

# 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 & Stamman, 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 biológico marino, 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-

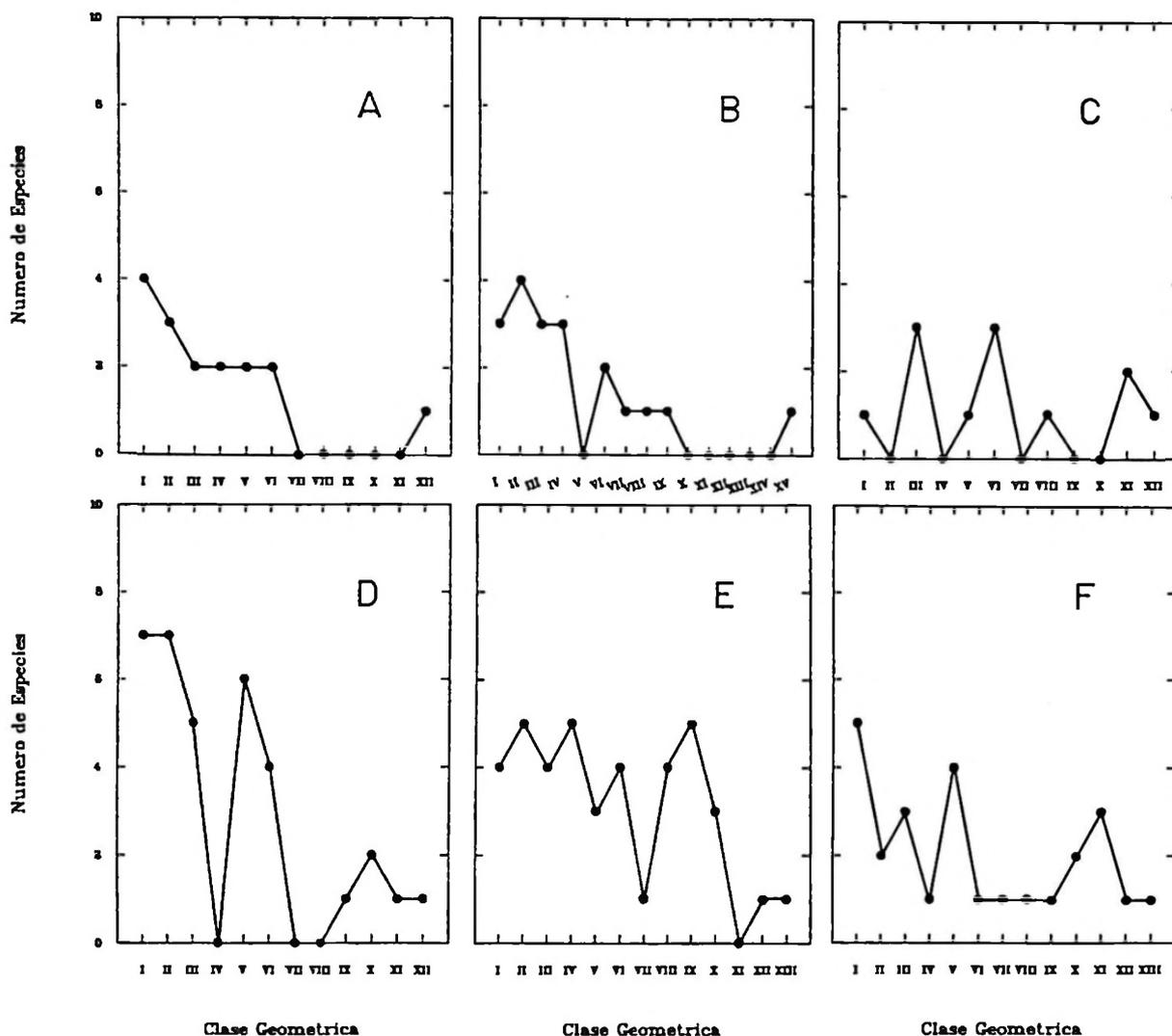


Figura 1. Gráficas log-normales con los datos graficados como número de especies (ordenada) en cada clase de abundancia geométrica ( $\times 2$ ) (en la abcisa), según lo indican Gray & Pearson (1982). A. Datos del puerto pesquero de Talcahuano (enero 1982) (Carrasco, no publicado). B. Puerto pesquero 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 Ugland & 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) <i>Puerto pesquero de Talcahuano</i> (Figura 1A) <i>Sthenelais helenae</i> <i>Sigambra bassi</i>	<i>Cossura chilensis</i> <i>Lumbrineris tetraura</i>
b) <i>Puerto pesquero de Talcahuano</i> (Figura 1B)	<i>Lumbrineris tetraura</i> <i>Pectinaria chilensis</i>
c) <i>Puerto pesquero de San Vicente</i> (Figura 1C) <i>Nereis dorsolobata</i> <i>Paraprionospio pinnata</i>	<i>Aquilaspio peruana</i> <i>Phyllochaetopterus sp.</i>
d) <i>Bahía de Concepción (Boca Grande)</i> (Figura 1D) <i>Lumbrineris tetraura</i> <i>Nephtys ferruginea</i> <i>Aquilaspio peruana</i> <i>Typosyllis sp.</i>	
e) <i>Tumbes (11 m)</i> (Figura 1E) <i>Magelona phyllisae</i> <i>Lumbrineris bifilaris</i>	<i>Sigambra bassi</i> <i>Cossura chilensis</i> <i>Spiophanes chilensis</i>
f) <i>Plataforma continental (65 m)</i> (Figura 1F) <i>Lumbrineris bifilaris</i> <i>Phyllochaetopterus sp.</i> <i>Harmothoe sp.</i>	<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

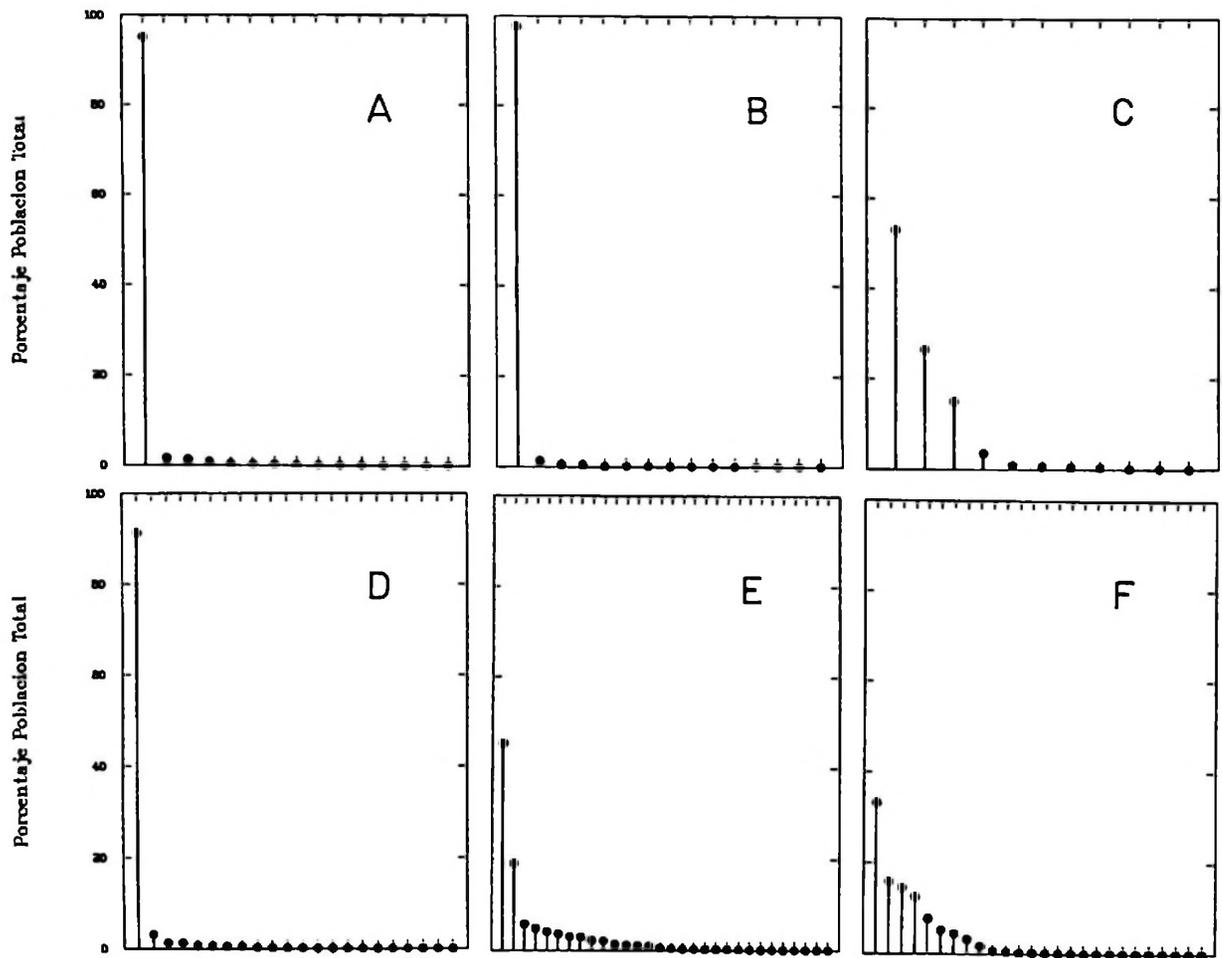


Figura 2. Curvas de dominancia tipo RSA (*rank species abundance*), con el porcentaje total de la población graficado en la ordenada y la ordenación decreciente (*ranking*) de especies en la abcisa, según lo sugieren Shaw et al. (1983). A. Para los datos del puerto pesquero de Talcahuano (enero 1982) (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).

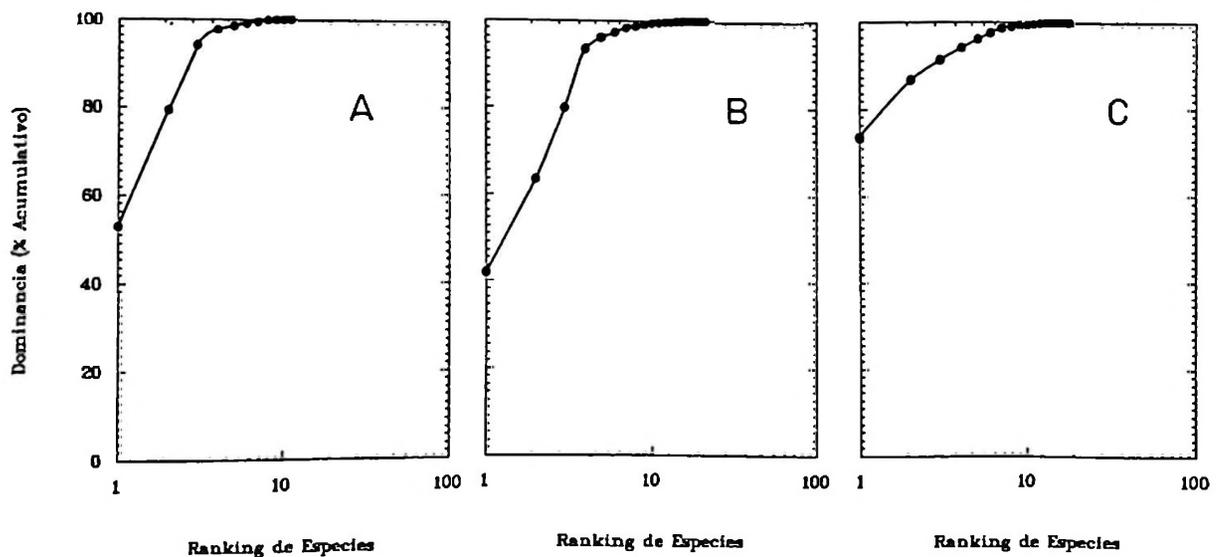


Figura 3. Curvas de k-dominancia, con el porcentaje acumulativo de la abundancia numérica en la ordenada versus el *ranking* de especies en la abcisa en escala logarítmica, según lo proponen Lamshead et al. (1983). A. Ejemplo con los datos de los fondos contaminados del puerto pesquero de San Vicente (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.

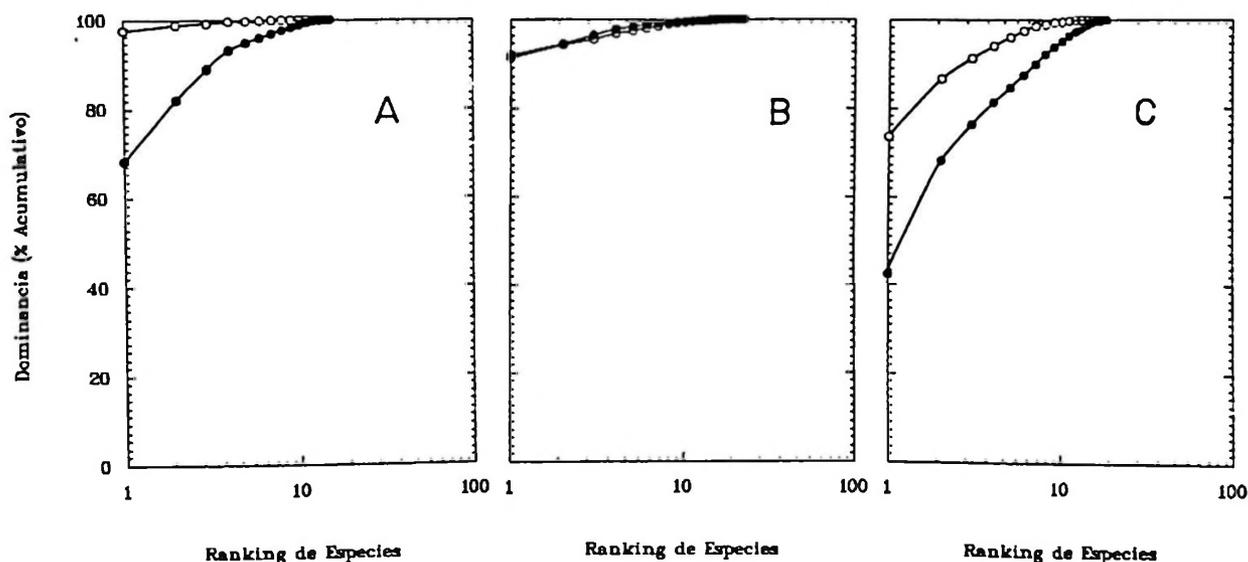


Figura 4. Curvas conjuntas de k-dominancia para la abundancia numérica (○) y la biomasa (●), con el porcentaje acumulativo de la dominancia en la ordenada (escala aritmética) y el ordenamiento decreciente (*ranking*) de especies en la abcisa (escala logarítmica), según lo indica Warwick (1986). A. Agregación 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. 2<sup>nd</sup> 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*. 2<sup>nd</sup> 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.

