₅, COD, and POC were measured on the liquid waste. The levels found on these parameters allow us to conclude that the main impact on the surrounding environment was produced by the fishmeal and oilplant, being its effluent volume one order of magnitude greater than the frozenfish plant (i.e., 1.234 m³/h). However, the frozenfish plant effluent values for BOD₅ (4,300 mg O₂/l) and total grease (8.3 g/l) were extremely high when compared to fishmeal effluent content. According to this results it is suggested here, the development and application of management and control policies related to the standards for industrial waste. This should take into account the assimilation capacity of natural receptor bodies, which at present are in a critical situation along the chilean coast.

Key words: Contamination, organic waste, BOD₅, total greases.

INTRODUCCION

En el año 1988, el volumen de captura en Chile alcanzó a 5.027.667 t de pescado (SER-NAP, 1988), este gran volumen y la inversión en flota, por parte del sector industrial, no ha ido aparejada con un incremento en el valor agregado de los productos ni en mejorar la calidad de los residuos de la elaboración de la pesca. Los Residuos Industriales Líquidos

(RIL) invariablemente son eliminados a un cuerpo de agua cercano a la planta de elaboración, sin que exista una preocupación por el daño producido al medio acuático al sobrepasar su capacidad asimilativa.

En el área de Talcahuano se captura el 37% del total de la pesca nacional, destinándose el 94,3% a la elaboración de harina y aceite de pescado, con sólo un 22,7% de ren-

dimiento. A este rubro se destina cerca de un 90% de la pesca de jurel (*Trachurus murphyi*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), sardina (*Sardinops sagax*), y anchoveta (*Engraulis ringens*), SERNAP. 1988.

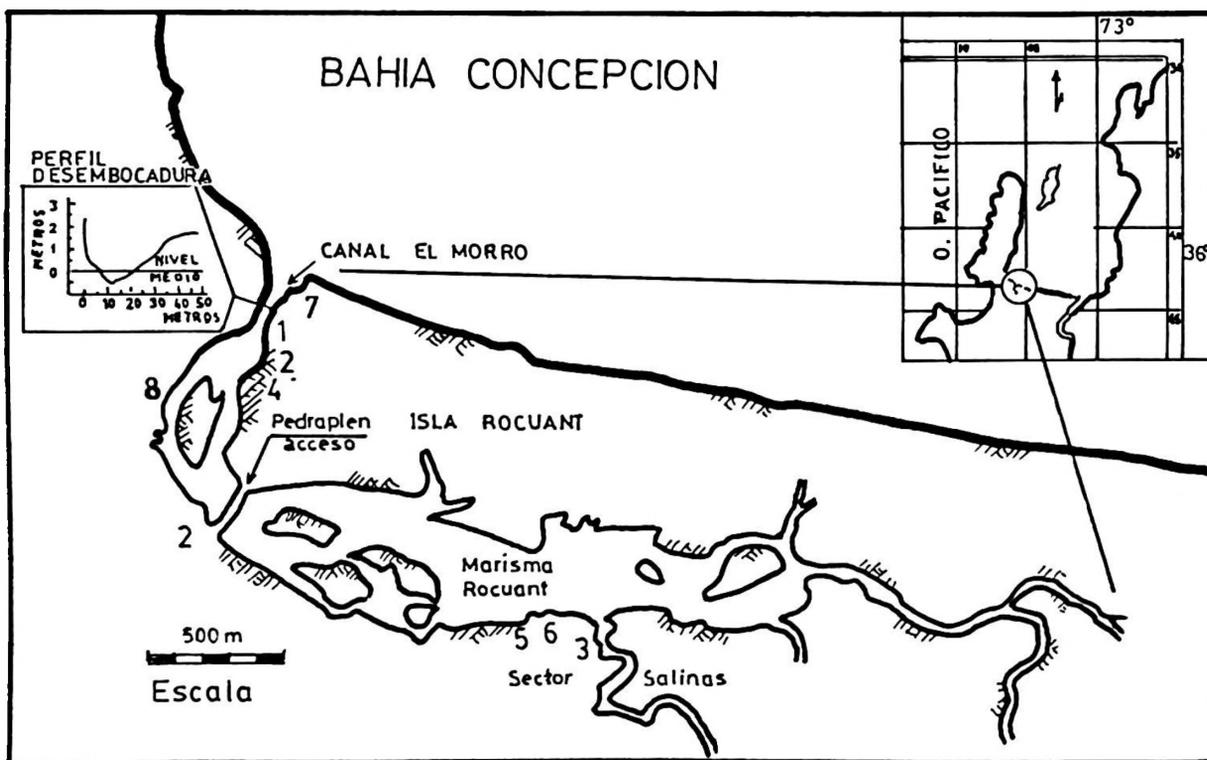
La actividad industrial en el área de Talcahuano se centra principalmente en dos lugares físicos diferentes: la zona de descarga y la planta de procesamiento. Existen dos puntos de descarga la bahía de San Vicente, con un 80%, y la bahía de Concepción, con un 20% del volumen de pesca. Nueve plantas de procesamiento de productos pesqueros en Talcahuano se encuentran en el sector de la Marisma Rocuant (Figura 1). La marisma se ubica al suroeste de la bahía de Concepción (36°40' Lat. Sur y 73°02' Long. Oeste), ocupando un área de 990 km², con una profundidad promedio de 2 m, comunicada con la bahía de Concepción a través del canal El Morro.

Una Evaluación de Estado Ambiental realizado a través de la Técnica de Evaluación de Impacto Ambiental reveló que 73,7% del deterioro en esta área es producido por la actividad industrial directa e indirectamente; un 16,3% por la red de afluentes municipales (actualmente retirada), y un 9,7% por las aguas servidas de una población (ca. 400 personas), antigua caleta El Morro, que no cuenta con servicio de alcantarillado (Ahumada y Rudolph, 1987).

En este estudio se comparan los sistemas de elaboración de pesca y se cuantifican el aporte de materia orgánica eliminada al medio ambiente a través de los RIL de las industrias pesqueras, ubicadas en el sector de la Marisma Rocuant.

MATERIALES Y METODOS

Los muestreos de efluentes, tres en prome-



PESQUERAS:

- | | |
|---------------------|---------------|
| 1. Camanchaca | 5. San Miguel |
| 2. Golfo harina | 6. Vásquez |
| 2'. Golfo congelado | 7. Tamarugal |
| 3. Indumar | 8. Iquique |
| 4. Landes | |

Figura 1. Diagrama de la Marisma Rocuant que indica los puntos de evacuación de RIL de las pesqueras ubicadas en el sector.

dio, en las industrias pesqueras fueron realizados durante los meses de agosto a noviembre de 1988, directamente de los lugares de evacuación y/o piscinas decantadoras. En cada oportunidad se solicitó, en cada industria, información sobre el tonelaje procesado en el momento del muestreo y tipo de materia prima utilizada en la planta. Los análisis se realizaron de muestras compuestas por submuestras, tomadas cada 30 minutos durante un período aproximado de 2 horas (Greenberg *et al.*, 1985). La concentración de oxígeno disuelto en el RIL fue promediado de la concentración de cada submuestra, fijada *in situ* (Strickland y Parson, 1972).

La muestra compuesta fue almacenada en botellas de plástico y vidrio, de acuerdo a las exigencias de cada análisis. El pH fue medido en un peachímetro Orion-research modelo 701-A. La determinación del flujo de los efluentes fue medida con un flujómetro digital Hydro-bios, modelo 438 110. La cuantificación de carbono orgánico particulado (COP) se realizó por filtración de un volumen conocido de la muestra bien mezclada y mediante oxidación con dicromato de potasio (Strickland y Parson, 1972).

La determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se realizó por oxidación en medio ácido y reflujo de la muestra, con dicromato de potasio. En la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la muestra fue diluida para que el consumo de oxígeno durante la incubación (5 días, 20°C) no sea mayor al 80% de la concentración de oxígeno contenido en la muestra incubada, y la concentración de grasas se determinó por extracción con dietiléter (Greenberg, *et al.*, 1985).

Además se midió en el agua superficial de la Marisma Rocuant (primeros 55 cm), temperatura, pH y oxígeno disuelto, para comparar con algunas de las variables analizadas en los RIL.

CONSIDERACIONES METODOLOGICAS

Para el análisis de DBO₅ debieron ser preparados, para cada muestreo, inóculos adaptados a las condiciones de laboratorio, capaces de consumir la materia orgánica presente en las muestras de los residuos líquidos de la industria pesquera. Se aceptó como un inóculo adecuado aquel que en condiciones de laboratorio, usando como sustrato orgánico glucosa-glutamina, producía un consumo

de oxígeno entre 140 y 160 mgO₂/l (Greenberg *et al.*, 1985).

El cuerpo receptor de desechos industriales de las pesqueras es la marisma y posteriormente la bahía de Concepción, por tanto, para el análisis de DBO₅ se utilizó como agua de dilución, además de agua destilada más nutrientes, agua de mar filtrada. Se observó que en agua de mar el consumo de materia orgánica es mayor, es decir, en agua de mar la cantidad de materia residual es menor.

Se realizó estudios sobre la cinética que describe el consumo de oxígeno diario, para muestras de RIL y distintas concentraciones de sustrato sintético. La gráfica obtenida (Figura 2) puede ser descrita a través de una ecuación de primer orden (Young, 1984), en que no se detecta presencia de inhibidores y un pequeño período de adaptación de los microorganismos en las muestras, a diferencia de lo observado con los sustratos sintéticos, i.e., 100, 200 y 500 mg glucosa por litro.

Los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno (curva de DBO) permitiría inferir que los residuos líquidos de la industria pesquera podrían ser factibles de utilizar en cultivos, a través de un mecanismo que fuera a la vez económico para la captura biológica (tratamiento secundario) de partículas orgánicas y/o nutrientes presentes en los RIL. (Kawasaki *et al.*, 1982).

RESULTADOS Y DISCUSION

La comparación de los RIL en los distintos procesos (i.e., harina, aceite y congelados), requiere sean analizados primero las distintas formas de elaboración.

Elaboración de harina y aceite de pescado

Los problemas de contaminación en este proceso se inician desde el momento de descarga de la pesca en el puerto. La pesca es extraída desde las bodegas por succión, facilitada por grandes volúmenes de agua de mar, la que es eliminada en el lugar de desembarque con una alta carga de material orgánico disuelto y particulado (sangre, escamas y restos de pescado).

La descarga y el traslado de la pesca hasta la industria (por medio de camiones) produce un importante deterioro de materia prima, con formación de agua de sangre, que es perdida durante el trayecto. La materia prima es almacenada en los pozos de recepción de la industria, cuya capacidad fluctúa entre

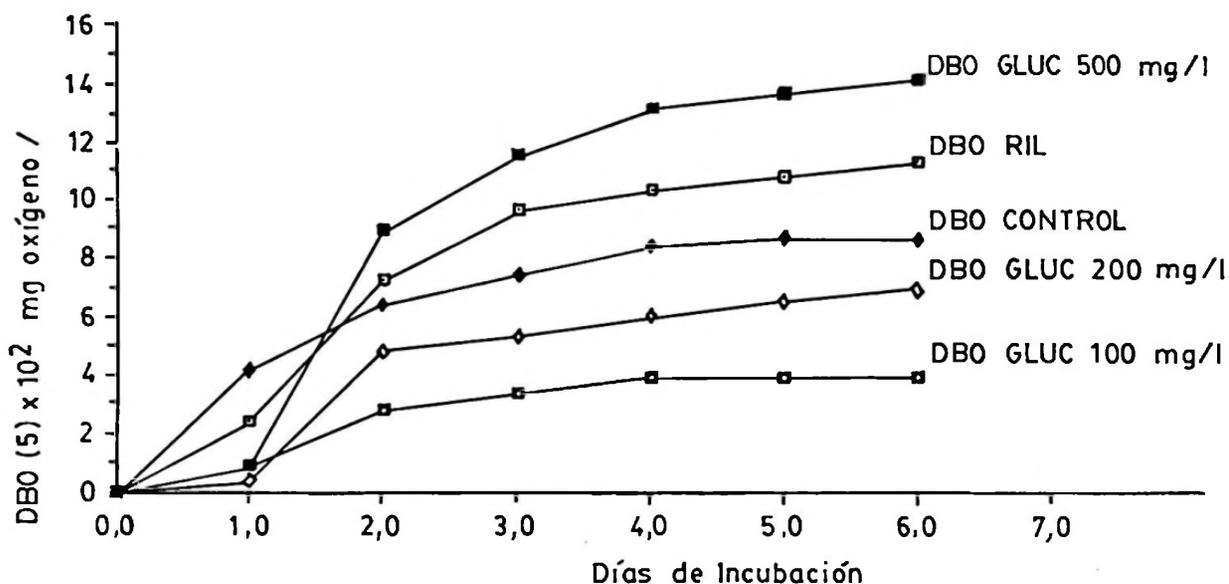


Figura 2. Curvas experimentales de consumo de oxígeno (DBO mg O₂/l) para diferentes concentraciones de sustrato.

800 y 2.500 t, hasta el momento de su utilización. Durante el almacenaje se genera y acumula agua de sangre que es recibida bajo los tornillos transportadores, donde, dependiendo de la industria, es eliminada como RIL o incorporado al proceso para la obtención de aceite.

Durante el proceso de elaboración se pierde materia orgánica en las siguientes etapas:

- i) Transporte del pescado hasta los cocedores (se genera agua de sangre, que es recogida por conductos bajo la cinta transportadora).
- ii) Transporte del pescado ya cocido hacia la prensa.
- iii) Por adhesión de materia prima en las paredes de cocedores y prensa.
- iv) Durante el secado de la harina.

En la elaboración de aceite la principal pérdida de materia orgánica se produce en el paso de los líquidos por la segunda centrifuga, donde se obtiene agua de cola que es eliminada por los efluentes o en algunos casos almacenada para su procesamiento. Un segundo punto de pérdida, de menor importancia, se produce durante el lavado del aceite en la tercera centrifuga.

En la limpieza de la planta, que se realiza aproximadamente una vez por semana, se arrastra por lavado todo el material retenido en las máquinas, transportadores y pozos

(i.e., agua de sangre, proteínas y sales), el cual es eliminado sin ningún tratamiento.

Un rendimiento del 30% se acepta como un proceso eficiente en la obtención de harina y aceite de pescado. Es así como de 100 t de pesca, el 24% se transforma en harina, el 6% pasa a formar aceite y el 70% restante es eliminado al ambiente principalmente por los efluentes. Una fábrica que elabora normalmente 400 t/día de pescado, produce ca. 50 m³ de agua de cola. De esta agua de cola, es factible extraer 5.000 kg de soluble de pescado al 50% o 2.500 kg de pescado anhidro (harina de soluble). Si se suponen 15 días de trabajo al mes, las cifras ascienden a 75.000 kg de pescado al 50% o 35.000 kg de harina de soluble (Silva, 1959). En la Tabla 1 se muestra un resumen de la composición de los RIL de las industrias, de donde se desprende que con el tipo de procesado de agua de cola utilizada por las industrias, se logra un aumento de sólo un 4% en harina y un 0,25 en aceite.

Del agua de sangre que se produce en la planta, se recupera en sólidos sólo el 20% del total, sería interesante además estimar el porcentaje de la pesca que se pierde como agua de sangre durante la captura, la descarga y el traslado hasta la planta. Si se acepta el 6% indicado en la Tabla 1, durante el procesamiento se obtienen 105.252 toneladas que se pierden sólo por concepto de agua de sangre en la elaboración.

Tabla 1
Composición de los RIL de industrias pesqueras elaboradoras de harina y aceite de pescado

	Agua de sangre*	Agua de cola**	Agua de lavado
Lugar de recepción	<ul style="list-style-type: none"> — Faenas de carga y descarga de materia prima. — En el transporte hacia la industria. — En la residencia de la materia prima en los pozos receptores. 	<ul style="list-style-type: none"> — Producto de la separación del aceite por centrifugación de los líquidos. 	<ul style="list-style-type: none"> — Agua proveniente de los desodorizadores. — Lavado de pozos y maquinarias (prensa, cocedor y deslugers).
Composición	<ul style="list-style-type: none"> — 7,5% de sólidos suspendidos. — 0,3% de aceite. — 92,2% de agua de mar. 	Sin tratar: <ul style="list-style-type: none"> — Proteínas y vitaminas solubles. — 7% de sólidos. — 0,5% de aceite. — 92,5% de agua. Tratada: <ul style="list-style-type: none"> — 3,4% de sólidos. — 0,49% de aceite. — 87% de agua. 	<ul style="list-style-type: none"> — Agua, partículas de harina. — Residuos proteicos. — Sales minerales. — Sólidos pequeños. — Residuos de agua de sangre. — Solución de soda cáustica al 3%.
Porcentaje de RIL	<ul style="list-style-type: none"> — De un 5-6% del tonelaje de pesca procesada. 	<ul style="list-style-type: none"> — Aproximadamente 45% de la materia prima. — Contiene 20% de las proteínas del pescado. 	Sin información.
Materia recuperada	<ul style="list-style-type: none"> — Se recupera en sólidos aproximadamente 2% del total de producción. — Aumenta de 1,7 a 2% el contenido de sal. 	<ul style="list-style-type: none"> — Aumenta en un 4% el rendimiento de harina y en 0,2% de aceite. 	No se recupera.

*Se analizó una muestra de agua de sangre de 70 toneladas de jurelillos que permanecieron 24 h en el pozo de recepción (Arnaboldi, 1976).

**Análisis de agua de cola obtenida de una muestra de una tonelada de materia prima (Arnaboldi, 1976).

Para la elaboración de pescado congelado

La materia prima es transportada en bandejas por medio de camiones refrigerados y mantenida en frío. El tratamiento de la materia prima se realiza en forma manual, utilizando durante la elaboración agua con hielo. El proceso al cual es sometido el pescado en este tipo de elaboración permite un rendimiento entre 35-40%, lo que es mayor entre un 5 a un 10% que el rendimiento obtenido en la producción de harina y aceite, sin considerar que los desechos sólidos de mayor tamaño de esta línea de producción pasan a la planta de harina (Figura 3).

En torno a la Marisma Rocuant se ubican 7 plantas elaboradoras de harina y aceite de

pescado con una capacidad de elaboración total de 350 t/h y 2 elaboradoras de congelados, cuya capacidad de producción es de aproximadamente de 10 t/h.

Se verificó que la cantidad de orgánicos presentes en los efluentes de plantas dedicadas a la producción de harina dependía de la capacidad de la planta en relación a las capturas recibidas, funcionamiento de los procesadores de aguas de cola y el uso de piscinas decantadoras. Observándose que: i) al comparar tres industrias cuyos procesadores de agua de cola estaban en funcionamiento, sólo en 2 se observaba disminución del 20% en la carga de orgánicos; ii) la carga de materia orgánica logró ser disminuida en un 40% en industrias que utilizaban además piscinas decantadoras de desechos, posibilitando su ai-

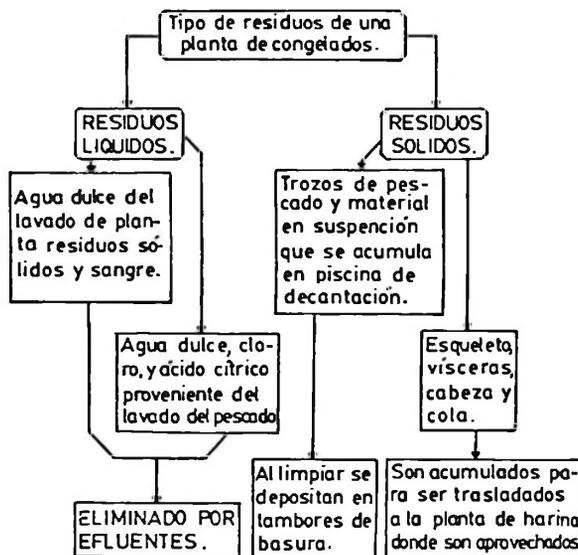


Figura 3. Residuos eliminados en una planta de elaboración de pescado congelado.

reación, en relación a industrias con igual capacidad de producción que eliminan sus desechos directamente (ver Tabla 1).

Los flujos de los efluentes presentan diferencias entre las industrias, dependiendo de la capacidad de la planta y de la cantidad de agua utilizada durante el proceso. El flujo promedio de los RIL de las industrias productoras de harina y aceite, para la época muestreada, fue estimado en 176 m³/h, con un flujo total de 1.234 m³/h. En cambio, en

las plantas procesadoras de productos congelados, su flujo promedio fue de 61,5 m³/h, con un total de 123 m³/h, un orden de magnitud menor.

Las aguas de RIL evacuadas por industrias productoras de harina y aceite de pescado, presentaron una temperatura promedio de 31°C, quince grados más altas que la observada en la Marisma Rocuant. Esto, debido a que un alto porcentaje de esta agua, por el bajo costo de este recurso, es utilizada en procesos de refrigeración. La temperatura mayor encontrada fue de 64°C, cincuenta y tres grados más alta que en la Marisma. Si se considera que el flujo de las aguas de los efluentes, recibida por la Marisma, es de 1.357 m³/h, el impacto producido sólo por este factor sobre el hábitat de la Marisma, es considerable.

Las plantas de congelados utilizan agua dulce durante el proceso, observándose que el pH de sus RIL fluctúa entre 8,2 y 8,6; en cambio las plantas de harina y aceite que utilizan mayoritariamente agua de mar, el rango de pH observado es muy amplio, va de 6,8 a 9,5, encontrándose en la Marisma un pH aproximado de 7,3. Este pH refleja los procesos anóxicos que están ocurriendo en el cuerpo receptor, debido a la acumulación de orgánicos, condición que no logra ser modificada por la influencia mareal recibida desde la bahía.

La DBO de los efluentes fue de 30.853 mgO₂/l, la DQO de 43.877 mgO₂/l, valor que

Tabla 2
Resumen de información de las variables analizadas en el muestreo

Indust.	Prod.	Flujo	T°C	pH	[O ₂]	DQO	DBO	COP	Grasas
H1	22	170	32	8,52	1,9	3.448	2.224	63	0,4
H2	50	180	25	9,25	5,5	4.225	3.197	33	0,3
H3	30	50	64	8,17	0,0	7.834	6.188	450	7,1
H4	12	180	19	7,51	0,0	4.691	2.799	1.185	1,3
H5	26	100	46	8,12	2,6	4.526	3.552	335	0,6
H6	30	468	19	8,28	4,9	11.209	8.491	1.104	1,0
H7	12	86	18	6,80	3,0	7.944	4.402	387	1,5
Indust.	Prod.	Flujo	T°C	pH	[O ₂]	DQO	DBO	COP	Grasas
C1	2,6	23	13	8,2	5,8	2.576	1.716	19	9,6
C2	3,5	100	17	8,6	2,7	6.977	4.998	213	7,0

H: Plantas de harina y aceite
C: Plantas de congelados.

DQO = mgO₂/l
DBO = mgO₂/l
COP = mgC/m³

Grasas = g/l
Producción = t/h
Flujo promedio = m³/h

es 1,4% mayor que el DBO para una carga de carbono orgánico particulado de 3.557 mgC/día. La significativa magnitud de la DBO₅ y DQO y COP, puede ser explicada por el bajo rendimiento con que opera una fábrica de harina y aceite (ver Tabla 1), esta concentración de orgánicos no logra ser enmascarada por el gran volumen de agua utilizada en la planta. Las fábricas de congelados presentan también altos valores de DBO, DQO y COP, pero sus volúmenes de RIL son un orden de magnitud menor (ver Tabla 2).

Como agravante de esta situación, las plantas de harina deben ser lavadas por lo menos una vez a la semana, para eliminar el material adherido a las máquinas, observándose un fuerte incremento en la DBO y DQO, aproximadamente 4,8% y 5,1%, respectivamente; además, el agua del lavado durante este proceso presenta un pH más básico (pH=10), debido a la utilización de soda cáustica, de alta toxicidad para el medio receptor.

Las grasas son compuestos de baja densidad, hidrofóbicas y de gran adherencia. La cantidad encontrada en los RIL es alarmante: 1,7 g/l como promedio en los efluentes de plantas elaboradoras de harina y aceite y de 8,3 g/l en los provenientes de plantas congeladoras.

Las grasas, al adherirse a las paredes rocosas y plantas o al flotar sobre el agua, impiden el intercambio con el medio. Uno de sus impactos más dramáticos es que impiden la oxigenación del agua, este contaminante no debería ser eliminado por ningún concepto al medio ambiente.

La concentración de oxígeno disuelto en los RIL de industrias de congelados, con flujos de 123 m³/h, fluctuó entre 2,7 y 5,8 ml O₂/l, concentración mayor a la existente en los RIL de plantas de harina y aceite, con un flujo total de 1.234 m³/h, donde es frecuente encontrar concentraciones de oxígeno cercanas a cero, con un promedio de 2,6 mlO₂/l (ver Tabla 2). Las concentraciones de oxígeno disuelto en superficie (los primeros 5 cm), en la Marisma Rocuant, no fueron mayores al 20% del valor de saturación (0,0-2,0 ml O₂/l), a mayores profundidades las condiciones son anóxicas. Estas concentraciones de oxígeno son insuficientes para la degradación de la materia orgánica ya existente en la Marisma, por lo que se produce una degradación anóxica de la materia orgánica, dando como resultado la eliminación de gases

tóxicos, como sulfuro de hidrógeno y metano.

El impacto que produce la actividad industrial pesquera en el sector de la Marisma Rocuant no sólo es producto de la materia orgánica evacuada a través de los RIL, sino además por la expansión de las industrias en terrenos que pertenecían al canal El Morro, lo que ha provocado la disminución en profundidad y amplitud de este canal, disminuyendo el flujo de las aguas obstruido por la construcción del camino de acceso a las industrias (ver Figura 1), junto a la proliferación de grandes cantidades de bacterias en verano (Ahumada *et al.*, 1989).

También es preocupante la situación producida en la Marisma Rocuant en el área de Salinas, sector residencial, con grandes extensiones dedicadas a la crianza de ganado lechero. Allí funcionan tres industrias pesqueras dedicadas a la fabricación de harina y aceite (ver Figura 1). En esta zona el nivel máximo de inundación de la Marisma ha disminuido por la eliminación de desechos de carbón (utilizado como combustible en las industrias), que junto a la materia orgánica proveniente de los RIL, provocan el relleno del sector y aguas estancadas, producto de la obstrucción de los canales de rebalse de la Marisma. Esto hace que el sector se torne insalubre, siendo foco de infecciones y enfermedades para los residentes y no apto para la crianza de ganado.

CONCLUSIONES

Del trabajo realizado se puede concluir que:

En relación al volumen de los RIL, el impacto mayor en el medio es producido por las industrias elaboradoras de harina y aceite (productos de bajo valor agregado), ya que utilizan grandes volúmenes de agua tanto en la descarga como en la elaboración de la materia prima, devolviéndola al medio ambiente con altas concentraciones de grasas, mínimas concentraciones de oxígeno, altas temperaturas y altísimas cargas de orgánicos.

Se hace imperioso el tratamiento de los efluentes de todas las industrias procesadoras de pescado, por el daño causado día a día al ambiente, que en el caso de la Marisma Rocuant pareciera irreparable, además del daño a la población circundante. Es imprescindible la implementación de una política de manejo costero y de control, con estándares de emisión para la evacuación de RIL, además de un estudio del impacto ambiental

producido por cada actividad propia del proceso: descarga en puerto, traslado a la industria y proceso de elaboración, en que se analice si el daño producido al patrimonio común puede ser justificado.

LITERATURA CITADA

- AHUMADA, R. y A. RUDOLPH. 1987. Un problema crítico de contaminación por orgánicos, Marisma Rocuant en Talcahuano. *Revista Ciencia y Tecnología del Mar, CONA 11*: 45-59.
- AHUMADA, R. y A. RUDOLPH. 1989. Residuos líquidos de la industria pesquera: Alternativas ambientales y estrategias de eliminación. *Ambiente y Desarrollo, 5(1)*: 147-161.
- AHUMADA, R., A. TRONCOSO, A. RUDOLPH, J. MORILLAS y T. CONTRERAS. 1989. Coloración roja producida por bacterias: Marisma Rocuant, Talcahuano. *Bol. Soc. Biol. Concepción 60*: 7-16.
- ARNABOLDI, C. 1976. Análisis de estructuras y funcionamiento de una planta elaboradora de harina y aceite de pescado. Informe de práctica para optar al Título de Técnico Marino. Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano, 121 pp.
- CEPAL. 1985. Informe del taller sobre la evaluación del impacto ambiental de sustancias potencialmente nocivas provenientes de fuentes costeras en el medio marino: Estudio de un caso en Chile. Universidad de Concepción. LC/L. 325: 85 pp.
- GRASSHOFF, K. 1982. *Methods of sea water analysis*. 2nd Edition. Verlag Chemie, 419 pp.
- GREENBERG, A.E., R.R. TRUSSELL and L.S. CLESCERI. 1985. *Standards methods for the examination of water and wastewater*. Sixteenth Edition, American Public Health Association, Washington, D.C.
- KAWASAKI, I., E. TARIFEÑO-SILVA, D. YU, M. GORDON and D. CHAPMAN. 1982. Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrient in secondary treated domestic wastewater. I Nutrient uptake and realize by artificial food chains. *Water Research 16(16)*: 7-49.
- PARRA, O., E. UGARTE, L. CHUECAS and H. BALABANOFF. 1977. Estudios preliminares sobre contaminación del canal El Morro, bahía de Concepción, Chile. *Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. 51(2)*: 225-230.
- ROJAS, O. y A. MUJICA. 1981. Delimitación de las áreas de desove, prerreclutamiento y estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces pelágicos de importancia económica. Subsecretaría de Pesca-Instituto de Fomento Pesquero, Informe Técnico. 82 pp.
- RUDOLPH, A. y R. AHUMADA. 1987. Intercambio de nutrientes entre una Marisma con una fuerte carga de contaminantes orgánicos y las aguas adyacentes. *Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. 58*: 151-169.
- SERVICIO NACIONAL DE PESCA (SERNAP). 1988. Anuario Estadístico de Pesca.
- SILVA, J. 1959. Aprovechamiento de las aguas de cola. In: *Explotación pesquera y aprovechamiento de los productos de la pesca en Chile*. Vol. III. Primer Congreso de Ingeniería Química. 116-123. Instituto de Ingenieros Químicos de Chile. Concepción, Chile. Vol. III. 306 pp.
- STRICKLAND, J. and T. PARSON. 1972. *A practical handbook of sea water analysis*. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167: 1-311.
- SZEKELY, F. 1986. Evaluación de Impacto Ambiental, nociones básicas. Doc. PNUMA/CPPS/CEPAL/WG. 56(8):1-43.
- UNEP. 1981. Pautas de evaluación de Impacto Ambiental Industrial y criterios ambientales para la ubicación de industrias. *Industry and Environmental Guidelines. 1:807-10715*.
- YOUNG, J. 1984. Waste strength and water pollution parameters. En: *Water analysis*. Vol. III. Organic species. Minear y Keith (Ed.), 1-39. Academic Press. Inc. New York. 456 pp.

INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

Los trabajos, escritos en idioma español o inglés deberán ser enviados al Editor en cuadruplicado (original y tres copias).

El texto, incluyendo referencias bibliográficas, tablas, notas al pie de página y leyendas de figuras, deberá ser escrito a máquina a doble espacio, en hojas tamaño carta (21,5 por 28 cm.) con un margen de 2,5 cm por lado.

Numere correlativamente todas las páginas del manuscrito y coloque en la esquina superior derecha de cada hoja el apellido de los autores; en caso de múltiple autoría, se utilizará la forma *et al.* a continuación del primer autor.

Se sugiere que el manuscrito conste de las siguientes secciones:

a. Portada, b. Resumen y Abstract, c. Introducción, d. Materiales y Métodos, e. Resultados, f. Discusión, g. Agradecimientos (opcional), h) Literatura citada, i. Tablas y figuras.

Comience en hoja separada cada una de las siguientes secciones:

a) Portada, b) Resumen y Abstract, c) Texto, incluyendo Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión y Agradecimientos, d) Literatura citada, e) Notas al pie de página, f) Leyendas de figuras, g) Cada una de las Tablas.

Portada. La portada debe incluir el título del trabajo, nombre completo de los autores, institución en que se efectuó el trabajo seguido de su dirección postal, y nueva afiliación institucional si es que corresponde. Proporcione también en la portada un encabezamiento de página (título acortado) de no más de 50 caracteres, incluyendo espacios y una lista de no más de cinco palabras clave (key words) que no estén contenidas en el título del trabajo. Si el trabajo se presenta en español al título debe seguir su traducción al inglés.

Resumen y Abstract. Todo trabajo deberá contar con un Resumen en español y uno en inglés. Este último debe presentar una descripción detallada del problema, los objetivos del trabajo, los métodos usados, los resultados y las principales conclusiones de la investigación que se describe, sin necesidad de hacer referencia al resto del trabajo.

Texto. El texto debe incluir: Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Agradecimientos y Literatura citada.

En su manuscrito subraye sólo los nombres científicos (Género, subgénero, especie y subespecie).

Los nombres científicos deberán escribirse completos, incluyendo el nombre de su descriptor, al menos la primera vez que se mencionan en el texto.

Deberá evitarse el uso de abreviaturas no aceptadas internacionalmente, pero si son usadas, su significado debe ser explicado en el texto al ser usadas por primera vez.

Las unidades utilizadas deben ajustarse al International System of Units (SI)

Las referencias se indicarán en el texto por el apellido del autor, seguido del año de publicación. Si son dos los autores, se separarán por el signo &. Si son más de dos autores, se utilizará el apellido del primero seguido de *et al.* Si un mismo autor tiene varios trabajos en el mismo año se indicará cada uno con letras a, b, c, etc., después del año (e.g. Jones, 1981; Jones & Brown, 1976; Palmer *et al.*, 1977; Smith, 1982a, 1982b).

Cite solamente trabajos publicados o en prensa. En este último caso, indique en la lista de Literatura Citada el nombre del autor o autores, las palabras "en prensa" entre paréntesis, la cita del título y la revista. Incluya en el texto entre paréntesis, o en una nota al pie de página, no en Literatura Citada, cualquier mención a "manuscritos en preparación", "comunicación personal". Las comunicaciones personales se citarán en el texto, señalando el o los autores, seguido entre paréntesis por "comunicación personal" indicando, si es posible, año de la comunicación.

Literatura Citada. En la sección Literatura Citada, anote solamente los trabajos citados en el texto, ordenados por orden alfabético de apellidos. Iniciales y apellido de los autores irán en mayúscula.

La cita de artículos de revistas debe seguir el siguiente orden: apellido del autor; coma; iniciales del o los nombres; punto; año de publicación; punto; título del artículo; punto; nombre completo de la revista; coma; volumen en números árabes subrayados, número de fascículo entre paréntesis; dos puntos; primera y última página del artículo separadas por un guión; punto. (e.g. PAINE, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103 (929): 91-93). Si la cita tiene más de un autor, a partir del segundo la inicial del nombre precede al apellido, y los autores irán separados por coma. Separe el último autor de esa cita del anterior por medio del signo &.

La cita de libros lleva el siguiente orden: Apellido del autor, coma, inicial del autor (seguido de la expresión ed. si se trata de editor); punto; año de publicación; punto; título; punto; número de la edición del libro (sólo a partir de la segunda edición); coma; Editorial; coma; ciudad de publicación; punto; páginas; punto.

Si se refiere a capítulo de un libro use el siguiente ejemplo: BIDDER, A.M. 1966. Feeding and digestion in Cephalopods. En: Physiology of Mollusca. 2: 97-124. K.M. Wilburn and C.M. Younge (ed.). Academic Press, New York.

Tablas y figuras. Los gráficos, mapas, dibujos de línea y fotografías que se incluyan en el texto deben denominarse "figuras", y se abreviarán como Fig. en el texto. Las figuras se enumerarán en forma correlativa con números árabes. Cada figura debe ir acompañada por un título y una leyenda explicativa. Las leyendas de todas las figuras deberán escribirse en una misma hoja bajo el título "Leyendas de figuras". Cada leyenda debe describir la figura con suficiente detalle como para que ella sea comprensible sin referencia al texto.

Las tablas se enumerarán en forma correlativa con números árabes. Cada tabla debe tener un título, seguido de una leyenda que describa la tabla con suficiente detalle como para que ella sea comprensible sin referencia al texto. El encabezamiento de cada columna debe expresar claramente su contenido y la unidad.

Las ilustraciones pueden ser dibujos originales o fotografías de muy buena calidad en papel brillante. Los dibujos originales deberán hacerse con tinta china en papel de buena calidad. El tamaño de los gráficos y de las letras y símbolos debe calcularse de manera que, una vez reducidos a un ancho de columna (7 cm) o doble columna, mantengan su legibilidad.

Cada copia del manuscrito deberá acompañarse de una copia de las Tablas y Figuras, cada una de las cuales no debe exceder 21,5 x 28 cm (hoja tamaño carta).

Se imprimirán sólo fotografías en blanco y negro. Gastos de impresión de fotografías en colores serán por cuenta de los autores, pero se aceptarán excepcionalmente.

Pruebas de imprenta y Apartados. Los autores recibirán una prueba de imprenta que deberán devolver corregida de inmediato. Estas correcciones se referirán sólo a errores de composición.

El autor recibirá gratuitamente 50 (cincuenta) apartados de su trabajo. Un número mayor debe cancelarlos anticipadamente. La cantidad adicional debe ser indicada al devolver la prueba de imprenta.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Manuscripts written either in Spanish or English should be sent to the Chief Editor in one original and three copies.

Text, including literature cited, tables, foot-page notes and figure captions, should be typewritten, double-spaced on sheets of approximately 21.5 × 28 cm with a margin of 2.5 cm.

Manuscript's pages should be numbered correlatively with the author's name in the upper-right corner; in case of several authors use the form "et al." after the first author's name.

It is suggested that submitted papers should have the following sections:

- a. Title page.
- b. Abstract and Resumen and viceversa.
- c. Introduction.
- d. Material and Methods.
- e. Results.
- f. Discussion.
- g. Acknowledgments (optional).
- h. Literature cited.
- i. Tables and Figures.

Start on a separate page each of the following sections: a) Title page; b) Abstract and Resumen; c) Text, including Introduction, Material and Methods, Results, Discussion and Acknowledgments; d) Literature cited; e) Foot-page notes; f) Figure captions; g) Each of the Tables.

Title page. Title page should include the title of the paper, name of the author(s), name of the institution(s) and postal address where the work was done; and new institutional affiliation(s) and postal address if appropriate. Give also a running head no longer than 50 caracteres including spaces, and a list of key-words that do not appear in the paper's title with a maximum of five. In papers written in English, the title should be followed by its translation into Spanish.

Abstract and Resumen. All manuscripts should include an Abstract in English and a Resumen in Spanish (Abstract can be translated into Spanish by the Editors). Abstract and Resumen should record succinctly the main findings of the paper rather than making vague references to the results and discussion. Both Abstract and Resumen should be understandable without reference to the text.

Text. The text should include: Introduction, Material and Methods, Results, Discussion, Acknowledgments and Literature cited.

In the manuscript, underline only the scientific names (Genus, subgenus, species and subspecies).

The scientific names should be written in full including the descriptor's name when given for the first time (The descriptor's paper should not be cited in the Literature section).

The use of non standard international abbreviations, should be avoided. However, if necessary, their meaning have to be explained when used for the first time.

The units in the manuscript should follow the International System of Units (Système International d'unités, SI).

References should be indicated in the text by the name of the author, followed by the year of publication. If two authors collaborated in a same paper, their names should be separated by an ampersand (&). If there are more than two authors, the name of the first author should be followed by the form "et al.". In the case of citation of several works of the same author in a given year, use a, b, c, after the year to make the distinction among the different publications (e. g. Jones, 1981; Jones & Brown, 1976; Palmer et al., 1977; Smith, 1982a, 1982b).

Cite only papers that have been published or in-press. In this last case in the Literature Cited section mention the name of the author, comma, the form "in-press" between parentheses, the citation of the title, and the name of the journal. Do not include in the Literature Cited section references to "manuscript in preparation" or "personal communication". In this case, it should be cited in the text, giving the name(s) of the author(s) followed by the form "Personal communication" between parentheses, and if possible, the year it took place.

Literature Cited. In this section cite only papers referred in the text in alphabetical order by first author's name. Use capital letters for initials and names.

Citation of papers should be made in the following order: name of the author; comma; initials; period; year of publication; period; title of the article; period; full reference of the journal's name; comma; volume number underlined in arabic numerals; issue number between parentheses; colon; number of the first and last paper's page separated by an hyphen; period. [e.g. PAINE, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103(929): 91-93.]. In case of citation with more than one author, the initials should precede the name of the second and following authors. Separate authors names by commas and the last one by an ampersand (&).

Citation of books should follow this sequence: Author's name; comma; author's initial(s); period; followed by the form "ed" if it is the book editor's; period; year of publication; period; title; period; number of the edition (starting with the second edition); comma; Editorial name; comma; city of issue; period; number of pages; period.

To cite a book's chapter, use the following example: BIDDER, A.M. 1966. Feeding and digestion in Cephalopods. In: *Physiology of Mollusca*. 2: 97-124. K.M. Wilburn and C.M. Yonge (ed). Academic Press, New York.

Tables and Figures. Illustrations (either graphs, or maps, or drawings) and photographs included in the texts should be nominated "figures" and abbreviated as "Fig." in the text. Figures should be numbered correlatively with arabic numerals. Each figure should have a title and an explanatory caption. Figure captions should be typed together in the same sheet under the heading "Figure Captions". Each caption should give a detailed description of the figure, understandable without reference to the text.

Tables should be numbered correlatively with arabic numerals. Each table should have a title followed by a legend giving a detailed description of its content, understandable without reference to the text. The head of each column should clearly state its content and their units.

Illustrations should be either originals or good quality glossy prints. Original drawings should be made in Indian ink on good quality paper. The size of graphs, letters and symbols should be calculated in such a way that once the Figure is reduced to the width of one column (7 cm) or double column, it should still be readable.

Each copy of the manuscript should be sent together with one copy of the set of figures and tables, in the appropriate format (21,5 × 28 cm, letter size). Only B/W photographs will be accepted. Color photographs will be exceptionally considered and printing costs will be charged to the author.

Galley proof and Reprints. Authors will receive galley proof to be returned within 72 hours. Corrections on galley proof should be only on printer's errors.

The authors will receive 50 reprints free of charge. Additional copies could be ordered with the returning galley proof enclosing payment.

Pradenas, Eugenia y Anny Rudolph

Comparación del impacto ambiental en la bahía de Concepción producido por los residuos de las plantas de harina, aceite y congelados. *Environment impact comparisons on Concepción Bay of waste of fishmeal, fish oil and fish frozen factories* 115-122

Biología Pesquera

PONTIFICIA UNIVERSIDAD
CATOLICA DE CHILE



INDICE N° 18

1989

Nota del Editor. *Editor's note.*

Bernal, Patricio, Ramón Ahumada, Humberto González, Silvio Pantoja y Alfredo Troncoso

Flujo de carbón en un modelo trófico pelágico para bahía de Concepción, Chile. *Carbon fluxe in a pelagic trophic model for Concepcion Bay, Chile* 5-15

Carrasco, Franklin y Ariel Gallardo

La contaminación marina y el valor de la macroinfauna bentónica en su evaluación y registro: Casos de estudio en el litoral de Concepción. *The marine pollution and the value of the benthonic macroinfaune on its evaluation and monitoring: Study of cases in the Concepcion litoral* 15-27

Ilabaca, Pedro

Formación y evaluación de la costa de Talcahuano: Geomorfología de un sistema de bahías. *Formation and evaluation of the Talcahuano coast: Geomorphology of a bays system* 29-35

Ahumada, Ramón, Anny Rudolph, Sandra Madariaga y Franklin Carrasco

Descripción de las condiciones oceanográficas de la bahía San Vicente y antecedentes sobre los efectos de la contaminación. *Description of the oceanographic conditions at the San Vicente Bay and antecedents on the pollution effects* 37-52

Ahumada, Ramón

Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías en Chile central. *Production and destine of the phytoplankton biomass in a bays system at Central Chile* 53-66

Avaria, Sergio, Sergio Palma, Hellmuth Sievers y Nelson Silva

Revisión sobre aspectos oceanográficos físicos, químicos y planctológicos de la bahía de Valparaíso y áreas adyacentes. *Review of the oceanographic, chemical and planktological aspects of the Valparaiso Bay and adyacent areas* 67-96

Olivares, Jorge

Aspectos hidrográficos de la bahía de Coquimbo. *Oceanographic aspects of the Coquimbo Bay* 97-108

Bonert, Christian y Rebeca Dorián

Estudio del nivel de hidrocarburos aromáticos policíclicos dispersos y/o disueltos en el agua superficial de la bahía de Concón. *Study of the polycyclic aromatic hydrocarbons dissolved and/or dispersed in the Concon Bay* 109-114



PUBLICACIONES PERIODICAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATOLICA DE CHILE
VICERRECTORIA ACADEMICA