



PACÍFICO MEXICANO
CONTAMINACIÓN E
IMPACTO
AMBIENTAL
DIAGNÓSTICO Y TENDENCIAS

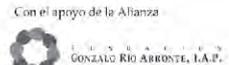


A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez,
M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara

editores

PACÍFICO MEXICANO. CONTAMINACIÓN E IMPACTO AMBIENTAL: DIAGNÓSTICO Y TENDENCIAS

Alfonso V. Botello, Federico Páez-Osuna,
Lia Mendez-Rodríguez y Miguel Betancourt-Lozano,
Saul Álvarez-Borrego y Rubén Lara-Lara
editores



Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias

Botello, A.V., F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.), 2014. Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-MAZATLÁN, CIBNOR, CICESE. 930 p.

© Universidad Autónoma de Campeche, 2014.

Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México

© Universidad Nacional Autónoma de México, 2014

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

© Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. Unidad Mazatán, 2014

© Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste SC, 2014

© Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, 2014

ISBN 978-607-7887-94-2

Contenido

Presentación

Directorio de participantes

Tomo I

MARCO CONCEPTUAL

- 1. The Pacific coast of Mexico** 1
A. V. Botello, A. O. Toledo, G. de la Lanza-Espino and S. Villanueva-Fragoso

PLAGUICIDAS

- Introducción** 29
A. V. Botello
- 2. Niveles de concentración de pesticidas organoclorados en moluscos bivalvos del NW de México** 33
J. I. Osuna-López, M. G. Frías-Espericueta, G. López-López, G. Izaguirre-Fierro, H. Zazueta-Padilla, M. Aguilar-Juárez, E. M. Correa-González, J. C. Bautista Covarrubias, J. A. Cervantes-Atondo, L. Sánchez-Osuna y D. Voltolina
- 3. Plaguicidas organoclorados en huevos de la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), en las costas del estado de Sinaloa, México** 43
L. García Solorio, E. Noreña Barroso y S. Capella Vizcaino
- 4. Plaguicidas y PCB en sedimentos de granjas camaronícolas en un sistema costero de Sinaloa, México** 57
L. M. García-de la Parra, C. González-Valdivia, L. Juleny Cervantes-Mojica, G. Aguilar-Zárate, P. Bastidas y M. Betancourt-Lozano

IMPACTO AMBIENTAL

- Introducción** 535
S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara
- 28. Impacto en la calidad del aire en la región del golfo de California, México** 539
H. Bravo A., R. Sosa E., I. Cureño G., P. Sánchez A., M. Jaimes P., G. Fuentes G., V. Torres M. y J. Genescá LL.
- 29. Índices para determinar salud ambiental acuática. Estudios de caso en las regiones del istmo de Tehuantepec y la costa oriental del golfo de California** 559
S. Margarita Ortiz Gallarza y A. Ortega Rubio
- 30. Biovigilancia de contaminantes orgánicos persistentes en la costa occidental de Baja California** 591
E.A. Gutiérrez Galindo, C. Quezada Hernández, M.V. Orozco Borbón, L. W. Daesslé
- 31. Isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) en organismos filtradores como trazadores de contaminación: un caso de estudio en dos lagunas costeras del sureste del golfo de California, México** 619
Y. E. Torres-Rojas y F. Páez-Osuna
- 32. El impacto ambiental de proyectos portuarios turísticos en bahía Magdalena, Baja California Sur, México** 635
R. Marcín Medina, G. Hinojosa Arango, J. López Calderon, A. Gómez Gallardo, E. Nájera-Hillma, y R. Riosmena Rodríguez
- 33. Organismos macrobénticos indicadores de contaminación. Bahía de Guaymas, Sonora, costa oriental del golfo de California** 655
S. M. Ortiz Gallarza, G. J. de la Lanza Espino y R. T. Pérez Rodríguez
- 34. Impactos medioambiental y socioeconómico sobre la cuenca baja del río Culiacan, Sinaloa** 687
G. de la Lanza Espino y Norma Sánchez Santillan
- 35. Evaluación de la calidad del agua en el sistema estuarino de Uriás, México por medio de índices tróficos** 705
M. Á. Sánchez-Rodríguez, E. I Izaguirre-Flores, y O Calvario-Martínez

Ortiz Gallarza, S.M., y A. Ortega Rubio, 2014. Índices para determinar salud ambiental acuática. Estudios de caso en las regiones del istmo de Tehuantepec y la costa oriental del golfo de California, p. 559-590. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.

Índices para determinar salud ambiental acuática. Estudios de caso en las regiones del istmo de Tehuantepec y la costa oriental del golfo de California

29

Silvia Margarita Ortiz Gallarza y Alfredo Ortega Rubio

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue aportar una metodología numérica de evaluación de sustentabilidad ecológica de ecosistemas acuáticos, en función de valores de atributos que permiten el mantenimiento de la salud ambiental, a la vez de preservarlos para uso actual y futuro, como garantía de la salud pública en sus inmediaciones y su prevalescencia espacio-temporal. Incluye variables y parámetros físicos, químicos, biológicos, de contaminación y dinámica de los ecosistemas. Se validaron estadísticamente 36 funciones de utilidad. El modelo resultó robusto al aplicarse a dos estudios de caso; uno en el litoral de Tehuantepec, Oaxaca, a partir de información de 16 muestreos entre 1982 y 2002. Se aplicó análisis de sensibilidad con los datos extremos de la serie de tiempo para determinar la relevancia de los intervalos de calificación de la sustentabilidad. La aplicabilidad de la diversidad, la dominancia y la evaluación de la dinámica, se probó con otro estudio de caso de la bahía de Guaymas, Sonora, contrastando la información de los subíndices con la evaluación ecológica derivada de investigaciones a partir de muestreos y análisis entre los 70s y los 90s. Se generó una herramienta segura, confiable y precisa, que permitirá determinar el grado de sustentabilidad de las condiciones ecológicas de manera inmediata y comparativa. Esto homogenizará los resultados de muestreos en

cuerpos de agua y hará entendible a los tomadores de decisiones, el estado en que se encuentran y las medidas a aplicar para corregir los problemas que se tienen en cada uno de ellos.

Palabras clave: índices, sustentabilidad ecológica, salud ambiental, ecosistemas marinos.

ABSTRACT

The aim of this study was to provide a numerical assessment methodology to calculate the ecological sustainability in aquatic ecosystems, based on values of attributes that allows the maintenance of the environmental health, and at the same time to preserve them as a guarantee of the public health. It includes physical, chemical, biological, ecosystem dynamics and pollution variables. 36 utility functions were statistically validated. The model shows to be robust when was applied to two case studies. The first one at The Tehuantepec, Oaxaca Littoral in which was taking into account the information from 16 surveys between the years 1982 and 2002. Sensitivity analysis of the extreme data time series was used to determine the relevance of sustainability qualification intervals. The applicability of diversity, dominance and the evaluation of aquatic ecosystems dynamics were tested with another case study at The Guaymas Bay in Sonora, contrasting the sub-indexes against the ecological assessment derived from sampling and analysis between the 70s and 90s. A safe, reliable and accurate tool that is able to determine the sustainability of the ecological health conditions degree was generated. This tool can be used to compare immediately differences of sustainability of the ecological health conditions among ecosystems. This will standardize the sampling results in water bodies and will make understandable to the decision makers, their real health state and the measures to be applied in order to correct the problems detected in them.

Keywords: Indexes, ecological sustainability, environmental health, marine ecosystems.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

- Desarrollar una metodología numérica que cuantifique la sustentabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, en función de los principales parámetros y variables que denotan condiciones de salud ambiental y contaminación, la cual sirva como una herramienta que ayude en la toma de decisiones y permita establecer diagnósticos oportunos bien fundamentados, para efectuar un seguimiento y manejo sustentable, mediante la comparación permanente de la evolución de las condiciones ecológicas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Diseñar y desarrollar el algoritmo numérico que cuantifique el grado de sustentabilidad de los ambientes acuáticos, a partir de parámetros y variables representativos de sus componentes bióticos y abióticos.
- Establecer las bases para determinar la salud ambiental y las condiciones de contaminación de los ecosistemas acuáticos en función de su toxicidad o peligrosidad para los seres vivos.
- Probar la aplicabilidad de dicho modelo con datos reales en distintos ecosistemas.

METODOLOGÍA

En la construcción de un modelo ecológico hay varias fases esenciales (Overton, 1977). Primero plantear los objetivos de diseño, delimitar los componentes, en este caso las variables abióticas y bióticas. Debido al grado de complejidad que presenta la selección de parámetros de un modelo de sustentabilidad ecológica de ecosistemas acuáticos, ésta se aborda en dos fases. Inicialmente, se efectúa la validación teórica y estadística del compartimento abiótico, y posteriormente, se desarrolla la del compartimento biótico. Esto en virtud de que existen pocos datos reales disponibles sobre la caracterización conjunta de parámetros bióticos y abióticos, además de que los análisis estadísticos se simplifican e interpretan mejor, pues los datos biológicos *per se* presentan gran variabilidad espacio-temporal, además de manejar menor número de variables.

Una vez establecidos los compartimentos del modelo, los cuales son abiótico, configurado por las variables fisicoquímicas, de contaminación en agua y de contaminación en sedimentos, y biótico -que considera respuesta a toxinas, microorganismos nocivos y parámetros básicos de las comunidades macrobénticas-, se procede a fundamentar si las variables seleccionadas son representativas de condiciones de salud o de contaminación. Como esto debe hacerse con datos reales, se seleccionan dos estudios de caso con datos generados a partir de trabajo de campo, donde hubo una participación directa en los muestreos de las diferentes temporadas climáticas y diversas etapas de los trabajos.

Para corroborar la representatividad de las variables integradas al modelo de evaluación ambiental del compartimento abiótico, se desarrollaron seis Análisis de Componentes Principales (ACP) (Nicolaidou *et al.*, 1994) con las series de tiempo de los estudios de caso por cada conjunto de parámetros: 1) fisicoquímicos, 2) contaminantes en la columna de agua y 3) contaminantes en los sedimentos.

El Software empleado para los ACP fue Statistica 6.0 (StatSoft, 1984-2001); aplicado e interpretado con base en las recomendaciones metodológicas de Tabachnick y Fidell (2001), considerando hasta 1 000 datos reales de los 36 parámetros contenidos en bases de datos (IMP, 2002; 2004) en el formato del Software Excel (Microsoft, 2002).

Los indicadores abióticos se seleccionaron por su significancia estadística en las matrices de ponderación resultantes del ACP. Los parámetros seleccionados se emplearon para construir y validar las funciones de utilidad del modelo y se aplicaron a los estudios de caso para determinar un valor global de sustentabilidad de los parámetros del compartimento abiótico y un valor por clase de variable (fisicoquímicas, de contaminación en la columna de agua y de contaminación en los sedimentos).

Con base en normas internacionales (NOAA, 2002; EQS, 2002), las normas mexicanas (Legislación Federal Mexicana, 1981; NOM-001-ECOL-1996) y una serie de criterios científicos fundamentados en bioensayos de toxicidad, estudios de línea base o valores de

fondo, se documentó la construcción de las funciones de utilidad del compartimento abiótico. En el caso de los sedimentos se recurrió a los niveles permisibles establecidos en la normatividad internacional, basados en estudios ecotoxicológicos y bioensayos (NOAA, 2002; EQS, 2002).

Con base en la metodología más reciente de estimadores de sustentabilidad como el Barómetro de Sustentabilidad y el Índice de Sustentabilidad Ambiental (CIESIN, 2001), a cada uno de los parámetros seleccionados, se les asignó su función de utilidad. La función de utilidad se fundamentó en el comportamiento físico, químico, espacial y temporal de cada una de las variables de estado seleccionadas. De esta forma se establecieron las bases del modelo ecológico, el cual es una herramienta muy útil para identificar y jerarquizar los problemas que los diferentes ecosistemas acuáticos presentan.

La función de utilidad, basada en la normatividad y en la ciencia, relaciona los límites permisibles de los compuestos vinculados con las actividades humanas (industria, descargas residuales municipales), o con la información toxicológica que determina la aptitud de los ecosistemas acuáticos para diferentes usos, como agua potable, pesca, acuacultura, etc., asociados con la salud humana y de los ecosistemas, o los valores de línea base. A la vez, la función de utilidad se relaciona con las diferentes variables, en una escala uniforme. La función de utilidad de una variable, es una escala de cuantificación basada en valores reales, ajustada a una escala estándar discreta, que califica la sustentabilidad asignándole valores de entre 0 y 1, donde el valor cero representa condiciones de no sustentabilidad, -lo que significa el

peor escenario que pueda haber-, y el valor uno, -una sustentabilidad óptima-, o sea que 0 representa la menor calificación de sustentabilidad y 1, la mayor (CIESIN, 2001).

Una limitante del Índice de Sustentabilidad Industrial (Barrera-Roldán *et al.*, 2003a; 2003b; 2004; Rodríguez Crespo, 2004) es que señala la orientación de la tendencia de la sustentabilidad, según se acerca a los extremos (0 ó 1), -sin transformar o equiparar los valores obtenidos, a ninguna otra escala o categoría cuantitativa-, por lo que para la construcción del modelo generado en este estudio, se buscaron fundamentos para formalizar la asignación de categorías de sustentabilidad. Este modelo se denominó Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2005; Ortiz-Gallarza, 2007).

Las categorías de sustentabilidad se relacionaron con los gradientes de afectación que señalan las normas internacionales (NOAA, 2002; EQS, 2002), a partir de los niveles de no efecto, de efecto bajo y de efecto severo, así como a las condiciones óptimas dadas por la ausencia del contaminante. La escala de sustentabilidad asignada a cada función de utilidad corresponde a niveles de toxicidad y sus riesgos inherentes para la salud ambiental de los ecosistemas y la salud pública. Un valor de 0 a 0.25 involucra niveles severos de toxicidad, de 0.26 a 0.50 efectos bajos de toxicidad, estas dos categorías denotan una condición de insustentabilidad. Valores de 0.51 a 0.74 son indicativos de condiciones aceptables a normales, y de 0.75 a 1.0, óptimas, señalando ambas, sustentabilidad de aceptable a alta (tabla 1).

En las guías canadienses se definen los tres niveles de efectos tóxicos, que se basan tam-

Tabla 1. Categorías de sustentabilidad relacionadas con un gradiente de impacto en función de la afectación o efecto ocasionado por niveles de contaminantes en ecosistemas acuáticos con base en los niveles de toxicidad de las normas canadienses y norteamericanas (NOAA, 2002; EQS, 2002).

Categoría de Sustentabilidad	Ámbito de S
Sano, limpio y altamente sustentable.	0.75-1.0
Nivel de no efecto sustentable.	0.51-0.74
Nivel de efecto bajo no sustentable.	0.26-0.50
Nivel de efecto severo no sustentable.	0.0-0.25

bién en los efectos crónicos, a largo plazo, de los contaminantes, sobre los organismos bénticos. 1) El nivel de no efecto para los organismos acuáticos, en este nivel no se espera que haya biomagnificación a través de la cadena trófica (No Effect Level); 2) el nivel de bajo efecto, en el cual el nivel de contaminación de los sedimentos puede ser tolerado por la mayoría de organismos bénticos (Lowest Effect Level); 3) el nivel de efecto severo, niveles a los cuales se puede esperar la presencia de perturbaciones pronunciadas de la comunidad béntica infaunal, ya que son deletéreos para la mayoría de las especies (EQS, 2002). Así como condiciones óptimas en caso de que se encuentre ausente el contaminante o no haya alteración.

Después de las primeras estimaciones efectuadas con el algoritmo, se depuraron las funciones de utilidad que califican la sustentabilidad individual (por estación de muestreo y la sustentabilidad global (la total encontrada en un ecosistema acuático), de parámetros físico-químicos, (como temperatura, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, sólidos etc.), y de contaminación en la columna de agua y en los sedimentos.

La aplicabilidad del modelo de físico-química y contaminantes se muestra con datos reales del estudio de caso: litoral de Tehuan-

tepec. Las bahías la Ventosa y Salinas del Marqués aledañas al puerto de Salina Cruz, Oaxaca, comprenden dos regiones en las cuales el agua tiene una alta movilidad. Esta es removida mar afuera en 35 horas durante un evento de tehuanos (vientos fuertes procedentes del norte que cruzan por el istmo). Este recambio de agua abarca 70% del agua superficial (hasta 70 m de profundidad) del golfo de Tehuantepec, incluyendo la zona costera de Salina Cruz. Durante períodos “normales”, sin efectos de los tehuanos, la circulación es en dirección oeste-suroeste, con una velocidad promedio de 20 cm/s, estableciendo un recambio de agua de la capa superficial en aproximadamente 12 días (Salas y Monreal, 2000).

La aplicabilidad del modelo integrado, incluyendo además de aspectos de físico-química y contaminantes e indicadores biológicos, se demuestra con datos reales del estudio de caso: bahía de Guaymas, Sonora. La bahía de Guaymas se localiza en la Planicie Costera Noroccidental, cuyas costas se clasifican de arrastre de neoeje. Las corrientes superficiales fluyen hacia el sureste en invierno y al noroeste en verano, confluyen la de California, del golfo de California, Costanera, Norecuatorial y Ecuatorial. Por más de 70 años, esta bahía ha recibido

un volumen importante de residuos de diferentes fuentes, principalmente materia orgánica derivada de la industria pesquera, así como la descarga municipal, que incluye aguas residuales con valores elevados de materia orgánica y bacterias coliformes. En el tiempo de los muestreos, se efectuaba localmente el procesamiento intensivo de *Sardinops sagax caeruleus* y otras actividades antropogénicas incluyendo transportación, industrialización -reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones, agricultura, ganadería, turismo, pesca, así como vertimiento de la descarga municipal directamente a la bahía (Ortiz-Gallarza, 2001).

La ponderación y jerarquización de la dinámica del ecosistema se desarrolló a partir de un Análisis de Cúmulos o de Cluster, considerando el gradiente de la velocidad de corrientes superficiales de la columna de agua y la textura sedimentaria expresada en el Índice de Fineza de los sedimentos (Satsmadjis & Voutsinou-Taliadouri, 1985).

La función de utilidad de la toxicidad se calibró y validó con una investigación recientemente efectuada en el ecosistema lacustre Xochimilco, donde se llevó a cabo una caracterización básica con algunos parámetros y 2 bioensayos con la especie de nematodo *Panagrellus redivivus* (Ortiz-Gallarza, 2007).

Una vez construido el índice de sustentabilidad, el algoritmo de cálculo para cada parámetro y cada intervalo del gradiente de sustentabilidad el modelo se desarrolló y automatizó en cuatro hojas de cálculo básicas de Excel (Microsoft, 2002) para el cálculo de los tres subíndices de los parámetros del

compartimento abiótico: I. Físicoquímicos, II. De contaminación en la columna de agua, III. De contaminación en los sedimentos y un subíndice del compartimento biótico IV. De parámetros biológicos, para integrar el IEAEA. El uso del algoritmo de cálculo del modelo debe ser acompañado del desarrollo de mediciones y monitoreos periódicos, para poder actualizar frecuentemente la información correspondiente a los ecosistemas acuáticos de interés.

Con el algoritmo automatizado se efectuó la comprobación de la aplicabilidad del modelo. Una vez demostrada la representatividad de las variables del IEAEA, con los ACP y contando con un algoritmo automatizado para hacer los cálculos rápidos y eficientes, se procedió a calcular los subíndices de los parámetros físicoquímicos, de contaminación del agua y de contaminación de los sedimentos con la información de la base de datos del estudio de caso del litoral del istmo de Tehuantepec generada en 28 campañas desarrolladas entre octubre de 1982 y septiembre de 2002 por el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP, 2004). Todo el trabajo se efectuó en la hoja de cálculo de Excel (Microsoft, 2002). El algoritmo de construcción del modelo se resume en la figura 1.

Para afinar o calibrar los modelos ecológicos numéricos, es necesario recurrir a los análisis de sensibilidad, para estimar o valorar el efecto de una perturbación, cambio paramétrico o cambio estructural (Overton, 1977). Para probar estadísticamente la sensibilidad y robustez de las categorías de sustentabilidad del modelo y considerar su aplicabilidad en distintos tipos de ecosistemas acuáticos, se efectuaron 12 corridas de Análisis de Sensibilidad, desarrolladas con

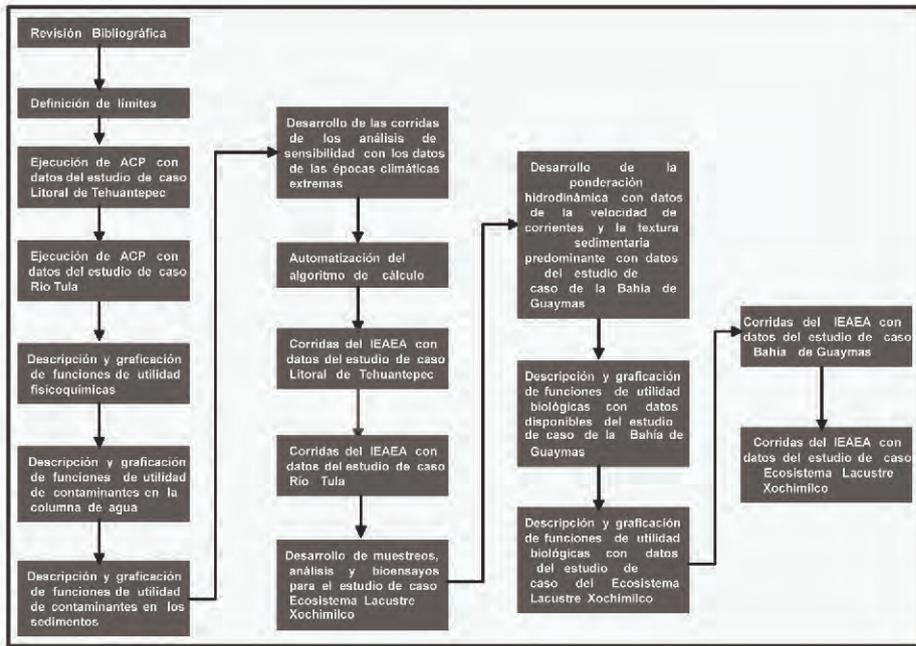


Figura 1. Algoritmo metodológico para la construcción del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos.

un programa vinculado a una hoja de cálculo, en este caso Excel (Microsoft, 2002) y Crystal Ball 4.0 (Decisioneering, 1996), empleados por algunos autores para probar sus modelos mediante el desarrollo de varios tipos de simulación de escenarios, empleando el algoritmo básico de cálculo del modelo, pero reasignando valores a las mediciones reales, para apreciar su sensibilidad y robustez, respecto a tales variaciones (K).

El software Crystal Ball se utiliza haciendo variar los parámetros del modelo que se pre-seleccionan con base en lo que se busca validar de éste, para lo cual se cargan todos los datos del algoritmo de cálculo y se seleccionan los parámetros a ser evaluados, así como los porcentajes que deberán variar éstos parámetros, de acuerdo a los porcentajes pre-

seleccionados (Jurado-Molina *et al.*, 2004). En este caso se hicieron variar los intervalos de calificación de la sustentabilidad en un $\pm 10\%$ y en un $\pm 20\%$ para valorar la sensibilidad de las categorías indicadas en la tabla 3. Este es un paquete especializado para validar modelos y sus parámetros, no las variables individuales de las que se alimenta (Woodward *et al.*, 2002). Se corre el modelo con la indicación de las evaluaciones a efectuar y el resultado de la corrida son salidas gráficas y tabulares que permiten validar el comportamiento del modelo (Breierova & Choudhari, 1996), en este caso muchas de las calificaciones de la sustentabilidad se derivan de valores intermedios en los límites de las normas, los cuales a su vez se basan en bioensayos efectuados con especies de va-

Tabla 2. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas con datos de 823 casos en el litoral del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
Temperatura.	2.40	23.93	2.39	23.93	733
Material suspendido.	1.41	14.12	3.81	38.05	823
Sólidos sedimentables.	1.20	12.02	5.01	50.07	823
Sólidos suspendidos totales.	1.04	10.44	6.05	60.51	450
Nitrógeno total.	0.96	9.64	7.01	70.14	162
Nitratos.	0.92	9.25	7.94	79.39	578
Fósforo total.	0.88	8.76	8.82	88.15	188
Ortofosfatos.	0.62	6.16	9.43	94.31	586
Oxígeno disuelto.	0.39	3.92	9.82	98.23	758
pH.	0.18	1.77	10.00	100.0	768
Total.					823

Tabla 3. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en la columna de agua con datos de 823 casos en el litoral del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
HAT	1.91	11.93	1.91	11.93	497
MOE	1.89	11.81	3.80	23.74	425
DQO	1.37	8.58	5.17	32.32	277
DBO	1.30	8.10	6.47	40.42	317
Grasas y aceites	1.17	7.34	7.64	47.76	115
Arsénico	1.12	7.02	8.76	54.78	197
Cadmio	1.02	6.35	9.78	61.13	194
Cobre	1.01	6.28	10.79	67.41	494
Cromo	0.93	5.84	11.72	73.25	231
mercurio	0.88	5.48	12.60	78.73	319
Níquel	0.74	4.66	13.34	83.38	495
Plomo	0.69	4.29	14.03	87.68	496
Zinc	0.63	3.94	14.66	91.62	329
Cn-	0.50	3.12	15.16	94.74	198
BCF	0.49	3.05	15.65	97.79	823
Fenoles	0.35	2.21	16.00	100.00	209
Total					829

rios Phyla. Los casos en los que se registran variaciones considerables de los parámetros, pueden reconstruirse si es que la magnitud de la variación lo amerita estadísticamente (Gogu & Dassargues, 2000).

Para determinar el tipo de clima de las regiones de estudio, se emplearon registros del

Servicio Meteorológico Nacional de los 30 años más recientes de temperatura promedio mensual y de precipitación total mensual de las estaciones climatológicas correspondientes tomando en cuenta el Sistema Clasificación climática de Köppen modificado por García (1988).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de las corridas del Análisis de Componentes Principales (ACP) se consideraron para confirmar cuáles variables son coherentes para el cálculo del Índice de Sustentabilidad Ecológica de los Ambientes Acuáticos (IEAEA). Con base en la representatividad en los valores propios (tablas 2, 3 y 4; figura 2) se seleccionó el elenco de parámetros para construir el IEAEA (figura 3).

Los hidrocarburos aromáticos totales (28.49%) y el material orgánico extraíble (23.69%) fueron las variables con mayor efecto en la varianza de la matriz sedimentaria. Al igual que en la columna de agua. Su cercanía derivada de la covarianza que presentan se puede apreciar en la gráfica polar (figura 2), donde comparten el mismo cuadrante. El arsénico registra un alto peso en la varianza (14.11%), seguido por el cadmio

Tabla 4. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en los sedimentos con datos de 823 casos en el litoral del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
HAT	2.85	28.49	2.85	28.4	276
MOE	2.37	23.69	5.22	52.19	285
Arsénico	1.41	14.11	6.63	66.29	197
Cadmio	1.12	11.15	7.74	77.44	194
Cobre	0.70	7.01	8.45	84.46	494
Cromo	0.54	5.44	8.99	89.90	231
Mercurio	0.36	3.64	9.35	93.54	319
Níquel	0.35	3.46	9.70	97.00	495
Plomo	0.20	1.98	9.90	98.98	496
Zinc	0.10	1.02	10.00	100.00	329
Total					823

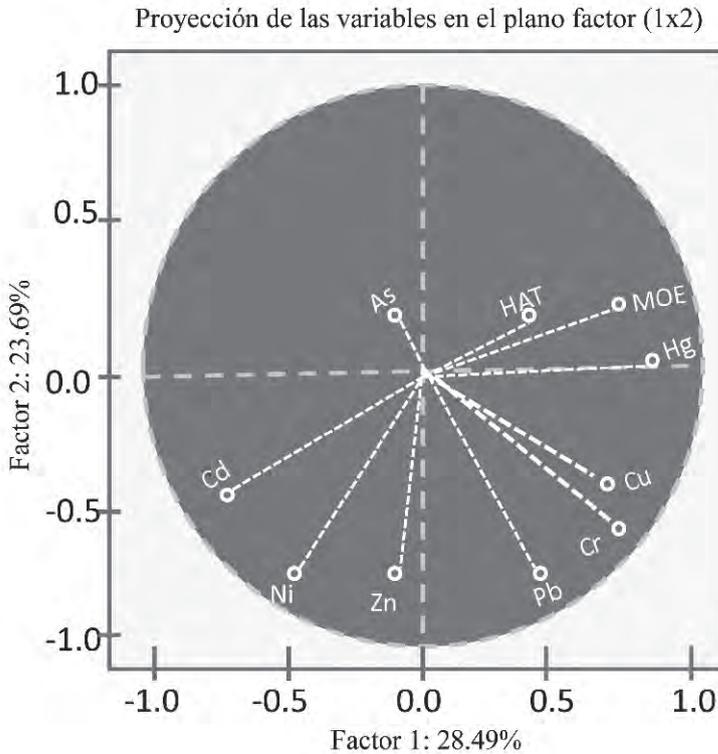


Figura 2. Proyección polar de variables de contaminación en los sedimentos en los planos de los Hidrocarburos Aromáticos Totales (HAT) y Material Orgánico Extraíble (MOE), con datos de 823 casos en el litoral del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

(11.15%) y el cobre (7.01%). En la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec, las determinaciones más importantes de todas las campañas de muestreo efectuadas entre 1982 y 2000 por el IMP, la información relativa a dichos parámetros es apropiada y está bien representada (IMP, 2004), asimismo, existe un volumen de datos considerable para algunos de los metales pesados.

Como puede observarse en la tabla 2 correspondiente a los valores propios de la distribución de los parámetros fisicoquímicos, a excepción de la primera variable, que

corresponde a la temperatura (80% de la varianza), los demás valores propios presentan un peso específico menor y aportan porcentajes relativamente menores a la varianza de la distribución de los datos. Le siguen en orden de importancia respecto a sus valores propios o porcentos en la varianza de las distribuciones: salinidad, turbidez, pH, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, sólidos totales, ortofosfatos, fósforo total y nitratos. La significancia es considerable en al menos uno de los tres fac-

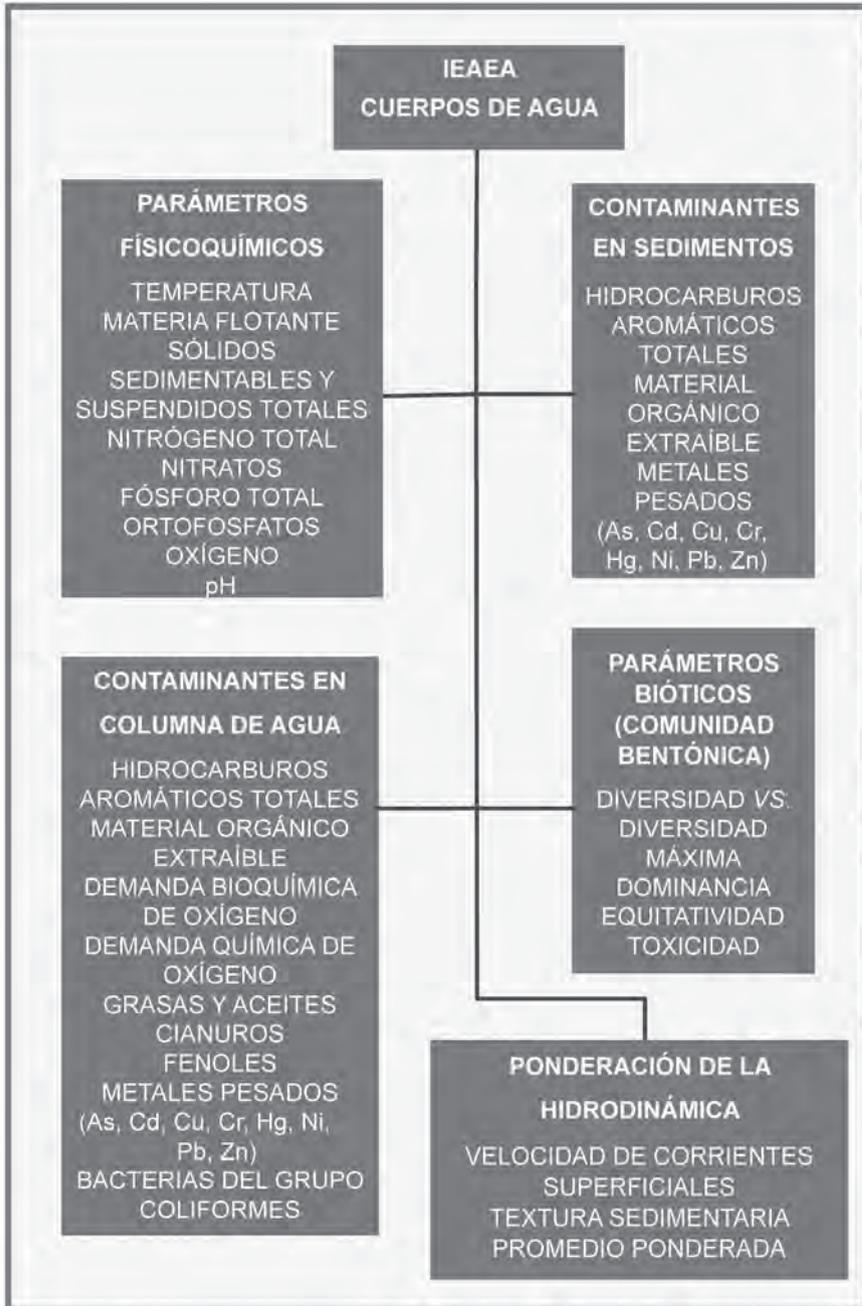


Figura 3. Elenco de parámetros incluidos por su representatividad en el Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos.

tores, excepto en el caso del pH debido a la escasa variación que tiene este parámetro en el ecosistema marino del litoral del istmo de Tehuantepec.

El comportamiento de los contaminantes en la columna de agua y en los sedimentos es similar por la alta correlación presente entre ambos compartimentos, con una tendencia a la acumulación de concentraciones mayores en este último, como se ha registrado por otros autores (Fernández *et al.*, 2006) en eventos de derrames de hidrocarburos en aguas marinas. En cuanto a los valores propios de los parámetros de contaminación en los sedimentos por pesos específicos en la varianza de la distribución de los factores 1 *vs.* 2, los valores de los hidrocarburos (28.49% de la varianza) y del material orgánico extraíble (23.69% de la varianza) son muy similares (tablas 3 y 4), señalan alta covarianza y significancia, sin embargo, se consideró conservar ambos parámetros en el diseño del IEAEA porque proporcionan información distinta y complementaria en virtud de que la extracción de los compuestos orgánicos se efectúa con solventes distintos en cada una de sus técnicas analíticas (Guilbault, 1973 y Lakowicz, 1983).

Si bien es conocido el elenco de parámetros que describen apropiadamente la calidad y salud ambiental de los ecosistemas acuáticos (Strickland & Parsons, 1972; APHA, 1992), si un modelo es robusto y confiable, los resultados modelados manifestarán alta significancia estadística en las distribuciones de los lotes de datos de los parámetros que estima (Cheung & Chappell, 2002).

En las tres corridas del ACP del río Tula el 86.54% de la varianza le correspondió a los contaminantes en los sedimentos, el 81.99%

a los contaminantes en la columna de agua y el 81.41 % a los parámetros fisicoquímicos. Se seleccionaron en los 3 casos, -físico químicos, contaminantes en agua y contaminantes en sedimentos-, las rotaciones que permitieron observar mejor en su perspectiva tridimensional, la distribución espacial de las variables, señalando una distribución sin patrones definidos, que puede interpretarse como adecuadamente representada de forma equidistante en el espacio hipervolumétrico, por lo que no se descartaron variables para el desarrollo del IEAEA (figura 3).

El Análisis de Componentes Principales resultó ser una buena herramienta estadística que además de dar a conocer la importancia relativa de las variables con base en su peso específico o porcentaje en las varianzas de sus distribuciones, también se apreció que puede aplicarse para seleccionar qué parámetros pueden considerarse significativos (Pla, 1986), y pueden ser susceptibles de incluirse en una evaluación del grado de salud ambiental y sustentabilidad ecológica.

DISEÑO, FUNDAMENTO Y DESARROLLO DE FUNCIONES DE UTILIDAD. COMPARTIMENTO ABIÓTICO

Para el diseño, fundamento y desarrollo del IEAEA en la etapa de construcción del modelo fue desarrollada la función de utilidad de cada variable, cuyo papel es relacionarse con el total de funciones de las diferentes variables, ya sean ecológicas, económicas o del entorno social, sin importar que cada una de ellas se mida en unidades distintas (van Calker *et al.*, 2001). El compartimento abiótico del modelo se diseñó y construyó a partir de 36 funciones de utilidad (figura 3),

10 correspondientes a parámetros fisicoquímicos (temperatura, sólidos [sedimentables, suspendidos, totales], pH, oxígeno disuelto, nutrientes [nitratos, ortofosfatos y fósforo total] y material flotante), 16 a contaminantes en la columna de agua (DQO, DBO, hidrocarburos aromáticos totales, material orgánico extraíble, metales pesados [Ni, Zn, Cu, As, Cd, Cr, Hg y Pb], cianuros, fenoles, bacterias coliformes fecales, grasas y aceites) y 10 a contaminantes en sedimentos (hidrocarburos aromáticos totales, material orgánico extraíble, metales pesados [Ni, Zn, Cu, As, Cd, Cr, Hg y Pb]).

La mayoría de los límites permisibles que sirvieron de línea base para la construcción de las funciones de utilidad (Ortiz Gallarza, 2002; Ortiz-Gallarza *et al.*, 2003; Barrera Roldán *et al.*, 2003a; 2003b; 2004; Rodríguez-Crespo, 2004) son más estrictos que la línea base de EQS (NOAA, 2002; EQS, 2002; Ortiz-Gallarza & González Lozano, 2003), sin embargo, la incorporación del gradiente de impacto-sustentabilidad se considera el principal acierto en este diseño. En todo caso, lo recomendable no será descartar ninguno, sino hacer variar los valores asignados a cada categoría de sustentabilidad en su función de utilidad, dependiendo del uso que tenga el ecosistema bajo estudio y de los objetivos de la evaluación o del monitoreo.

Otros autores han construido algoritmos específicos a partir del desarrollo de funciones de utilidad, para determinar gradientes de impacto por actividades antropogénicas como van Calker *et al.* (2001) en los agro-sistemas. Otro ejemplo es el cálculo de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, a partir de estimaciones de costos, incluyendo externalidades como es el caso del desarro-

llo del Factor de Productividad Social Total (Total Social Factor Productivity) de Rasmussen y Smiley (2003).

Las tres categorías de parámetros seleccionados tienen gran importancia para la evaluación de la calidad ambiental a causa de su significancia e interacciones. La mayoría de ellos están incluidos en la normatividad mexicana relativa a descargas producidas por actividades industriales (NOM-001-ECOL-1996, 1997).

El Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) se construyó a partir de la selección de los parámetros más representativos en los compartimentos: 1) fisicoquímico, 2) columna de agua y 3) sedimentario. A partir de su aplicación a los estudios de caso de la bahía de Guaymas y del ecosistema lacustre Xochimilco, se incorporaron los parámetros de estimación de la estructura y función de las comunidades bióticas, particularmente las bentónicas y aquellas basadas en algunas determinaciones de la toxicidad por bioensayos, así como una ponderación de la hidrodinámica, representada por la velocidad de las corrientes superficiales y las clases que determinan la textura sedimentaria en la bahía.

Los multicriterios de calidad ecológica del modelo consideran las cuatro siguientes clases de información: 1) Estándares Nacionales (de México), 2) Estándares Internacionales (de Estados Unidos de Norteamérica, Canadá, la Comunidad Europea y países de Latinoamérica), 3) Estudios científicos recientes relativos a bioensayos en organismos acuáticos o en estudios de salud pública, o, si se carece de alguno de los tres anteriores 4) criterios locales que contemplan los intervalos determinados por técnicas analíticas.

Se compiló e integró información correspondiente a límites permisibles de sustancias nocivas. Inicialmente, todos los subíndices se tuvieron que construir con la información disponible, particularmente los de sedimentos, considerando criterios específicos (Ortiz-Gallarza, 2002; Barrera Roldán *et al.*, 2003; 2003a; Rodríguez-Crespo, 2004), los cuales posteriormente se actualizaron con las categorías de la línea base de la National Oceanographic and Atmospheric Administration, la Environmental Protection Agency y los criterios del Gobierno de Canadá [Environmental Quality Standards] (EPA, 2005; 1986; 1976; NOAA, 2002; EQS, 2002) (Ortiz-Gallarza y González Lozano, 2003).

Se estableció el gradiente de impacto concordante con las guías de límites permisibles de contaminantes desarrolladas por la NOAA y las EQS de Canadá. El índice incluyó cuatro categorías, basadas en los protocolos toxicológicos de la EPA; con las cuales, al mismo tiempo se estableció el gradiente de sustentabilidad (tabla 1) (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2003; Ortiz-Gallarza y González Lozano, 2003), el cual fue corroborado con datos reales (Ortiz-Gallarza y Ramírez-López, 2003).

Por razones de espacio, sólo se ejemplifica el desarrollo de una función de utilidad abiótica, para lo cual se eligió la que corresponde al oxígeno disuelto. El oxígeno es indispensable para la mayoría de los organismos vivos, se emplea en el mantenimiento de los procesos metabólicos, a partir de los cuales, se obtiene la energía necesaria para las funciones básicas como crecimiento, reproducción, respiración. Es un gas poco soluble que no reacciona químicamente con el agua, por lo que su solubilidad está en función de la presión parcial de vapor saturado y de la temperatura del agua (figuras 4 y 5). La salinidad y contenido de sólidos disueltos son otros factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el ambiente acuático (APHA, 1985).

Existen estudios de caso sobre el efecto de las descargas derivadas de diversas actividades humanas sobre el incremento de las tasas de eutroficación de los ecosistemas acuáticos, produciendo efectos adversos como la reducción drástica de los niveles de oxígeno disuelto en la columna de agua y en los sedimentos, como la bahía de Chesapeake, la cual durante la época de verano, exhibe amplias áreas anóxicas que no pueden dar sos-

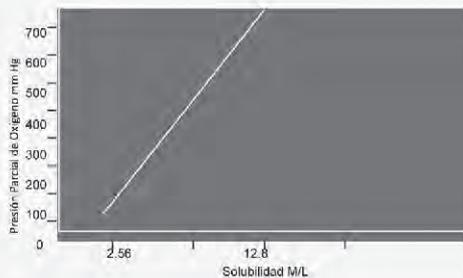


Figura 4. Solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la presión parcial.

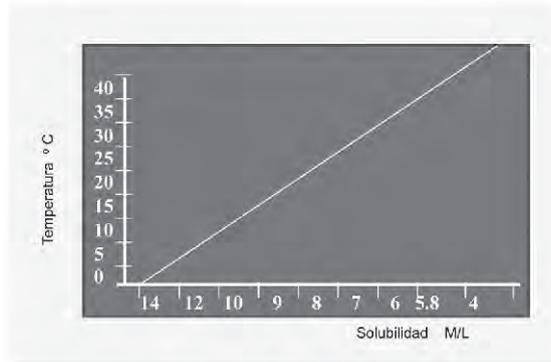


Figura 5. Solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la temperatura.

tén a las especies marinas. La concentración de oxígeno disuelto está en función directa de las variables meteorológicas responsables del clima existente al momento del muestreo. Asimismo, depende de la productividad orgánica primaria y del metabolismo de la biota, principalmente al respecto de la respiración en la columna de agua y en la capa superficial de los sedimentos (Linker *et al.*, 2002).

La oxidación biológica de la materia orgánica aumenta con la temperatura y por consiguiente, la demanda de oxígeno. Bajo condiciones de alta temperatura el oxígeno es menos soluble, en virtud de esto, la mayoría de las condiciones críticas relacionadas con la deficiencia de oxígeno disuelto suceden en el verano, cuando son comunes los niveles menores de 4 mg/L.

DESCRIPCIÓN DE LA FUNCIÓN DE UTILIDAD: VALORES PARA LA FUNCIÓN DE UTILIDAD

La solubilidad del oxígeno disuelto (OD) atmosférico en agua dulce a 1 atmósfera de presión=de 7 mg/L a 36° a 14.6 mg/L a 0°C. Los niveles de OD pueden indicar la presencia de desechos, ya que si son bajos, se asociarán generalmente con aguas de baja calidad a menos que haya un gasto respiratorio muy elevado como sucede en ambientes como los estuarios o las lagunas costeras (SARH, 1979) (figura 6, tabla 5).

La función de utilidad correspondiente al OD se resume en la expresión siguiente:

$$F_{O_2} = \begin{cases} 0 & e^{-0.4058O_2^2 + 2.7816O_2 - 6.9355} \quad \text{si } O_2 = 0 \text{ mg/L} \\ e^{-0.5309O_2^2 + 2.4237O_2 - 11.1481} & \text{si } O_2 > 0 \text{ mg/L} < 4 \text{ mg/L} \\ \text{Ln}[(0.20266 * O_2^2)] & \text{si } O_2 \geq 4 \text{ mg/L} < 5 \text{ mg/L} \\ 0.9 + \frac{7.2 - O_2}{15 - 7.2} * 0.1 & \text{si } O_2 \geq 5 \text{ mg/L} < 7.2 \text{ mg/L} \\ 1 & \text{si } O_2 \geq 15 \text{ mg/L} \end{cases}$$

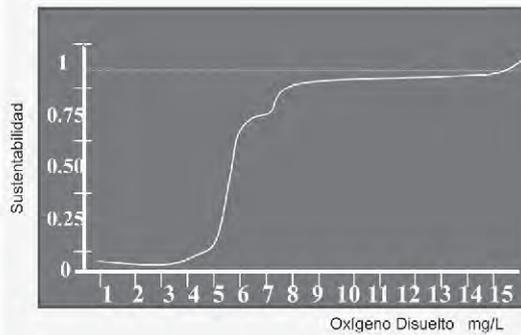


Figura 6. Tendencia gráfica de la función de utilidad del oxígeno disuelto (mg/L) en la columna de agua.

Tabla 5. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Oxígeno Disuelto (mg/L). Columna de agua.

	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática	5.0 pero varía con la temperatura regional	5.5-9 agua dulce; no <8 marina
		EPA, 1976; 1986
Vida acuática		Mínimo 5.0

La solubilidad de un gas está determinada por su presión parcial. A su vez, esta segunda es afectada por cambios en la altitud. En cuerpos de agua no contaminados, la concentración de oxígeno disuelto disminuye con la altitud. Por su parte, el efecto de la exclusión de oxígeno en función de la concentración de sales disueltas, es mínimo, excepto en ambientes hiperhalinos, como los salitrales. Los aumentos en la temperatura del agua, traen como consecuencia una disminución en los niveles de oxígeno disuelto (APHA, 1992) (tabla 6).

Asimismo, por razones de espacio como se expresó antes, se ejemplifica el desarrollo de una sola función de utilidad biótica, la cual corresponde a la Diversidad de Especies, la cual se puede definir como la di-

versidad ecológica consiste en la estimación probabilística de la complejidad y de la variedad presente en las comunidades bióticas (Washington, 1984). Cairns Jr. (1977), la definió como una expresión numérica empleada para poder efectuar comparaciones ecológicas entre comunidades. El Índice de Diversidad de Shannon y Wiener (1963) es una función de las proporciones poblacionales de las distintas especies que configuran la comunidad dentro de un ecosistema. La connotación de diversidad máxima de dicho índice, expresa las mayores proporciones poblacionales de las especies de una comunidad y la comparación de la diversidad calculada en cada localidad, *versus* este valor máximo factible de encontrar, señalan la condición ecológica actual de cada comunidad, respec-

Tabla 6. Solubilidad del oxígeno disuelto en función de la temperatura y la salinidad (APHA, 1992).

Temperatura °C	Salinidad ‰ [en la primera línea] Solubilidad del oxígeno disuelto (mg/L)					
	0.030	9.055	18.080	27.105	36.130	45.155
0	14.621	13.728	12.888	12.097	11.355	10.657
5	12.770	12.024	11.320	10.656	10.031	9.441
10	11.288	10.656	10.058	9.493	8.959	8.454
15	10.084	9.541	9.027	8.540	8.079	7.642
20	9.092	8.621	8.174	7.749	7.346	6.964
25	8.263	7.850	7.457	7.083	6.728	6.390
30	7.559	7.194	6.845	6.513	6.100	5.806
35	6.950	6.624	6.314	6.017	5.734	5.464
40	6.412	6.121	5.842	5.576	5.321	5.078
45	5.927	5.665	5.414	5.174	4.944	4.724
50	5.477	5.242	5.016	4.799	4.591	4.392

to al tiempo y a las fluctuaciones que es capaz de soportar cada ecosistema en razón de su resiliencia (Pielou, 1975).

La función de utilidad de la diversidad de especies corresponde al porcentaje de la diversidad máxima que se deriva de la diversidad calculada en cada localidad para calificar sustentabilidad ecológica como una función de la diversidad relativa existente, respecto a la óptima que podría encontrarse bajo condiciones ecológicas ideales (figura 7; tablas 7 y 8).

DINÁMICA DE LOS ECOSISTEMAS

En cuanto a la estructura y función de los ecosistemas, es evidente que hay aspectos del entorno abiótico que dan como resultado la depuración de los ecosistemas, como es el caso de importantes variables físicas, como son la circulación de corrientes superficiales, la textura sedimentaria, el grado de sorteo de las partículas de sedimentos, entre otros, que conjuntamente con algunas otras

características físicas de relevancia, como la batimetría, el régimen de mareas y el patrón de vientos, determinan que los ecosistemas acuáticos puedan recuperarse de condiciones alteradas (Burton, 1976).

GRANULOMETRÍA

En múltiples estudios se ha señalado una relación directa entre el tipo de sedimento y su capacidad para quelar o acumular contaminantes, así como su naturaleza indicativa de la dinámica de cada ecosistema, dada por aspectos encadenados adicionales como es la velocidad y dirección de las corrientes superficiales en los diversos tipos de ecosistemas acuáticos (DelValls *et al.*, 1998; DelValls & Chapman, 1998). En los ambientes lénticos de baja hidrodinámica la tendencia generalmente es a la acumulación de limos y arcillas y en ambientes lóticos o de alta hidrodinámica, es común encontrar arenas e inclusive guijarros trabajados por una intensa circulación de corrientes superficiales (Friedman &

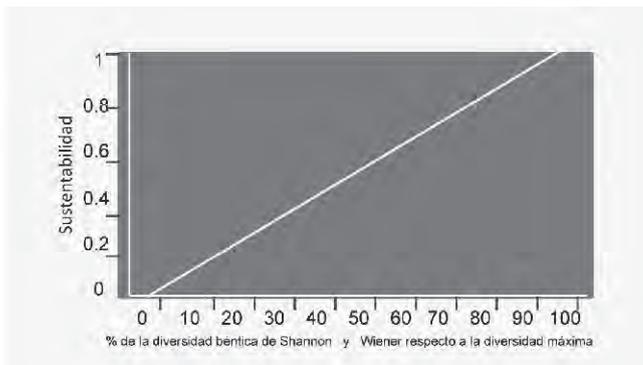


Figura 7. Tendencia de la función de utilidad de la diversidad calculada respecto al porcentaje de la diversidad máxima de Shannon y Wiener.

Tabla 7. Valores del Índice de Shannon y Wiener estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Función de utilidad de la Diversidad	
Valor de la Sustentabilidad	Índice de Diversidad H'
0	0
0.1	0.1
0.2	0.2
0.3	0.3
0.4	0.5
0.5	0.8
0.6	1.2
0.7	1.5
0.8	1.6
0.9	1.7
1.0	1.8

Johnson, 1987). Debido a esto se consideró la inclusión de una ponderación conjunta de la textura sedimentaria y los vectores de velocidad de corrientes, respecto a los niveles de contaminación y la dinámica, considerando la información disponible de los mismos en la bahía de Guaymas (Ortiz-Gallarza, 2001). A continuación se describen los parámetros ponderables, relativos a los sedimentos.

El tamaño de grano, su distribución y grado de clasificación, son los componentes más importantes susceptibles de ser medidos en los sedimentos (Gray, 1981). El tamaño de grano determina el tipo de organismos que pueden establecerse en cierto ambiente y también permite inferir sus principales características ecológicas (Buchanan & Kain, 1981).

Tabla 8. Valores porcentuales de la diversidad calculada respecto a la diversidad máxima del Índice de Shannon y Wiener, estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Diversidad respecto al % de H máxima	
Valor de la Sustentabilidad	Porcentaje de H' respecto a H máxima
0	0
0.1	10
0.2	20
0.3	30
0.4	40
0.5	50
0.6	60
0.7	70
0.8	80
0.9	90
1.0	100

La cantidad y calidad de las partículas que se asientan en los sedimentos de un cuerpo acuático están determinadas por numerosos factores, entre los que destacan las características geográficas y geológicas de la región, el grado de influencia antrópica, las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas, los aportes alóctonos y autóctonos, la tasa de sedimentación y la dinámica sedimentaria. La interacción de éstos también determina las diferencias espacio-temporales en su distribución horizontal y vertical, en la composición físico-química y en el tipo de biota que sostienen (Secretaría de Marina, 1990).

Los índices de Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri (1985) son un reflejo de los porcentajes de arena, arcilla y limo presentes en los sedimentos y se basan en el supuesto de que los suelos con predominancia de partículas de diámetro fino, tienen mayor propensión a la acumulación de contaminantes y viceversa. Indican de una manera sencilla, cuáles

áreas son más susceptibles de sufrir o no la acumulación de sustancias contaminantes en los sedimentos, dependiendo de sus características físicas. En el Índice de Fineza, los valores bajos denotan la presencia de granos gruesos (arenas) y el índice se incrementa con la elevación de la proporción de granos finos (limos y arcillas), señalando una mayor tendencia a la captación y acumulación de contaminantes en áreas con altos valores. Se consideró calcular el Índice de Contenido Arenoso de los citados autores, para efectuar la ponderación de las arenas en el estudio caso de la bahía de Guaymas (tabla 9).

CIRCULACIÓN DE CORRIENTES SUPERFICIALES

La circulación en aguas superficiales, toma lugar en la forma de corrientes, definidas como movimientos horizontales de agua en la superficie del mar o de los ecosistemas acuáticos. Las corrientes superficiales son di-

Tabla 9. Valores de la velocidad de las corrientes marinas superficiales e índices del contenido de arena. Ponderación desarrollada en el estudio de caso de la bahía de Guaymas, Sonora. Junio y octubre de 1987.

Estación	Velocidad cm/seg	Subíndice de contenido de arena, junio	Subíndice de contenido de arena, octubre	Subíndice de contenido de arena, promedio	Subíndice Velocidad + Contenido de Arena	Constante	Ponderación (PDE)
1	0.4	29.59	80.95	55.27	0.95	0.75	1.27
2	0.3	31.02	31.80	31.41	0.61	0.75	0.82
3	0.2	41.25	44.62	42.94	0.63	0.75	0.84
4	0.6	38.80	42.92	40.86	1.01	0.75	1.34
5	0.4	37.96	40.42	39.19	0.79	0.75	1.06
6	0.2	82.84	91.39	87.12	1.07	0.75	1.43
7	0.1	92.34	97.12	94.73	1.05	0.75	1.40
8	0.4	96.17	98.08	97.13	1.37	0.75	1.83
9	1	35.57	28.90	32.24	1.32	0.75	1.76
10	0.5	73.44	99.04	86.24	1.36	0.75	1.82
11	2	80.01	97.12	88.57	2.89	0.75	3.85
12	1.9	96.17	41.25	68.71	2.59	0.75	3.45
13	2.8	90.43	94.25	92.34	3.72	0.75	4.96
14	2.4	37.16	34.79	35.98	2.76	0.75	3.68
15	4.8	91.39	89.48	90.44	5.70	0.75	7.61

rigidas principalmente por los vientos, fuerzas como las de Coriolis y la presencia de estructuras topohidrológicas, también afectan los patrones superficiales de las corrientes (Kinder, 1983). De hecho, los patrones circulares, de los giros superficiales pueden registrarse al analizar los sistemas de corrientes oceánicos. La Circulación de agua ayuda a transportar la energía procedente del sol. El sol calienta las aguas a la altura del Ecuador y dicho calor se transporta a latitudes mayores (Kirwan *et al.*, 1975).

La ponderación de la dinámica del ecosistema $PDE = \text{corrientes superficiales [velocidad cm/s]} + S$ (Índice de Contenido Arenoso) [o de Fineza, según la textura de predominio]/100/0.75 [un valor constante cercano

a la unidad, que denota la sustentabilidad de las condiciones hidrodinámicas, ya que es un sitio que registra circulación activa al menos durante una época del año]. La ponderación de la dinámica del ecosistema Bahía de Guaymas, permite establecer en gradiente, tres zonas de menor a mayor hidrodinámica, que corresponden con exactitud a las mismas que se establecen en los análisis de cúmulos y de componentes principales en dicha bahía (Ortiz-Gallarza, 2001) (figura 8; tabla 9).

La automatización del compartimento abiótico del modelo fue desarrollada en cuatro hojas de cálculo de Excel (Microsoft, 2002), para poder efectuar en forma instantánea la determinación de los subíndices de

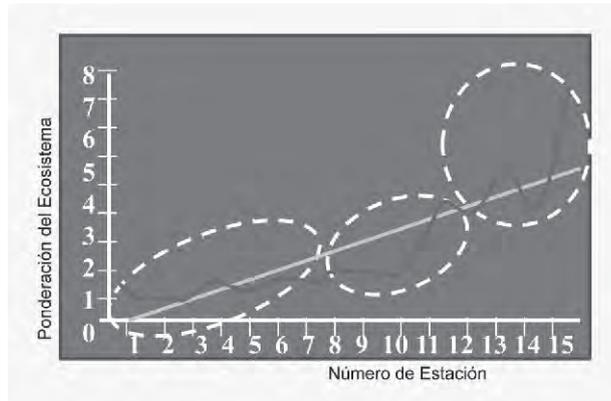


Figura 8. Ponderación calculada para la hidrodinámica de la bahía de Guaymas. La línea recta es la tendencia esperada, la línea con ondulaciones son los valores calculados suavizados y las agrupaciones señalan los cúmulos en la zonación.

los parámetros de dicho compartimento: 1) Subíndice de parámetros fisicoquímicos, 2) Subíndice de contaminantes en la columna de agua, 3) Subíndice de contaminación en los sedimentos e 4) Subíndice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos, compartimento abiótico.

Una vez demostrada la representatividad de las variables integradas al modelo, construido el índice de sustentabilidad a partir del algoritmo de cálculo de cada parámetro y de cada intervalo del gradiente de sustentabilidad, desarrollado y automatizado, se procedió a demostrar su aplicabilidad calculando los Subíndices de parámetros Físico-Químicos, de Contaminación de la Columna de Agua y de Contaminación de los Sedimentos. Se aplicó a datos reales de la base disponible del estudio de caso del litoral de Tehuantepec.

ESTUDIO DE CASO LITORAL DE SALINA CRUZ, OAXACA

A continuación se presenta el resumen del promedio de los subíndices por campaña de

muestreo considerando solamente los parámetros abióticos (tabla 10).

ESTUDIO DE CASO BAHÍA DE GUAYMAS, SONORA

A continuación se presenta el resumen del promedio de los subíndices por estación de muestreo y campaña, considerando los parámetros abióticos (tabla 11) y bióticos (tabla 12).

A partir de la aplicación del IEAEA en este estudio de caso de la Bahía de Guaymas, Sonora (tabla 11), se desarrollaron las funciones de utilidad de la comunidad bentónica: diversidad, dominancia y equitatividad (tabla 12), así como la ponderación de la hidrodinámica (figura 8).

En lluvias (junio) se señala la predominancia de localidades tanto afectadas, como severamente afectadas por contaminación. En otoño (octubre) hay una depuración, con un gradiente negativo de contaminación costamar afuera, mostrando todas las categorías denotando desde impacto severo a inexistente. Los resultados obtenidos en el IEAEA

Tabla 10. Resultados de los Subíndices Físico-Químicos (SIFQ), de Contaminación en Agua (SICA) de Contaminación en Sedimentos (SICS) e Índice de Sustentabilidad de los parámetros Abióticos (ISEEA), calculados a partir de la alimentación del modelo con los datos de 28 eventos de muestreo del litoral del istmo de Tehuantepec, en la región aledaña al puerto de Salina Cruz, Oaxaca entre octubre de 1982 y septiembre de 2002. n=829. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

No. de evento	Fecha	SIFQ	SICA	SICS	ISEEA
1	Oct-82	0.82	0.50	0.68	0.67
2	Dic-82	0.82	0.50	0.77	0.70
3	Abr-83	0.84	0.54	0.80	0.72
4	May-84	0.78	0.46	0.81	0.68
5	May-85	0.88	0.46	0.71	0.67
6	Jul-85	0.88	0.45	0.69	0.68
7	Oct-85	0.88	0.46	0.75	0.68
8	Mar-88	0.82	0.63	0.75	0.74
9	Jul-88	0.86	0.69	0.75	0.80
10	Sep-88	0.80	0.63	0.69	0.74
11	Mar-89	0.79	0.63	0.69	0.71
12	Ago-90	0.75	0.63	0.63	0.67
13	Dic-95	0.81	0.29	0.70	0.77
14	Jul-97	0.78	0.38	0.64	0.58
15	Sep-97	0.75	0.55	0.75	0.66
16	Dic-97	0.65	0.55	0.75	0.61
17	Dic-97	0.80	0.34	0.67	0.55
18	Feb-98	0.73	0.38	0.60	0.57
19	May-98	0.83	0.50	0.66	0.64
20	Jun-98	0.71	0.58	0.70	0.65
21	Jun-99	0.72	0.49	0.70	0.63
22	Sep-99	0.66	0.55	0.68	0.62
23	Ago-01	0.65	0.44	0.71	0.58
24	Dic-01	0.65	0.44	0.75	0.60
25	May-02	0.67	0.53	0.58	0.60
26	Sep-02	0.68	0.55	0.53	0.59
27	1988-2002	0.79	0.46	0.75	0.65
28	0800/0301	0.67	0.59	0.63	0.63
Promedio		0.77	0.51	0.70	0.66
Mínimo		0.65	0.29	0.53	0.55
Máximo		0.88	0.69	0.81	0.80

Tabla 11. Resultados obtenidos en los Subíndices de los parámetros físico químicos (SIFQ), contaminantes en la columna de agua (SICA) y contaminantes en los sedimentos (SICS). bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

No. de estación	SIFQ Junio	SIFQ Octubre	SICA Junio	SICA Octubre	SICS Junio	SICS Octubre
1	0.73	0.70	0.71	0.88	0.82	0.82
2	0.68	0.65	0.73	0.88	0.86	0.96
3	0.68	0.65	0.69	0.83	0.86	0.96
4	0.70	0.65	0.77	0.88	0.93	0.93
5	0.70	0.68	0.83	0.90	0.75	0.75
6	0.73	0.70	0.77	0.90	0.96	0.86
7	0.83	0.78	0.75	0.90	0.71	0.82
8	0.70	0.68	0.81	0.94	0.71	0.71
9	0.70	0.68	0.85	0.94	0.96	0.86
10	0.73	0.70	0.85	0.94	0.86	0.86
11	0.73	0.70	0.90	0.94	0.96	0.96
12	0.83	0.80	0.79	0.94	0.86	0.86
13	0.78	0.78	0.79	0.94	0.86	0.86
14	0.78	0.80	0.83	0.94	0.96	0.96
15	0.85	0.80	0.83	0.96	0.96	0.96

conducen con este patrón y son del todo coherentes con los resultados obtenidos en el estudio descriptivo de calidad ambiental efectuado entre fines de los ochenta y principios de los noventa (Secretaría de Marina, 1990; Ortiz-Gallarza, 2001).

Las actividades antropogénicas efectuadas en la bahía de Guaymas, como transportación, industrialización (reductoras), empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones, agricultura, ganadería, turismo, pesca y la presencia de la descarga municipal, son evidentes en un gradiente de tres regiones o zonas bien diferenciadas. Dicha diferenciación regional obedece a la dinámi-

ca evaluada mediante la estimación de corrientes marinas superficiales, cuyos vectores en promedio presentan los siguientes valores de velocidad y patrones de dirección:

Para completar el desarrollo de los modelos ecológicos numéricos es necesario recurrir a los análisis de sensibilidad, para estimar o valorar el efecto de una perturbación, cambio paramétrico o cambio estructural. Donde deben analizarse los cambios en el modelo al simular la variación de los datos iniciales de las variables del sistema a magnitudes conocidas (Overton, 1977). Se probó estadísticamente la sensibilidad y robustez del modelo para considerar su aplicabilidad a distintos ecosistemas acuáticos, para lo

Tabla 12. Resultados del ieaea obtenidos en los subíndices promedio de los parámetros bióticos de la comunidad béntica. Bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable

Estación y fecha	Diversidad	Dominancia	Equitatividad	IEAEA
Junio 1987				
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0
8	0.48	0.71	0.75	0.65
9	0.68	0.76	0.73	0.72
10	0.82	0.84	0.61	0.76
11	0.61	0.69	0.68	0.66
12	0	0	0	0
13	0	0	0	0
14	0	0	0	0
15	0.72	0.49	0.51	0.57
Promedio junio	0.22	0.23	0.22	0.22
Octubre 1987				
1	0.50	0.73	0.77	0.67
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0.27	0.39	0.46	0.37
7	0.47	0.74	0.78	0.66
8	0.41	0.78	0.79	0.66
9	0.55	0.77	0.70	0.67
10	0.60	0.79	0.68	0.69
11	0.7	0.81	0.57	0.69
12	0.58	0.78	0.69	0.68
13	0.72	0.85	0.56	0.71
14	0.61	0.82	0.67	0.70
15	0.66	0.83	0.52	0.67
Promedio octubre	0.40	0.55	0.48	0.48

cual se efectuaron las 12 corridas de análisis de sensibilidad desarrolladas con el programa vinculado a una hoja de cálculo, en este caso Excel (Microsoft, 2002) y Crystal Ball 4.0 (Decisioneering, 1996), empleados por algunos autores (Kaluarachchi & Zhao, 2001) para probar sus modelos mediante el desarrollo de varios tipos de simulación de escenarios, empleando el algoritmo básico de cálculo del modelo, reasignando valores a los intervalos de sustentabilidad, para apreciar la sensibilidad y la robustez, con variaciones de -20%, +20%, -10%, +10%, de decremento e incremento simulado respecto a las mediciones reales. Las variaciones son muy pequeñas, por lo que para poder apreciarlas, se conservan hasta ocho decimales.

En los análisis de sensibilidad de la serie completa de datos con respecto a los parámetros fisicoquímicos, las diferencias señalaron mayor relevancia en el modelo de los intervalos de sustentabilidad de las variables: temperatura (variaciones en el IEAEA de 0.00015 a 0.077141), pH (de 0.00003806 a 0.030413), sólidos sedimentables (de 0.00009063 a 0.0011347), oxígeno disuelto (de 0.0000677 a 0.00061240), ortofosfatos (0.00019) y fósforo total (0.000087).

La serie completa de datos con respecto a los parámetros de contaminación en la columna de agua, registró las mayor relevancia en el modelo de las variables: níquel (variaciones en el IEAEA de 0.00793651), hidrocarburos aromáticos totales (0.00099206 a 0.00297619), demanda química de oxígeno (0.00198413 a 0.00607639), cobre (0.00099206 a 0.00198413) y zinc (0.00496032). Los parámetros de contaminación en los sedimentos de la serie completa de datos, registraron la mayor relevan-

cia en el modelo en las variables: material orgánico extraíble (variaciones en el IEAEA de 0.00470217 a 0.00696523), hidrocarburos aromáticos totales (0.00053184 a 0.00388424), plomo (0.00007336 a 0.00143046), mercurio (0.00015405), arsénico (0.00009903) y zinc (0.00016139 a 0.00034478) (figura 9).

El Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) es un modelo robusto, de acuerdo a los resultados de los análisis de sensibilidad efectuados y mostró un comportamiento apegado a la realidad, mediante el cual, se calificaron apropiadamente las condiciones de sustentabilidad ecológica con respecto a límites permisibles e intervalos adecuados.

El IEAEA fue sensible a las variaciones temporales determinadas por el régimen climático: estiaje (febrero-mayo), lluvias (junio-septiembre) y de vientos tehuanos (octubre-abril) y por la condición estacional de surgencia eólica en la costa frente a Salina Cruz (Monreal *et al.*, 1999. En: IMP, 2000); así como al gradiente de afectación del litoral del istmo de Tehuantepec aledaño al puerto de Salina Cruz, Oaxaca, México en la serie de datos comprendida entre 1982 y 2002 (IMP, 2000; 2001; 2002) (figura 10). El modelo reflejó apropiadamente las variaciones espaciales entre las bahías Salinas del Marqués, de la Ventosa y del Puerto y el antepuerto de Salina Cruz. Habiendo obtenido resultados congruentes con la caracterización y el diagnóstico ambiental convencional allí efectuado (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2005), se encontró que el modelo de sustentabilidad es veraz y sus resultados tanto por subíndices, como globales, son representativos de la calidad ambiental de dicho

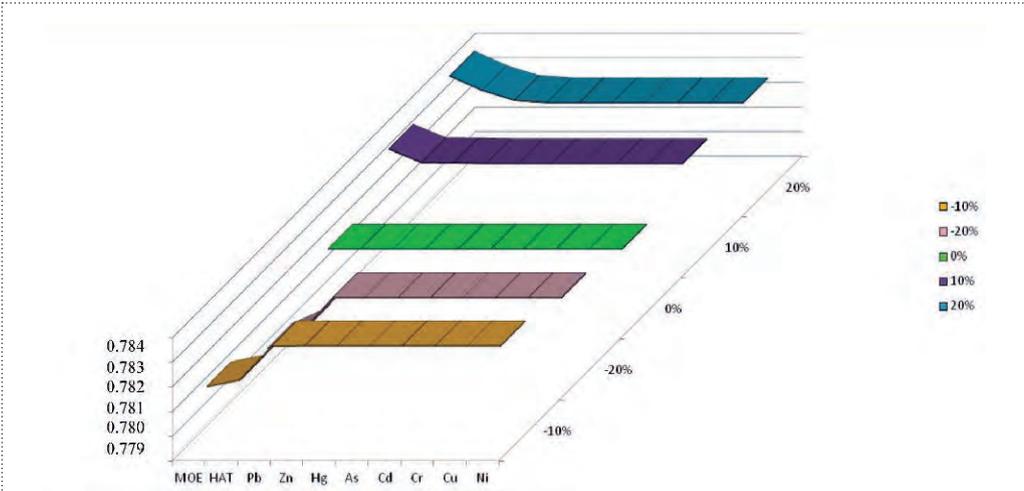


Figura 9. Variación del IEAEA de los parámetros de contaminación en sedimentos, simulaciones de los análisis de sensibilidad. MOE material orgánico extraíble, HAT hidrocarburos aromáticos totales, plomo, zinc, mercurio, arsénico, cadmio, cromo, cobre, níquel.

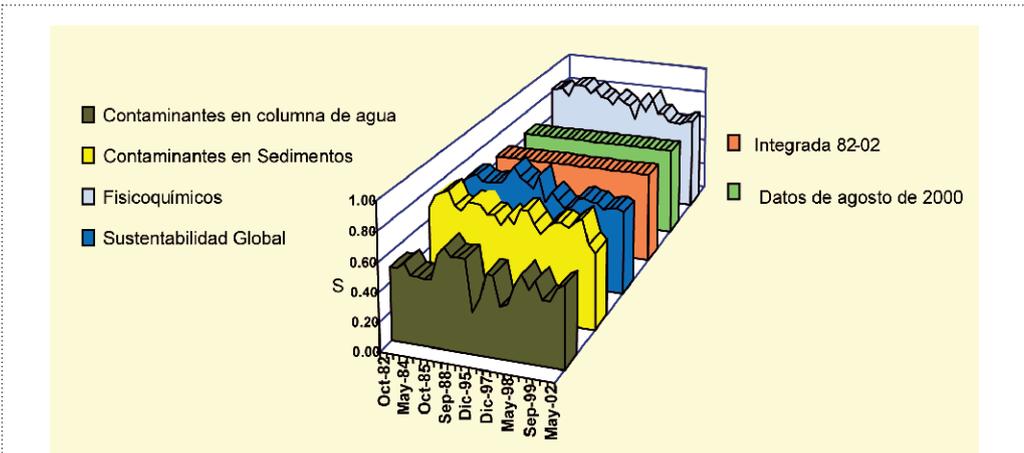


Figura 10. Comparación de los subíndices de parámetros físicoquímicos, contaminantes en columna de agua y sedimentos vs. ieaea global, resultados integrados 1982-2000 y las mediciones de una campaña de agosto de 2000. Litoral del istmo de Tehuantepec.

ecosistema costero, se consideró exitosa la aplicación del método estadístico de análisis de componentes principales para probar estadísticamente la sensibilidad y robustez del

modelo y para determinar su aplicabilidad al estudio de caso del litoral del istmo de Tehuantepec.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El IEAEA resultó robusto, sensible y veraz, ya que funcionó como una síntesis coincidente de las condiciones de los estudios de caso, presentó significancia estadística y sensibilidad a variaciones en los principales parámetros físico-químicos, de contaminación en la columna de agua y en los sedimentos.

En el litoral de Salina Cruz, Oaxaca el valor Global del IEAEA derivado de la serie de tiempo 1982-2002 fue: 0.66, la fluctuación varió de 0.29 a 0.88. Se considera el sitio relativamente sustentable, con problemas de contaminación moderada.

Factores Determinantes: hay presencia de termoeléctrica, refinería y terminal marítima, no hay buena disposición de desechos, ni tratamiento adecuado de aguas residuales.

Limitantes de Uso: navegación, o actividades recreativas con contacto primario, no apto para la pesca, no apto para la acuicultura.

Recomendaciones para el manejo: riesgo a futuro, si no se establecen plantas de

tratamiento y una regulación industrial y municipal.

En la Bahía de Guaymas, Sonora el valor del IEAEA derivado de 2 campañas en verano y otoño fue: 0.811 Compartimento Abiótico, 0.350 Compartimento Biótico, 0.581 Global; la fluctuación varió de 0.69-0.91 Abiótico, 0.22-0.55 Biótico. Se considera a la bahía como parcialmente sustentable.

Factores Determinantes: aportes municipales e industriales, presencia de termoeléctrica, terminal marítima, no hay buena disposición de desechos, ni tratamiento de aguas residuales.

Limitantes de Uso: navegación, o actividades recreativas con contacto primario, no apta para la pesca, no apta para la acuicultura.

Recomendaciones para el manejo: riesgo a futuro, si no se establecen plantas de tratamiento y regulación municipal.

LITERATURA CITADA

APHA, 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, D. C. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 16th Edition. New York.

APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, D. C. American Public Health Association,

American Water Works Association and Water Environment Federation. 18th Edition. Washington, D. C.

Barrera Roldán, A., S. M. Ortiz-Gallarza, P. Rosales Calzadas, L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Angeles, A. Saldívar, E. Villaseñor, y S. Aguilar, 2003a. Diseño para el cálculo del Índice de Sustentabilidad Industrial. Instituto Nacional del Derecho de Au-

- tor, Registro Público del Derecho de Autor, Secretaría de Educación Pública, México D. F. No.: 03-2002-121613211900-01. Titular Instituto Mexicano del Petróleo.
- Barrera Roldán, A., S. M. Ortiz-Gallarza, P. Rosales, L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Angeles, A. Saldívar, E. Villaseñor, & S. Aguilar, 2003b.** Industrial Sustainability Index. p. 337-346. *In: Brebbia, C. A. (Ed.). Ecosystems and Sustainable Development. Volume I. Wessex Institute of Technology. Siena, Italy. June 2003.*
- Barrera Roldán, A., A. Saldívar, P. Rosales, L. Rodríguez, S. M. Ortiz-Gallarza, M. Nava, S. Aguilar, y E. Villaseñor, 2004.** Índice de Sustentabilidad Industrial: Refinería "Miguel Hidalgo". *Problemas del Desarrollo Revista Latinoamericana de Economía, 35(37): 77-93.*
- Breierova, L. & M. Choudhari, 1996.** An introduction to Sensitivity Analysis. Massachusetts Institute of Technology. p. 41-107.
- Burton, J. D., 1976.** Basic properties and processes in estuarine chemistry. *In: Burton, J. D. y P. S. Liss (Eds.). Estuarine Chemistry. Academic Press. London*
- Cairns Jr, J., 1977.** Quantification of biological integrity. *In: R.F. Ballentine & L. J. Guarraia (Eds.). The Integrity of Water. EPA Publications. New York. 19 p.*
- Cheung, Y. K., & R. Chappell, 2002.** A Simple Technique to Evaluate Model Sensitivity in the Continual Reassessment Method. *Biometrics, 58 (3), 671-674.*
- CIESIN, 2001.** Environmental Sustainability Index (ESI). Center for International Earth Science Information Network CIESIN.
- Decisioneering, 1996.** Crystal Ball. Software, version 4.0. Denver, Colorado, U. S. A.
- DelValls, T. A., & P. M. Chapman. 1998.** Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cadiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas, 24(2): 312-313.*
- DelValls, T. A., J. M. Forja, & A. Gómez Parra, 1998.** The use of multivariate analysis to link sediment contamination and toxicity data to establish sediment quality guidelines: an example in the Gulf of Cadiz (Spain). *Ciencias Marinas, 24(2): 127-154.*
- Diario Oficial de la Federación, 1981.** Ley Federal de Derechos. Diario Oficial de la Federación 31/XII/81. En vigor a partir del 1 de enero de 1982, (vigente al 8/11/01, de acuerdo a la actualización más reciente de la página en internet: <http://info4.juridicas.unam.mx/ijure/fed>). Tabla No. 5 Capítulo VIII, Artículo 224.
- EPA, 1976.** Quality Criteria for Water. Red Book: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/redbook.pdf>. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standards. Washington, D. C. EPA 440/5-86-001. 534 pp.
- EPA, 1986.** Quality Criteria for Water. Gold Book: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html#gold>. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standards. Washington, D. C. EPA 440/5-86-001. 477 pp.
- EQS, 2002.** Quality Guidelines. Summary of Existing Canadian Environmental. Summary iTable. Canada Government. 12 pp. <http://www.ccme.ca/assets>.
- Fernández, N., A. Cesar, M. González, y T. A. De Valls, 2006.** Nivel de contaminación de sedimentos afectados por el vertido del Prestige y sus efectos sobre el desarrollo embrionario del erizo de mar. *Ciencias Marinas, 32(02B): 421-427.*
- Friedman, G. M., & K. G. Johnson, 1987.** Exercises in Sedimentology. John Wiley and Sons. 83 p.
- García, E., 1988.** Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Ed. Offset Larios. México.

- Gogu, R. C., & A. Dassargues, 2000.** Sensitivity analysis for the EPIK method of vulnerability assessment in a small karstic aquifer, southern Belgium. *Hydrogeology Journal*, 8(3): 337-345.
- Gray, J. S., 1981.** The Ecology of Marine Sediments. An introduction to the structure and function of benthic communities. Cambridge University Press. 185 pp.
- Guilbault, G. G., 1973.** Practical Fluorescence: Theory, Methods and Techniques. Marcel Dekker, Inc. New York.
- IMP, 1998.** Creación de marcos de referencia ambientales para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación (terminal marítima de Salina Cruz, Oax.). Proyecto. DOC-8042.1. Informe Final. Coordinación de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. V/98.
- IMP, 2000.** Estudio Ambiental Integral de la Región de Salina Cruz, Oax. Informe Final. DOC-7205. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. II/2000. México. Informe Final. 350 p.
- IMP, 2002.** Seguimiento del Programa Ambiental Integral de la región de Salina Cruz, Oax. Informe Final. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D. F.
- IMP, 2004.** Desarrollo de una base de datos relacional con variables de tipo ambiental de la Región Costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. Informe Parcial. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D. F. M. Tenorio Torres, M.C. González, I. Shiffter y J. León Enríquez.
- Jurado-Molina, J., P. Livingston, y V. F. Gallucci, 2004.** Análisis de sensibilidad del modelo de análisis poblacional virtual multispecífico aplicado a un sistema de especies relacionadas tróficamente del mar de Bering Oriental. *Ciencias Marinas*, 30(2): 285-296.
- Kaluarachchi, J. J., & Q. Zhao, 2001.** Human health risk assessment at hazardous waste sites with population heterogeneity. p. 511-520. In: Villacampa, Y., C. A. Brebbia y J. L. Usó (Eds.). Ecosystems and Sustainable Development III. WITpress.
- Kinder, T. H., 1983.** Shallow currents in the Caribbean Sea and Gulf of Mexico as observed with satellite-tracked drifters. *Bulletin of Marine Science*, 33 (2): 239-246.
- Kirwan, A. D. Jr., G. McNally, M. S. Chang, & R. Molinari, 1975.** The effect of wind and surface currents on drifters. *Journal of Physical Oceanography*, 5 (2):361-368.
- Lakowicz, J. R., 1983.** Principles of Fluorescence Spectroscopy. Plenum Press. New York.
- Linker, L. C., G. W. Shenk, P. Wang, K. J. Hopkins, & S. Pokharel, 2002.** A short history for Chesapeake Bay modeling and the next generation of airshed, watershed and estuarine models. Watershed 2002 Conference. Ft. Lauderdale, Florida.
- Microsoft, 2002.** Excel. Software, Version 10.2614.2625 United States of America.
- Nicolaidou, A., A. Zenetos, M. A. Pancucci, & N. Simbora, 1994.** Comparing ecological effects of two different types of pollution using multivariate techniques. *Marine Ecology*, (14) 2: 113-128.
- NOAA, 2002.** Sediment Quality Guidelines. NOAA's National Status and Trends Program. National Oceanographic and Atmospheric Administration. <http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/SPQ.pdf>
- Norma Oficial Mexicana, 1997.** NOM-001-ECOL. 1996. 1997. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, enero de 1997.
- Ortiz-Gallarza, S. M., 2001.** Fauna béntica de la bahía de Guaymas, Son.; indicadora de contaminación de origen orgánico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 136 p.

- Ortiz Gallarza, S. M., 2007.** Sustentabilidad Ecológica, Salud Ambiental y Contaminación en Ecosistemas Acuáticos. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste- CIBNOR, la Paz, B. C. S. [Estudios de caso de las costas de Guaymas, Sonora, Salina Cruz, Oaxaca, Río Tula, Hidalgo y Ecosistema Lacustre Xochimilco, Distrito Federal]
- Ortiz-Gallarza, S. M. & M. C. González-Lozano, 2003.** Sediment Quality Sustainability Index at the Tula River, Mexico. Battelle Memorial Institute. Venecia, Italy.
- Ortiz-Gallarza, S. M., & J. A. Ramírez-López, 2003.** Water Quality of the Tula River related to the petroleum refining industry: Accumulation factors and treatments. p. 67-77. *In: Brebbia, CA, Almorza D. and Sales D. eds. the petroleum refining industry: Accumulation factors and treatments. Water Pollution 2003. WITpress.*
- Ortiz-Gallarza, S. M., L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Barrera, & E. Villaseñor, 2003.** Selection of environmental parameters to estimate an Industrial Sustainability Index. *In: Brebbia C. (Ed.) Sustainable Planning and Development 2003. WITpress.*
- Ortiz-Gallarza, S. M., A. Hernández-Llamas, y A. Ortega-Rubio, 2005.** Diseño, Construcción y Aplicabilidad del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA). *Interciencia*, 30(3): 126-133.
- Overton, W. S., 1977.** A Strategy of Model Construction. p.50-73. *In: Hall C. H. and Day J. W. Jr (eds.). Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories. Chapter 3. John Wiley and Sons.*
- Pielou, E. C., 1975.** Ecological Diversity. John C. Wiley and Sons.
- Pla, L. E., 1986.** Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales. Monografía Científica No. 27. Serie de Matemáticas. Secretaría General de la OEA. Washington, D. C. 93 p.
- Rasmussen, P. E., & R. W. Smiley, 2003.** Sustainability of cereal-based agriculture in semi-arid regions. USDA-ARS, Oregon State University, Columbia Plateau Conservation Research Center. <http://www.wheatimprovement.org/Forum/2/Rasmussen.htm> 3 pp.
- Rodríguez-Crespo, L., 2004.** Contribución a la construcción del Índice de Sustentabilidad Industrial, Sistema Natural, Subsistema Suelo. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Instituto Politécnico Nacional. México, D. F.
- SARH, 1979.** Índice de Calidad del Agua. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México. 38 p.
- Satsmadjis J., & F. Voutsinou-Taliadouri, 1985.** Comparison of indicators of pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 10: 395-400.
- Secretaría de Marina, 1990.** Estudio de la Calidad del Agua del Puerto de Guaymas, Sonora y Proximidades. DGON-DPCM-01-03-1990.
- Shannon, D. E. & N. Wiener, 1963.** The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urban. 117 p.
- StatSoft, 1998.** Statistica. Software, Release 5.1. StatSoft Inc. Tulsa, United States of America.
- Strickland, J. D. H., & T. R. Parsons, 1972.** A practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada The Alger Press, Ottawa.
- Tabachnick, B. G., & L. S. Fidell, 2001.** Using multivariate statistics. 4th Ed. Allyn and Bacon, U. S. A. 966 p.
- Van Calker, K. J., P. B. M. Berentsen, G. W. J. Giesen, & R. B. M. Huirne, 2001.** Method for measuring sustainability in dairy farming. p. 69-78. *In: Villacampa, Y., C. Brebbia y J. L. Usó (eds.). Ecosystems and Sustainable Development III. WITpress.*

Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18(6): 653-694).

Woodward, C. S., K. E. Grant y R. Maxwell. 2002. Applications of Sensitivity Analysis to Uncertainty Quantification for Variably Saturated Flow. p. 73-80. *In:* S. M. Hassanizadeh, R. J. Schotting, W. G. Gray y G. F. Pinder. (Eds). *Computational Methods in Water Resources*. Vol. 1. Elsevier. Amsterdam.

**PACÍFICO MEXICANO. CONTAMINACIÓN E IMPACTO AMBIENTAL:
diagnóstico y tendencias**

Se realizó en el Departamento de Difusión y Publicaciones
del Instituto EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche.

Composición, diseño y proceso editorial a cargo de Jorge Gutiérrez Lara.
Diseño de la cubierta a cargo de Juan Manuel Matú.

Se terminó de imprimir en abril de 2015 en los talleres de
Print Service. Av Agustín Melgar 3b. Col. Bosques de Campeche
24030. San Francisco de Campeche, Campeche. México
