

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY REVISTA BRASILEIRA DE ECOLOGIA

Publication of the Ecology Society of Brazil

Editores: Dr^a Edisa Ferreira Inocêncio Nascimento
Dr^a Mutue Toyota Fujii

Colectivo de Autores:

A. José Areces Mallea – Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50.670-901 Recife, PE, Brasil.

Adilma L.M. Concentino – Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50.670-901 Recife, PE, Brasil.

Thiago N.V. Reis – Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50.670-901 Recife, PE, Brasil.

Edson R.T.P.P. Vasconcelos – Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50.670-901 Recife, PE, Brasil.

Nathália C. Guimarães-Barros – Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50.670-901 Recife, PE, Brasil.

Mutue T. Fujii – Núcleo de Pesquisa em Ficologia,
Instituto de Botânica,
Av. Miguel Estéfano, 3687, 04301-902 São Paulo, SP, Brasil.
mutue.fujii@pq.cnpq.br

Mailing Address

Departamento de Ecologia
Rua do Matão, Travessa 14 no. 321. CEP.: 05508-900.
Cidade Universitária – São Paulo, SP.
Phone: (11) 3091 7600
e-mail: contato@seb-ecologia.org.br
site: www.seb-ecologia.org.br

FICHA CATOLOGRÁFICA

Brazilian Journal of Ecology
Revista Brasileira de Ecologia
Volume Especial.
Las Macroalgas como Bioindicadoras
de Calidad Ambiental y Cambios Climáticos.
Guía Práctica

Vol. 01 Ano 17 – 2015
São Paulo, SP. Ecology Society of Brazil
(Sociedade de Ecologia do Brasil).
V/:il; 25 cm

Anual
2015, I

II. Ecologia I. Sociedade de Ecologia do Brasil

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY
A publication on the
ECOLOGY SOCIETY OF BRAZIL
SOCIEDADE DE ECOLOGIA DO BRASIL

BOARD

PRESIDENT

Dr. Welington Braz Carvalho Delitti – IB/USP

VICE PRESIDENT

Dra. Karla Conceição Pereira – APTA/SP

1st SECRETARY

Dra. Débora Fernandes Calheiros – Embrapa Pantanal/UFMT

2st SECRETARY

Dr. Vladimir Stolzenberg Torres –

1ST TREASURER

Dra. Edisa Ferreira Inocência Nascimento – IB/USP

2ST TREASURER

Dr. Júlio Cesar Voltolini – UNITAU

CONSELHO FISCAL

Dra. Solange Ikeda Castrillon UNEMAT-

Dr. Josué Ribeiro da Silva Nunes - UNEMAT

Dra. Marisa Dantas Bitencourt – IB/USP

Dra. Fátima Aparecida da Silva Iocca - UNEMAT

Dra Vânia Regina Pivelo – IB/USP

Dr. Marcelo Dutra da Silva - FURG

CONSELHO CONSULTIVO

Ms. Valdemiro Lopes Marinho - UNEB

Dra. Alexandra Penedo de Pinho - UFMG

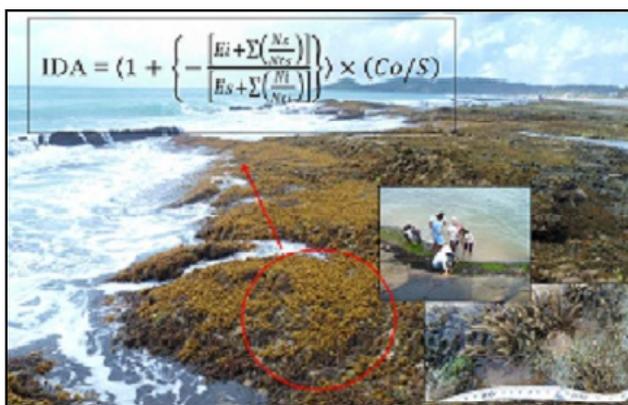
Dra. Patrícia Cristina Silva Leme – USP

Dra. Solange Aparecida Arrolho da Silva - UNEMAT

Dra. Carla Soraia Soares de Castro - UFPB

Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri - EESC/USP

Las Macroalgas como Bioindicadoras de Calidad Ambiental y Cambios Climáticos. Guía Práctica



**Laboratorio de Macroalgas
Departamento de Oceanografía
Universidade Federal de Pernambuco**

Colectivo de Autores:

- A. José Areces Mallea – Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE
- Adilma L.M. Concentino – Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE
- Thiago N.V. Reis – Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE
- Edson R.T.P.P. Vasconcelos – Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE
- Nathália C. Guimarães-Barros – Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE
- Mutue T. Fujii – Núcleo de Pesquisa em Ficologia, Instituto de Botânica, São Paulo, SP

TABLA DE CONTENIDO

A MODO DE INTRODUCCIÓN.	6
I. ASPECTOS GENERALES	6
1. Principios básicos a tomar en cuenta para el uso de una categoría biológica en la diagnosis ambiental.	6
2. Las escalas de organización biológica: ventajas y limitaciones de uso en la bioindicación y el monitoreo de calidad ambiental.	7
II. EL MACROFITOBENTOS COMO HERRAMIENTA DE TRABAJO	12
1. Características fisioecológicas generales.	12
2. Premisas para su empleo en evaluaciones de calidad ambiental.....	13
3. Definición de objetivos.....	14
III. MAXIMIZANDO LA REPRESENTATIVIDAD	16
1. Esfuerzo muestral.....	16
2. El hábitat como unidad espacial de comparación.....	31
IV. INDICADORES E ÍNDICES	39
1. Aspectos generales	39
2. Documentación de disturbios mediante la elaboración de mapas de sensibilidad	41
3. Evaluación de la severidad ambiental y los cambios climáticos mediante el uso del macrofitocrobentos.....	44
3.1 Base legal e historia reciente.....	45
V. AGRADECIMIENTOS	53
VI. BIBLIOGRAFÍA	53

A MODO DE INTRODUCCIÓN.

La panorámica que se ofrece al lector a continuación acerca del empleo de las macroalgas como herramienta en el diagnóstico ambiental no pretende ser ni exhaustiva ni una camisa de fuerza metodológica. De cada uno de los tópicos que se exponen someramente existe ya en la actualidad una cuantiosa información que puede ser consultada en revistas y publicaciones especializadas. Surgida la idea a partir de la compilación llevada a cabo para la preparación de un minicurso impartido en el XIV Congreso de Ficología de Brasil, los autores solo pretenden hacer énfasis en aquellos aspectos que no deben soslayarse y compartir la experiencia ganada a partir de investigaciones y prospecciones de campo realizadas en los últimos años en colaboración con investigadores de centros científicos como el Instituto de Botánica de San Pablo, Brasil, o el Instituto de Oceanología de Cuba. Sirva pues, esta exposición solo como acicate para la búsqueda de alternativas y el desarrollo de la bioindicación haciendo uso a escala comunitaria o ecosistémica de una de las categorías biológicas más interesantes por su conexidad ambiental.

I. ASPECTOS GENERALES.

I. 1 Principios básicos a tomar en cuenta para el uso de una categoría biológica en la diagnosis ambiental.

Hoy se reconoce que la contaminación constituye una situación ambiental con marcada incidencia en los organismos, por lo cual un monitoreo de naturaleza solo físico-química no puede describir la amplia gama de impactos que estos procesos ocasionan. Los tensores que actúan como consecuencia de la contaminación, inciden de manera directa a nivel individual pero pueden reconocerse en cualquier escala biológica. A diferencia del plancton, cuyas respuestas solo son detectadas cuando son agudas o más rápidas que los procesos de advección circundantes, los organismos sésiles, debido a su restringida movilidad, resumen la historia ambiental prevaleciente en el lugar.

Mediante la bioindicación las respuestas de cualquier sistema biológico ante un tensor ambiental se utilizan para evaluar la acción del tensor o para planear acciones de monitoreo o correctivas. Los bioindicadores más usados son aquellos mediante los cuales pueden distinguirse consecuencias antrópicas de oscilaciones naturales y se dividen en indicadores sensibles, cuando expresan una respuesta bien diferenciada del comportamiento normal o acumuladores, cuando incrementan concentraciones o efectos sin mostrar daños reconocibles en un corto espacio de tiempo. Los bioindicadores pueden ser especies, grupos de especies o comunidades. La interpretación de los impactos y consecuencias de la contaminación sobre el medio dependerá del nivel trófico del organismo seleccionado como bioindicador ya que mientras más bajo este sea los efectos se dimensionarán más a nivel ecosistémico.

En la nomenclatura empleada para clasificar a las especies indicadoras se consideran como detectores a aquellos organismos que concurren naturalmente y responden a un tensor de manera medible, exploradores cuando la reacción al disturbio es positiva y favorece su competitividad, organismos testigo aquellos usados en condiciones de laboratorio para contrastar concentraciones o condiciones deletéreas según metodologías muy formalizadas de resultados reproducibles y monitores de calidad ambiental, tanto activos como pasivos. Los primeros son especies utilizadas para controlar condiciones ambientales de acuerdo con protocolos bien establecidos de introducción *in situ* y

evaluación posterior; las segundas aquellas que se colectan directamente del medio para ser analizadas en el laboratorio.

Para que una especie tenga utilidad en la diagnosis ambiental debe cumplir con las siguientes características:

- Alta conectividad con el medio abiótico
- Valencia ecológica estrecha

El conjunto de condiciones ambientales que permite que una especie o individuo sobreviva se denomina “valencia ecológica” y se dice que en cualquier sitio donde la especie sea observada los conflictos con el ambiente que la rodea no son limitativos (101). El grado de estenotopía puede constituir un buen criterio para seleccionar una especie indicadora. De hecho, una especie indicadora ideal de contaminación sería aquella con características estenotópicas y distribución ceñida al ambiente contaminado (29). Las especies indicadoras por lo general solo funcionan como biomonitores de calidad ambiental en un contexto regional.

El uso de una especie como bioindicadora entraña el conocimiento acerca de las peculiaridades que esta posee para ser utilizada en la medición de una manera matemáticamente significativa de cualquier tensor ambiental seleccionado. Con este fin ha debido explorarse toda su gama de respuestas potenciales, las que pueden oscilar desde una desaparición o multiplicación, cambios metabólicos o de composición evidentes, hasta la acumulación de elementos o sustancias de manera proporcional o no a la concentración ambiental prevaleciente. Conocida la respuesta, así como la distribución geográfica de la especie, cuando esta respuesta se asocia directamente a perturbaciones de la calidad ambiental el organismo suele denominarse especie centinela y sirve como un indicador de conservación ecosistémico (103).

I. 2 Las escalas de organización biológica: ventajas y limitaciones de uso en la bioindicación y el monitoreo de calidad ambiental.

La respuesta ante un trastorno ambiental se expresará de manera diferente de acuerdo a su naturaleza, a las características del modelo empleado y al nivel de organización biológica que atañe. Desde un punto de vista bioquímico, el disturbio puede afectar la integridad del DNA, la expresión de alelos enzimáticos, la concentración de metabolitos secundarios o provocar alteraciones del metabolismo intermediario. A escala celular pueden documentarse cambios en los potenciales de membrana y su permeabilidad, y modificaciones tanto del retículo endoplasmático como de diferentes organelos. A nivel fisiológico, los disturbios provocan variaciones de la absorción de nutrientes, de la regulación osmótica y de las tasas de respiración y síntesis de materia orgánica que se reflejan, tratándose de individuos, en cambios del ritmo de crecimiento, del potencial reproductor y de la adaptabilidad de los mismos al medio circundante. Cuando la escala es poblacional, se expresan en variaciones de biomasa, del tamaño de las clases y cohortes de la población y de su tasa de reclutamiento. A escala comunitaria los cambios pueden evidenciarse en transformaciones de la dominancia, del tipo de distribución espacial de los grupos focales, de los patrones de zonación (Fig. 1), estratificación y sucesión estacional, así como de la información contenida en el sistema, la cual suele expresarse en índices α , β ó Γ de biodiversidad. Los plazos de respuesta dependerán del modelo seleccionado y oscilarán entre respuestas muy rápidas como la alteración en el potencial de membrana o del equilibrio Gibbs-Donnan y lentas como las transformaciones de la estructura y función comunitaria a nivel ecosistémico.

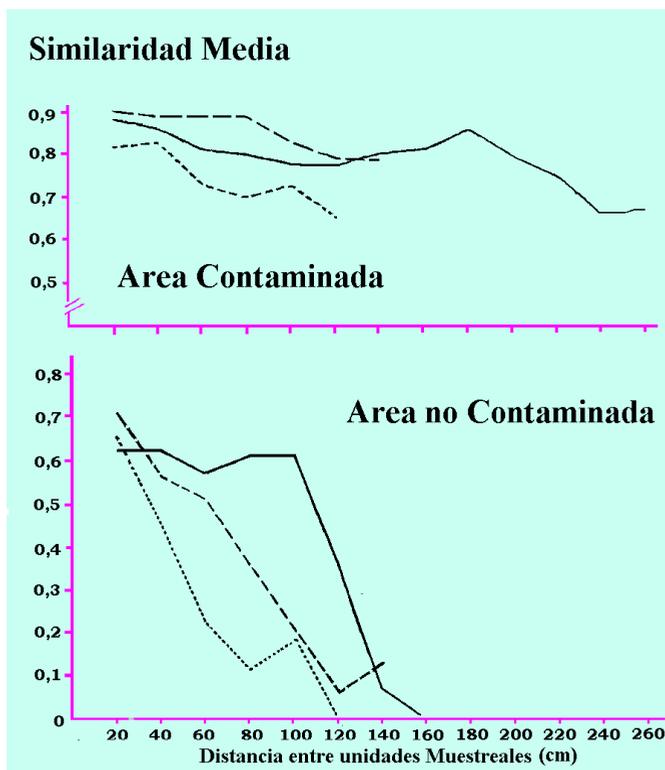


Fig. 1 Pérdida del patrón de zonación de la comunidad algar en el piso mesolitoral a causa de la eutrofización. Área contaminada correspondiente a la Caleta de San Lázaro, en las inmediaciones de la bahía de La Habana, Cuba. Área no contaminada en Santa Cruz del Norte, 45 km al E de la bahía. Índice de similitud de Kulczynski (26). Adaptado de Areces y Toledo, (9).

El acervo teórico acumulado por el hombre en los últimos 50 años sobre la organización biológica de mayor complejidad, el ecosistema ha permitido establecer regularidades y pautas en su evolución (Tabla I) que permiten emplearlas como criterio cuando la diagnosis ambiental se efectúa a esta escala de organización biológica. Todo proceso de intervención humana provoca cambios estructurales, simplifica los nexos y las relaciones entre los componentes del sistema y varía significativamente las rutas en los flujos de materia y energía, lo cual altera los plazos adaptativos y la recuperación de sus integrantes, que cuando son dominantes o especies ingenieras y muy sensibles a los cambios provocados, comprometen la resiliencia del sistema dando lugar a transformaciones irreversibles. El enfoque holístico aplicado en el análisis a diferentes escalas espaciales de un ecosistema constituye la manera óptima de estudiar sus características globales y evaluar a las transformaciones que este ha experimentado con respecto a un estado inicial de referencia, que lamentablemente muchas veces es imposible de conocer a causa de la velocidad actual que tienen los procesos de asimilación socioeconómica de los espacios naturales. Dicho enfoque puede llevarse a cabo de una manera estructural o funcional. Cuando este enfoque se expresa funcionalmente, el análisis de redes ecológicas (ARE) resulta una de las mejores alternativas para la descripción y la comparación espacio-temporal de distintos ecosistemas (15) y para ello suelen utilizarse programas como CTA (137), NETWRK (136), ECOPATH (33), Análisis de Redes Ambientales (54) o WAND (4).

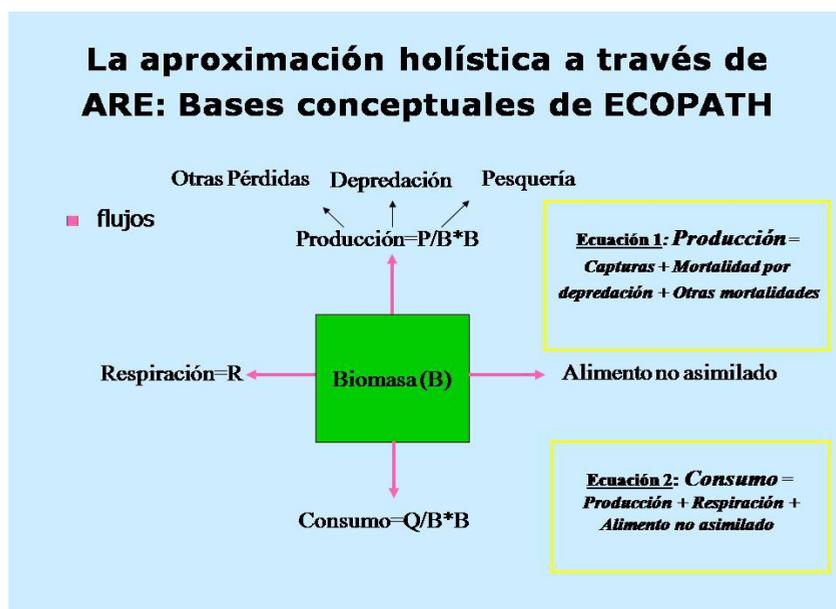


Fig. 2 ECOPATH constituye uno de los programas más utilizados para el análisis multiespecífico de pesquerías. El detrito y la biomasa generada por fanerógamas y algas planctónicas y bentónicas conforman la base de la pirámide trófica modelada.

Cuando dicho enfoque se basa en peculiaridades estructurales, los datos de campo se clasifican en conjuntos de especies y categorías de hábitats (65), mediante el empleo de técnicas multivariadas, el uso de estimadores de distancia ecológica como los índices de similitud o disimilitud, y el análisis de la diversidad, por lo general α ó β , asumiéndose casi siempre que cada elemento considerado es igualmente diferente (90).

El acelerado avance en los últimos 10 años de la informatización tecnológica (creación de bancos electrónicos de datos de gran capacidad, la digitalización a gran escala de información, el uso masivo de la web para su difusión y búsqueda, así como el acceso público a bases de datos de carácter incluso global), ha revolucionado la manera en que la información sobre biodiversidad puede ser utilizada. Hoy en día es posible disponer de registros con más de 10^4 datos (77) y el análisis puede ser efectuado a resoluciones de 10^2 km² o menores (113) en espacios de 10^5 o más km². La combinación de reportes de ocurrencia de especies con información electrónica sobre las características ecológicas del paisaje, permite estimar los nichos ecológicos fundamentales mediante la búsqueda de asociaciones no aleatorias entre ambos elementos (123). Con este fin pueden utilizarse programas como GARP (Algoritmo Genético para la Predicción Normada; 114). Ello ha dado lugar a un campo emergente denominado *Biodiversidad Informática* (130; Fig. 3), cuyas dos premisas para su desarrollo han sido el rápido avance de la teledetección (Fig.4) y la incorporación de los sistemas de información geográficos (SIG) como procedimiento de rutina en el tratamiento de la información espacial (Fig. 5).

Tabla 1. **Madurez Ecosistémica. Tendencias esperadas en el desarrollo de los ecosistemas (según Odum, 1969).**

Atributos ecosistémicos	En fase de desarrollo	En etapas maduras	Expresiones funcionales (ARE: ECOPATH)
Energéticos			
1. Producción bruta/Respiración comunitaria (razón P/R)	Mayor o menor que 1	Se aproxima a 1	Razón P/R
2. Producción bruta/Biomasa neta/Biomasa (razón P/B)	Alta	Baja	Razón P/B
3. Biomasa/Flujo de energía (razón B/E)	Baja	Alta	Razón B/E
4. Producción neta comunitaria ("yield")	Alta	Baja	Prod. neta comunit.
5. Cadenas alimentarias	Lineares, básicamente ramoneo	de Trama, básicamente detritus	Conectancia, Índice de Omnivoría
Estructurales			
6. Materia orgánica total	Pequeña	Grande	Biomasa del sistema
7. Nutrientes inorgánicos	Extrabioticos	Intrabioticos	
8. Diversidad específica-Variedad de componentes	Baja	Alta	
9. Diversidad específica-Equitabilidad	Baja	Alta	
10. Diversidad bioquímica	Baja	Alta	
11. Estratificación y heterogeneidad espacial (patrones de organización de la diversidad)	Pobre	Bien organizado	
Historias de Vida			
12. Especialización de nicho	Amplia	Estrecha	Índice de Omnivoría
13. Tamaño de los organismos	Pequeño	Grande	B/P
14. Ciclos de vida	Cortos, simples	Largos, complejos	B/P
Reciclaje de Nutrientes			
15. Ciclos de minerales	Abiertos	Cerrados	Índice de Reciclaje
16. Tasa de intercambio de nutrientes entre organismos y su medio	Rápida	Lenta	
17. Papel del detrito en la regeneración de nutrientes	Poco importante	Importante	Flujo de/al detrito
Presión de Selección			
18. Formas de crecimiento	Para crecimiento rápido ('r-selection)	Para control retroalimentado ('K-selection)	B/P
19. Producción	Cantidad	Calidad	Homeostasis global
20. Simbiosis interna	Poco desarrollada	Desarrollada	
21. Conservación de nutrientes	Pobre	Buena	Índice de Reciclaje
22. Estabilidad (resistencia a perturbaciones externas)	Pobre	Buena	"Overhead"
23. Entropía	Alta	Baja	Resp./Biom.
24. Información	Baja	Alta	"Flow Info."

Adaptado de: Christensen *et al.* 2000.

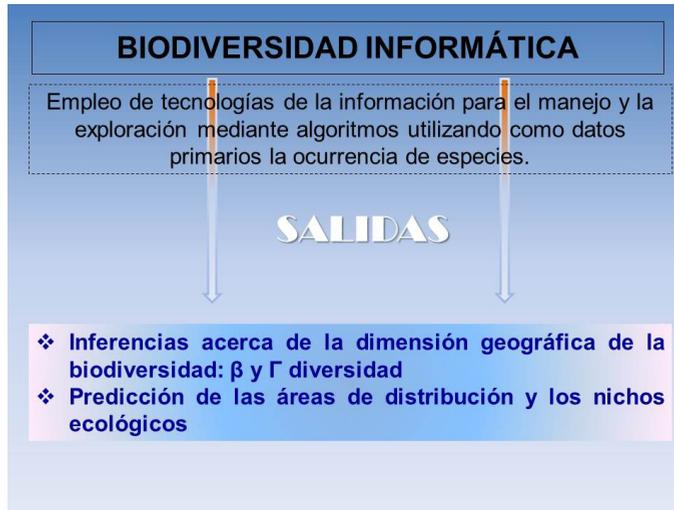


Fig. 3 Los avances tecnológicos de la informatización en los últimos diez años, particularmente en lo que concierne a la cantidad, variedad y resolución de datos electrónicos espacialmente explícitos empleados para describir el ambiente, han revolucionado la forma en que puede procesarse la información sobre biodiversidad.

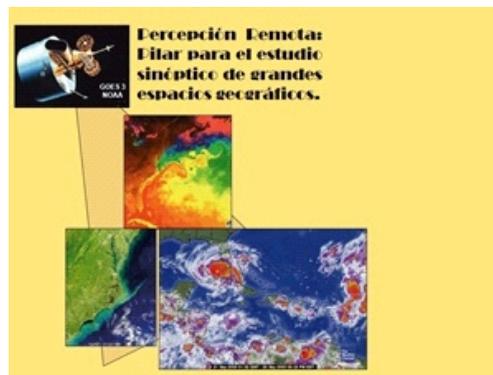


Fig. 4 El empleo de cámaras multispectrales colocadas en órbitas geoestacionarias y de barrido permite documentar cambios espacio-temporales de la temperatura, la clorofila, el vapor de agua, las corrientes y los elementos morfológicos existentes en fondos someros.



Fig. 5 La inclusión en un SIG de los resultados del tratamiento de imágenes satelitarias posibilita su análisis relacional y favorece la comparación a cualquier escala espacio-temporal. Golfo de Batabanó, plataforma SW del archipiélago cubano.

Ello ha permitido acceder al estudio de los patrones de distribución espacial de la biodiversidad en variadas escalas de trabajo, e inferir de una manera relativamente rápida sobre la calidad ambiental existente en estos espacios geográficos a partir del registro cartográfico de sus hábitats y de los cambios que estos experimentan en cuanto a naturaleza, extensión y configuración.

II. EL MACROFITOBENTOS COMO HERRAMIENTA DE TRABAJO.

II. 1 Características fisioecológicas generales.

Las algas poseen como característica común la formación de materia orgánica y la liberación de oxígeno a través del proceso de fotosíntesis, dando lugar aproximadamente al 40 % de la producción primaria del planeta y a casi el 100 % de la producción autotrófica existente en ecosistemas marinos. Sus características esenciales son en general las siguientes:

- Pueden considerarse organismos con estrategias fisioecológicas de adaptación basadas en la optimización de los procesos de síntesis proteica.
- Poseen gran habilidad para reorientar numerosas rutas metabólicas en dependencia de los factores ambientales y el estado fisiológico del organismo.
- Intensidades lumínicas muy altas, o un déficit prolongado de N en el medio pueden aumentar la síntesis de sustancias de reserva (carbohidratos o lípidos) en adición a la formación de proteínas esenciales.
- Las variaciones en la intensidad de los dos procesos anteriores como respuesta a cambios ambientales modifica la composición química de su materia orgánica, en particular de la denominada razón de REDFIELD (C:N:P), que se asume para organismos autótrofos unicelulares del medio marino como 100:16:1
- En las algas el crecimiento no es balanceado y las limitaciones de temperatura e iluminación tienden a desacoplarlo de la tasa de absorción de nutrientes como el N. En las algas superiores al menos, el crecimiento y la absorción de nutrientes no están sincronizados.
- Existe una relación significativa entre la tasa de crecimiento y la concentración interna de nutrientes. La *concentración crítica de un nutriente* es aquella que permite a la planta una tasa de crecimiento máxima bajo una condición dada. A concentraciones inferiores comienzan a aparecer, bajo dicha condición, signos limitativos. La *concentración de subsistencia* es aquella a partir de la cual se detiene el crecimiento.

Los organismos autótrofos propios del medio marino han desplegado respuestas adaptativas del sistema de absorción y fijación del C, originadas por la presión selectiva derivada de condiciones ambientales tales como:

- Una mayor concentración de ión bicarbonato con relación al anhídrido carbónico.
- Disponibilidad con frecuencia muy baja de Cinorgánico.
- Alta capacidad tampón del medio circundante.
- Ambiente hidrodinámico favorable para la excreción de metabolitos.
- Cambios pronunciados de la intensidad lumínica, a diferentes escalas de tiempo por efecto del oleaje, la difracción superficial, las mareas o el dosel vegetal.
- Acceso directo a los nutrientes presentes en el medio y mayor posibilidad de uso de los nitratos en el proceso fotosintético.

- Intercambio gaseoso ocasionalmente mínimo, con un consiguiente aumento del potencial oxidante causado por la limitada difusión del oxígeno generado en el tejido fotosintético.

De estas respuestas adaptativas derivan las particularidades siguientes:

- Baja sensibilidad del proceso de absorción del CO_2 a cambios en la presión parcial del O_2 , i. e. mayor independencia con respecto a la fotorespiración.
- Inducción a causa de cambios de PH u otros factores del medio, de sistemas complementarios de concentración y almacenaje basados en los iones CO_3H^- y CO_3^{2-} .
- Uso alternativo de fuentes diferentes de Cinorgánico por disponibilidad de diversos sistemas de concentración.

De ahí que, con independencia del nivel de complejidad que ostenten o el lugar que ocupan en la escala de desarrollo, los integrantes de la ficoflora expresen una elevada conexidad con el medio que las rodea y generen una amplia gama de respuestas ante literalmente cualquier cambio ambiental. Al constituir los primeros peldaños de la trama trófica, tienen importancia adicional por representar la interfase entre las comunidades biológicas restantes y el ambiente físico-químico en el cual subsisten. Transfieren además, a toda la trama trófica, metales pesados y compuestos orgánicos de vida media elevada afectándola también cuando los herbívoros no disponen de su biomasa. Estas características determinan que sean de gran utilidad para documentar alteraciones ambientales a cualquier nivel de organización biológica.

La amplia gama de respuestas que ofrecen las macroalgas (Fig. 6), ha permitido usarlas como biomonitores de compuestos tóxicos y elementos traza (31; 69), calidad ambiental (24; 53; 131; 70), e incluso para modelar las variaciones en biomasa de diferentes grupos funcionales ante cambios en la severidad ambiental (19). Hoy su empleo se ha generalizado en el estudio de procesos de eutrofización (85; 37), y para analizar la tendencia evolutiva de diversos ecosistemas marinos (62; 41).

II. 2 Premisas para su empleo en evaluaciones de calidad ambiental.

A pesar de su reconocida importancia como monitor de calidad ambiental, el uso de la ficoflora requiere de normas metodológicas preestablecidas de acuerdo a los fines de la investigación, a la rapidez y operatividad requerida y a la extensión geográfica del levantamiento. En el hecho inciden cuatro peculiaridades del fitobentos que hay que tomar en cuenta:

- Inexistencia de una discontinuidad natural entre el macro y el microfítobentos.
- Imposibilidad en numerosas ocasiones de laborar con individuos o unidades discretas.
- Estratificación, por lo general marcada de la comunidad algar.
- Elevada complejidad taxonómica de muchos grupos en el ámbito específico.



Fig. 6 Las macroalgas se utilizan con numerosos propósitos en estudios de calidad ambiental y han sido incorporadas a protocolos estandarizados de algunas agencias ambientales .

Estas particularidades hacen conveniente definir de antemano los siguientes aspectos con el fin de simplificar la colecta, acelerar el procesamiento de la información y minimizar la influencia de la experticia del equipo de trabajo en el resultado final:

- Categorías a tener en cuenta (morfo-funcionales o taxonómicas).
- Tamaño mínimo estipulado (discernible o no al ojo desnudo).
- Naturaleza del registro (biomasa, densidad, frecuencia de ocurrencia o cobertura).
- Carácter del muestreo (destrutivo o no).
- Nivel taxonómico a considerar (específico, genérico, de familia u orden).

En la elección del protocolo de trabajo no solo deben tenerse en cuenta estos aspectos. Es necesario precisar también los objetivos de trabajo ya que los mismos determinarán las características del muestreo y los métodos de procesamiento numérico que deben aplicarse con posterioridad (Fig. 7).

II.3 Definición de Objetivos

Cuando los inventarios florísticos se utilizan para estudios fitogeográficos o con vista al empleo de índices de riqueza, diversidad y similitud que faciliten la ubicación de lugares únicos en el ecosistema por la cantidad o tipo de información que contienen, es necesario un esfuerzo muestral que asegure la inclusión en la colecta del mayor número posible de las especies presentes en los hábitats más representativos y en todos los distintivos o singulares existentes en el lugar de estudio. En este caso resulta conveniente efectuar un análisis taxonómico del material colectado que permita segregarlo o diferenciarlo de una manera detallada. La estrategia será entonces aplicar un esfuerzo muestral que asegure la inclusión de la mayor cantidad posible de especies raras para describirlas hasta el menor nivel taxonómico posible. Obviamente, si se trabaja con modelos biológicos o en escalas de organización inferiores a la comunitaria debe nominarse con todo rigor el objeto de estudio.

Sin embargo, si lo que se pretende es una evaluación de calidad ambiental, la búsqueda de interrupciones y gradientes provocados por cambios en las relaciones de dominancia del macrofitobentos pueden ser suficientes a dicho fin ya que permiten asociar (cuando se conocen los requerimientos ecológicos de las especies predominantes), la unidad espacial evaluada a una calidad ambiental determinada. En este caso no es necesario inventariar hasta un nivel específico la ficoflora existente.

Aunque ha sido sugerido que en estudios acerca de variaciones espacio-temporales a pequeña escala resulta conveniente considerar comparaciones entre hábitats e identificaciones a nivel específico (104), el concepto de *Suficiencia Taxonómica* (TS; 51) ha recibido atención en los últimos años, postulándose que la clasificación taxonómica solo es requerida hasta aquel nivel donde puedan detectarse respuestas a escala comunitaria (142; 143). Al menos en algunos phyla y tipos de hábitats, se ha documentado bien que la pérdida de información taxonómica no impide a niveles supraespecíficos la detección de efectos provocados por la contaminación o por modificaciones ambientales (106; 25; 42; 18). En las macroalgas en particular, (17) trabajando a nivel genérico, demostraron que la cuantificación de abundancias puede resultar hasta un 97% equivalente en cuanto a rangos de similitudes entre muestras con relación al nivel específico.

OBJETIVOS	MÉTODOS EMPLEADOS	ESFUERZO MUESTREAL
Inventarios Florísticos	Índices de Diversidad, Riqueza y Equitatividad	
Biogeografía	Índices de Diversidad (α, β, γ), Distancia y Similaridad e Indicadores Biogeográficos	
Sistemática & Taxonomía	Cladística; Análisis Multivariado	
Dinámica Comunitaria	Análisis Multivariado; Modelación	
Representatividad Taxonómica	Biodiversidad Informática (IDE+GIS+Teledetección) (GARP)	
Detección de Gradientes de Calidad o "Salud" Ambiental	Índices de Calidad; Cartografía, GIS	
Tipificación de Hábitats	Análisis Multivariado	
Análisis Trófico	Redes Tróficas (CTA, NETWRK, ECOPATH, WAND)	Regulado: registro de especies dominantes

Fig. 7 La necesidad de racionalizar tiempo y recursos determina que el trabajo de campo, si esta bien diseñado, se conforme a partir de los objetivos de la investigación o el servicio.

El uso de grupos morfofuncionales constituye otra alternativa en el tratamiento de la ficoflora. Se asume que la formación de grupos polifiléticos solo asociados a una estructura anatómica determinada así como a potenciales específicos con respecto a la productividad y a la resistencia ante disturbios (siendo ambos potenciales considerados independientes entre si) y cuya abundancia dependerá de la biomasa somática, sirve para reflejar condiciones ecológicas particulares (134). De acuerdo con esta apreciación y con el fin de eliminar el "ruido" ambiental ocasionado por la variabilidad natural, Konar y Iken, (84) recomiendan el uso tanto de grupos morfofuncionales como de niveles taxonómicos supraespecíficos para la detección de impactos ambientales

mediante las macroalgas. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la pérdida de información y la falta de uniformidad en los resultados que puede conllevar el empleo de categorías no estandarizadas. Además, la tolerancia ante un tensor no implica necesariamente requerimientos ecológicos similares entre los integrantes del grupo, lo cual pudiera restringir el alcance de la investigación, particularmente cuando se evalúan gradientes de disturbios físicos, ante los cuales el uso de grupos morfofuncionales ha resultado menos efectivo en la detección de diferencias que el método tradicional basado en la identificación de especies (115). En este caso, quizás una alternativa mejor resulte considerar la sugerencia de Padilla y Allen (110) acerca de efectuar el agrupamiento a partir de atributos fisioecológicos y no tanto morfológicos.

Con las dos aproximaciones es factible optimizar el esfuerzo muestral mediante un compromiso entre rapidez, superficie inventariada y tipo de procesamiento. La información una vez compilada se transforma con frecuencia a partir de algún índice apropiado en un valor numérico, al efecto de ser transcrita a cartografía georeferenciada mediante el empleo de Sistemas de Información Geográficos.

III. MAXIMIZANDO LA REPRESENTATIVIDAD

La representatividad de los datos obtenidos (asumida como la correspondencia existente entre la organización real del entorno natural y su reflejo cognoscitivo), siempre requiere ser asegurada en aras de hacer aceptable cualquier evaluación ambiental. Dos elementos esenciales intervienen en la representatividad: el tipo y características del esfuerzo muestral, que de ser bien diseñado posibilitará obtener datos certeros con respecto a la naturaleza del sitio de estudio, y la verosimilitud intrínseca en la comparación de estos datos con otros extraídos de entornos espaciales considerados de referencia por su calidad ambiental.

III 1. Esfuerzo muestral

La colecta de información resulta una fase crucial en la investigación o uso de cualquier categoría biológica como herramienta de trabajo y sus requerimientos variarán en consonancia con los objetivos esperados. Una vez realizada, los elementos reales, propiedades o fenómenos naturales de nuestro objeto de estudio se transforman en una población de valores abstractos representados por números después de un proceso de conceptualización mediante el cual definimos las “variables” o atributos que serán medidos. Esta acción de colecta es conocida como muestreo y debe efectuarse de manera tal que se minimice la incertidumbre inherente a la toma de datos, asociada por lo general a errores experimentales y pre-acondicionamientos mentales. Los resultados obtenidos con cualquier método de muestreo siempre serán sesgados. De ahí que se recomiende la complementación entre diferentes técnicas de muestreo (20).

La transformación de la observación biológica a un dato, por lo general numérico, es el proceso inicial en cualquier investigación y requiere de un conocimiento profundo del problema, de modo que se tenga un espacio análogo al “real” en el que se pueda manipular matemáticamente el dato acorde a sus propiedades intrínsecas. Para que el estimado obtenido no este sesgado y pueda cumplir los supuestos implícitos en la mayoría de las pruebas paramétricas, la colecta de los datos debe ser efectuada de modo tal que estos tengan errores independientes normalmente distribuidos, homogeneidad en la variación de los errores entre grupos y aditividad de efectos (66).

Cuando se trabaja a escala de asociaciones o en niveles superiores de organización biológica, es importante tener en cuenta que la distribución de especies de acuerdo a la cantidad de individuos, biomasa o cobertura muestra un comportamiento semejante en una gran cantidad de comunidades diferentes, comportamiento que podría resumirse en la aseveración de que en su gran mayoría estas suelen ser raras. El hecho fue ya reconocido por Darwin en 1859 en su obra *Origen de las Especies* cuando postuló que: “*rarity is the attribute of vast numbers of species in all classes...*”. El término Abundancia Relativa de una especie define cuán común o escasa esta resulta con respecto a las restantes en una localidad o comunidad determinada. Junto a la Riqueza (S) describe atributos esenciales de la biodiversidad y suele asociarse a niveles tróficos o a categorías específicas de elementos biológicos. Uno de los primeros intentos de representar matemáticamente la relación entre número de especies (S) y número de individuos por especie (N) fue efectuado por Fisher *et al.*, (1943). La serie logarítmica que dichos autores propusieron para describir esta relación constituye una distribución de probabilidad discreta derivada de las series de McLaurin (Distribución de Taylor centrada en el cero). Puede expresarse de dos maneras diferentes (Fig. 8) y toma la siguiente forma: αx , $\alpha x^2/2$, $\alpha x^3/3, \dots, \alpha x^n/n$, siendo S = la cantidad de especies con abundancia n y x = una constante positiva que deriva del conjunto de datos de la muestra, y cuyo valor, aunque se aproxima generalmente a 1 oscila entre ($0 < x < 1$). No obstante, las evidencias han demostrado que conjuntos con gran número de elementos provenientes de colectas intensivas se aproximan en realidad a una distribución Log-Normal. Preston (1948) argumentó que la distribución de abundancias de las especies se rige de manera gaussiana como resultado del *Teorema del Límite Central*, ya que con muestras de tamaño pequeño, la serie logarítmica y la distribución Log-Normal Truncada no pueden distinguirse entre sí. De este modo la asimetría hacia la derecha observada en los histogramas de abundancia relativa puede deberse a un artefacto del muestreo. En dependencia del tamaño de la muestra, la denominada “*Línea encubierta de Preston*” (equivalente a la posición en el histograma a partir de la cual las especies raras dejarían de ser muestreadas) se alejará más hacia la izquierda a medida que se vayan incorporando más especies poco representadas como consecuencia de mayores esfuerzos muestrales (Fig. 9).



Fig. 8 Tanto en histogramas de frecuencia como en rangos de abundancia se hace ostensible que la mayor cantidad de especies son raras o están escasamente representadas.

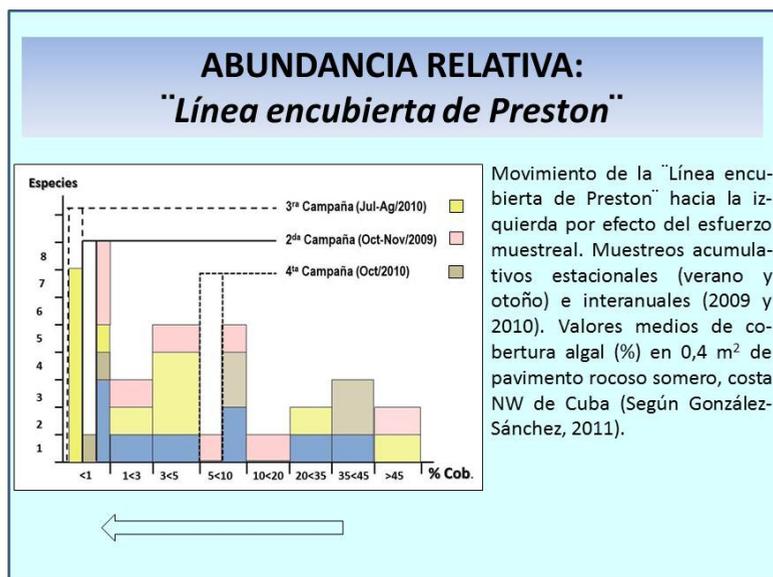


Fig. 9 El número de especies raras en un conjunto dependerá del esfuerzo muestral y a medida que este se incrementa, aumentará la representación de especies de escaso número.

Las consecuencias de este fenómeno son notorias en cuanto a la representatividad. El número de muestras requerido para registrar con una precisión dada a la densidad, cobertura o biomasa de una especie dependerá de su abundancia así como de la distribución espacial de sus integrantes (Fig. 10). A los efectos del muestreo dicho número también será influido por el tamaño de la unidad muestral.

El incremento en el número de especies a medida que aumenta el área muestral es otra de las pocas leyes de la ecología (121). Reconocido el hecho por de Candolle (1855) y Jaccard (1901; 1908), la ley se formalizó bajo la denominación: *Curva Especies-Área* (11; 58; 27; 98). Constituye una de las mediciones primordiales en el estudio de los patrones espaciales de cualquier comunidad, y se pueden definir no menos de seis tipos diferentes de curvas de acuerdo al arreglo de las unidades muestrales (Fig. 11), si son o no espacialmente explícitas y a la medición usada para construir la curva. Aunque se ha debatido durante mucho tiempo cual es la mejor función matemática para representar el contorno de este tipo de curva, se suelen considerar con mayor frecuencia tres expresiones diferentes (120; Fig. 12). En líneas generales, tanto la distribución de individuos por especie como la relación de estas con el área donde habitan se utilizan para optimizar a diversas escalas de organización biológica el esfuerzo muestral, ya sea cuando estudiamos la riqueza de especies existente en un sitio determinado (Fig. 13), o comparamos distintas comunidades (Fig. 14). Si pretendemos en particular describir con una adecuada precisión la abundancia relativa de sus miembros, se aplican para ello diversas formulaciones (Fig. 15).

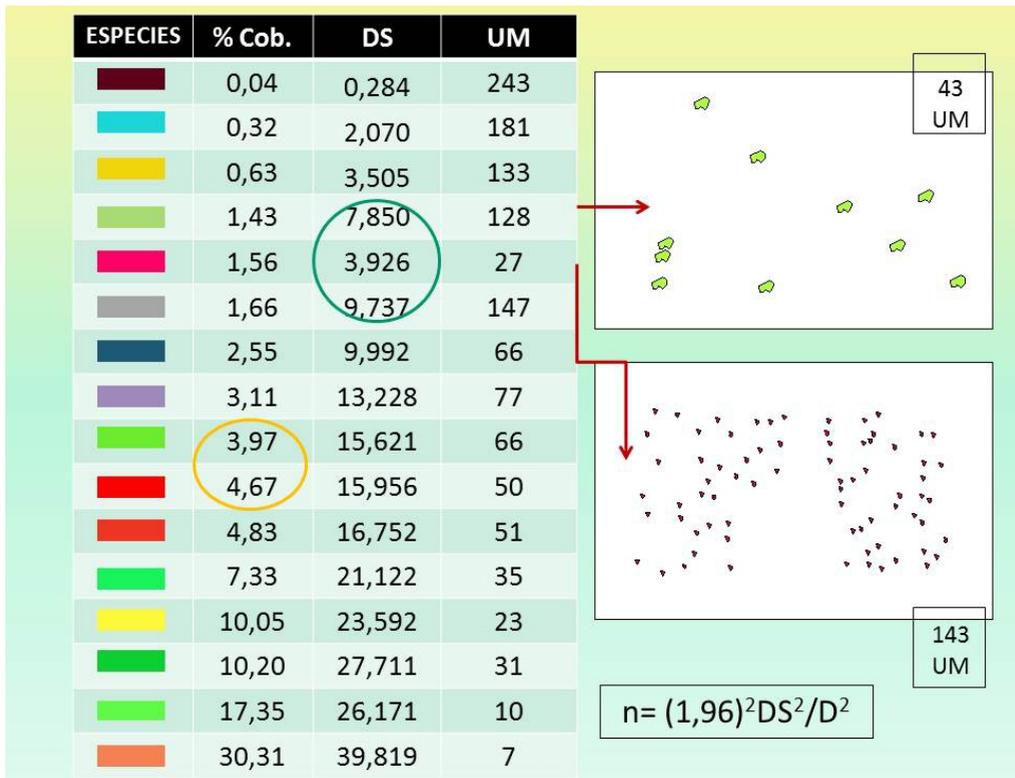


Fig. 10 Simulación de un manto algal parcelado en 680 unidades muestrales con un total de 16 especies distribuidas de acuerdo a una relación Log-Normal truncada y porcentos de coberturas comprendidos entre 0,04 y 30,31. Nótese como influye el valor de cobertura (% Cob.) y la desviación estándar (DS) sobre la cantidad de unidades muestrales (UM) requeridas para registrar la cobertura de la especie con una precisión dada (D), que en el ejemplo fue de 0,95 en relación a su valor "real". Aún con coberturas casi equivalentes, a medida que aumenta el número de UM que contienen la especie y su distribución se hace mas uniforme disminuyen la DS y el número de muestras necesarias (n). El valor de cobertura también incidirá sobre dicho número, incluso con DS casi semejantes.

La manipulación matemática de los datos requiere también del conocimiento de su naturaleza en cuanto a las limitaciones y propiedades que poseen las diferentes escalas de variables y sus posibilidades con respecto al uso de estadígrafos y la aplicación de procedimientos de inferencia estadística.

Existen cuatro escalas numéricas:

- Nominales
- Ordinales
- Intervalo
- Razón

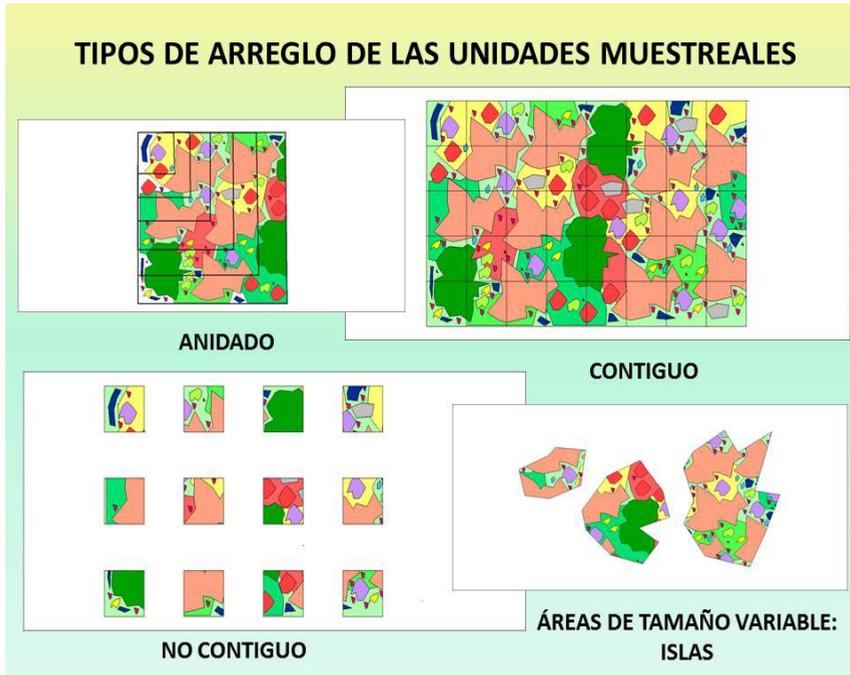


Fig. 11 El arreglo de las unidades muestrales, su vinculación o no espacial y el tipo de medición empleado dará lugar a 4 tipos básicos de curvas y dos variantes (I, IIA, IIB, IIIA, IIIB y IV). Adaptado de Scheiner, (120).

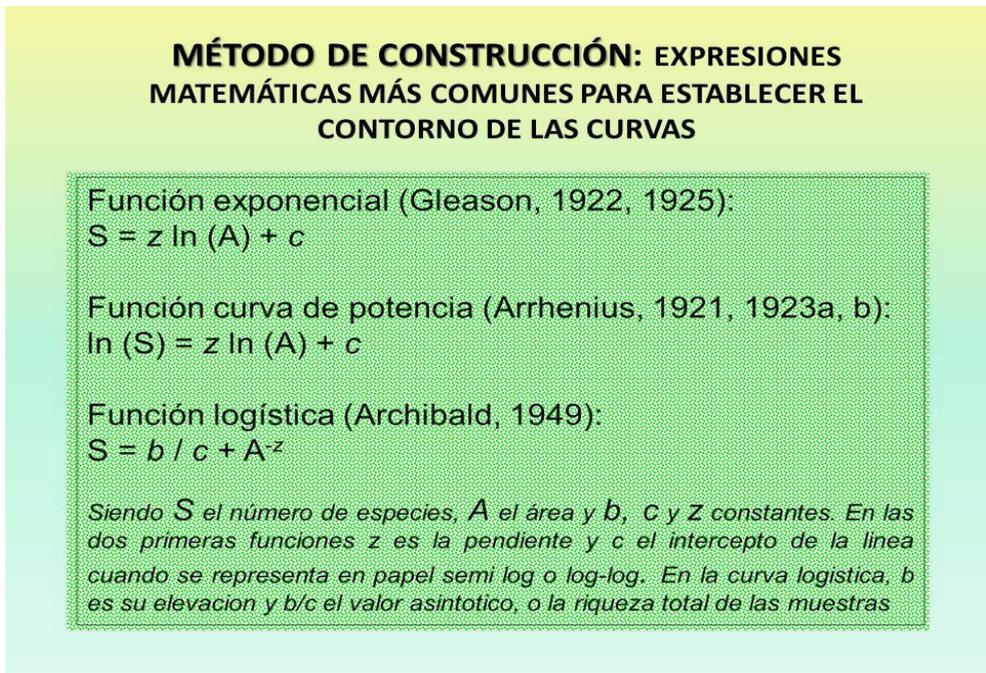


Fig. 12 En dependencia del tipo de función empleada para describir la relación entre el área y el número de especies contenida en ella, se asumirán incrementos indefinidos en el número de especies (función exponencial o de curva de potencia) o un "plateau" final en el cual estos aumentos no serán significativos (función logística).

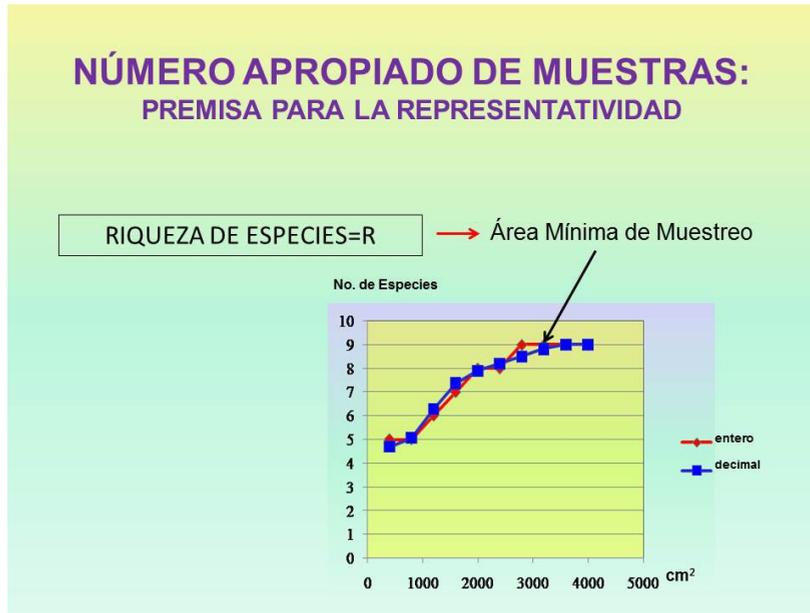


Fig. 13 A partir de un valor asintótico en el número de especies puede establecerse el área mínima de muestreo, que podrá ser posteriormente particionada de acuerdo al tamaño de la unidad muestral y se ubicará espacialmente de manera que se registre la mayor cantidad de información posible.



Fig. 14 Un tratamiento similar puede aplicarse a pares de muestras progresivamente mayores hasta lograr valores de similitud o disimilitud estabilizados con respecto al área muestral. Para ello puede ser empleado el índice de Morisita (99), o su modificación por Horm cuando se requiere una transformación logarítmica de los datos. El índice de Morisita, aunque no ha tenido la misma difusión que el índice de Disimilitud de Bray-Curtis, se asume como uno de los menos sesgados por el tamaño de la muestra o su diversidad (146).

La escala *nominal* se utiliza cuando sólo se pretende expresar igualdad o desigualdad entre los individuos estudiados. El caso más conocido es el de la escala binaria, considerada un caso particular de la escala nominal, en su variante de ausencia-presencia. Generalmente se utiliza el 0 para expresar ausencia y el 1 para la presencia, pero basta con que se empleen dos números diferentes.

La escala *ordinal* es aquella en la cual no sólo es importante la igualdad y desigualdad, sino también el orden. En este caso dos números diferentes no sólo indicarán que se trata de individuos con distintas características, sino que además se establece una jerarquía que abarca todo el recorrido de esta característica. Por ejemplo: abundante, común, rara.

En la escala de *intervalo* se incluyen las propiedades de las dos anteriores, pero además existe un valor arbitrario que se utiliza como punto de referencia, por lo que resulta posible, además de lo ya señalado con respecto a igualdad/desigualdad y jerarquía, conocer la diferencia con respecto a ese punto. El ejemplo clásico lo constituyen las escalas de temperatura, en las cuales se fija arbitrariamente un cero y las temperaturas se miden con respecto a él.



Fig. 15 La cantidad de muestras requeridas para lograr con un error predeterminado un estimado de la media poblacional puede ser obtenido mediante numerosas expresiones asociadas a la varianza, a la desviación estándar o al error estándar.

La escala de *razón* incorpora todas las propiedades de las anteriores, pero su punto de referencia es un 0 real. Esto quiere decir que el cero de la escala no se coloca arbitrariamente sino que coincide con la ausencia de la característica. Los ejemplos de esta escala son muy abundantes, basta señalar la estatura, el ancho, etc.

En general, las escalas se agrupan en dos categorías: cualitativas (*nominales* y *ordinales*) y cuantitativas (*intervalo* y *razón*). Las técnicas numéricas diseñadas para las escalas cualitativas, no hacen distinción en lo que respecta a si estas son nominales u ordinales. Lo mismo sucede con las que se incluyen entre las cuantitativas.

Siempre es posible bajar de una escala superior a una inferior, pero no ocurre así en caso contrario. Hay investigaciones en las que las características que se estudian pueden expresarse en escalas diferentes, todo depende de los objetivos particulares que se persigan. Siempre, no obstante, hay que efectuar una selección adecuada de la técnica numérica de procesamiento y opcionalmente efectuar una combinación de escalas si ello resulta factible, con vista a escoger el procedimiento estadístico más conveniente.

El uso de la Estadística Matemática por parte de muchas disciplinas ha experimentado un desarrollo extraordinario. La Biología en particular ha sido una de las pioneras en la utilización de las técnicas estadísticas, lo cual incentivó la creación de métodos especiales para el tratamiento de diferentes problemas biológicos. De ahí el concepto de Biometría, que puede definirse, en el sentido más amplio, como la rama de la estadística que comprende las técnicas y métodos utilizados en la obtención, análisis e interpretación de datos de origen biológico.

Dentro de la Biometría, el muestreo se ocupa de los métodos y la teoría para la selección de muestras, el uso de datos muestrales para la estimación de las características de la población (tales como promedio, total o proporción) y la evaluación de estas estimaciones.

Existen básicamente dos tipos de muestreo: el probabilístico, basado en la noción de que cada elemento se extrae con una probabilidad conocida. En el muestreo no probabilístico no sucede así. Ejemplos de este último son el muestreo al juicio y el muestreo por cuotas.

Las ventajas de muestrear son varias. La primera es obvia: resulta más barato obtener información a partir de la obtención de una muestra, que de la población completa. Otras ventajas son la rapidez en la adquisición de información, así como la posibilidad de poder realizar una inspección más profunda, ya que ésta se concentraría en una cantidad menor de individuos. Finalmente, es posible que no se pueda disponer de toda la población y con el muestreo se obtienen datos confiables.

Existen diferentes técnicas de muestreo que se utilizan según los objetivos a tomar en cuenta. El más sencillo es el denominado muestreo aleatorio simple, que es aplicable cuando no puede suponerse que en la población hayan subdivisiones o agrupamientos de los que se esperan respuestas diferentes para la característica en estudio.

A partir de esta consideración, pueden establecerse los siguientes tipos de muestreo:

- *Muestreo aleatorio simple*
- *Muestreo estratificado*
- *Muestreo sistemático*
- *Muestreo por conglomerados*

De todos ellos, el *muestreo estratificado* ha sido uno de los más empleados en investigaciones biológicas por varias razones, entre ellas, la evolución ontogénica de muchas características individuales, el comportamiento particular que pueden mostrar las cohortes en una población y el carácter agregado que con mucha frecuencia evidencia la distribución espacial de los organismos y que determina que las varianzas suelen depender de sus medias grupales. A continuación se describen sus principales características.

Muestreo estratificado

Cuando no pueda suponerse que haya homogeneidad en la población con respecto a la característica estudiada, es aconsejable dividir la población en subgrupos que se consideren homogéneos y realizar muestreos dentro de cada uno de ellos. Cada subgrupo recibe el nombre de *estrato*. La división en estratos genera una partición de la población, esto significa que los estratos no tienen intersección y entre sí abarcan toda la población. El muestreo estratificado puede ser simple, cuando se distribuye el mismo número de muestras por estrato, proporcional, cuando las muestras se distribuyen en proporción al área de los estratos u optimizado, cuando el número de muestras dependerá de la magnitud de la varianza entre cuadrantes en cada estrato. Las formulaciones empleadas para el muestreo estratificado se muestran en el Tabla 2.

Una razón de peso para el uso de este tipo de muestreo es que su correcta utilización debe incrementar la precisión del muestreo (intervalo de confianza con una probabilidad dada de que en él se encuentre el verdadero valor del estimador de interés). Otra razón importante es que puede ser que se desee tener información de cada uno de los estratos. También resulta conveniente debido a que facilita la obtención de la información, ya que ésta se obtiene atendiendo a la estructura diseñada para agrupar a los individuos. Es bueno insistir, dado que es el punto central para la decisión acerca de si se usa muestreo estratificado o simple aleatorio, que son los objetivos del trabajo en primera instancia, los que nos llevan a suponer una estructura en estratos de la población. El investigador debe ser cuidadoso a la hora de conformar los estratos, ya que no debe olvidarse que la muestra es una “representación” en menor escala de lo que existe en la población.

Con independencia del tipo de muestreo empleado, la replicación cuando no es efectuada de manera apropiada constituirá una fuente de errores que afectaran los resultados obtenidos (Fig.16).

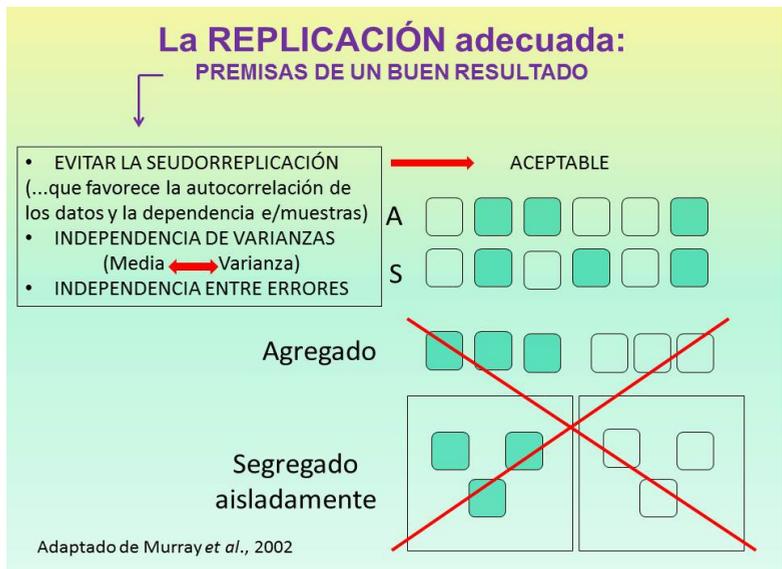


Fig. 16 La seudorreplicación de las muestra constituye una de las fuentes de errores mas frecuentes y cuando tiene lugar, presunciones como la independencia de las varianzas o los errores no pueden asegurarse y ocasionan falsas interpretaciones de los resultados derivados de muestreos aleatorios (A), sistemáticos (S) o con cualquier tipo de agregación.

Tabla 2. Formulaciones empleadas en el muestreo estratificado, de acuerdo con diferentes autores.

Cálculo del costo (Höisater y Matthiesen, 1979).	
1. $C = C_o + n(C_q)$	Co: Componente del costo independiente de n Cq: Costo por unidad muestral n: Número de unidades muestrales
Cálculo del tamaño de muestra (Cochran, 1977)	
2. $n = (1,96 S/d)^2 / [1 + (1/N)(1,96 S/d)^2]$	N: Tamaño de la muestra cuya varianza se utiliza en la fórmula S: Desviación estándar d: Precisión deseada
Cálculo de las asignaciones (Cochran, 1977)	
3. Proporcional $n_p = nW_i$	n: Número de recursos a asignar
4. de Neyman $n_n = n[W_i S_i / C_i]$	S _i : Desviación estándar del estrato
5. Óptima $n_o = n[(W_i S_i / C_i^{1/2}) / \sum (W_i S_i / C_i^{1/2})]$	W _i : Ponderación del estrato C _i : Costo de muestreo en el estrato
Cálculo de los estadígrafos del estrato (Höisater y Matthiesen, 1979)	
6. Ponderación del estrato $W_i = A_i / \sum A_i = P_i / \sum P_i$	A _i : Área del estrato
7. Media del estrato $\hat{y}_i = \sum y_i / n_i$	n _i : Tamaño de muestra del estrato
8. Varianza del estrato $S_i^2 = \{ \sum y_i^2 / n_i - [(\sum y_i)^2 / n_i] \} / (n_i - 1)$	P _i : Peso del estrato
9. Desviación estándar $S_i = \sqrt{S_i^2}$	y _i : Valores muestrales del estrato
Cálculo de los estadígrafos para el área total (Höisater y Matthiesen, 1979)	
10. Media del muestreo aleatorio estratificado $\hat{y}_{st} = \sum W_i \hat{y}_i$	
11. Varianza del muestreo aleatorio estratificado $V_{st} = \sum W_i^2 (S_i^2 / n_i)$	
Cálculo de los límites de confianza (Höisater y Matthiesen, 1979)	
12. $\hat{Y}_{st} \pm t(V_{st})^{1/2}$	
13. $n_e = [\sum W_i^2 S_i^2 / n_i]^2 / [\sum W_i^4 S_i^4 / n_i^2 (n_i - 1)]$	
Cálculos para la evaluación del diseño de muestreo (Höisater y Matthiesen, 1979)	
14. Varianza del muestreo aleatorio simple $V_{ran} = (1/n) [\sum W_i S_i^2 + \sum W_i \hat{y}_i^2 - \hat{y}_{st}^2]$	

Los métodos de muestreo para macroalgas en pavimentos rocosos o fondos duros se clasifican en (Fig. 17):

- mediante parcelas
- sin parcelas
- con transeptos lineales
- mediante intersección de puntos
- barrido no selectivo
- de exploración visual.

En los métodos de muestreo mediante parcelas se utiliza una unidad muestral bidimensional cuya forma geométrica (aros, cuadrados o rectángulos) y tamaño (por lo general desde un m² a 25 cm²) varían de acuerdo a los requerimientos del propio muestreo y la conveniencia o comodidad del investigador. Con frecuencia se suele emplear un cuadrado de 25 cm de lado. De cualquier forma, el tamaño de la unidad muestral (Fig. 18) y la rugosidad del substrato incidirán en los resultados obtenidos. Cuando este es muy irregular por la presencia de cavidades o bloques, los valores de densidad o cobertura pueden subestimarse si el área se evalúa en proyección perpendicular, siendo en este caso mejor estimar la superficie real bajo la unidad muestral y estandarizar los resultados considerando el tamaño de la misma.



Fig. 17 A diferencia de las investigaciones llevadas a cabo en fondos no consolidados, en los cuales se utilizan con frecuencia muestreadores a distancia como jaibas y rastras, en el piso intermareal, o en pavimentos someros la interacción del investigador con el substrato suele ser directa y requiere muchas veces decisiones rápidas ante situaciones no previstas.

La distribución espacial de la unidad muestral puede ser o no aleatoria, en correspondencia con el uso de métodos rápidos exploratorios o si se aplica un diseño estadístico riguroso. Cuando el muestreo es al azar, este puede ser *bidimensional*, si se evalúa un área amplia, o *lineal* si se realiza a lo largo de una franja estrecha.

Cuando la distribución de la unidad muestral no es aleatoria, el muestreo puede ser sistemático lineal o sistemático bidimensional. En ambos casos las muestras se toman siguiendo un patrón establecido por el investigador, el cual puede ser en el primer tipo, a partir de transeptos con muestras contiguas o transeptos con muestras espaciadas, bien a tramos iguales o desiguales, en este caso si la cenoclina o gradiente amerita por su definición, concentrar las muestras en facies particulares.

Cuando el muestreo es sistemático bidimensional se utiliza una cuadrícula sobre la cual se efectúa un espaciamiento regular o irregular según la conveniencia del investigador.

El método de muestreo sistemático lineal con parcelas contiguas requiere, con respecto al aleatorio lineal o bidimensional, más muestras para obtener una cantidad similar de especies. Sin embargo, consume menos tiempo, por lo que puede ser una opción cuando se utiliza SCUBA a gran profundidad.



Fig. 18 Las muestras con parcelas son inapropiadas para dilucidar los patrones de distribución espacial de los miembros de una población o comunidad ya que los resultados variarían de acuerdo con su área (32).

Una variante recomendada es subdividir en varios tramos pequeños y dispersos los cuadrados consecutivos: De esta manera se abarca mayor extensión y se mantiene la economía del muestreo. El muestreo con parcelas puede ser también realizado utilizando la fotografía o cámaras de vídeo lo cual se efectúa por lo general mediante un muestreo sistemático lineal de parcelas contiguas. Para el procesamiento de la información pueden usarse diversos programas (82), con el fin de acelerar el tratamiento de la información y sus resultados finales son aceptables. No obstante el uso de estas herramientas requiere de una inversión inicial, por lo general significativa y cierto grado de experticia.

Los métodos sin parcelas han sido también muy utilizados. Consideran la cuantificación de cobertura o densidad. En el caso de la primera suele aplicarse el método de intercepción de cuerdas o de puntos y en el caso de la densidad el marcaje y recaptura o los métodos basados en medición de distancias. Estos últimos son de uso relativamente reciente en el medio marino (91) y se basan en medir la distancia entre organismos o entre puntos aleatorios y organismos (Fig. 19). Uno de los más frecuentes para muestrear macroalgas es el método de la *T-cuadrada* (91). De acuerdo a este método se escoge un punto al azar en el área de estudio, y se mide la distancia (x) al organismo más cercano. Luego se mide la distancia entre este organismo y el vecino más cercano que se encuentre por fuera de una línea imaginaria perpendicular a la distancia (x) y que pasa por el primer organismo cercano (distancia z). Esto se repite varias veces, obteniéndose así 2 distancias por cada punto escogido al azar.

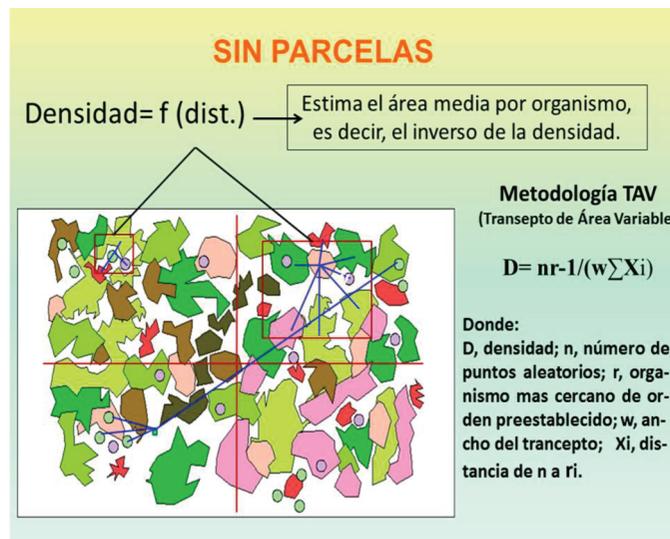


Fig. 19 El muestreo sin parcelas, en el cual el cómputo se efectúa con las distancias entre organismos o entre estos y puntos aleatorios ha sido con frecuencia empleado para evaluar la densidad en fitosociología. El método de "Transecto de Área Variable" puede considerarse una combinación de métodos de distancia y parcelas y se le asume propiedades de estimación superiores a las de otras metodologías que no usan parcelas (52).

Para el cálculo de la densidad se emplea la formula:

$$D = \frac{n^2}{2\sum(X_i) \sqrt{2\sum(Z_i)}}$$

Donde n es el número de puntos aleatorios (muestras):

Su error estándar se calcula sobre el recíproco de la densidad ($E_{1/D}$)

$$E_{1/D} = \frac{\sqrt{8(Z^2S_x^2 + 2XZS_{xz} + X^2S_z^2)}}{n}$$

$$S_x = \frac{\sum X^2 - (\sum X)^2/n}{n-1}$$

$$S_z = \frac{\sum Z^2 - (\sum Z)^2/n}{n-1}$$

$$S_{xz} = \frac{\sum XZ - (\sum X)(\sum Z)/n}{n-1}$$

Siendo:

X = media de las distancias entre puntos y organismos más cercanos.

Z = media de las distancias entre organismos y su vecino más cercano.

S_x^2 = varianza de X

S_z^2 = varianza de Z

S_{xz} = covarianza de X y Z

Luego se calcula el inverso y se obtiene el intervalo de confianza de D .

Si el muestreo se efectúa mediante transeptos lineales, se utiliza una cuerda, por lo general subdividida en centímetros y de hasta 10 metros de largo, que sirve para computar la extensión de los mantos de diferentes especies de algas que subyacen bajo la cuerda, así como del área no cubierta. La suma de las longitudes de estos mantos permitirá estimar la cobertura algar y representar las relaciones de dominancia entre diferentes especies.

Cuando el muestreo se realiza mediante intersección de puntos se puede utilizar el sistema *lineal* o el de *superficie*. Con el sistema lineal de intersección de puntos, se emplea una cuerda con nodos o marcas puntuales distribuidas por lo general de manera regular a intervalos de cinco, 10 ó 20 cm y se registra la cantidad de nodos que caen sobre cada entidad en proyección perpendicular (Fig. 20), obteniéndose de este modo un estimado de la frecuencia de aparición e indirectamente de la cobertura (Fig. 21). Con el sistema superficial de intersección de puntos, los nodos se distribuyen en dos dimensiones y corresponden a la intersección de las cuerdas que componen una rejilla compuesta por celdas de tamaño predefinido. Se aplica el mismo principio de cómputo.

Si solo se desea conocer la composición específica se puede utilizar como método de muestreo el barrido no selectivo. Mediante este método se lleva a cabo un barrido visual de longitud definida o no y ancho preestablecido, por lo general de uno a tres metros, durante el cual se registran y cuentan las especies que van apareciendo en el campo visual.

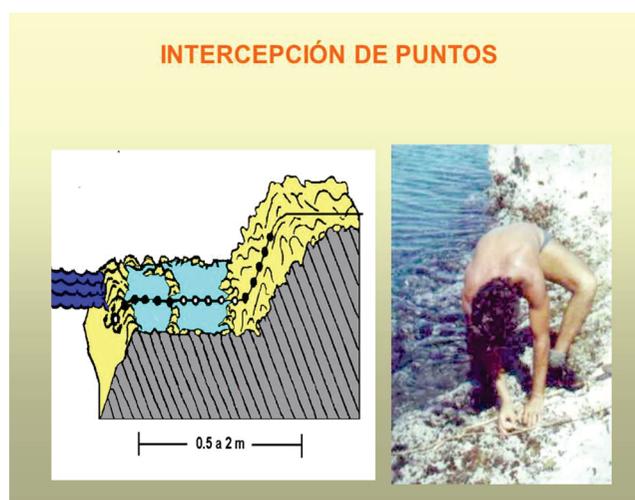


Fig. 20 En lugares con mareas de escasa amplitud, como el Caribe Occidental, la zona intermareal puede ser bien representada con apenas 20 ó 30 puntos separados 10 cm entre si.

Se suele utilizar una varilla con la longitud del ancho, para evitar sesgos ocasionados por la tendencia a incluir especímenes singulares o interesantes que se encuentran fuera de la franja de observación establecida.

El barrido puede ser *continuo*, cuando se efectúa de manera ininterrumpida a lo largo del trayecto, o *fragmentado*, cuando se lleva a cabo a intervalos o de una manera espaciada considerando algún criterio predeterminado (cantidad de ejemplares contados, distancia recorrida), con el fin de inventariar con la mayor representatividad posible el sitio. Si se requiere cuantificar la densidad debe también tomarse en cuenta la distancia, aunque esta medición puede obviarse cuando solo interesa registrar el número de especies observado.

La exploración visual como una alternativa rápida a otros métodos tradicionales de muestreo, no es muy recomendada en el caso de las macroalgas debido a la variabilidad de los mantos en cuanto a su extensión y grado de agregación. Aun así, puede ser efectiva si solamente se utiliza para documentar características cualitativas o semicuantitativas de la ficoflora, asociadas a dominancia, utilizando para ello escalas de cobertura como las de Braun-Blanquet, Domin-Krajina o Daubenmire (100) o frecuencias relativas. Requiere de un gran entrenamiento para memorizar lo observado, tomar en cuenta las particularidades que deben ser anotadas y evitar la sobresaturación mental de información. Puede realizarse de manera autopropulsada o a remolque, con medios sumergibles o no, y en este caso admite la exploración de grandes extensiones en un corto espacio de tiempo.

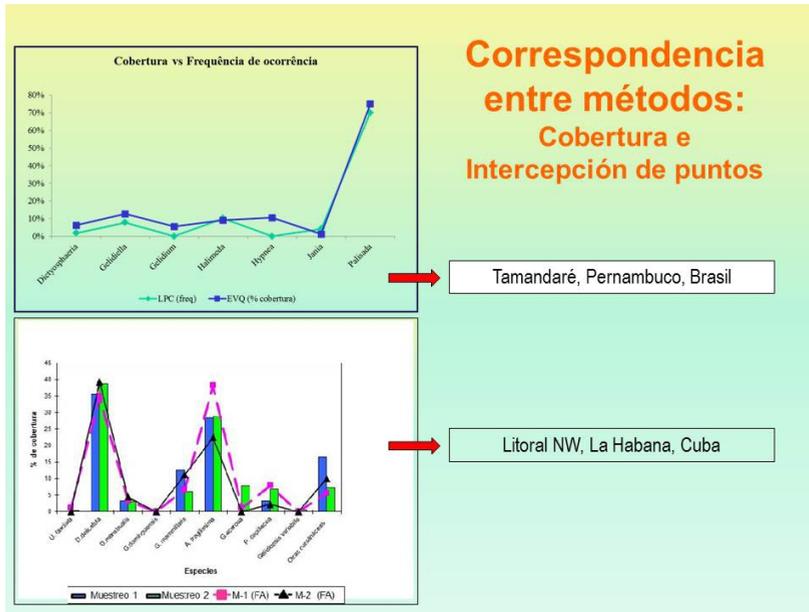


Fig. 21. La cobertura puede también ser inferida a partir de la compilación de puntos o nodos con presencia de la especie. La correspondencia entre ambos métodos, además de ser razonablemente aproximada, permite reducir el esfuerzo de campo implícito en la determinación directa de cubrimiento mediante parcelas, además de acelerarlo favoreciéndose de este modo el incremento de la superficie muestreada.

En fondos blandos suelen utilizarse además diversos accesorios para el muestreo, realizado por lo general a distancia. En biocenosis de este tipo la transparencia puede llegar a ser muy restringida y la resuspensión frecuente de sedimentos torna difícil la ejecución de registros basados en la observación y el cómputo *in situ*. En este caso, para llevar a cabo la colecta de muestras se utilizan rastras, jaibas, y redes de arrastre. La televisión submarina complementa los tipos tradicionales de muestreo. Estandarizando la velocidad y duración del arrastre es posible estimar, aunque con mucha frecuencia solo de manera burda, la biomasa y abundancia de las macroalgas en el sitio de estudio. El uso de jaibas puede ofrecer mayor confiabilidad, particularmente si se evita el lavado durante su extracción, y su lance se replica lo suficiente.

No solo basta tener en cuenta la distribución de las unidades muestrales, la cantidad de estas, su tamaño o el tratamiento ulterior de los datos. En estudios vinculados al cambio climático las variaciones de magnitud de estos cambios se asociarán a la dimensión tiempo, y se incluirá también la dimensión espacial en el análisis de impactos ambientales. En ambos casos los modelos aplicados deben contemplar la obtención de conjuntos de datos que permitan determinar su variabilidad intrínseca y los componentes de esta variabilidad. Para ello se recomiendan diseños de muestreo del tipo BACI asimétrico o BACIPS (138; 126).

III. 2. El hábitat como unidad espacial de comparación

Para poder distinguir alteraciones ocasionadas por cualquier tensor en cuanto a modificaciones de composición o abundancia, el uso de categorías biológicas requiere, ya desde la escala poblacional, de una comparación con unidades espaciales asumidas como "control" o "referencia". En bioindicación la selección de estos espacios reviste gran importancia pues de no resultar equivalentes el resultado del análisis puede comprometerse al ser efectuado contrastando factores que en realidad nada tienen que ver entre sí.

La distribución de cualquier organismo esta regida por factores climáticos, altitudinales o batimétricos, así como bióticos y abióticos. Estos últimos pueden ser de carácter tanto dinámico como estático, entre los que se encuentran la constitución del sustrato o la naturaleza del medio que rodea al organismo. En el estudio de las relaciones entre los organismos y su entorno, la clasificación constituye el proceso mediante el cual son identificadas unidades de organización biológica susceptibles de ser cartografiadas (68). Este proceso se lleva a cabo mediante esquemas clasificatorios basados en conjuntos de variables de diferente naturaleza previamente seleccionadas y articuladas entre sí, bajo los cuales se distribuirán las unidades biológicas en grupos espacialmente explícitos (Fig. 22; Tabla 3). En contraposición a este proceso, la clasificación taxonómica es independiente del espacio.

Las clasificaciones de ecosistemas marinos y costeros suelen asentarse en una terminología estandarizada que contempla tres componentes estructurados jerárquicamente (92): la cobertura bentónica (CCB), el componente geoforma (CG) y el componente columna de agua (CCA). Se utilizan para describir en distintas escalas espaciales ecosistemas y paisajes y todas pueden considerarse elementos integrados a zonas ecológicas globales como las Provincias Biogeográficas o los Biomas. Hay numerosos esquemas clasificatorios, tanto a escala continental

(CEEMC: 92; EUNIS: EAA, 46; IMCRA, 74) como regional (NOAA: 3; HHAP: 40; SCHEME: 93) y una amplia base documentaria sobre ellos.

En particular, los esquemas de clasificación de comunidades bentónicas se basan en dos atributos, "zonas", para referir la ubicación espacial y "hábitats" para indicar el tipo de sustrato y cobertura (80; Figs. 23 y 24). El hábitat define al escenario físico y biológico en el cual una especie o comunidad vive. Constituye una unidad discreta y arbitraria cuyos límites dependerán de la escala de trabajo empleada. El hábitat no expresa más que un espacio físico en el cual los elementos del marco biótico y abiótico se asocian de la misma manera sin mostrar cambios aparentes cuando se utiliza una escala dada.

GEOFORMAS: Borde Litoral

CATEGORIAS GEOMORFOLÓGICAS	GEOFORMAS Y NATURALEZA
Morfología del Borde Costero	Costa alta continua Costa baja continua Continuo de grandes bloques Bloques fraccionados
Constitución del Substrato	Calcarío Metamórfico Granítico Conglomerado Arenisca
Pendiente Costera	Horizontal Vertical Sub-vertical Colgante
Orientación de la Costa	Norte Noreste Este Sureste Sur Suroeste Oeste Noroeste
Génesis	Natural Artificial
Grado de Exposición al Oleaje (distancia perpendicular a la costa más cercana)	0-500 m 500-1000 m >1000 m Isla

TIPOLOGÍA
6 Categorías
27 Geoformas

Según Ballesteros et al., 2007

Fig. 22 Algunos autores reconocen por su constitución y naturaleza, solo en la franja costera no menos de seis categorías geomorfológicas y 27 tipos diferentes de geoformas.

Los hábitats marinos pueden catalogarse en representativos, distintivos y singulares. Son representativos cuando aparecen con frecuencia, tienen gran extensión, juegan un papel igual en los flujos de materia y energía, poseen un campo de variación parecido, una historia evolutiva equivalente y su persistencia, integridad e irremplazabilidad resulta semejante, al igual que su utilidad y valor educacional.

Cuando sus características físicas son diferentes a las del medio circundante se dice que son distintivos y se conocen como singulares. Si a estas particularidades o disrupciones físicas del medio se asocian procesos biológicos con el fin de utilizarlas tróficamente o como agente dispersivo.

La rápida evolución tecnológica del último tercio del siglo pasado posibilitó que ya desde los años 90 la teledetección fuera empleada como técnica de rutina para la caracterización geomorfológica de los fondos marinos, por lo general hasta profundidades de 30 m, particularmente en aquellos sitios en los cuales la transparencia del agua resultaba elevada. En la actualidad, la información requerida para efectuar cualquier ejercicio de clasificación y delineación cartográfica de hábitats marinos se obtiene a partir de buceo SCUBA, muestreos geológicos y biológicos frecuentemente con equipos autónomos así como mediante el uso de cámaras submarinas de vídeo, batimetría con ecosondas de barrido lateral y percepción remota con sensores multiespectrales.

Para desarrollar un esquema de clasificación de hábitats bentónicos pueden aplicarse diversos enfoques (Fig. 25), algunos de ellos sencillos y personalizados, con un fuerte componente subjetivo (Fig. 26), o sino a partir de características geomorfológicas (Fig. 27), ecológicas (Fig. 28), o mediante la combinación de ambas vías (Fig. 29).

Tabla. 3 Esquema clasificatorio modificado de una propuesta original de NOAA para cartografiar los hábitats bentónicos en Moloka'I, Hawaii (Adaptado de Cochran-Marquez, Reporte *On line* 2005-1070)

ESTRUCTURA GEOMORFOLÓGICA SUBSTRATO	COBERTURA BIOLÓGICA	ZONACION GEOGRÁFICA
Fondos Duros	Corales	
Arrecifes Agregados	Algas Coralináceas	Barras y Paredes de Origen Terrígeno.
Camellones y Cangilones Arrecifales	Vegetacion Emergida	Linea de Costa/Intermareal
Agregados de Arrecifes de Parches	Macroalgas	Meseta Arrecifal
Arrecife de Parche Individual	Manglares	Cresta Arrecifal
Pavimento Continuo	No colonizado	Arrecife Frontal
Pavimento con canales de rena	Sin Clasificación (origen Terrígeno o Artificial)	Talud
Corales/Rocas Dispersas	Desconocido	Escarpe del Talud
Escombros Arrecifales	% Cobertura Biológica	Canal
Fondos No Consolidados		Dragado
		Pared Vertical
Arena	10% to < 50%	
Fango	50% to <90%	
Otros	90% to 100%	
Artificial (e.g. Espigones)		
Artificial/Historical (e.g. Lagunas de cultivo de peces)		

En general, la clasificación de hábitats se basa en la utilización de descriptores semicuantitativos o cuantitativos como la abundancia, cobertura, biomasa o densidad de la vegetación y de los grupos faunísticos dominantes, los que pueden combinarse o no con atributos geomorfológicos ya desde la fase inicial de agrupamiento, para

formar clases mutuamente excluyentes. Dichas clases constituyen la representación de unidades espaciales con características propias y una combinación específica de geformas y componentes bióticos.

La formación de clases mutuamente excluyentes, subordinadas entre si de manera jerárquica constituye un común denominador en algunos de los métodos de clasificación de hábitats mas importantes y mediante este proceso se generan grupos de elementos asociados de acuerdo con su semejanza.

Dentro de las técnicas más usadas para estos fines se encuentran las que se agrupan bajo el nombre de *Taxonomía Numérica*. No puede decirse que estas técnicas sean de tipo estadístico, ya que no se basan en consideraciones probabilísticas. A lo largo del tiempo han surgido muchos algoritmos con el fin de efectuar una formación de grupos en el sentido de la taxonomía numérica. La primera gran división de que puede hablarse en cuanto a ellos es la siguiente:

- *Jerárquicos*
- *No jerárquicos*

En los *jerárquicos* se traza mediante fusiones una ruta entre los elementos que integran el conjunto hasta incluir completamente todos sus componentes. El resultado es un diagrama con forma de árbol. En los *no jerárquicos* se forman grupos sin una estructura interna. El desarrollo de los métodos no jerárquicos ha sido más limitado, así como su empleo, ya que exigen que se establezca de antemano el número de grupos que se desea formar. Este requisito puede ser limitativo en la formación de esquemas clasificatorios de hábitats porque presupone establecer de antemano posibles afinidades. El principal representante de este grupo de algoritmos es el llamado de las k-medias de McQueen.

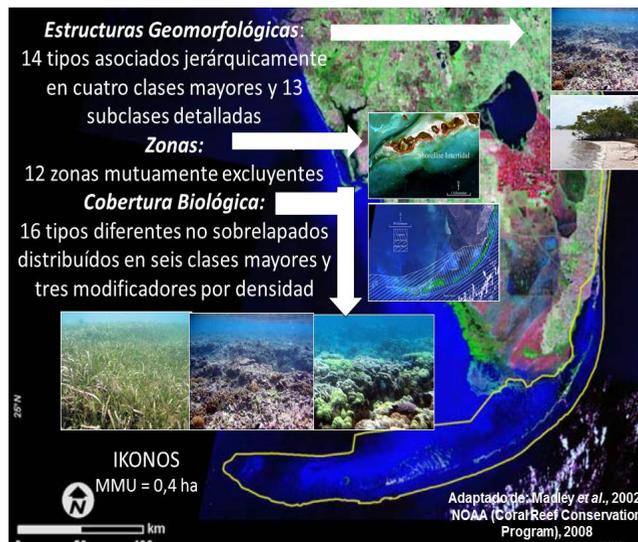


Fig. 23. La clasificación de los ecosistemas bentónicos del sur de la Florida se llevó a cabo mediante el procesamiento de imágenes satelitales IKONOS y la conformación de clases y subclases mutuamente excluyentes vinculadas entre si de manera jerárquica en espacios preestablecidos. MMU, la unidad mínima de mapeo, esta asociada a la resolución del sensor y a la escala de trabajo, usualmente comprendida entre 1:12000-1:48000 para el mapeo de paisajes bentónicos a partir de fotos en sitios con alta sensibilidad ambiental (55)

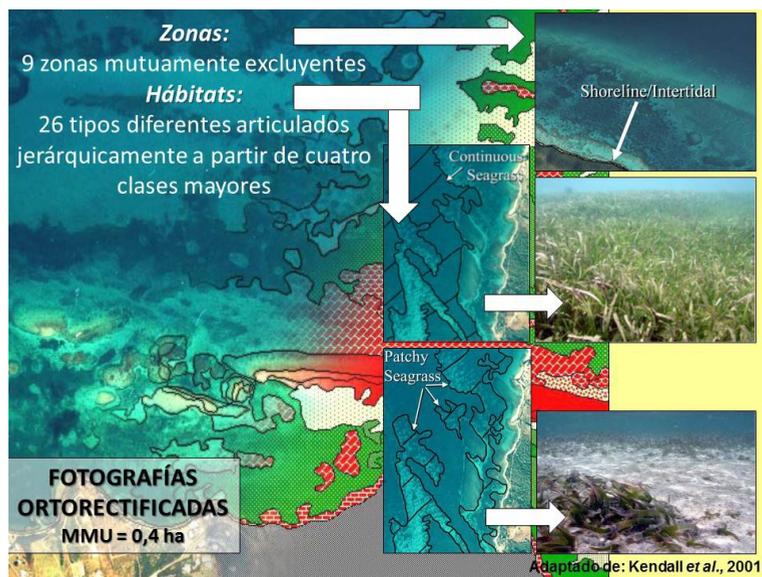


Fig. 24. El uso de fotografías aéreas ortorectificadas también constituye una alternativa apropiada. Esquema clasificatorio empleado para describir los hábitats bentónicos de Puerto Rico (Adaptado de Kendall *et al.*, 80).

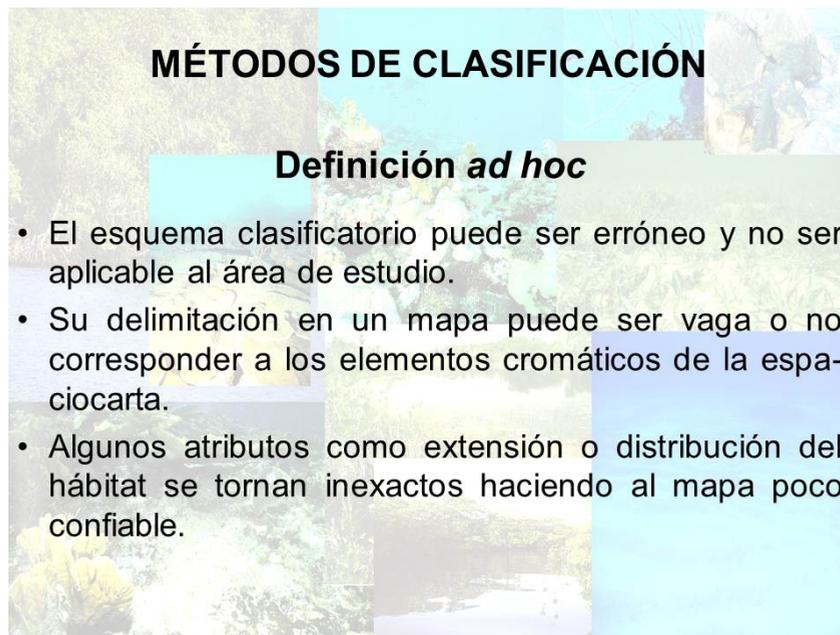
El procedimiento para la aplicación de un algoritmo jerárquico está conformado por los siguientes pasos:

- Elección de una medida de similitud
- Confección de la matriz de similitudes
- Elección del algoritmo jerárquico a emplear
- Presentación del árbol de clasificación.

La elección de una medida de similitud constituye una de las decisiones más



Fig. 25 Cinco maneras diferentes pueden ser empleadas para la clasificación de hábitats bentónicos.



MÉTODOS DE CLASIFICACIÓN

Definición *ad hoc*

- El esquema clasificatorio puede ser erróneo y no ser aplicable al área de estudio.
- Su delimitación en un mapa puede ser vaga o no corresponder a los elementos cromáticos de la espacialidad.
- Algunos atributos como extensión o distribución del hábitat se tornan inexactos haciendo al mapa poco confiable.

Fig. 26 Aunque adolece de limitaciones, la vía *ad hoc* de clasificación de hábitats permite sistematizar con rapidez el conocimiento existente sobre los mismos ya que el ejercicio grupal debe contar con toda la información existente sobre ellos en la región. Constituye por lo general la base de partida para precisiones ulteriores de mejor calidad mediante otros enfoques.

importantes en el proceso de agrupamiento jerárquico. Las medidas de similitud, de las cuales existen muchas en la literatura especializada, expresan numéricamente el grado de “semejanza” entre los elementos de la base de datos. De forma general se dividen en dos grandes grupos:

- *Similitud*: ponen de manifiesto en cuánto se parecen los elementos entre sí. Su valor máximo se alcanza cuando los individuos son idénticos.
- *Disimilitud*: cuantifican la diferencia entre elementos. Su valor mínimo se logra cuando se trata de individuos idénticos.

Enfrentarse a la selección de una medida de similitud requiere conocer bien la naturaleza de los datos y tener bien esclarecidos los objetivos del trabajo. Por lo general, cuando no se tiene una idea clara acerca de la medida de similitud que debe usarse, se emplean las más generales, por ejemplo, la distancia euclidiana o un coeficiente de correlación. Una vez elegida la medida de similitud, se haya un valor para todos los pares de elementos y estos se disponen en forma de una *matriz de similitudes* que no es más que una matriz cuadrada y simétrica de dimensión igual al número de elementos. La simetría deriva del hecho de que cualquier medida de similitud aplicada a un par de individuos es siempre la misma, sin importar el orden en que estos se toman.



Fig. 27 El empleo de elementos geomorfológicos variados, constituye la base de la *Clasificación no supervisada* y permite a partir de información compilada en la literatura transcribir a mapas o delimitar en espaciocartas numerosas geofomas que pueden servir para la zonificación ulterior de los hábitats bentónicos cuando se aplican esquemas clasificatorios integrados del tipo “*Bottom up-Top Down*”

En el devenir de la taxonomía numérica se han desarrollado numerosos algoritmos que gozan en mayor o menor grado de aceptación. Los más utilizados son los siguientes:

- Ligamiento simple (Nearest neighbour)
- Ligamiento completo (Furthest neighbour)
- Promedio entre grupos (Unweighted pair-group method using arithmetic averages)
- Promedio simple (Weighted pair-group method using arithmetic averages)
- Centroide
- Mediana
- Ward

Los dos primeros son los más antiguos y los que han sido usados con mayor frecuencia. Es obvio que si existen muchos métodos para lograr los mismos fines no se puede hablar de que alguno sea óptimo, aunque el método propuesto por Ward actúa optimizando una función objetivo definida por el usuario.

Por lo común se selecciona solo un método, aunque ha llegado a ser una práctica frecuente el empleo de todos y después, mediante el uso de una medida de cercanía, ver cuál de ellos genera el árbol de clasificación más cercano a la matriz de similitudes, donde aparece toda la información acerca de la semejanza entre elementos. Una medida de cercanía que se emplea con frecuencia es el llamado coeficiente de correlación cofenético.

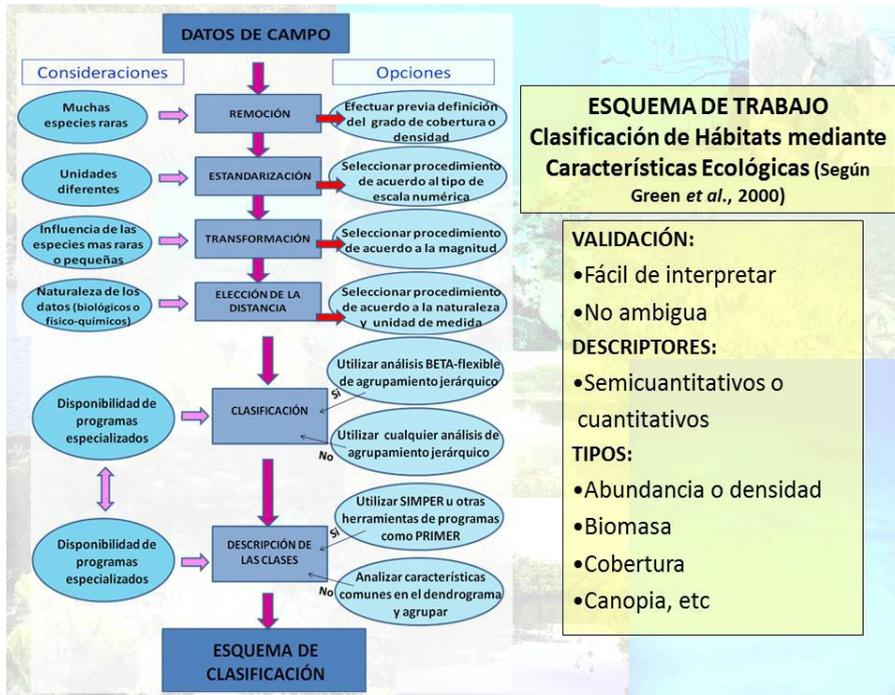


Fig. 28 Otra vía usada para definir hábitats se asienta en estudios ecológicos a diversa escala y su conversión posterior a mapas. Esta aproximación presenta algunas limitaciones pues requiere con frecuencia un gran esfuerzo muestral, no da lugar a clasificaciones estándares ni delimita áreas con resolución similar a las generadas mediante elementos geomorfológicos. La articulación jerárquica entre hábitats con frecuencia se expresa “en cascada” ya que la riqueza y la abundancia relativa de especies tiende a variar de modo continuo a lo largo de gradientes. Esto hace que la definición de los mismos sea influida por las condiciones del trabajo y sus límites en el mapa resulten en cierto modo más arbitrarios, lo cual compromete la precisión de la carta obtenida.

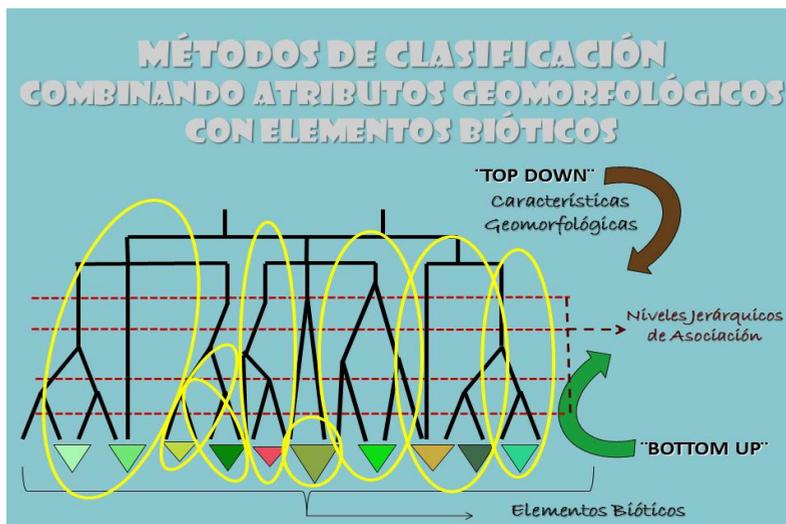


Fig. 29 La complementación “Bottom Up”-“Top Down” entre factores bióticos y elementos geomorfológicos (67) constituye la base de la *Clasificación supervisada* y es quizás la variante más empleada en esquemas clasificatorios del fondo marino.

IV. INDICADORES E ÍNDICES.

IV. 1 Aspectos generales

La palabra indicador proviene del verbo latín *indicare*, que significa mostrar, anunciar, estimar o asignar un precio. Desde un punto de vista conceptual se acepta que constituyan una señal que debe ser cuantificable y que permita medir la distancia y el sentido de la variación de un sistema con respecto a su estado inicial. Los indicadores ambientales son parámetros o valores individuales que proporcionan información sobre el estado actual del ambiente, así como sobre las tendencias y cambios que experimenta, sobre las actividades humanas, y acerca de las interrelaciones entre estos elementos.

Aunque los términos *indicador* e *índice* se emplean con frecuencia indistintamente y un indicador puede ser un dato individual o un agregado de informaciones, se considera que un índice es un indicador de alta categoría (81), por derivar de un procedimiento de cálculo donde suelen utilizarse incluso otros indicadores. El índice tendrá por tanto un valor agregado final en correspondencia con el nivel de conceptualización que lo haya generado pudiendo formar parte como un componente de otro índice. En la esfera ambiental los indicadores e índices se utilizan con numerosos fines (Fig. 30), pero todos han sido concebidos con requerimientos similares (Fig. 31).



Fig. 30 La evaluación del desempeño en la aplicación de los instrumentos de la gestión ambiental se asienta en el uso de indicadores e índices y constituye la base de lo que se conoce como gobernanza sustentable. En particular los diagnósticos ecológicos y el seguimiento y monitoreo ambiental hacen uso con este fin de diversas categorías biológicas.

La combinación de diferentes indicadores e índices para evaluar de una manera integral el quehacer humano da lugar a los denominados **Modelos de Indicadores Ambientales** cuyo exponente mas frecuente es el **Modelo PIER (Presión-Estado-Respuesta)**. Este modelo se basa en la integración de los dos componentes ambientales, estructurados por lo general en geosistemas definidos por sus usos y funciones específicas (Fig. 32), y persigue como fines básicos: dar seguimiento a los impactos derivados del proceso de asimilación y producción material y evaluar la eficiencia de las respuestas instrumentadas para paliar disfunciones, mejorar la gobernanza aplicando criterios de sustentabilidad o implementar acciones de rehabilitación y protección del patrimonio natural. Con este objetivo dicho modelo se apoya en el uso de indicadores de diversa naturaleza, muchos de ellos de carácter biótico, en particular cuando se busca establecer el estado de salud ambiental antes del proceso de intervención o después de la implementación de medidas correctivas, los cuales servirán para registrar la magnitud de:

- **Tensores:** cualquier entidad o proceso físico, químico o biológico que induzca disturbios en los ecosistemas o afecte la salud humana.
- **Presiones:** eventos y actividades humanas que modifiquen directa o indirectamente el *status quo* natural o alteren procesos que afectan a los componentes y funciones ecosistémicas y a la salud y el bienestar del hombre. Las presiones pueden ser directas, indirectas o subyacentes.
- **Estado:** condiciones y flujos existentes en los ecosistemas y demás componentes ambientales.
- **Respuestas:** actividades humanas dirigidas a la recuperación del equilibrio ambiental, la salud humana y al control y manejo de impactos indeseables.
- **Políticas ambientales:** acciones y posturas públicas que induzcan cambios en la normativa y la conciencia ambiental de la sociedad, favoreciendo o afectando la sustentabilidad en la relación del hombre con su entorno natural.

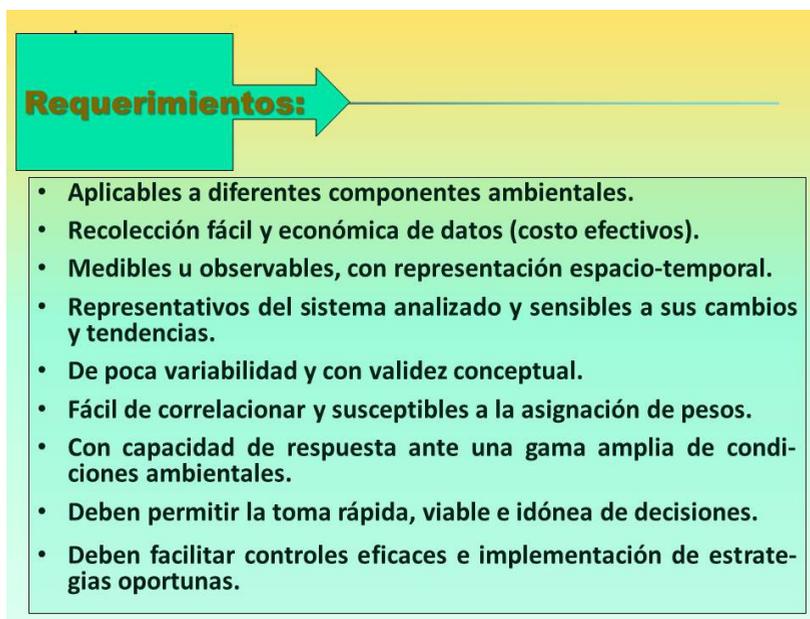


Fig. 31 Al menos en la esfera ambiental, los indicadores e índices deben cumplimentar no menos de nueve requerimientos básicos para ser de uso aceptado.

IV 2. Documentación de disturbios mediante la elaboración de mapas de sensibilidad.

Los mapas de sensibilidad ambiental (MASA) constituyen la representación cartográfica de espacios geográficos en los cuales se han diferenciado aquellos sitios que deben ser considerados en la gerencia ambiental, ya sea porque requieren ser rehabilitados o por su singularidad, debida a los valores naturales o patrimoniales que poseen. Con frecuencia, en su elaboración se utilizan índices con expresión cartográfica.

Los mapas de sensibilidad ambiental fueron concebidos inicialmente como elementos de apoyo a la toma de decisiones en planes de contingencia ante derrames de hidrocarburos. La información contenida en ellos es muy diversa, aunque en lo fundamental se incluye solo aquella de alto valor utilitario tanto para el esclarecimiento de las posibles consecuencias del accidente, como para determinar los costos ambientales y económicos asociados a cada alternativa operativa. Dicha información posee tres componentes:

- Descriptores geomorfológicos
- Recursos biológicos
- Usos y capital socioeconómico

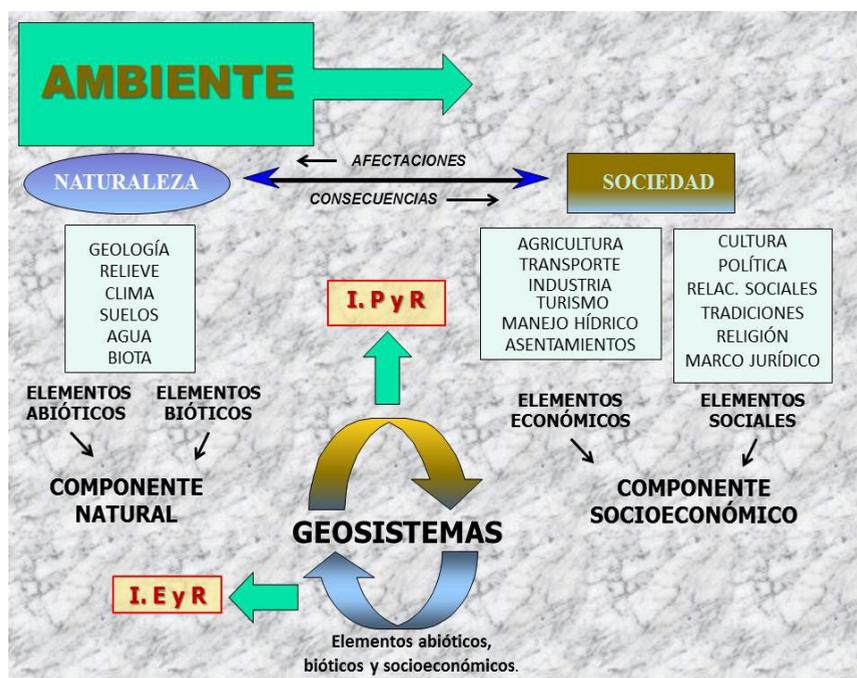


Fig. 32 Se reconoce en la actualidad que el ambiente está conformado por dos componentes, el socioeconómico y el natural. Según muchos, ambos están integrados en geosistemas con usos y funciones específicos. Aunque no suelen formar parte de los indicadores de presión (I.P), las categorías biológicas se emplean directamente para diseñar indicadores de estado (I.E) e indirectamente para validar las acciones de paliación y recuperación, en este caso como indicadores de respuesta (I.R).

Los primeros mapas se elaboraban sobre papel y se codificaban por colores. A causa de los costos de producción, su distribución era restringida y su actualización muy

limitada. El desarrollo acelerado de los sistemas de información geográficos y las facilidades que en la actualidad brindan diversos programas de cómputo para estimar afectaciones y predecir el movimiento y la meteorización de la mancha de hidrocarburos, facilita la preparación y el planeamiento de los planes de contingencia, pero conlleva un proceso previo de gestión de la información que asegure la disponibilidad y el uso solo de aquella requerida para este tipo de contingencia.

Los mapas de sensibilidad para la lucha contra la contaminación por petróleo pueden utilizar la información contenida en mapas temáticos sobre bienes y servicios ambientales elaborados por otros especialistas, pero solo contendrán de aquellos la información pertinente a los planes de contingencia. La información potencialmente útil abarca desde estudios pormenorizados sobre la franja costera hasta datos a escala mundial adecuados para confeccionar mapas de planificación estratégica.

Hoy, la elaboración de mapas de sensibilidad ambiental se ha difundido rápidamente y los mismos atañen no solo al petróleo o sus derivados. En la actualidad hay muchos tipos diferentes en los que se utilizan distintos indicadores y plataformas de trabajo. Sin embargo, con independencia de la escala y del tipo, siempre es necesario tener en cuenta un conjunto de normas para la edición de los mismos. La escala debe corresponder a la exactitud de los datos y cualquiera que esta sea se representará mediante barras, para asegurar la relación original de distancias, de modo tal que la misma no sea afectada por la amplificación que se haga del mapa. Los símbolos utilizados no pueden generar confusión y el uso del color debe estar normalizado. Todos los mapas deben contener además del título, la escala, la orientación, la simbología y los datos de edición.

Una vez definidos sus objetivos, en la confección de cualquier mapa de sensibilidad ambiental, se suceden tres fases: *captura y análisis de información*, *selección de los medios y procedimientos de trabajo y elaboración* propiamente dicha.

Cuando los mapas de sensibilidad se utilizan para documentar consecuencias diferentes ante posibles presiones ambientales, las que suelen agruparse con frecuencia en cuatro categorías (descarga de aguas negras/nutrición; derrames de petróleo/contaminantes químicos; contaminación térmica; cambios hidrológicos), los indicadores seleccionados deben permitir cuantificar efectos en correspondencia con la naturaleza del disturbio. El desarrollo de la aplicación atendiendo tanto a la *selección de los medios y procedimientos de trabajo* como a la *elaboración* transita por las siguiente etapas (22):

- Definición de la escala espacio-temporal de trabajo.
- Selección del/los indicadores de estado.
- Selección y/o elaboración de la métrica e índices que serán empleados con fines comparativos.
- Calibración y validación con conjuntos de datos independientes

Aunque los análisis de calidad ambiental basados en el uso de índices bióticos fueron implementados desde el pasado siglo, constituyen todavía un enfoque relevante y de gran vigencia (50; 23; 57; 26). Los índices bióticos reducen el carácter multidimensional de conjuntos complejos de datos ecológicos a un simple valor numérico, pero requieren de un conocimiento básico de la teoría ecológica y la noción de que si bien en ambientes marinos las consecuencias ocasionadas por

tensores de origen antropogénico se asocian por lo general a la reducción de la riqueza y la equitatividad (78), la heterogeneidad espacio-temporal de toda comunidad debe ser siempre bien diferenciada de cualquier respuesta causa-efecto (Fig. 33).

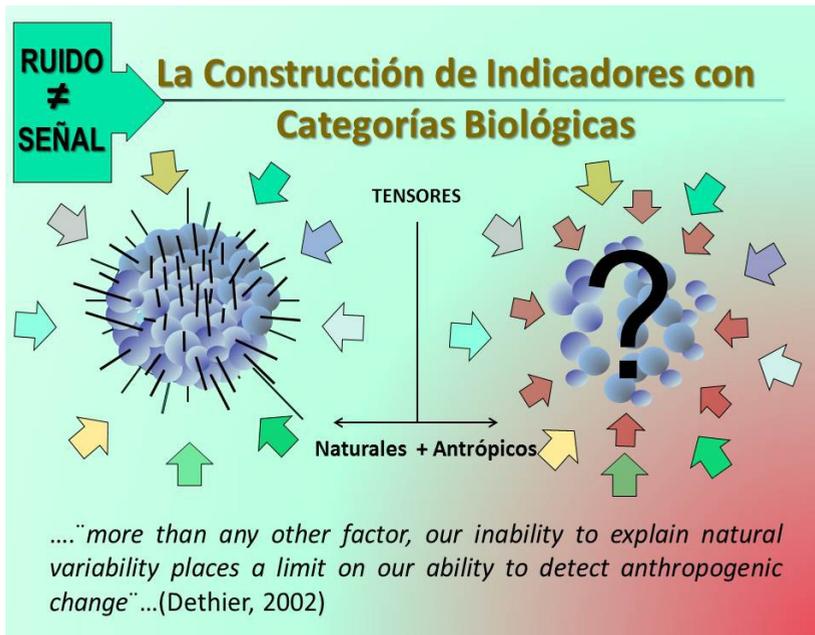


Fig.33 Toda comunidad constituye un conjunto interrelacionado de poblaciones cada una de ellas con atributos particulares en cuanto a variaciones numéricas y distribución de cohortes. Los tensores de origen antrópico ocasionan una simplificación en los nexos y la pérdida o sustitución de especies, sumándose a aquellos de naturaleza biótica o abiótica que operan de manera natural. Ninguna transformación inducida por el hombre podrá ser referida determinísticamente si no se conoce la variabilidad natural de la comunidad en cuanto a riqueza y proporciones relativas de sus integrantes.

En la construcción de indicadores e índices biológicos se sugiere tomar en consideración los siguientes criterios operacionales:

- Inclusión de conjuntos de especies con tipologías diferentes para facilitar el reconocimiento de cambios estructurales.
- Incorporar especies focales (ingenieras, “sentinelas” o claves en la trama alimentaria) con suficiente representatividad de modo tal que se facilite la comparación entre sitios o localidades. Por dicha razón las especies carismáticas, cuya importancia depende de la percepción social, no deben ser consideradas salvo en casos excepcionales.
- Priorizar aquellas especies con menor variabilidad espacio-temporal.
- Tratar de una manera diferenciada a las especies raras de las comunes.
- Cuantificar las especies seleccionadas a partir de abundancias respectivas (densidad, cobertura o biomasa), con el fin de caracterizar poblaciones y sus interrelaciones a nivel comunitario. Esta escala de organización biológica constituye el reflejo más preciso desde un punto de vista social o económico de las consecuencias derivadas de la contaminación (139)

El uso en particular del macrofitobentos para la elaboración de índices y mapas de sensibilidad puede ser llevado a cabo a partir de la selección entre otros, de los indicadores señalados a continuación:

- Presencia de clorófitas efímeras
- Presencia de especies perennes formadoras de dosel
- Número total de especies
- Taxa oportunistas
- Dominancia
- Proporción de grupos funcionales
- Especies nitrofilicas
- Razón Rodophyta /Clorophyta
- Razón Rodophyta/Heterokontophyta
- Razón Clorofitas Efímeras/Bivalvos
- Razón Macroalgas/Filtradores

En dependencia del grado de experticia, así como de la información disponible, estos indicadores pueden ser empleados aisladamente o de manera integrada para la formulación de índices, preferentemente con una salida numérica adimensional, cuyos valores serán volcados a bases de datos georeferenciados y transcritos a mapas mediante el uso de plataformas SIG.

IV 3. Evaluación de la severidad ambiental y los cambios climáticos mediante el uso del macrofitobentos.

La utilización del macrofitobentos para evidenciar a escala comunitaria modificaciones espaciales provocadas por diferentes presiones, o cambios temporales asociados a alteraciones climáticas, se basa por lo general en la comprobación empírica de conjeturas o predicciones establecidas *a priori*.

Desde un punto de vista matemático, en el contraste de estas conjeturas o predicciones mediante inferencia estadística se ha hecho particular énfasis en la cuantificación del falso positivo o error Tipo I (α : rechazo de la hipótesis nula o de no diferencias siendo esta verdadera), obviándose con mucha frecuencia la estimación de la potencia del análisis ($1 - \beta$), que considera al falso negativo o error Tipo II (β : aceptación de la hipótesis nula siendo falsa). Con independencia de las causas de estos cambios, la potencia debe ser siempre tomada en cuenta en la evaluación de la magnitud de los mismos, ya que su valor constituye un estimado de la fiabilidad del análisis por depender del nivel de significación (α), de la cuantía de los efectos, así como del tamaño de las muestras y de la varianza entre las unidades experimentales.

Desde un punto de vista conceptual, estas conjeturas o predicciones se sustentan en algunas premisas ya bien conocidas. Entre ellas caben citarse: 1^{er}, el aumento de la riqueza y la cobertura ante disturbios de moderada intensidad, hecho formulado por Connell (38) en su teoría sobre disturbios intermedios; 2^{do}, la sustitución de especies sensibles por otras oportunistas en comunidades bentónicas sometidas a enriquecimientos con materia orgánica, en lo que se conoce como paradigma de Pearson y Rosemberg (112) y 3^{er}, la desaparición o extinción local por remplazo o exclusión, a medida que se incrementa la severidad ambiental, de las macrófitas

habituales en un hábitat dado por otras especies "oportunistas" mejor adaptadas (88; 134; 89). La comprobación experimental de las tres premisas anteriores ha permitido concluir en cuanto a la nutrificación, que este tipo de severidad ambiental culmina en una dominancia desproporcionada de algunas especies competitivamente superiores (70) y en particular de clorófitas oportunistas como *Ulva*, que sustituyen a filtradores sésiles o a macrofitas perennes de gran porte (131). También ha sido establecido que la sedimentación, la turbidez, y el nivel de toxicidad presente en el agua constituyen factores muy significativos en la desestabilización de las comunidades fitobentónicas (62).

IV 3.1 Base legal e historia reciente.

Durante la última década ha tenido lugar en regiones como la Comunidad Económica Europea un acelerado desarrollo de la diagnosis ambiental a partir de la implementación de indicadores e índices, entre ellos mediante el uso del macrofitobentos. Este hecho ha sido estimulado por el acceso a normativas técnicas (57) y la creación de una plataforma jurídica de apoyo que sentó las bases para el fomento de planes de manejo y conservación costeros (145; 47; 48; 49). Dentro de este marco jurídico, la Directiva sobre Aguas (145) constituyó un hito pues además de fijar metas concretas de calidad ambiental para el año 2015 en cuanto a las aguas superficiales y subterráneas europeas, asoció explícitamente y de una manera innovadora la buena calidad de las mismas a la salud de sus ecosistemas acuáticos.

Con el fin de evaluarla, la directiva consideró cinco clases de calidad ambiental y contempló asimismo el análisis de cinco categorías bióticas: el fitoplancton, los peces (solo en aguas de transición), las macroalgas, los pastos marinos e invertebrados bentónicos, en asociación con componentes hidromorfológicos y fisicoquímicos. Sugirió su contraste con los valores respectivos observados en áreas de referencia sin disturbios antrópicos y recomendó la expresión del resultado a modo de razón. Esta concepción generó expectativas de trabajo y un interés científico regional, estimulando la propuesta de formulaciones (107; 111) y la creación de diversos índices (108; CARLIT: 16; BENTHOS: 116; RSL: 144; CFR: 79), basados en la composición y abundancia del macrofitobentos, grupo sobre el cual existía ya un gran volumen de información en la región (122).

Aún cuando la información sinóptica es mas escasa y la dinámica ecofisiológica del macrofitobentos también se conoce menos, en la provincia biogeográfica correspondiente al Atlántico Tropical Occidental se han hecho asimismo intentos de evaluar la calidad ambiental con índices numéricos sustentados en la cobertura de diversas macroalgas (8; 10; 128; 129; 141).

Todos estos índices, así como otros basados en categorías y segmentos comunitarios diferentes, han sido propuestos como indicadores de estado para el monitoreo ambiental y se basan en los cambios de las proporciones relativas de grupos de organismos constituidos acorde a su sensibilidad ante disturbios crecientes (71; 60; 63). Las estrategias adaptativas ante un disturbio ambiental pueden sintetizarse en tres maneras distintas (r, k, y T: 64) y si el disturbio es agudo, como ocurre durante un proceso de contaminación orgánica, tiene lugar la transformación progresiva de la condición inicial, por lo general caracterizada por alta biodiversidad, abundancia y presencia de especies bentónicas muy adaptadas a su hábitat, hasta su conversión en un substrato casi azoico (118). Durante dicha transformación los grupos altamente sensibles son sustituidos por estrategias r y especies tolerantes (T) de primer o

segundo orden (63). Los cambios ambientales o las variaciones climáticas de amplio período, a pesar de ocurrir a largo plazo y sin condiciones finales tan extremas, pueden ser documentados a partir de la dinámica anterior. Para ello el sitio seleccionado deberá constituir un hábitat representativo o distintivo sin tensores antrópicos aparentes, y la secuencia de muestreo será tal que permitirá la aplicación de métodos como el análisis espectral, usado para detectar tendencias y ciclos naturales.

En las macroalgas, exceptuándose a las especies oportunistas muy tolerantes (T), la distribución en grupos (87; 124) no ha sido tan elaborada y todavía carece para muchas especies de una sustentación ecofisiológica robusta. Por lo general se ha basado en los cambios de abundancia relativa cuando en sus hábitats respectivos tienen lugar disturbios de diferente intensidad. La tautología que puede estar implícita en el análisis y el hecho de que la comparación se efectúe frecuentemente entre hábitats con tipologías distintas, ha ocasionado que en aguas de transición y quizás provincias biogeográficas diferentes, algunas de las especies propuestas como representativas de sitios con calidad ambiental elevada (124; Tabla 4), no estén incluidas en los listados elaborados para aguas abiertas. Esta situación es notoria en lo que respecta a algunos representantes del complejo *Laurencia* y a miembros de los géneros *Chondracanthus*, *Gelidiella* (8; 141), *Ceramium*, *Champia*, *Sphacelaria*, *Dictyopteris*, *Dictyota*, *Valonia*, *Codium*, *Chaetomorpha*, *Cladophora*, *Bryopsis*, *Caulerpa* (108), *Corallina* (16) y *Jania* (119).

Con independencia de este hecho, el uso de índices basados en la composición de macroalgas (Tabla 5) ha resultado promisorio y amerita ser incentivado por la economía de recursos, la rapidez operativa y las potencialidades que tiene en el tratamiento sinóptico de la información ecológica.

Tabla 4. Géneros y especies de macroalgas reconocidas por su sensibilidad ambiental o por ser oportunistas y expresar una elevada tolerancia ante disturbios antrópicos. El inventario de géneros utilizado en los esquemas de evaluación ambiental de aguas costeras o de transición en la CEE, se significó con color. Las fuentes bibliográficas se refieren a ellos cuando la apreciación es similar en relación a la categoría de bioindicación (ESG: Grupo de Calidad Ecológica I ó II) y al nivel taxonómico.

CON TENSORES ANTRÓPICOS	CON CALIDAD AMBIENTAL	REGIÓN
Área severamente contaminada	Área limpia, sensibles ante enriquecimiento	Abra de Bilbao, N España ¹
<i>Ceramium diaphanum</i> * ¹	<i>Gelidium corneum</i> (como <i>Gelidium sesquipedale</i>) ¹	
<i>Aglaothamnion cordatum</i> (como <i>Callithamnion neglectum</i>)* ¹	<i>Heterosiphonia plumosa</i> ^{1,17}	
<i>Antithamnionella spirographidis</i> * ¹	<i>Calliblepharis ciliata</i> ¹	
<i>Pterothamnion plumula</i> * ¹	<i>Halopithys incurva</i> ^{1,17}	
<i>Anotrichium furcellatum</i> * ¹	<i>Dictyopteris polypodioides</i> ^{1,17}	
<i>Compsothamnion thuyoides</i> * ¹	<i>Halurus equisetifolius</i> ^{1,17}	
<i>Mesophyllum lichenoides</i> ** ¹	<i>Pterosiphonia complanata</i> ** ^{1,17}	
<i>Zanardinia typus</i> (como <i>Zanardinia prototypus</i>)* ¹		
<i>Rhodymenia coespitosella</i> ** ¹		
<i>Myriogramme minuta</i> (como <i>Drachiella minuta</i>)* ¹		
<i>Erythroglousum laciniatum</i> ** ¹		
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> ** ¹		
<i>Pterosiphonia pennata</i> ** ¹		

<i>Champia parvula</i> *** ¹		
<i>Asparagopsis armata</i> ¹		
<i>Ulva intestinalis</i> (como <i>Enteromorpha intestinalis</i>) ^{+1,2,3}		Britannia Mine Columbia Británica, Canada ²
<i>Fucus distichus</i> (como <i>Fucus gardneri</i>) ⁺²		Wadi Hanifah, Saudi Arabia ³
<i>Cladophora glomerata</i> ⁺³		
<i>Parviphycus pannosus</i> (como <i>Gelidiella pannosa</i>) ⁺⁺⁴		Bahía de Guanabara, Brasil ⁴
<i>Gelidium pusillum</i> ^{b++4,24,25}		
<i>Gelidium floridanum</i> ^{b++4,24}		
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> ⁺⁺⁴		
<i>Amphiroa beauvoisii</i> ^{++4e26}		
<i>Amphiroa brasiliiana</i> ⁺⁺⁴		
<i>Codium decorticatum</i> ⁺⁺⁴		
<i>Codium taylorii</i> ⁺⁺⁴		
	<i>Lithophyllum kotschyianum</i> ⁶⁵	Zanzíbar, Tanzania ⁵
	<i>Sargassum vulgare</i> ⁶	Libano ⁶
	<i>Padina pavonica</i> ⁶	
	<i>Ellisolandia elongata</i> ⁶ (como <i>Corallina elongata</i>)	
	<i>Palisada perforata</i> (como <i>Laurencia papillosa</i>) ^{6,14}	
	<i>Osmundea pinnatifida</i> (como <i>Laurencia pinnatifida</i>) ⁶	
	<i>Laurencia obtusa</i> ^{6,7}	
<i>Bliedingia</i> spp. ^{++7,8}	<i>Jania longifurca</i> ⁷	Venecia, Italia y Mediterráneo ⁷
	<i>Jania rubens</i> ^{7,17}	
	<i>Titanoderma pustulatum</i> (como <i>Lithophyllum pustulatum</i>) ⁷	
	<i>Peyssonnelia dubyi</i> ⁷	
	<i>Peyssonnelia polymorpha</i> ⁷	
	<i>Peyssonnelia squamaria</i> ⁷	
	<i>Haliptilon virgatum</i> ⁷	
	<i>Jania squamata</i> (como <i>Haliptilon squamatum</i>) ⁷	
	<i>Hydrolithon cruciatum</i> ⁷	
	<i>Hydrolithon boreale</i> ⁷	
	<i>Valonia aegagrophyla</i> ⁷	
		Bahía Vizcaino, Cantabria ⁸
Áreas antropizadas		
<i>Ectocarpales</i> ⁺⁺⁺⁸		
<i>Sargassum muticum</i> ^{s8}		
Representativas de baja sensibilidad ambiental	Representativas de alta sensibilidad ambiental	Cataluña, Mediterráneo NW ⁹
<i>Derbesia tenuissima</i> ⁹	<i>Cystoseira mediterranea</i> ⁹	
<i>Ellisolandia elongata</i> (como <i>Corallina elongata</i>) ^{6,9,23}	<i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i> (como <i>Cystoseira stricta</i>) ⁹	
<i>Jania virgata</i> (como <i>Haliptilon virgatum</i>) ⁹	<i>Cystoseira crinita</i> ⁹	
<i>Lithophyllum incrustans</i> ⁹	<i>Cystoseira brachycarpa</i> (como <i>Cystoseira balearica</i>) ⁹	
<i>Neogonolithon brassica-florida</i> ⁹	<i>Cystoseira foeniculacea</i> ⁹	
	<i>Cystoseira barbata</i> ⁹	
	<i>Cystoseira spinosa</i> v. <i>tenuior</i> ⁹	
	<i>Cystoseira humilis</i> (como <i>Cystoseira compressa</i> v. <i>pustulata</i>) ⁹	
	<i>Lithophyllum byssoides</i> ⁹	
<i>Jania crassa</i> ^{b24}		Costa SE, Brasil ²⁴
<i>Lithophyllum stictaeforme</i> ^{b24}		
<i>Pterosiphonia parasitica</i> ^{b24}		
<i>Hypnea nigrescens</i> ^{b24}		
<i>Hypnea spinella</i> ^{b25,e26}	<i>Bostrychia radicans</i> ²⁵	Bahía Sepetiba,

<i>Ceratodictyon planicaule</i> (como <i>Gelidiopsis planicaulis</i>) ^{b,25,c,26} <i>Grateloupia filicina</i> ^{b,24,25}	<i>Bostrychia tenella</i> ²⁵ <i>Bryocladia thyrsigera</i> ²⁵ <i>Dichotomaria marginata</i> (como <i>Galaxaura marginata</i>) ²⁵ <i>Rhodomenia pseudopalmata</i> ²⁵ <i>Halymenia rosea</i> ²⁵ <i>Halymenia elongata</i> ²⁵	Brasil ²⁵
<i>Ceramium tenerrimum</i> ²³	<i>Cystoseira amentacea</i> ²³	Marsella, Francia ²³
Representativas del grupo de calidad ecológica II (Oportunistas y Tolerantes)	Representativas del grupo de calidad ecológica I (Dominantes en etapas tardías de la sucesión)	Costas de Grecia ¹⁰
<i>Acanthophora</i> ¹⁰ <i>Antithamnion</i> ¹⁰ <i>Caulerpa</i> ¹⁰ <i>Bryopsis</i> ^{8,10,20} <i>Champia</i> ^{10,11,20} <i>Callithamnion</i> ¹⁰ <i>Ceramium</i> ^{8,10,17,20} <i>Chaetomorpha</i> ^{8,10,14} <i>Chondria</i> ^{10,20} <i>Cladophora</i> ^{3,6,8,9,10,12,17,18,21} <i>Codium</i> ^{10,17,21} <i>Colpomenia</i> ^{6,10} <i>Dasya</i> ¹⁰ <i>Dictyopteris</i> ^{10,20} <i>Dictyota</i> ^{10,20} <i>Ectocarpus</i> ¹⁰ <i>Ulva</i> (como <i>Enteromorpha</i>) ^{1,2,6,8,10,14,18} <i>Erithrotrichia</i> ¹⁰ <i>Gigartina</i> ^{10,20} <i>Gelidiella</i> ^{4,10,14,20} <i>Gelidium</i> ^{4,10,14,20} <i>Gracilaria</i> ^{10,20} <i>Gonyotrichum</i> ¹⁰ <i>Griffithsia</i> ¹⁰ <i>Halopteris</i> ^{10,20} <i>Herposiphonia</i> ¹⁰ <i>Hypnea</i> ¹⁰ <i>Lomentaria</i> ¹⁰ <i>Lophosiphonia</i> ¹⁰ <i>Laurencia</i> ^{10,20} <i>Petalonia</i> ¹⁰ <i>Polysiphonia</i> ^{10,17,20} <i>Pseudochlorodesmis</i> ¹⁰ <i>Scytosiphon</i> ¹⁰ <i>Spermothamnion</i> ¹⁰ <i>Sphacelaria</i> ^{10,20} <i>Ulva</i> ^{6,7,8,9,10,11,14,17,20} <i>Valonia</i> ^{10,20} <i>Cladostephus</i> ²⁰ <i>Nitophyllum</i> ²⁰ <i>Pterocladia</i> ²⁰ <i>Wrangelia</i> ²⁰	<i>Acetabularia</i> ^{7,10,20} <i>Amphiroa</i> ^{7,10,20} <i>Anadyomene</i> ^{7,10,20} <i>Corallina</i> ^{6,10,17,20} <i>Cystoseira</i> ^{6,10,17,20} <i>Dermatolithon</i> ^{7,10} <i>Flabellia</i> ^{7,10,20} <i>Fosliella</i> ^{7,10} <i>Halimeda</i> ^{7,10,20} <i>Jania</i> ^{7,10,20} <i>Lithothamnion</i> ^{7,10,20} <i>Padina</i> ^{6,7,10,21} <i>Peyssonnelia</i> ^{7,10,18,20} <i>Sargassum</i> ^{6,7,10,14} <i>Taonia</i> ^{7,10} <i>Zonadina</i> ²⁰ <i>Alsidium</i> ²⁰ <i>Gymnogongrus</i> ²⁰ <i>Haliptilon</i> ²⁰ <i>Halopithys</i> ²⁰ <i>Hydrolithon</i> ²⁰ <i>Lithophyllum</i> ²⁰ <i>Phyllophora</i> ²⁰ <i>Rhodomenia</i> ²⁰	Costa Eslovaca, Golfo de Trieste ²⁰
Únicamente en la cercanía a un emisario de aguas negras	A 800 m de distancia	Mumbai, India ¹¹
<i>Ulva lactuca</i> ^{11, 13,18} <i>Chaetomorpha antennina</i> ^{11,12,18,b,24} <i>Bryopsis plumosa</i> ¹¹	<i>Caulerpa</i> sp. ¹¹ <i>Avrainvillea</i> sp. ¹¹ <i>Phyllocladon anastomosans</i> (como <i>Struvea anastomosans</i>) ¹¹	

*Feldmannia irregularis*¹¹
Feldmannia mitchelliae (como *Hincksia mitchelliae*)¹¹
Stoechospermum polypodioides (como *Stoechospermum marginatum*)¹¹
*Dictyopteris australis*¹¹
Lobophora variegata^{11,26}
*Sargassum ilicifolium*¹¹
*Spatoglossum asperum*¹¹
*Padina gymnospora*¹¹
*Ralfsia expansa*¹¹
*Colpomenia sinuosa*¹¹
*Scinaia hatei*¹¹
*Grateloupia filicina*¹¹
Lithophyllum sp.¹¹
Ceratodictyon variabile (como *Gelidiopsis variabilis*)¹¹
*Sarconema filiforme*¹¹
*Champia parvula*¹¹
Coeloseira sp. (como *Gastroclonium* sp.)¹¹
*Spyridia fusiformis*¹¹
*Laurencia obtusa*¹¹
*Chondria armata*¹¹
*Chondria tenuissima*¹¹
Palmaria palmata (como *Rhodymenia palmata*)¹¹
*Polysiphonia denudata*¹¹
Acanthophora spicifera^{11,22}

Ambientes en proceso de eutrofización

Chondracanthus acicularis^{12,13,14, b24,25}
Centroceras clavulatum^{12,13,14,18,b24}
Ulva flexuosa (como *Enteromorpha flexuosa*)
 +++^{12,13,15,24}
Ulva lingulata (como *Enteromorpha lingulata*)^{12,13}
Hypnea musciformis^{12,18,b24,+25}
Jania capillacea^{12,15}
Ulva fasciata^{13, 18}
*Cryptonemia crenulata*¹³
*Cryptonemia seminervis*¹³
*Dictyopteris delicatula*¹³
*Gracilaria cervicornis*¹³
*Gracilaria cuneata*¹³
*Gracilaria domingensis*¹³
*Gracilariopsis lemaneiformis*¹³

Playa de Boa Viagem,
Pernambuco, Brasil¹²

Playa de Piedade,
Pernambuco, Brasil¹³

Representates presentes en áreas con calidad ambiental

Cladophoropsis spp.¹⁴
*Turbinaria turbinata*¹⁴
*Turbinaria tricostata*¹⁴
Dictyosphaeria spp.¹⁴
Sargassum spp.

Mesolitoral de La Habana Cuba¹⁴

Experimentos de fertilización *in situ* Incremento de cobertura

*Wurdemannia miniata*¹⁵
Feldmannia mitchelliae (como *Hincksia mitchelliae*)¹⁵
*Bryopsis pennata*¹⁵
*Sphacelaria tribuloides*¹⁵
*Chondria dasyphylla*¹⁵
*Digenia simplex*¹⁶

Glovers Reef,
Belice^{15,16}

Aparición

Ulva prolifera (como *Enteromorpha prolifera*)^{15,16}

*Cladophora laetevirens*¹⁵

*Padina gymnospora*¹⁵

*Amphiroa fragilissima*¹⁵

*Valonia macrophysa*¹⁵

*Spyridia filamentosa*¹⁵

*Phyllocladon anastomosans*¹⁵

Especies y géneros oportunistas

Hincksia sp.¹⁷

*Heterosiphonia japonica*¹⁷

*Hypoglossum hypoglosoides*¹⁷

*Desmarestia lingulata*¹⁷

*Callophyllis laciniata*¹⁷

Dictyota menstrualis (como *Dictyota dichotoma*)¹⁷

*Gelidium corneum*¹⁷

*Padina pavonica*¹⁷

Halopteris scoparia (como *Stypocaulon scoparium*)¹⁷

*Taonia atomaria*¹⁷

Zanardinia typus (como *Zanardinia prototypus*)¹⁷

*Halopteris filicina*¹⁷

Lithophyllum incrustans (como

Lithothamnion incrustans)¹⁷

*Drachiella spectabilis*¹⁷

*Champia parvula*¹⁷

*Gymnogongrus griffithsiae*¹⁷

*Calliblepharis ciliata*¹⁷

*Callophyllis laciniata*¹⁷

*Plocamium cartilagineum*¹⁷

*Mesophyllum lichenoides*¹⁷

*Nitophyllum punctatum*¹⁷

*Phyllophora crispa*¹⁷

*Pterosiphonia pennata*¹⁷

*Rhodymenia pseudopalmata*¹⁷

*Sphondylothamnion multifidum*¹⁷

Sargassum cymosum^{24,+25}

Padina gymnospora^{b24,+25}

Golfo de Gascoña,
Francia¹⁷

*Cladophora flexuosa*²⁴

*Ulva chaetomorphoides*²⁴

Cladophora vagabunda^{b24}

Áreas eutrofizadas

Corallina officinalis^{18,b19}

Chondracanthus teedei^{18,b24,b25}

Gymnogongrus griffithsiae^{18,b24,b25}

Ralfsia sp.^{b19}

Ulva rigida^{19,24}

*Chaetomorpha linum*¹⁹

Ulva compressa (como *Enteromorpha compressa*)^{b,19}

*Gracilaria gracilis*¹⁹

Sphacelaria sp.^{b19}

Leathesia marina (como *Leathesia difformis*)¹⁹

*Polysiphonia abscissa*¹⁹

Cladostephus sp.¹⁹

Antithamnion sp.¹⁹

*Anotrichium furcellatum*¹⁹

Costa SE, Brasil²⁴

Playas Domingas
Dias, Martin de Sá,
Cigarras, São Paulo¹⁸

Bahía Nueva,
Patagonia¹⁹

Indicadores de pulsos de nutrientes en áreas oligotróficas

*Gracilaria edulis*²¹

Isla One Tree, Bahías
Moreton, Pioneer y
Charlie, Playa Airlie,
Australia²¹

Tolerantes al pisoteo y otros disturbios de 62+5orígen turístico

*Gelidiella acerosa*²²

*Dictyosphaeria versluysii*²²

*Coralináceas articuladas*²²

*Caulerpa racemosa*²⁶

*Dictyopteris delicatula*²⁶

*Dictyota mertensii*²⁶

*Dictyopteris justii*²⁶

Arrecifes de
Maracajaú, Rio

*Jania adhaerens*²⁶
*Amphiroa anastomosans*²⁶
*Laurencia intricata*²⁶
*Lomentaria corallicola*²⁶
*Chondria dangaerdii*²⁶
*Ceramium dawsonii*²⁶
*Ceramium vagans*²⁶
*Neosiphonia gorgoniae*²⁶
*Gelidiella ligulata*²⁶
*Dictyota cervicornis*²⁶
*Dictyota ciliolata*²⁶

*Dictyopteris delicatula*²⁶
*Cryptonemia crenulata*²⁶
*Sargassum hystrix*²⁶
*Gelidium coarctatum*²⁶

Grande del Norte,
 Brasil²⁶

*Morfología simple; **de ambientes umbrosos; ***resistentes a la sedimentación; +resistentes a contaminación por metales pesados; ++ eutrofización y enriquecimiento orgánico; ^aAfectada por enriquecimiento orgánico; +++ oportunistas; ^sinvasivas; ^bEuríticas, presentes en cualquier condición trófica; ^cTolerantes al pisoteo.

1 Gorostiaga y Diez, 1996; 2 Marsden y DeWreede, 2000; 3 Al-Homaidan *et al.*, 2011; 4 Taouil y Yoneshigue-Valentin, 2002; 5 Björk *et al.*, 1995; 6 Lakkis y Novel-Lakiks, 2007; 7 Sfriso *et al.*, 2007; 8 Juanes *et al.*, 2008; 9 Ballesteros *et al.*, 2007; 10 Orfanidis *et al.*, 2003; 11 Dhargalkar y Komarpant, 2003; 12 Santos *et al.*, 2006; 13 Souza y Cocentino, 2004; 14 Areces, 1997; 15 McClanahan *et al.*, 2002; 16 McClanahan *et al.*, 2005; 17 Casamajor y Lissardy, 2010; 18 Soares *et al.*, 2010b; 19 Díaz *et al.*, 2002; 20 Orlando-Bonaca *et al.*, 2008; 21 Costanzo *et al.*, 2000; 22 Azevedo *et al.*, 2011; 23 Soltan *et al.*, 2001; 24 Martis *et al.*, 2012; 25 Amado Filho *et al.*, 2003; 26 Silva, 2010.

1. ESC: categoría en el status ecológico. Definida por la relación de cobertura media entre las macroalgas de los grupos de calidad ecológica (ESG) I y II, establecida de acuerdo a una escala de cubrimiento entre 0 a >60%, Pi: factor de ponderación correspondiente a la extensión o área de la situación *i* con respecto a la extensión o área total del lugar estudiado.
2. EQR: razón de calidad ecológica (valores biológicos observados/valores biológicos del sitio de referencia), EQ: calidad ambiental en un sector costero dado, li: extensión de la línea de costa ocupada por la situación *i*, SLi: nivel de sensibilidad de la situación *i*, EQssi: EQ del sitio de estudio para la situación *i*, EQrsi: EQ en el sitio de referencia para la situación *i*.
3. Considera la transparencia, las variaciones estacionales del oxígeno y la salinidad, los florecimientos de macroalgas y define 52 especies representativas de sitios de alta calidad ambiental, en zonas con aguas de transición.
4. R: riqueza, O: presencia de especies oportunistas, C: cobertura, S: status fisiológico. S esta basado en un juicio de experto acerca del desarrollo de la fronde, su densidad, despigmentación, daño físico y nivel de epifitismo. Todas las variables tienen rangos de valores asignados (C= 0-40; O=0-30; R y S=0-15).
5. Nt: frecuencia total de aparición de los representantes de los órdenes considerados en el análisis (F: Fucales, C: Ceramiales, U: Ulvales y Ge: Gelidiales), y los miembros de los géneros *Dictyosphaeria* y *Cladophoropsis* (Cl1) y *Chaetomorpha* (Cl2).
6. E: número de géneros considerados en el análisis, Pm: puntos de muestreo, Ni: número de puntos donde aparece la especie *i*, (indicadora de áreas no impactadas) en la zona de estudio, fi: frecuencia de ocurrencia teórica de la especie *i*, en un área de referencia equivalente, Ns: número de puntos donde aparece la especie *s*, (indicadora de sitio eutrofizado) en la zona de estudio, fs: frecuencia de ocurrencia teórica de la especie *s*, en un área de referencia equivalente no contaminada.
7. Et: número de especies indicadoras de bajo impacto, Es: número de especies indicadoras de eutrofización, Ni: frecuencia observada de la especie *i*, Nti: frecuencia teórica observada para la especie *i* en un sitio de referencia equivalente, Ns: frecuencia observada de la especie *s*, Nts: frecuencia teórica observada de la especie *s* en un sitio de referencia equivalente no eutrofizado, Co: cobertura total de las algas en el sitio de estudio, S: proporción de especies observadas con relación al total considerado en el análisis

Tabla 5 Algunos de los índices propuestos para evaluar la calidad ambiental en zonas litorales y aguas de transición mediante el fitobentos.

DENOMINACIÓN	Sigla	FORMULACIÓN	Autor(es)
<i>Ecological Evaluation Index</i> ⁽¹⁾ <u>Escala:</u> 2-10	EEI	$EEI = \sum(ESC * Pi)$	Orfanidis <i>et al.</i> , 2003
<i>Environmental Quality Index</i> ⁽²⁾ <u>Escala:</u> 0-1	CARLIT	$EQ = \sum(li * SLi) / \sum li$ $EQR = \sum(EQ_{ssi} * li / EQ_{rsi}) / \sum li$	Ballesteros <i>et al.</i> , 2007
<i>Rapid Index for Quality Status Assessment of Mediterranean Transitional Environments</i> ⁽³⁾ <u>Escala:</u> Cinco Categorías	R-MAQI	Índice cualitativo basado en clave dicotómica con entradas asociadas a la cantidad de taxa existentes, presencia o no de fanerógamas, dominancia de clorófitas o rodofitas y cantidad de especies observadas en lugares con alta calidad ambiental	Sfrizo, <i>et al.</i> , 2007
<i>Quality of Rocky Bottoms</i> ⁽⁴⁾ <u>Escala:</u> Cinco categorías distribuidas desde 0 a 100	CFR	$CFR = R + C + O + S$	Juanes <i>et al.</i> , 2008
<i>Índice de Calidad Ambiental</i> ⁽⁵⁾ <u>Escala:</u> Cuatro categorías comprendidas entre 1 a -1	ICA	$ICA = [(F+C+Cl1)-(U +Cl2-G)] / N_t$	Areces, 1997
<i>Índice de Qualidade Ambiental</i> ⁽⁶⁾ <u>Escala:</u> Cuatro categorías comprendidas entre >0,5 y <-0,5	IQA	$IQA = [\sum(Ni/Pm) * fi - \sum(Ns/Pm) * fs] / E$	Soares <i>et al.</i> , 2010b
<i>Índice de Distúrbio Ambiental</i> ⁽⁷⁾ <u>Escala:</u> Seis categorías desde >1,0 a <-50	IDA	$IDA = \left 1 + \left\{ -[Ei + \sum(Ns/Nts)] / [Es + \sum(Ni/Nti)] \right\} \right * (Co/S)$	Vasconcelos, 2012

V - AGRADECIMENTOS

El presente trabajo ha sido financiado parcialmente por fondos para la investigación aportados por el Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - Proc. 484647/2012-1) y la Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a través del Programa Nacional de Apoio ao Desenvolvimento da Botânica (PNADB). El Dr. A. J. Areces agradece las facilidades brindadas por el CNPq y la Universidad Federal de Pernambuco (UFPE, N° 0258/2011) para desenvolver, bajo el marco de una colaboración académica como profesor invitado, las actividades que permitieron obtener parte de estos resultados. La Dra M. Toyota Fujii asimismo agradece al CNPq por la Beca de Productividad Investigativa recibida (Proc. 303915/2013-7), la cual facilitó su interacción y el trabajo en equipo con el personal del Laboratorio de Ficología del Departamento de Oceanografía de la UFPE. Agradecimiento especial a la Dra. Edisa F. I. Nascimento por todo el apoyo.

VI – BIBLIOGRAFÍA

1. Alcolado, P. M. Conocimientos básicos para un monitoreo voluntario rápido de alerta temprana en arrecifes coralinos. En: Hernández-Zanuy, A. & Alcolado, P. M. (Eds.). Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros para la adaptación al cambio climático. Pp. 122-185. Red CYTED BIODIVMAR Instituto de Oceanología, La Habana (ISBN: 978-959-298-031-0). 2014.
2. Al-Homaidan, A.A., Al-Ghanayem, A.A., Alkhalifa, A.H. Green algae as bioindicators of heavy metal pollution in Wadi Hanifah Stream, Riyadh, Saudi Arabia. Intl. J. Water Resources & Arid Environ., 1(1): 10-15. 2011.
3. Allee, R.J., Dethier, M., Brown, D., Deegan, L., Ford, G., R., Hourigan, T.R., Maragos, J., Schoch, C., Sealey, K., Twilley, R., Weinstein, M.P., Yoklavich, M. Marine and Estuarine Ecosystem and Habitat Classification. NOAA Technical Memorandum. NMFSF/SPO-43. 2000.
4. Allesina, S., Bondavalli, C. WAND: an ecological network analysis user-friendly tool. Environ. Modell. Softw., 19: 337-340. 2004.
5. Amado Filho, G.M., Barreto, M.B.B., Marins, B.B.V., Felix, C., Reis, R.P. Estrutura da comunidade fitobentônica do infralitoral da baía de Sepetiba, RJ, Brasil. Braz. J. Bot., 26: 329-342. 2003.
6. Andrew, N.L., Mapstone, B.C. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 25: 39-90. 1987.

7. Archibald, E.E.A. The specific character of plant communities: II. A quantitative approach. *J. Ecol.*, 37: 274-288. 1949.
8. Areces, A.J. La ficoflora intermareal como bioindicadora de calidad ambiental. Estudio de caso: el litoral habanero. In: Alveal, K., Antezana, T. (eds.). *Sustentabilidad de la biodiversidad, un problema actual. Bases científico-técnicas, Teorizaciones y Proyecciones*. Univ. de Concepción, Concepción, Chile, 1997, p.569-589.
9. Areces, A.J., Toledo, L. Apuntes para un diagnóstico rápido de la calidad ambiental en costas rocosas. *Arch. Cient. Inst. Oceanol., Cuba*, 11 pp. 1983.
10. Areces, A.J., Bacallao, J., González-Sánchez, P. El uso de abundancias relativas de macroalgas en la formulación de índices para la evaluación rápida de calidad ambiental. *Serie Oceanologica, Cuba*, (en prensa).
11. Arrhenius, O. Species and area. *J. Ecol.*, 9: 95-99. 1921.
12. Arrhenius, O. On the relation between species and area: a reply. *Ecology*, 4: 90-91. 1923a.
13. Arrhenius, O. Statistical investigations in the constitution of plant associations. *Ecology*, 4: 68-73. 1923b.
14. Azevedo, C.A.A., Carneiro, M.A.A., Oliveira, S. R., Marinho-Soriano, E. Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. *Rev. bras. farmacogn.*, 21(2): 323-328. 2011.
15. Baird, D., McGlade, J.M., Ulanowicz, R.E. The comparative ecology of six marine ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 333:15-29. 1991.
16. Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., Garcia, M., Mangialajo, L., de Torres, M. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 172-180. 2007.
17. Bates, C.R., Tobin, M.L., Scott, G., Thompson, R. Weighting the cost and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: perspectives from the temperate rocky intertidal. *Biol. Conser.*, 137: 617-625. 2007.
18. Bertasi, F., Colangelo, M. A., Colosio, F., Gregorio, G., Abbiati, M., Ceccherelli, U. Comparing efficacy of different taxonomic resolutions and surrogates in detecting changes in soft bottom assemblages due to coastal defence structures. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 686-694. 2009.
19. Biber, P.D., Harwell, M.A., Cropper, W.P.Jr. Modeling the dynamics of three functional groups of macroalgae in tropical seagrass habitats. *Ecological Modelling*, 175: 25-54. 2004.
20. Birkeland, C. A contrast in methodologies between surveying and testing. In: UNESCO. *Comparing coral reef survey methods*. *Rep. Mar. Sci.*, 21: 170 pp. 1984.

21. Björk, M., Mohammed, S.M., Bjorklund, M., Semesi, A. Coralline algae, important coral-reef builders threatened by pollution. *Ambio*, 24: 502–505. 1995.
22. Borja, A., Dauer, D.M. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8: 331-337. 2008.
23. Borja, A., Franco, J., Pérez, V. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40: 1100-1114. 2000.
24. Borowitzka, M. A. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 25: 73-84. 1972.
25. Bouchard, R. W. Jr., Huggins, D. y Kriz, J. A Review of the Issues Related to Taxonomic Resolution in Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems with an Emphasis on Macroinvertebrates. Kansas Biological Survey, Kansas. USEPA Grant X7-99790401, 2005, 38 p.
26. Boudouresque, C.F., Lück, H.B. Recherches de bionomie structurale au niveau d'un peuplement benthique sciaphile. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 8: 135-144. 1972.
27. Cain, S.A. The species-area curve. *American Midland Naturalist*, 19: 573–581. 1938.
28. Candolle, A. Géographie botanique raisonnée: ou l'exposition des faits principaux et des lois concernant la distribution géographique des plates de l'époque Actuelle. Masson, Paris. 1855, 606 p.
29. Carballo, J.L., Naranjo, S.A., y García-Gómez, J.C. Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 135: 109-122. 1996.
30. Casamajor, M.N., Lissardy, M.. Suivi DCE « macroalgue subtidale » sur la masse d'eau « côte basque » Calcul de l' EQR. IFREMER, R.INT.HGS/LRHA/ANGLET 10-002, 2010. 44 p.
31. Castellanos, M.E., Sosa, L., Moreira, A.R., Maya, H., Pérez, S., León, A.R., Gómez, M. Concentración de Arsénico en la Bahía de Cienfuegos, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 26(1): 21-26. 2005.
32. Chardy P., Glémarec M. Évolution dans le temps des peuplements des sables envasés en baie de Concarneau. In: Keegan, B.F, O'Ceidigh, P., Boaden, P.J.S. (eds) *Biology of benthic organisms*. Pergamon, 165-172 p., 1977.
33. Christensen, V., Pauly, D. ECOPATH II: a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.*, 61(3-4): 169-185. 1992.
34. Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. *Ecopath with Ecosim, Version 4*, 2000.

35. Cochram-Marquez, S.A. Moloka I benthic habitat mapping: U.S. Geological Survey Open-File Report 2005-1070, 2005. 18 p.
36. Cochran, W.G. Sampling techniques. 3ed. John Wiley New York, 1977. 428 p.
37. Collado-Vides, L., Caccia, V.G., Boyer, J.N. Fourqurean, J.W. Tropical seagrass associated macroalgae distributions and trends relative to water quality. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 73: 680-694, 2007.
38. Connell, J.H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310. 1978.
39. Costanzo, S.D., O'Donohue, M. J., Dennison, W. C. *Gracilaria edulis* (Rhodophyta) as a biological indicator of pulsed nutrients in oligotrophic waters. *J. Phycol.*, 36: 680-685. 2000.
40. Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-79/31 GPO 024-010-00524-6, Washington DC. 1979. 103 p.
41. Curiel, D., Rismondo, A., Bellemo, G., Marzocchi, M. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981-1998. *Sci., Mar.*, 68(1): 57-67. 2004.
42. Dethier, M.N., Schoch, G.C. Taxonomic sufficiency in distinguishing natural spatial patterns on an estuarine shoreline. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 306: 41-49. 2006.
43. Dethier, M. N. Chapter 2. Site Classification and Selection. In: Murray, S.N., Ambrose, R.F., Dethier, M.N. *Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores*. MMS OCS Study 2001-070. 2002. 217 p.
44. Dhargalkar, V.K., Komarpant, D.S. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroalgae of the Colaba coast, Mumbai, India. *Seaweed Res. Util.*, 25(1 & 2): 27-36. 2003.
45. Díaz, P., López Gappa, J.J., Piriz, M.L. Symptoms of eutrophication in intertidal macroalgal assemblages of Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Bot. Mar.*, 45: 267-273. 2002.
46. EEA - European Environment Agency. European Topic Centre on Nature Conservation 1999. Work Programme: Task 4.3 EUNIS Habitat Classification, Draft Final Report. 1999. 209 pp.
47. EEC, Council Directive for the Habitats, 92/43/EEC, Off. J. Eur. Communities, 22/7/1992. 1992.
48. EEC, Proposal for a Council Directive on the ecological quality of water. 94/C 222/06, Off. J. Eur. Communities, 10/8/94. 1994.

- 49.EEC, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities*, 43: 1–72. 2000.
- 50.Elliott, M. The derivation and values of ecological quality standards and objectives. *Mar. Poll. Bull.*, 32: 762–763. 1996.
- 51.Ellis, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Mar. Poll. Bull.*, 16: 459. 1985.
- 52.Engeman, R.M., Nielson, R.M., Sugihara, R.T. Evaluation of optimized variable area transect sampling using totally enumerated field data sets. *Environmetrics*, 16: 767-772. 2005.
- 53.Fairweather, P.G. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environ. Monit. Assess.*, 14: 197–210. 1990.
- 54.Fath, B.D., Patten, B.C. Reviews of the foundations of network environ analysis. *Ecosystems*, 2(2): 167-179. 1999.
- 55.Finkbeiner, M., Stevenson, B. Seaman, R. Guidance for Benthic Mapping: An Aerial Photographic Approach. US NOAA Coastal Services Center, Charleston, SC, Technology Planning and Management Corporation. 2001. 75 p.
- 56.Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. *J. Animal Ecol.*, 12: 42-58. 1943.
- 57.Gibson, G.R., Bowman, M.L., Gerritsen, J., Snyder, B.D. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D C. 2000. 299 p.
- 58.Gleason, H.A. On the relation between species and area. *Ecology*, 3: 158–162. 1922.
- 59.Gleason, H.A. Species and area. *Ecology*, 6: 66–74. 1925.
- 60.Glémarec, M. Ecological impact of an oil-spill: utilisation of biological indicators. IAWPRC-NERC Conference, July 1985. *IAWPRC J.*, 18: 203-211. 1986.
- 61.González-Sánchez, P. Variaciones temporales del macrofitobentos en un pavimento rocoso somero al oeste de La Habana, Cuba. Tesis en opción al título de Licenciado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, 2011. 38 p.
- 62.Gorostiaga, J. M., Díez, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 130, 157–167. 1996.

63. Grall, J., Glémarec, M. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 44 (suppl. A): 43-53. 1997.
64. Gray, J.S. Pollution-induced changes in populations. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 286: 545-561. 1979.
65. Green, E.P., Mumby, P.I., Edwards, A.J., Clark, C.D. Remote sensing handbook for tropical coastal management. UNESCO, Paris, 2000, 316 p.
66. Green, R. H. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley & Sons, Nueva York, 1979, 257 p.
67. Guarinello, M.L., Shumchenia, E.J., King, J.W. Marine habitat classification for ecosystem-based management: A proposed hierarchical framework. *Environ. Manage.*, 45: 793-806. 2010.
68. Hatcher, B. Literature review. In: Proceedings of a Benthic Habitat Classification Workshop Meeting of the Maritimes Regional Advisory Process. Bedford Institute of Oceanography, 25-26, June 2001, Dartmouth, N. S., p. 12-34. 2002.
69. Hédouin, L., Bustamante, P., Fichez, R., Warnau, M. The tropical brown algae *Lobophora variegata* as a bioindicator of mining contamination in the New Caledonia lagoon: a field transplantation study. *Mar. Environ. Res.*, 66(4): 438-444. 2008.
70. Hillebrand, H., Gruner, D.S., Borer, E.T., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Elser, J.J., Harpole, W.S., Ngai J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E. Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure. *P. Natl. Acad. Sci. USA.*, 104(26): 10904–10909. 2007.
71. Hily, C. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. These de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale. 1984. Vol. 1, 359 p; Vol. 2, 337p.
72. Höisater, T y Matthiesen, A. Report of some statistical aspects of marine biological sampling based on a Unesco-sponsored training course in sampling design for marine biologists. Univ. San Carlos, Cebu, Filipinas, San Carlos Publ., 1979. 118 p.
73. Holthus, P.F., Maragos J.E. Marine ecosystem classification for the tropical island Pacific. In *Marine Marine and Coastal Biodiversity in the Tropical Island Pacific Region Vol.1: Species Systematics and Information Management Priorities*. J.E. Maragos, M.N. Peterson, L.G. Eldredge, J.E. Bardach and H.F. Takeuchi, eds. Program on Environment, East-West Center, Honolulu, HI. p. 239-278. 1995.
74. IMCRA - Interim Marine and Coastal Regionalization of Australia. An ecosystem classification for marine and coastal environments, Version 3.3. IMCRA Technical Group - Environment Australia for the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra. 1998.

75. Jaccard, P. Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranes et dans quelques régions voisines. *Bulletin Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 37: 241–272. 1901.
76. Jaccard, P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 44: 223–270. 1908.
77. Jetz, W., Rahbek, C. Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science*, 297: 1548–1551. 2002.
78. Johnston, E.L., Roberts D.A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environ. Pollut.*, 157: 1745–1752. 2009.
79. Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A., Revilla, J.A. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*, 8: 351–359. 2008.
80. Kendall, M.S., Monaco, M.E., Buja, K.R., Christensen, J.D., Kruer, C.R., Finkbeiner, M., Warner, R.A. *Methods Used to Map the Benthic Habitats of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands*. NOAA National Ocean Service, Biogeography Team, Silver Spring EUA, 2001, 46 p.
81. Khanna, N. Measuring environmental quality: an index of pollution. *Ecol. Econ.*, 35(2): 191–202. 2000.
82. Kholer, K. E., Gill, S. M. Coral point count with Excel extensions (CPCe): A visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, 32: 1259–1269. 2006.
83. Kingsford, M., Battershill, C. *Studying temperate marine environments: a handbook for ecologists*. Canterbury University Press, Christchurch, New Zealand. 1998, 335 p.
84. Konar, B., Iken, K. Influence of taxonomic resolution and morphological functional groups in multivariate analyses of macroalgal assemblages. *Phycologia*, 48: 24–31. 2009.
85. Kraus-Jensen, D., Carstensen, J., Dahl, K., Erftemeijer, P., Middelboe, A.L., Sagert, S., Schubert, H., Boström, C., van Beek, J.K.L., Los, H.J., Ochieng, C.A., Jager, Z., Jong, D.J. Marine Macrophytes. Empirical relationships between seagrasses and macroalgae and eutrophication in coastal waters. *Rebecca D15 Marine macrophytes*, SSPI-CT-2003-502158, 2006, 33 p.
86. Lakkis, S., Novel-Lakkis, V. Diversity and distribution of macrophytes along the coast of Lebanon (Levantine Basin, Eastern Mediterranean). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 38, p. 526. 2007.

- 87.Littler, M.M., Littler, D.S. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory test of a functional form model. *Am. Nat.* 116: 25–44. 1980.
- 88.Littler, M.M., Littler, D.S. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Eco.*, 74: 13-34. 1984.
- 89.Littler, M.M., Littler, D.S., Brooks, B.L. Harmful algae on tropical coral reefs: Bottom-up eutrophication and top-down herbivory. *Harmful Algae*, 5: 565–585. 2006.
- 90.Loehle C., Wein G. Landscape habitat diversity: a multiscale information theory approach. *Ecol. Model.*, 73: 311-329. 1994.
- 91.Loya, Y. Plotless and transect methods. In: Stoddart, D.R., Johannes, R.F. (Eds.). *Coral Reefs: Research methods*. UNESCO, Paris., p. 197-217. 1978.
- 92.Madden, C.J., Goodin, K., Allee, R., Bamford D., Finkbeiner, M. Clasificación Ecológica Estandarizada Costera y Marina – Versión III: La clasificación de referencia para hábitats marinos para la Red Temática de Ecosistemas IABIN. NatureServe, NOAA Coastal Services Center, Charleston, SC, 2008, 36 p.
- 93.Madley, K.A., Sargent, B., Sargent, F.J. Development of a system for classification of habitats in estuarine and marine environments (SCHEME) for Florida. U.S. Environmental Protection Agency, Gulf of Mexico Program (Grant Assistance Agreement MX-97408100), Florida Marine Research Institute, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, St. Petersburg, Florida, 2002, 43 p.
- 94.Mardsen, A., DeWreede, R. Marine macroalgal community, structure, metal content and reproductive function near an acid mine outflow. *Environ. Pollut.*, 110: 431–440. 2000.
- 95.Martins, C.D.L., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M.B. Olivera, E.C., Pagliosa, P.R., Fonseca, A.L., Nunes, J.M.C., Chow, F., Pereira, S.B., Horta, P.A. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in Southern Brazil. *Mar. Poll. Bull.*, 64: 772-778. 2012.
- 96.McClanahan, T.R., Cokos, B. A., Sala, E. Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorus and coral abundance in Glovers Reef, Belize. *Mar. Poll. Bull.*, 44: 441–451. 2002.
- 97.McClanahan, T.R., Steneck, R.S., Pietri, D., Cokos, B., Jones, S. Interaction between inorganic nutrients and organic matter in controlling coral reef communities in Glovers Reef Belize. *Mar. Poll. Bull.*, 50: 566–575. 2005.
- 98.McIntosh, R.P. *The background of ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1985, 400 p.

99. Morisita, M. Measuring of the dispersion and analysis of distribution patterns. *Memoires of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E. Biology*, 2: 215–235. 1959.
100. Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 1974, 547 p.
101. Muller, P. *Introducción a la zoogeografía*. Ed. Blume, Barcelona, 1974, 216 p.
102. Murray, S.N., Ambrose, R.F., Dethier, M.N. *Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological studies on Rocky Shores*. MMS OCS Study 2001-070. Coastal Research Center, Marine Science Institute, University of California, Santa Barbara, California, 2002, 73 p.
103. Nava, A.F.D. *Espécies sentinelas para a Mata Atlântica: as consequências epidemiológicas da fragmentação florestal no Pontal do Paranapanema, São Paulo*. Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia. Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal, 2008, 147 p.
104. Olabarria, C., Chapman, M.G. Comparison of patterns of spatial variation of microgastropods between two contrasting intertidal habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 220: 202-211. 2001.
105. Odum, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164(3877): 262-270. 1969.
106. Olsgard, F., Somerfield, P.J., Carr, M.R. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 149: 173-181. 1997.
107. Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N. Ecological evaluation of transitionnal and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Medit. Mar. Sci.* 2(2): 45–65. 2001.
108. Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, 3: 27-33. 2003.
109. Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., Orfanidis, S. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: The case of Slovenian coastal waters. *Mar. Poll. Bull.*, 56: 666-676. 2008.
110. Padilla, D.K., Allen, B.J. Paradigm lost: reconsidering functional form and group hypotheses in marine ecology. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 250: 207–221. 2000.
111. Panayotidis, P., Montesanto, B., Orfanidis, S. Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *J. Appl. Phycol.*, 16: 49-59. 2004.

112. Pearson, T.H., Rosenberg, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311. 1978.
113. Peterson, A.T. Predictability of the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Q. Rev. Biol.*, 78: 419-433. 2004.
114. Peterson, A.T., Ball, L.G., Cohoon, K.P. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. *Ibis* (2002), 144 (on-line), E27-E32.
115. Phillips, J.C., Kendrick, G.A., Lavery, P.S. A test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities along a disturbance gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 153: 125-138. 1997.
116. Pinedo, S. García, M., Satta, M.P., de Torres, M., Ballesteros, E. Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 126-135. 2007.
117. Preston, F.W. The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29: 254-283. 1948.
118. Salen-Picard, C. Schémas d'évolution d'une biocenose macrobenthique du substrat meuble. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris*, 296: 587-590. 1983.
119. Santos, A., Cocentino, A L. M., Reis, T. N. V. Macroalgas como indicadores da qualidade ambiental da praia de Boa Viagem, Pernambuco, Brasil. *Bol. Téc. Cient. CEPENE, Tamandaré*, 14(2): 25-33. 2006.
120. Scheiner, S.M. Six types of species-area curves. *Global Ecol. Biogeogr.*, 12: 441-447. 2003.
121. Schoener, T.W. The species-area relation within archipelagos: models and evidence from island land birds. *Proceedings of the 16th International Ornithological Conference, Australian Academy of Science, Canberra*. 629-642 p. 1976.
122. Schramm, W., Nienhuis, P.H. *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 1996, 480 p.
123. Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Washington, DC, Island Press. 2002, 840 p.
124. Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F. Rapid Quality Index (R-MaQI), based mainly on macrophyte associations, to assess the ecological status of Mediterranean transitional environments. *Chem. Ecol.*, 23(6): 493-503. 2007.
125. Silva, I.B. Diversidade de macroalgas marinhas bentônicas dos recifes de Maracajaú, área de preservação ambiental dos recifes de corais, Rio Grande do Norte, Brasil. Univ. Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Departamento de

Oceanografia e Limnologia. Programa de Pós Graduação em Bioecologia Aquática, Natal. 2006, 58 p.

126. Smith, E.P. BACI design. In: El-Shaawari, A.H., Piegorsch, W.W. (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Chichester, England, 141-148 p. 2002.

127. Snedecor, G.W., Cochran, W.G. *Statistical Methods*. Eighth Edition. Iowa State University Press, Ames, Iowa, 1989, 503 p.

128. Soares, L.P., Reis, T.N.V., Barros, N.C.G., Araujo, P.G., Silva, I.B., Vasconcelos, E.R.T.P.P., Cocentino, A.L.M., Areces, A.J., Fujii, M.T. Índice de qualidade ambiental utilizando macroalgas como bioindicadoras nas praias de Boa Viagem, Suape e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. IV Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2010, Rio Grande. AOCEANO, 02986-02988. 2010a.

129. Soares, L.P., Reis, T.N.V., Bernardi, J., Barros, N.C.G., Minei, C.C., Areces, A.J., Guimarães, S.M.P.B., Fujii, M.T. Macroalgas marinhas bentônicas como indicadoras da qualidade ambiental nas praias do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. IV Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2010, Rio Grande. AOCEANO, 02351-02353. 2010b.

130. Soberón, J., Peterson, A.T. Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philos. T. Roy. Soc. B.*, 359(1444): 689-698. 2004.

131. Soltan, D., Verlaque, M., Boudouresque, C.F., Francour, P. Changes in macroalgal communities in the vicinity of the Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Mar. Poll. Bull.*, 42, 59-70. 2001.

132. Sorensen, T. A method of stabilizing groups of equivalent amplitude in plant sociology based on the similarity of species content and its application to analysis of the vegetation of Danish commons. *Biol., Skr.*, 5(4): 1-34. 1948.

133. Souza, G., Cocentino, A. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade-PE. *Tropical Oceanography*, 32(1):1-22. 2004.

134. Steneck, R.S., Dethier, M.N. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69: 476-498. 1994.

135. Taquil, A., Yoneshigue-Valentin, Y. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). *Braz. J. Bot.*, 25(4): 405-412. 2002.

136. Ulanowicz, R.E., Kay, J.J. A package for the analysis of ecosystems flows networks. *Environ. Softw.*, 6(3): 131-142. 1991.

137. Ulanowicz, R.E., Kemp, W.M. Toward canonical trophic aggregations. *Am. Nat.* 114 (6): 871-883. 1979.

138. Underwood, A.J. "Beyond BACI": experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.*, 42: 569-587. 1991.
139. Underwood, A.J., Peterson, C.H. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 227-234. 1988.
140. Valle, R., Campos, I., Areces, A.J. Comunidades bentônicas del mesolitoral. In *Resultados, Proyecto PNUD-PNUMA-UNESCO CUB/80/001*, 2(2): 624-640. 1985.
141. Vasconcelos, E.R.T.P.P. Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) através das Macroalgas Marinhas Bentônicas dos Recifes Areníticos de Pernambuco. Dissertação ao grau de Mestre em Oceanografia Biológica, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012, 60 p.
142. Warwick, R.M. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundsfjord at taxonomic levels higher than species. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 46: 167-170. 1988a.
143. Warwick, R.M. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Poll. Bull.*, 19: 259-268. 1988b.
144. Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., Scanlan, C. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55, 151-161. 2007.
145. Water Framework Directive (WFD). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *OJ L 327*, 22.12.2000, 2000, 82 p.
146. Wolda, H. Similarity indices, simple size and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302. 1981.