

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.

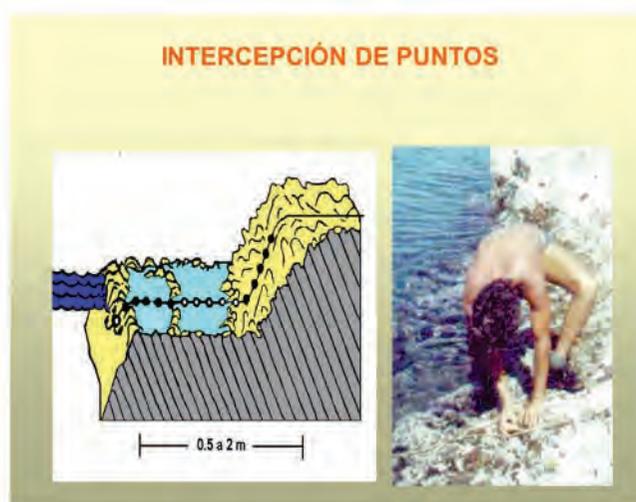


Fig. 20 En lugares con mareas de escasa amplitud, como el Caribe Occidental, la zona intermareal puede ser bien representada con apenas 20 ó 30 puntos separados 10 cm entre sí.

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.

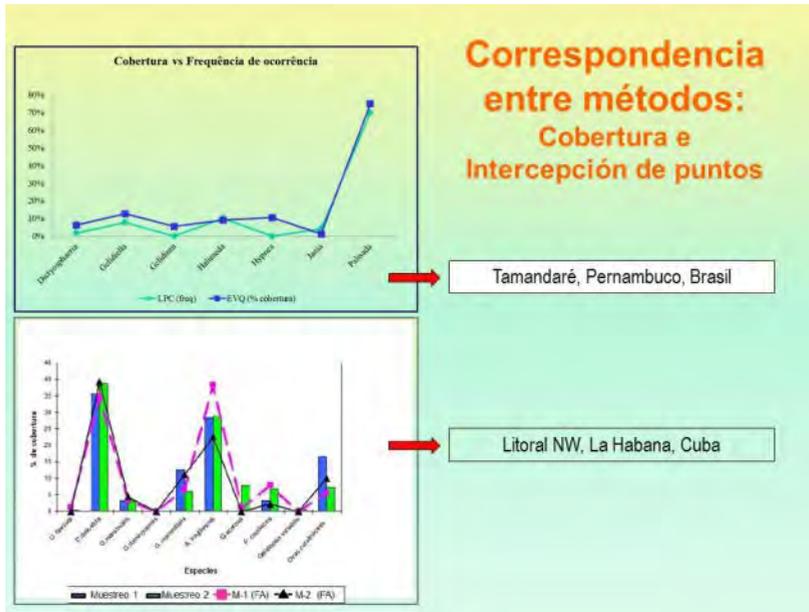


Fig. 21. La cobertura puede también ser inferida a partir de la compilación de puntos o nodos con presencia de la especie. La correspondencia entre ambos métodos, además de ser razonablemente aproximada, permite reducir el esfuerzo de campo implícito en la determinación directa de cubrimiento mediante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



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 multispectrales.

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)

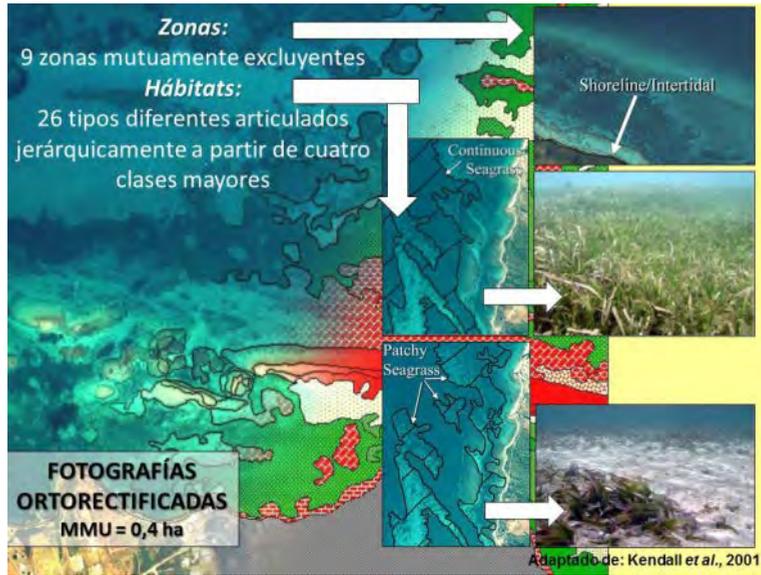


Fig. 24. El uso de fotografías aéreas ortorectificadas también constituye una alternativa apropiada. Esquema clasificatorio empleado para describir los hábitats bentónicos de Puerto Rico (Adaptado de Kendall *et al.*, 80).

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.

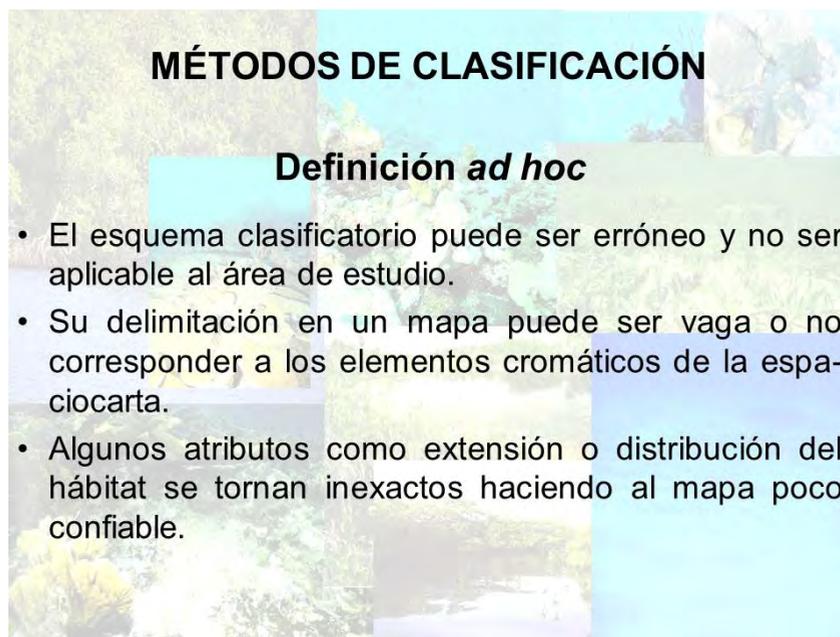


Fig. 26 Aunque adolece de limitaciones, la vía *ad hoc* de clasificación de hábitats permite sistematizar con rapidez el conocimiento existente sobre los mismos ya que el ejercicio grupal debe contar con toda la información existente sobre ellos en la región. Constituye por lo general la base de partida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

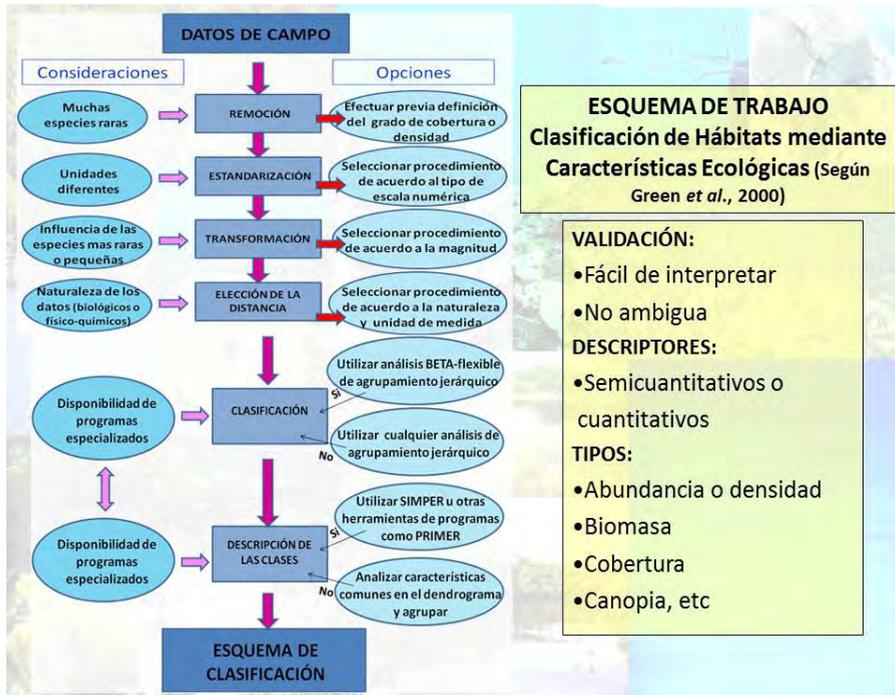


Fig. 28 Otra vía usada para definir hábitats se asienta en estudios ecológicos a diversa escala y su conversión posterior a mapas. Esta aproximación presenta algunas limitaciones pues requiere con frecuencia un gran esfuerzo muestral, no da lugar a clasificaciones estándares ni delimita áreas con resolución 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 más 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

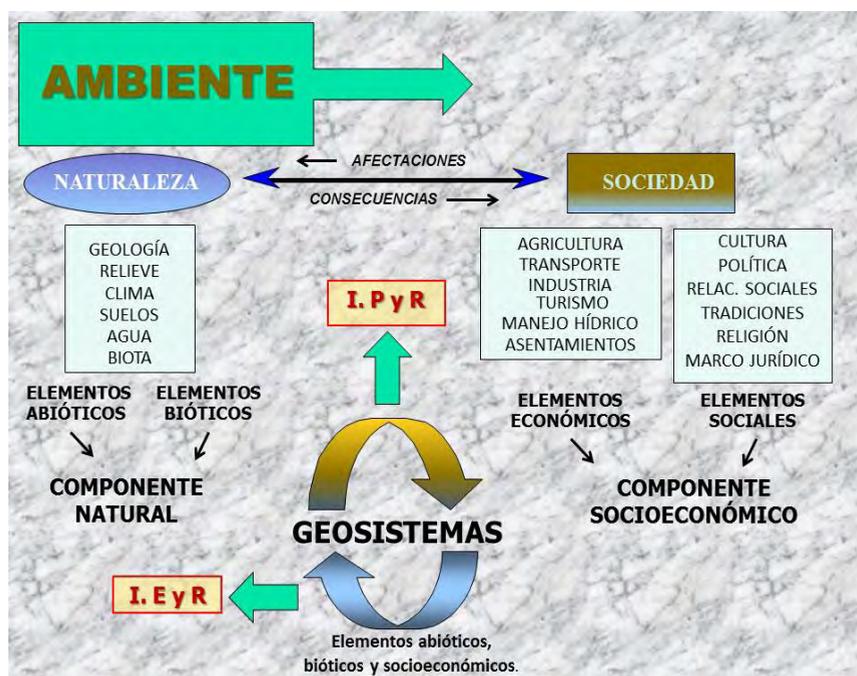


Fig. 32 Se reconoce en la actualidad que el ambiente está conformado por dos componentes, el socioeconómico y el natural. Según muchos, ambos están integrados en geosistemas con usos y funciones específicos. Aunque no suelen formar parte de los indicadores de presión (I.P), las categorías biológicas 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 siguientes 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).

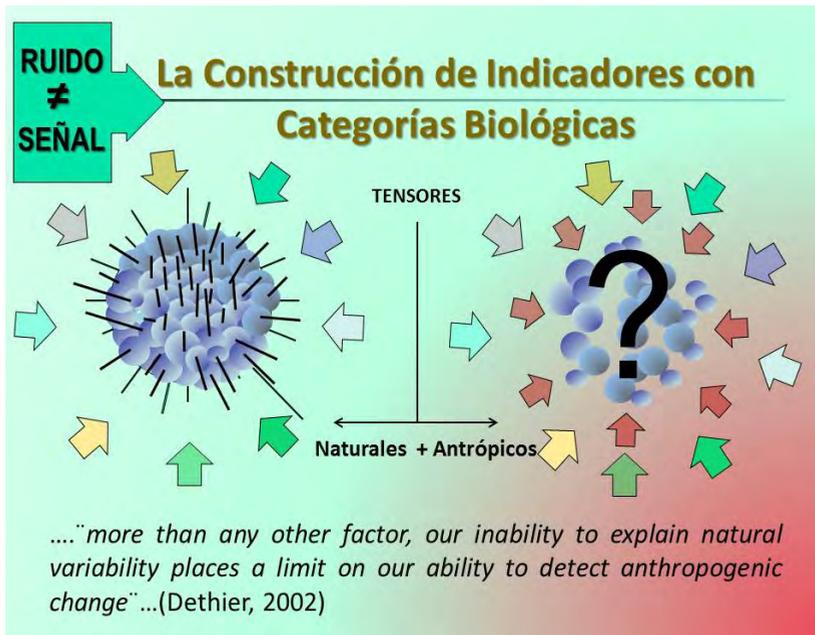


Fig.33 Toda comunidad constituye un conjunto interrelacionado de poblaciones cada una de ellas con atributos particulares en cuanto a variaciones numéricas y distribución de cohortes. Los tensores de origen antrópico ocasionan una simplificación en los nexos y la pérdida o sustitución de especies, sumándose 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 Área severamente contaminada	CON CALIDAD AMBIENTAL Área limpia, sensibles ante enriquecimiento	REGIÓN 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>Erythroglossum 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> ^{++4e,26}		
<i>Amphiroa brasiliiana</i> ⁺⁺⁴		
<i>Codium decorticatum</i> ⁺⁺⁴		
<i>Codium taylorii</i> ⁺⁺⁴		
	<i>Lithophyllum kotschyianum</i> ^{6c}	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
Stoehospermum polypodioides (como *Stoehospermum 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 denundata*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*¹⁹Costa SE, Brasil²⁴Playas Domingas
Dias, Martin de Sá,
Cigarras, São Paulo¹⁸Bahía Nueva,
Patagonia¹⁹**Indicadores de pulsos de nutrientes en áreas oligotróficas***Gracilaria edulis*²¹Isla 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*²⁶Pirangi, Rio Grande
del Norte, Brasil²²Arrecifes 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	$EQ = \sum(li * SLi) / \sum li$ $EQR = \sum(EQssi * li / EQRsi) / \sum li$	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. *Samplig 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 transplantaion 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.