



Capítulo III

ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA DE IMPORTANCIA MUNDIAL

CAPITULO III

ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA DE IMPORTANCIA MUNDIAL

TABLA DE CONTENIDO

3.1. Índices En Los Estados Unidos	43
3.1.1. El Índice De La Fundación Nacional De Saneamiento (INSF)	43
3.1.1.1. Metodología De Diseño	43
3.1.1.2. Curvas De Función	43
3.1.1.3. Formulaciones Y Cálculo Del Índice NSF	45
3.1.2. El índice De Calidad De Agua Para Oregon (Estados Unidos)	47
3.1.2.1. Desarrollo Del Índice	47
3.1.2.2. Selección Y Transformación De Variables	48
3.1.2.3. Curvas Y Ecuaciones De Los Subíndices	48
o Subíndice De Temperatura (SIT)	48
o Subíndice De Oxígeno (SIO)	49
o Subíndice De DBO (SIDBO)	49
o Subíndice De Ph (SIpH)	50
o Subíndice De Nutrientes (SIN-SIP)	51
o Subíndice De Sólidos Totales (SIST)	52
o Subíndice De Coliformes Fecales (SICF)	52
3.1.2.4. Agregación Y Cálculo Del Actual OWQI	53
3.1.2.5. Clasificación De La Calificaciones Del OWQI	54
3.1.2.6. Análisis De Tendencias	54
3.1.3. Índice RPI (River Physiochemical Index)	55
3.1.4. Índice De Calidad De Agua Para El Valle Del Río Miami.	56
3.1.5. Índice De Calidad De Agua Para Idaho	58
3.1.6. El Índice De Calidad De Agua Para El Río Des Moines (DRM WQI)	60
3.1.7. Índice De Calidad De Agua Para Washington	63
3.1.7. Índice De Calidad De Agua Para Washington	64
3.1.7.1. Metodología	64
3.1.7.2. Constituyentes Del Índice De Calidad Del Agua De Washington	65
3.1.7.3. Cálculo Del Índice	65
3.1.7.3. Conversión Del Resultado	65
3.1.7.4. Agregación O Integración De Los Valores De Los Subíndices	65
3.1.7.5. Aplicaciones De Los Pesos Y Otras Reglas.	66
3.1.7.6. Corrección Del Valor Final Del Índice Debido A La Variabilidad Del Flujo	66
3.1.7.7. Diferencias Con La Metodología De 1991.	66
3.1.7.8. Formulación	67
3.1.8. Índice De Calidad De Agua Para Greensboro-Estados Unidos	68
3.2. Índices En Canadá	69
3.2.1. Índice De British Columbia (BCWQI)	69
3.2.1.1. Base Del Índice	70

3.2.1.2. El Significado De La Clasificación _____	71
3.2.1.3. Cálculo Del Índice _____	72
o Paso 1: Definición Del Cuerpo De Agua _____	72
o Paso 2: Definición Del Periodo De Tiempo. _____	72
o Paso 3: Cálculo Del Número De Objetivos No Alcanzados (Factor F_1) _	72
o Paso 4: Cálculo De La Frecuencia De Los Objetivos No Alcanzados (Factor F_2) _____	73
o Paso 5: Cálculo De La Cantidad De Objetivos No Alcanzados (Factor F_3) 73	
o Paso 6: Combinación De Los Factores Para Formar El Índice Total ____	74
3.2.1.4. Relación Del Índice Con El Uso Del Agua. _____	76
3.2.2. Índice De Calidad De Agua De Alberta - Canadá _____	76
3.2.3. Índice De Prati _____	77
3.3. Índices En Centro América _____	78
3.3.1. Índice De Calidad De Agua De Montoya _____	78
3.3.1.1. Indicadores Utilizados. _____	78
3.3.1.2. Metodología Del Índice De Calidad De Agua De Montoya _____	78
3.3.2. El Índice De León Y Su Aplicación A La Cuenca Lerma-Chapala En México. 80	
3.3.2.1. Estimación Del índice _____	81
3.3.2.2. Interpretación De La Escala _____	81
3.4. Índices En Europa _____	83
3.4.1. Índice Dalmatia _____	83
3.4.2. Índices De Calidad De Agua En Polonia. _____	84
3.4.3. El Proyecto AMOEBA (Países Bajos) _____	86
3.4.3.1. Sistema De Referencia _____	86
3.4.3.2. Índices Y Variables Contemplados _____	87
3.4.3.3. Características _____	88
3.4.3.4. Integración De Los Datos _____	89
o Selección De Valores Objetivos O Deseables _____	89
o Escalamiento _____	91
3.4.3.5. Descripción De Los 8 Índices De La Propuesta AMOEBA. _____	92
o Índice De Contaminación Bacteriana (Bacterial Pollution Index-BPI) __	92
o Índice De Contaminación Por Nutrientes (Nutrient Pollution Index-NPI) 92	
o Índice De Contaminación Orgánica (Organic Pollution Index-OPI) ____	95
o Índice De Contaminación Industrial (Industrial Pollution Index-IPI) __	97
o Índice De Contaminación Por Pesticidas (Pesticide Pollution Index-PPI) 98	
o Índice Saprobio De Contaminación (The Benthic Saprobity Index – BSI) 99	
o Índice Biológico De Diversidad (The Biological Diversity Index -BDI) 100	
o Índice De Producción-Respiración (The Production-Respiration Index PRI) 100	
3.4.3.6. La Estrategia AMOEBA En Chipre _____	101
3.5. Índices En Asia Y Oceanía _____	104
3.5.1. Índice De Calidad De Agua Del Río Ganga. India _____	104
3.5.2. Sistema De Índices De Calidad De Agua Para Los ríos En Malasia. ____	104
3.6. Índices En Colombia _____	105
3.6.1. Índice De Contaminación Por Mineralización -ICOMI: _____	106
3.6.2. Índice De Contaminación Por Materia Orgánica ICOMO _____	107
3.6.3. Índice De Contaminación Por Sólidos Suspendidos -ICOSUS _____	107

3.6.4. Índice De Contaminación Por Trofia – ICOTRO. _____	108
3.6.5. Índice De Contaminación Por Temperatura – ICOTEMP. _____	108
3.6.6. Índice De Contaminación Por pH - ICOpH: _____	108
3.6.7. Índices Propuestos Para La Actividad Petrolera _____	108
3.6.7.1. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Aromáticos En Peces Y Sedimentos- ICOARO. _____	109
3.6.7.2. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos En Peces Y Sedimentos –ICOALRE. _____	109
3.6.7.3. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos No Resueltos En Peces- ICOALNORE-P: _____	109
3.6.7.4. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos No Resueltos En Sedimentos. ICOALNORE-S: _____	109
3.6.7.5. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos Totales En Peces Y Sedimentos ICOLALTO _____	109
3.6.7.6. Índice Biótico ICOBIO _____	110
o Análisis De Presencia – Ausencia (Jaccard, 1908) _____	110
o Densidades (Índice De Disimilaridad De Bray Y Curtis, 1957) _____	110
3.6.8. Índice De Contaminación Tóxico ICOTOX _____	111
3.6.9. Conclusiones De La Propuesta De Ramirez. _____	112

Referencias _____ 113



CAPÍTULO III

ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA DE IMPORTANCIA MUNDIAL

3.1. Índices En Los Estados Unidos

3.1.1. El Índice De La Fundación Nacional De Saneamiento (INSF)

3.1.1.1. Metodología De Diseño

El índice de Calidad de Agua "Water Quality Index" (WQI), fue desarrollado en 1970 por la National Sanitation Foundation (NSF) de Estados Unidos, por medio del uso de la técnica de investigación Delphi de la "Rand Corporation's" (Ball y Church 1980).

Esta técnica es utilizada comúnmente en paneles de expertos, que para la época fueron 142. El INSF, tiene la característica de ser un índice multiparámetro, y se basó en tres estudios.

En el primero, se probaron 35 variables de contaminación incluidos en el índice; los expertos opinaron sobre ellos y clasificaron los mismos en tres categorías de acuerdo a si el parámetro debía ser: "no incluido", "indeciso" o "incluido". Dentro de los incluidos debían dar una calificación de 1 a 5, de acuerdo a su mayor o menor importancia, siendo uno la calificación más significativa. Igualmente tuvieron la oportunidad de incluir más variables (Ott, 1978; Brown *et al.*, 1970).

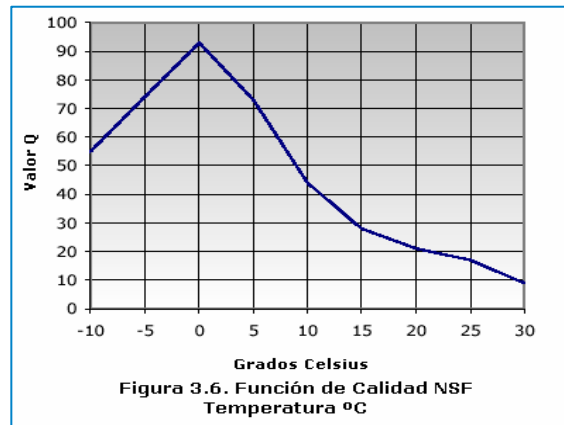
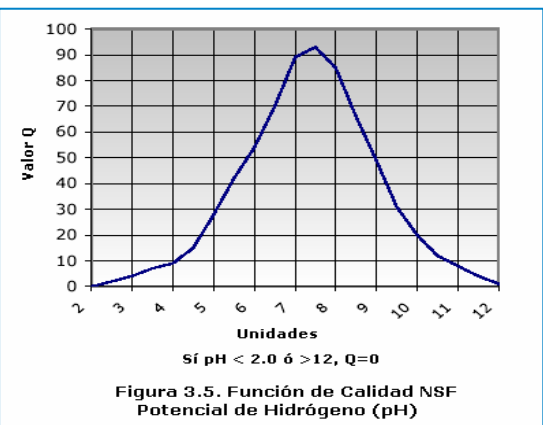
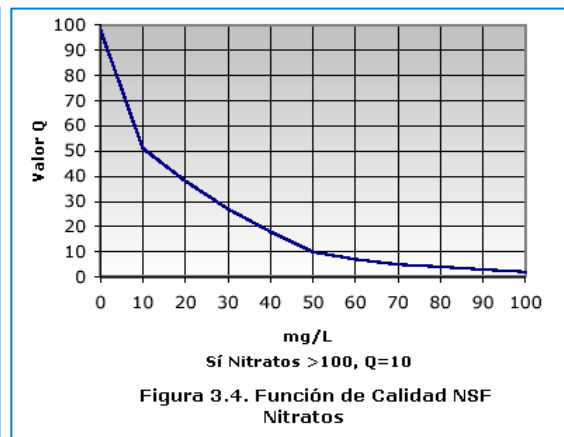
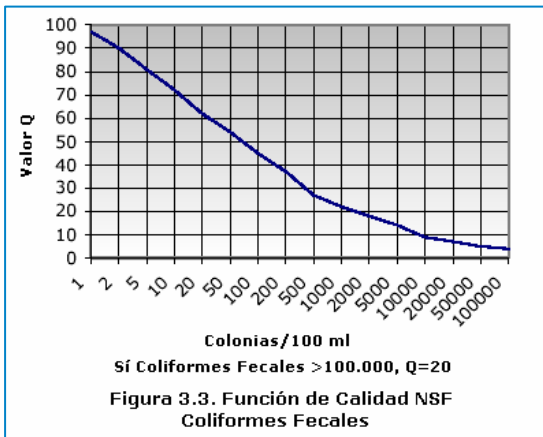
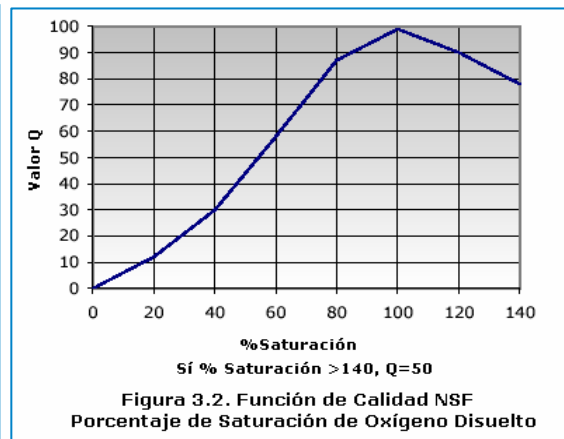
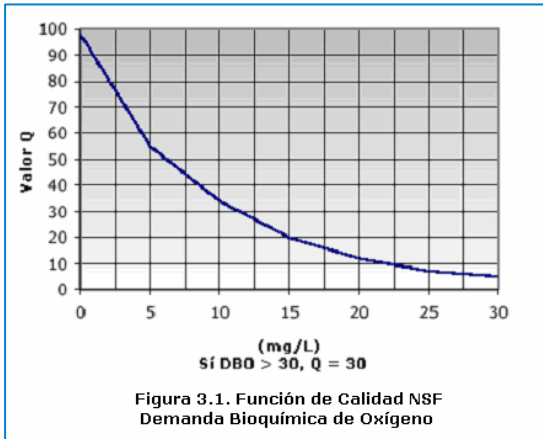
En un segundo estudio, se dio la evaluación comparativa de las respuestas dadas por todos los expertos, de tal manera que se modificaran las respuestas si se determinaba conveniente. Como resultados de este segundo estudio, nueve fueron las variables identificadas de mayor importancia: Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, pH, DBO₅, Nitratos, Fosfatos, Desviación de la Temperatura, Turbidez y Sólidos Totales.

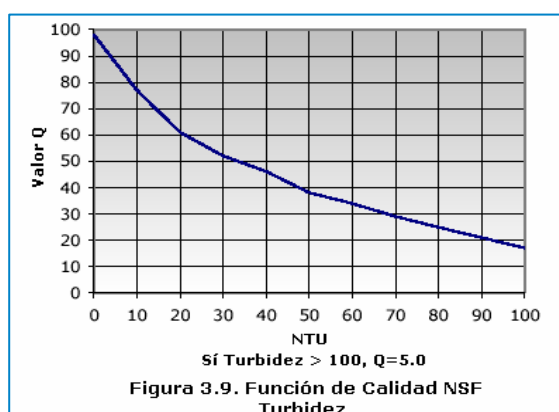
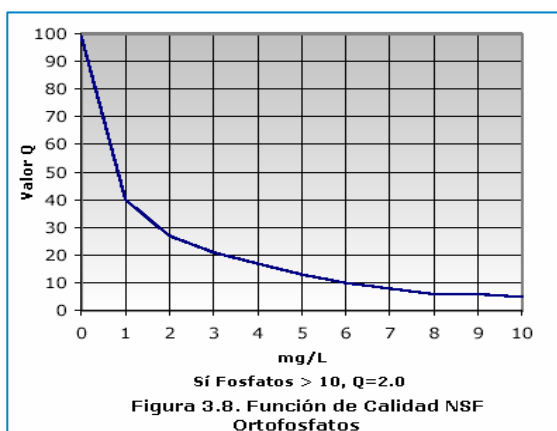
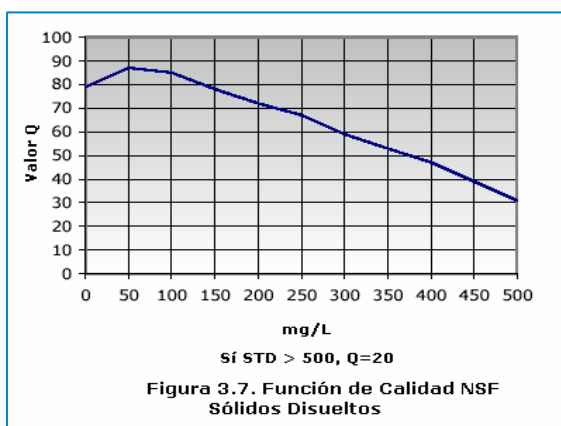
Finalmente, en el tercer estudio, los participantes fueron cuestionados sobre el desarrollo de una curva de valoración para cada variable. Los niveles de Calidad de Agua tuvieron un rango de 0 a 100 que fueron localizadas en las ordenadas y los diferentes niveles de las variables en las abscisas. Cada participante realizó la curva que pensó que representaba la variación de la calidad del agua, causada por el nivel de contaminación de las variables. Estas curvas fueron conocidas como "Relaciones Funcionales" o "Curvas de Función" (Ott, 1978; Brown *et al.*, 1970)

3.1.1.2. Curvas De Función

Los investigadores promediaron todas las curvas para producir, de la misma manera, una curva promedio para cada contaminante. Luego las curvas fueron graficadas a través del uso de la media aritmética con un límite de confianza del 80% sobre este valor medio. Límites de confianza cercanos a la media representaba un contaminante variable, hecho que se verificaba en los estudios, mientras que límites de confianza amplios representaba desacuerdos entre las respuestas. Por ejemplo, el Oxígeno Disuelto tuvo una banda estrecha y la turbidez una gráfica mucho más amplia, como es observable a continuación en las figuras correspondientes a cada variable (Figuras

3.1 a 3.9) con su respectivo valor Q (Valor de Calidad), las cuales fueron tomadas y traducidas del URL: http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_nsf.





Cabe destacar que dos grupos de variables requirieron procedimientos especiales: los *pesticidas* y las *sustancias tóxicas*; los cuales generalmente no son incluidos en el Índice Básico, pero pueden ser evaluados si se requiere. En este caso, si la concentración detectable de pesticidas de todo tipo excediera la cantidad de 0.1 mg/l, el ICA NSF automáticamente podría ser 0. De acuerdo con el Registro Federal, Volumen 63, Numero 237 (Diciembre 10 de 1998), la EPA determina una concentración de 0.083 µg/l para Clorpirifos (Lorsban). En el caso de las sustancias tóxicas, se lleva a cabo un procedimiento similar, es decir, el límite superior permitido conlleva a un resultado de cero en el índice. Para los diferentes tóxicos, los límites superiores han sido tomados de la normatividad para agua potable.

3.1.1.3. Formulaciones Y Cálculo Del Índice NSF

El establecimiento de los pesos para los subíndices, fue una tarea crítica. Era importante que los pesos sumaran uno, con la atenuante de tener en cuenta las valoraciones dadas por los expertos. Para lograr esto, se calcularon promedios aritméticos de las valoraciones para todas las variables; los pesos temporales eran calculados dividiendo la importancia de cada parámetro sobre la valoración del peso de

la variable de mayor importancia, es decir, el oxígeno disuelto. Así, los pesos temporales eran divididos individualmente entre la suma de los pesos temporales, lo que produjo los pesos finales. Estos pesos fueron: oxígeno disuelto, 0.17; Coliformes fecales, 0.15; pH, 0.12; DBO₅, 0.10; nitratos, 0.10; fosfatos, 0.10; Desviación de temperatura, 0.10; turbiedad, 0.08; y sólidos totales, 0.08 (Ott, 1978).

Para calcular el índice de calidad del agua agregado, se usa una suma lineal ponderada de los subíndices o una función de agregación del producto ponderado. El NSF usó una suma lineal ponderada. El resultado de su aplicación, debe ser un número entre 0 y 100, donde 0 representa la calidad de agua muy pobre y 100 representa la calidad de agua excelente. Esto encaja con el concepto del público general de valoraciones. La primera ecuación del índice fue un promedio geométrico ponderado:

$$WQI = \left(\prod_{i=1}^n SI_i \right)^{w_i}$$

En la actualidad el índice usa un Promedio Aritmético Ponderado: $WQI = \sum_{i=1}^n SI_i W_i$

Donde: *WQI*: Índice de Calidad de Agua
SI_i: Subíndice del Parámetro *i*
W_i: Factor de Ponderación para el Subíndice *i*

Mientras la suma lineal ponderada se usa ampliamente, la agregación del producto ponderado, evita eclipsar el resultado, porque si un sub-índice es cero, entonces el índice es automáticamente cero (Ott, 1978).

Un ejemplo del cálculo del NSF WQI (Tabla 3.1.), se da a continuación; se debe recordar que una vez obtenido el valor Q de la curva, se debe multiplicar por su factor de ponderación para obtener el subtotal, puntaje parcial o subíndice.

Tabla 3.1. Ejemplo De Calculo Del Índice NSF

Parámetro	Resultado	Unidades	Q-valor	Factor de Ponderación	Subtotal
Oxígeno Disuelto	82	% sat	90	0.17	15.3
Coliformes Fecales	12	#/100 ml	72	0.16	11.52
pH	7.67	Unidades	92	0.11	10.12
DBO	2	mg/l	80	0.11	8.8
Cambio de T°	5	°C	72	0.10	7.2
Fosfatos Totales	0.5	mg/l PO4-P	60	0.10	6
Nitratos	5	mg/l NO3	67	0.10	6.7
Turbidez	5	NTU	85	0.08	6.8
Sólidos Totales	150	mg/l	78	0.07	5.46
Sumatoria índice					77.9

En correspondencia con el ejemplo anterior, si alguno de estos variables falta, el valor total del índice puede ser calculado por la distribución de su peso entre las demás

variables y su posterior recálculo. Por ejemplo, si la DBO y la Temperatura no pudieron ser registradas, sus pesos 0.11 y 0.10 suman 0.21, que será dividido entre 7 lo que dará: 0.03, que se suma a cada uno de los factores de ponderación y a continuación se procede como de costumbre, y se obtiene un índice de 78.4.

El resultado final es interpretado de acuerdo con la siguiente escala de clasificación, en la que el fondo representa el color correspondiente a cada rango:

Excelente: 91-100
Buena: 71-90
Media: 51-70
Mala: 26-50
Muy Mala: 0-25

Este índice tiene la particularidad de ser ampliamente usado en estudios ambientales. Así, en los Estados Unidos en 1977, 12 de los 60 estados y agencias interestatales lo usaron. Inclusive se han utilizado gráficas tridimensionales para mostrar perfiles de calidad del agua. El índice se coloca en el eje vertical y el tiempo y la distancia en los ejes horizontales, con el fin de detectar tendencias y observar el comportamiento de la contaminación (Ott, 1978).

3.1.2. El índice De Calidad De Agua Para Oregon (Estados Unidos)

El índice de Calidad de Agua de Oregon (OWQI), es un número simple que expresa la calidad del agua por la integración de las medidas de 8 variables: Temperatura, Oxígeno Disuelto (Porcentaje de Saturación y Concentración), DQO, pH, Sólidos Totales, Amonio y Nitratos, Fósforo Total y Coliformes Fecales). Ha sido desarrollado para evaluar el monitoreo mantenido por el Laboratorio del Departamento de Calidad Ambiental de Oregon, con el fin de observar los impactos de las fuentes de contaminación en variedad de condiciones.

3.1.2.1 Desarrollo Del Índice

El original OWQI fue diseñado después del NSF (McClelland, 1974). En ambos índices se usó la metodología Delphi (Dalkey, 1963; 1968). Ambos índices usan una transformación logarítmica para convertir los resultados de las variables en subíndices. Estas transformaciones tienen la ventaja de cambiar en magnitud los niveles bajos de deterioro que tienen un gran impacto. Para la agregación original del OWQI se usó una función de promedio geométrico ponderado que después fue cambiada a uno aritmético.

Su ecuación corresponde a un Promedio Aritmético Ponderado
$$WQI = \sum_{i=1}^n SI_i W_i$$

Donde: *WQI*: índice de Calidad de Agua
SI_i: Subíndice del Parámetro *i*
W_i: Factor de Ponderación para el Subíndice *i*

El original OWQI fue descontinuado en 1983, debido a los excesivos recursos requeridos para calcularlo manualmente. El interés en su re-reexaminación y aplicación se vio renovado, en razón del mejoramiento de las herramientas computacionales y por el interés creciente en entender fácilmente la calidad del agua, además de la comprensión de muchos procesos en los sistemas hídricos.

Los enfoques que han proporcionado nuevas herramientas para el desarrollo de los índices contemporáneos, también fueron utilizados para revisar el OWQI (Dinius, 1978; Stoner, 1978; Yu y Fogel, 1978; Joung *et al.*, 1979; Bhargava, 1983; Smith, 1987; Kung *et al.*, 1992; Dojlido *et al.*, 1994), ejemplo de ellos son, el análisis de factores y la lógica difusa.

3.1.2.2. Selección Y Transformación De Variables

El original OWQI incluyó 6 variables: Porcentaje de Saturación Oxígeno Disuelto, DBO, pH, Sólidos Totales, Amonio más Nitratos y Coliformes Fecales. Estas variables fueron escogidas de un gran conjunto de variables compiladas en índices en la literatura contemporánea. Seguidamente, un panel de expertos determinó la importancia estadística de la categorización de cada variable (factores de ponderación). Por último, estas variables resultaron ser las más significativas para los cursos de agua de Oregon (Dunnette, 1980).

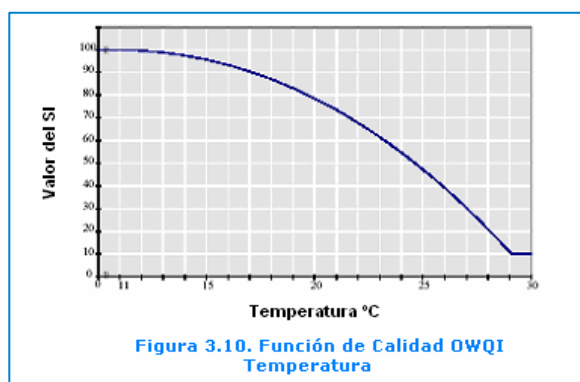
En el original OWQI, los valores de los subíndices fueron obtenidos de tablas de transformación (metodología que sirvió de base para el actual). A 6 variables, se adicionaron el Fósforo Total y la Temperatura; además la sub-saturación del oxígeno, fue reemplazada por la concentración del oxígeno disuelto; igualmente la sobresaturación de oxígeno, fue modificada para incluir los altos niveles encontrados en Oregon. En adición, otros subíndices fueron significativamente modificados para darle mayor consistencia al índice, como se observa en adelante.

Las curvas de los subíndices que se presentan en esta sección fueron tomadas de Cude (2001).

3.1.2.3. Curvas Y Ecuaciones De Los Subíndices

o Subíndice De Temperatura (SIT)

El subíndice de temperatura (Fig. 3.10.) fue específicamente diseñado para proteger las pesquerías de agua fría. La ecuación usada para éste fue modificada de la versión de la EPA Región X (Peterson y Bogue, 1989). El subíndice refleja los efectos de la temperatura sobre varios estadios de Salmón Chinuk (nombre de una tribu), la trucha toro y el sapo rabudo (Oregon DEQ, 1994a).



Los rangos y ecuación para este subíndice se dan a continuación

$$T \leq 11^{\circ}\text{C} : SI_T = 100$$

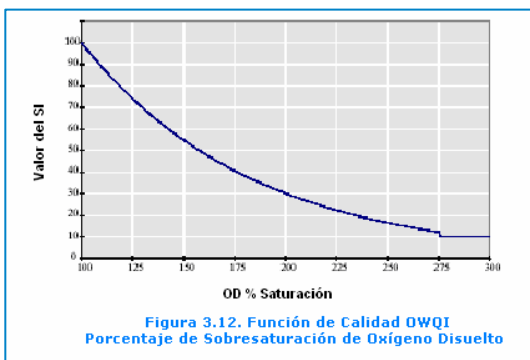
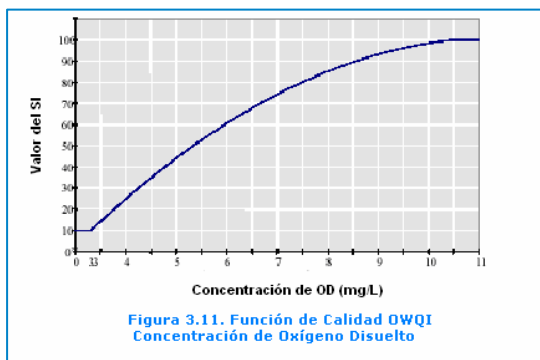
$$11^{\circ}\text{C} < T \leq 29^{\circ}\text{C} : SI_T = 76.54007 + 4.172431 * T - 0.1623171 * T^2 - 2.055666 E - 3 * T^3$$

$$29^{\circ}\text{C} < T : SI_T = 10$$

o **Subíndice De Oxígeno (SIO)**

La evaluación del oxígeno en términos tan sólo de la saturación, puede resultar en la inadecuada protección de las altas y bajas temperaturas. El actual índice está diseñado para encontrar concentraciones específicas para el crecimiento, cría y mantenimiento de las condiciones de migración de los salmónidos. De la misma forma, se han considerado los traumas gaseosos, de vejiga, el estrés respiratorio, entre otros, causados por altas concentraciones de Oxígeno.

De esta manera, si el porcentaje de saturación del oxígeno disuelto es menor que el 100%, el subíndice esta basado en la concentración (Fig.3.11); y si es mayor al 100%, se basa en la sobresaturación (Fig.3.12.).



$$DO_{Saturación}(DO_s) \leq 100\%$$

$$DO_{Concentración}(DO_c) \leq 3.3\text{mg} / L : SI_{DO} = 10$$

$$3.3\text{mg} / L < DO_c < 10.5\text{mg} / L : SI_{DO} = -80.28954 + 31.88249 * DO_c - 1.400999 * DO_c^2$$

$$10.5\text{mg} / L \leq DO_c : SI = 100$$

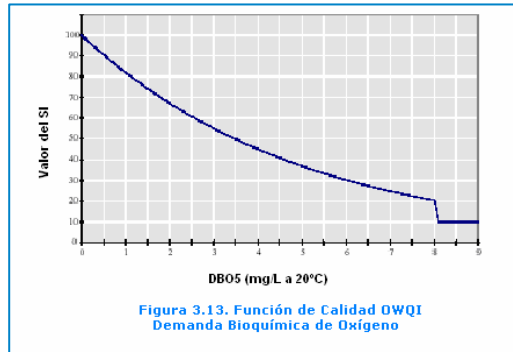
$$100\% < DO_s \leq 275\% : SI_{DO} = 100^{((DO_s - 100) * -1.197429^2)}$$

$$275\% < DO_s : SI_{DO} = 10$$

o **Subíndice De DBO (SIDBO)**

El subíndice de DBO, fue desarrollado en primera instancia sobre la opinión de expertos sobre las cargas residuales aceptables. Actualmente, el subíndice transforma

altas concentraciones que el primero no tuvo en cuenta (Fig. 3.13), dado los altos niveles en Oregon.

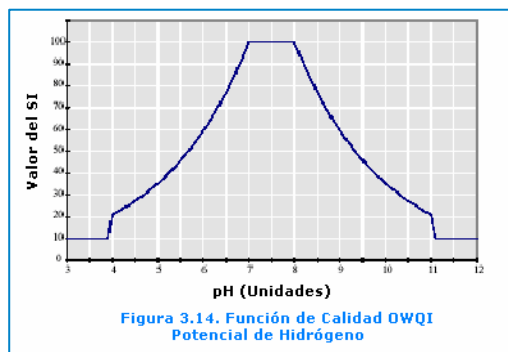


Si:

$DBO \leq 8 \text{ mg/l}$: Subíndice (SI) DBO = $100 \times \exp. (DBO \times -0.199314)$
 $8 \text{ mg/l} < BDO$: Subíndice (SI) DBO = 10

o **Subíndice De Ph (SIpH)**

El subíndice de pH original se basó sobre los promedios de pH en el Río Willamette (Dunnette, 1980), lo que no fue representativo de otras cuencas, pues debido a la geomorfología estas tienden a ser más alcalinas, lo que da como resultado pHs más altos. El valor actual está diseñado para la protección de la vida acuática (Oregon DEQ, 1994b), mientras que reconoce las diferencias naturales de tipo geológico entre las cuencas. Para tener en cuenta la variabilidad geológica, el subíndice con un valor de 100 se asignó a todas las aguas con un pH entre 7.0 y 8.0 (Fig. 3.14.).

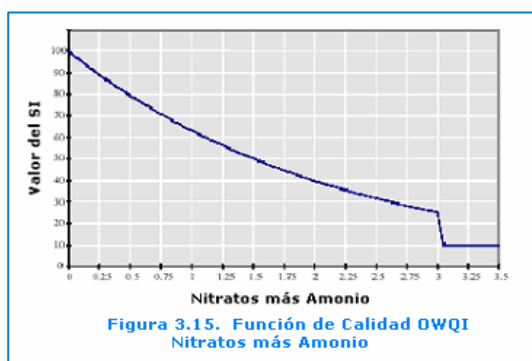


Sí:

$pH < 4$: SIpH = 10
 $4 \leq pH < 7$: SIpH = $2.628419 \times \exp (pH \times 0.520025)$
 $7 \leq pH = 8$: SIpH = 100
 $8 < pH = 11$: SIpH = $100 \times \exp ((pH-8) \times -0.5187742)$
 $11 < pH$: SIpH = 10

o **Subíndice De Nutrientes (SIN-SIP)**

Los subíndices de nutrientes (amonio más nitritos y fósforo total), fueron diseñados y basados en la eutrofización potencial. Para el subíndice de nitrógeno (Fig. 3.15.), las concentraciones de amonio y nitratos son sumadas con anterioridad al cálculo. El nitrógeno amoniacal fue incluido, dado su toxicidad para la fauna acuática.

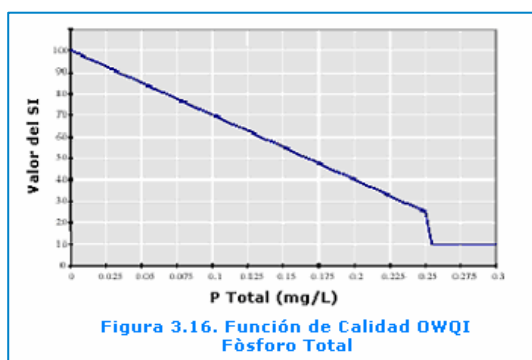


Sí:

$$N \leq 3 \text{ mg/l: } \quad \text{SIN} = 100 \times \exp.(N \times -0.460512)$$

$$3 \text{ mg/l} < N: \quad \text{SIN} = 10$$

El fósforo no fue incluido en el primer índice dado la insuficiente información disponible. Actualmente este subíndice (Fig. 3.16.) se basa en la experiencia de campo sobre el riesgo de eutrofización de las aguas de Oregon.



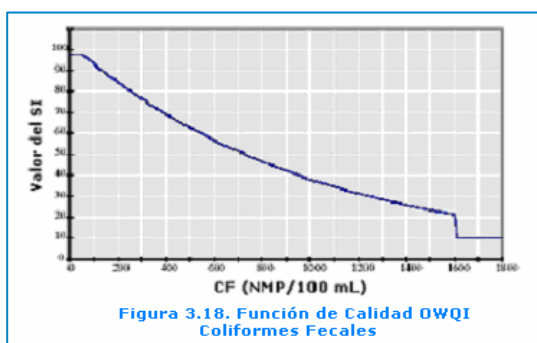
Sí:

$$P \leq 0.25 \text{ mg/l: } \quad \text{SIP} = 100 - 299.5406 \times P - 0.1384108 \times P^2$$

$$0.25 \text{ mg/l} < P: \quad \text{SIP} = 10$$

o **Subíndice De Sólidos Totales (SIST)**

El Subíndice de Sólidos Totales fue diseñado en atención a la variabilidad geológica de Oregon. Cuencas similares fueron agrupadas y por medio de ecuaciones de transformación desarrolladas, se distinguieron las diferentes condiciones de los procesos erosivos (sólidos disueltos y sólidos suspendidos). Ocho subíndices separados de sólidos totales fueron desarrollados para el primer OWQI. Las modificaciones realizadas para algunos de estos subíndices reflejan una mejor información disponible. La figura 3.17., muestra la función de calidad para uno de estos índices.



(SITS). Cuencas Willamette, Sandy, y Hood.

TS ≤40 mg/l: SIST = 100
 40 mg/l < TS ≤280 mg/l: SIST = 123.43562 x exp (TS x -5.29647E-3)
 280 mg/l < TS: SIST = 10

Dado que la US Boreau Reclamation, no analizó los sólidos totales, fue necesario aplicar la siguiente relación, para determinar las concentraciones, según Stodja y Dojlido (1995).

$$ST = f \times X$$

Donde:

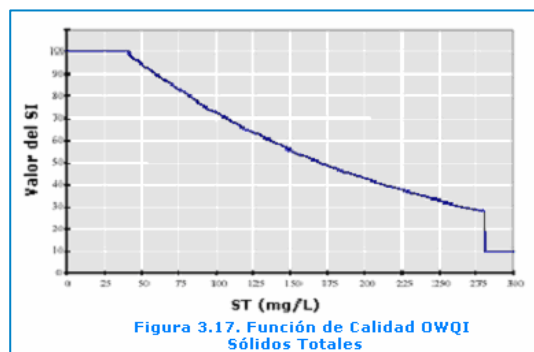
ST: Sólidos Totales
 f: 0.55 a 0.9 según curso de agua particular
 X: Conductividad Específica en uS/cm

A través del uso de datos históricos del DEQ, f fue determinada empíricamente para cuencas estratégicas y correspondió a 0.78.

o **Subíndice De Coliformes Fecales (SICF)**

El subíndice de coliformes fecales (Figura 3.18), fue diseñado para indicar la potencial y peligrosa contaminación microbiana. A conteos menores de 50/100 ml, le fueron

asignados subíndices de 98. Esto se debe a la incertidumbre de los procedimientos analíticos para el conteo bacteriano.



Sí:

$FC \leq 50 \text{ # /100 ml:}$	$SICF = 98$
$50 \text{ # /100 ml} < CF \leq 1600 \text{ # /100 ml:}$	$SICF = 98 \times \exp. ((FC-50) \times -9.917754E-4)$
$1600 \text{ # /100 ml} < FC:$	$SICF = 10$

3.1.2.4. Agregación Y Cálculo Del Actual OWQI

Para determinar la sensibilidad de varios métodos de agregación a los cambios en la calidad del agua debido a diferentes variables, se utilizó la fórmula para un promedio cuadrado no ponderado.

El promedio aritmético original para el OWQI y el geométrico del NSF, fueron comparados con conjuntos reales e idealizados. Para los datos idealizados, cada subíndice fue variado desde 100 (ideal) a 10 (deficiente), mientras que otros valores de subíndices fueron ranquedados a 100. En todos los ensayos, el promedio cuadrado ponderado fue más sensible a los cambios en las variables individuales. Esta fórmula (Dojlido *et al.*, 1994), permitió obtener la variable más impactada para impartirle mayor influencia sobre el índice de calidad del agua. Este método reconoce que las diferentes variables pueden poseer diferente significación en la calidad global de diferentes estaciones y ocasiones.

Los métodos que asignan pesos fijos a las variables y la variable que tiene un gran peso estadístico, tienen por consiguiente una gran influencia en el índice. Por ejemplo, en un índice con altos pesos para el oxígeno, altas concentraciones de coliformes fecales puede no reflejar en los resultados del índice si la concentración del OD está cercana a la ideal. Esta característica puede ser deseable en índices específicos para la protección de la vida acuática. Sin embargo el OWQI está diseñado para comunicar una calidad de agua en general, más que para un uso específico. En esta vía, la sensibilidad a los cambios en cada variable es más deseable que la sensibilidad a la variable con mayor peso.

La ecuación actual del OWQI, corresponde a una función del promedio armónico cuadrado no ponderado:

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}}$$

Donde:

WQI: Índice de Calidad de Agua
n: Número de Subíndices
SI_i: Subíndice del Parámetro *i*

La ecuación con subíndices es como sigue:

$$OWQI = \sqrt{\frac{8}{\frac{1}{SI_T^2} + \frac{1}{SI_{OD}^2} + \frac{1}{SI_{DBO}^2} + \frac{1}{SI_{pH}^2} + \frac{1}{SI_{ST}^2} + \frac{1}{SI_N^2} + \frac{1}{SI_P^2} + \frac{1}{SI_{CF}^2}}}$$

3.1.2.5. Clasificación De La Calificaciones DeI OWQI

Para desarrollar un esquema de clasificación y descripción para el índice, se generó una curva de distribución desde las calificaciones calculadas para 136 estaciones entre los años 86 y 95. Para normalizar los datos de cada estación de monitoreo dada la variabilidad en la frecuencia de muestreo, los datos para cada sitio fueron limitados a un máximo de una muestra por estación. Los valores promedios de los datos normalizados fueron calculados para cada estación. Todo lo anterior permitió definir el siguiente esquema de clasificación:

Tabla 3.2. Escala de Clasificación del OWQI

RANGO PARA EL ÍNDICE	CALIFICACIÓN
90- 100	Excelente
85- 89	Buena
80- 84	Justa
60- 79	Pobre
< 60	Muy Pobre

3.1.2.6. Análisis De Tendencias

De acuerdo con Hirsch *et al.* (1982), es conveniente la realización de análisis de tendencias de largo plazo (p.e. 10 años), en razón de que periodos largos atenúan los efectos de sequía y asegura suficientes datos. La prueba no paramétrica del análisis de tendencias Seasonal-Kendall es apropiada para observar la tendencia de los valores del

índice. Este test permite analizar tendencias en conjuntos de datos con valores no determinados. Es conveniente dividir los datos por mes y para cada subconjunto de ellos analizar la dirección, magnitud y significancia de la tendencia. Estos subconjuntos son comparados y se genera un resultado anual que indica si existen o no tendencias significativas. Este procedimiento asegura que las tendencias sean consistentes por más de un año y que no se debe a la variación estacional, como se puede observar (Tabla 3.3.) en el siguiente ejemplo:

Tabla 3-3. Análisis De Tendencias Del Área Metropolitana De Portland Usando El Índice De Calidad De Agua De Oregon -OWQI (Periodo 10/85 - 9/95).

Sitio	Promedio OWQI 10/85-9/87	Promedio OWQI 10/93-9/95	Tendencia
Sandy R. at Troutdale Bridge	93	93	TNS
Clackamas R. at High Rocks (Gladstone)	90	90 ^b	TNS
Mollala R. at Knights Bridge (Canby)	--	87 ^c	DI
Clatskanie R. at HWY 30 (Clatskanie)	--	82 ^d	DI
South Yamhill R. at HWY 99W (McMinnville)	79	80	TNS
Willamette R. at Hawthorne Bridge (Portland)	72	78	Inc.
North Yamhill R. at Poverty Bend Rd. (McMinnville)	71 ^e	76	Inc.
Tualatin R. at Rood Bridge (Hillsboro)	71	75	Inc.
Tualatin R. at Boones Ferry Rd. (Durham)	30	57	Inc.

Notas: DI: Datos Insuficientes. Inc: Incremento de la Calidad del Agua. TNS: Tendencia No significativa.

3.1.3. Índice RPI (River Physiochemical Index)

Este índice parte del índice de Oregon para su desarrollo, y determinó que era importante para Idaho tener en cuenta una sola ecuación de sólidos disueltos y no varias como se consideran en el índice de Oregon en razón de sus diferencias geomorfológicas.

Así, este índice revisado fue llamado RPI (River Physiochemical Index), en el que para determinar la condición global de un cuerpo de agua, se determinó la media armónica de los valores individuales del RPI de todos los datos, cuando un factor no se determinó fue descartado (IWRRI, 2003). Generalmente entre 8 y 6 variables fueron calculados. La formulación básica es idéntica a la del Índice de Oregon (Cude, 1998).

Adicionalmente, este índice se correlacionó con índices bióticos como: índice de peces (RFI), Índice de Diatomeas (RDI) e Índice de Macro invertebrados (RMI), con los que mostró una gran correlación al medir impactos humanos, especialmente agrícolas y forestales (Brandt, 2002).

Hasta el momento el RPI ha mostrado su utilidad en el sur de Idaho, y se desea en futuras implementaciones confirmar sus bondades para todo el estado.

3.1.4. Índice De Calidad De Agua Para El Valle Del Río Miami.

El objetivo primario de este proyecto de índice para los 5 Ríos del área de Dayton (RIP, 2002), es proveer información técnica y datos científicos detallados y llevarlos a un formato entendible para el conocimiento del público. El área de Dayton corresponde a una gran extensión para el desarrollo de actividades de recreación como viajes en canoa y observación de aves, días de campo y caminatas, entre otras. El Valle de Miami tiene una abundante y alta calidad de recursos acuáticos y aún algunos ciudadanos creen que esta agua es inaccesible o insegura para ser utilizada.

El índice tiene como fin, ser una herramienta útil para educar a la comunidad acerca de la calidad y cantidad de agua de esta área.

Para simplificar las interpretaciones de calidad de agua, el índice final es la **compilación** de la **ponderación** de los valores de los variables de calidad de agua que, al ser combinados, dan las categorías del índice que relacionan los aspectos del río como sistema ecológico para la vida acuática, la seguridad humana y la estética del paisaje.

Dos índices se tuvieron en cuenta

- Índice de Calidad de Agua: Consistente en variables físicas, químicas y biológicas.
- Índice para el Río: Abarca los mencionados variables de calidad, flujo y turbidez

Ambos índices presentan una escala de: Excelente, Bueno, Aceptable y Pobre. La incorporación del flujo en el segundo índice es importante, en razón de que los estados del flujo tienen un profundo impacto sobre la calidad y la seguridad.

Los variables individuales que comprende cada índice son combinados en una fórmula ponderada para calcular la clasificación del índice para cada estación de muestreo. Las escalas de clasificación se observa en el siguiente diagrama:

<p>Excelente</p> <p>Indica Alta calidad del agua. Las condiciones son altamente favorables para la recreación</p>	<p>Buena</p> <p>Algunas de las Mediciones se hallan en el límite o exceden los estándares de calidad. Las condiciones son favorables para la recreación.</p>
<p>Aceptable</p> <p>Muchas de las mediciones se hallan en el límite o exceden los estándares de calidad. Las condiciones están en el límite de lo favorable para la recreación.</p>	<p>Pobre</p> <p>Las mediciones indican que el agua tiene algunos problemas de calidad. Las condiciones no son las más favorables para la recreación</p>

Para la formulación del índice, las mediciones de los valores de cada parámetro se categorizan en cuatro posibles categorías (US EPA, 2002):

Excelente:	4.0	Bueno:	3.0
Aceptable:	2.0	Pobre:	1.0

Cada parámetro tiene un factor de ponderación de 1 a 3 que refleja su importancia global.

Como ejemplo, se da el oxígeno disuelto; la regional de la EPA de Ohio, que propone que para la vida acuática se necesita por lo menos 5 mg/l para mantener su desarrollo normal. Así, si una medida igual o mayor será considerada como buena hasta 9, punto en el cual tomará el calificativo de excelente. Debajo de 5 mg/l se considerará aceptable y al ser menor de 2 mg/l entonces será calificada como pobre. Igualmente dada su importancia para la vida obtiene un factor de ponderación de 3. En este orden de ideas, si se tiene que el promedio del oxígeno es 7.3 mg/l, este valor es mayor que 5 mg/l, pero es mas bajo que nueve y obtiene calificación de buena de 3 y al multiplicar por su factor de ponderación de 3 se obtiene 9.

Este proceso se aplica de manera repetitiva con cada variable y su valor de clasificación. Esta sumatoria da el índice final y es comparado con los límites de excelente a pobre (Tablas 3.4.).

Tabla 3.4. Clasificaciones Para Cada Parámetro En El RI (RIP, 2002)

Parámetro	Frecuencia	Unidades	"Excelente"	"Bueno"	"Aceptable"	"Pobre"
Oxígeno Dis.	Diario	mg/l	>9	5-9	2-5	<2
<i>E. Coli</i>	Semanal	#/100ml	<126	126-576	576-850	>850
pH (alto)	Diario	Estándar	7-8	8-8.4	8.5-8.9	>9
pH (bajo)	Diario	Estándar	7-8	6.5-7	6-6.4	<6
Conductividad	Diario	uS/cm	<0.2	0.2-0.6	0.6-1	>1
Temperatura (Alta)	Diario	Celsius	21.11-31.11	31.12-32.78	32.79-34.43	>34.44
Temperatura (Baja)	Diario	Celsius	21.11-31.11	15.57-21.10	10.01-15.56	<10.00
Flujo	Diario	Cfs	Depende	--	Específico	Estación
Turbidez	Diario	NTU	Depende	--	Específico	Estación

A continuación se da una muestra de cálculo de este índice (Tabla 3.5.) a partir de los datos de Miamisburg en la estación de monitoreo de Ohio en Noviembre 10 de 1999, así como su clasificación (Tabla 3.6.)

Tabla 3-5. Índice De Calidad De Agua Para La Estación Miamisburg

Variable	Valor Promedio	Clasificación	Factor de Ponderación	Subtotal	Pesos Máximos
Oxígeno Disuelto	10.02	4	3	12	12
<i>E. Coli</i>	80.00	4	1	4	4
pH	8.33	3	1	3	4
Conductividad	0.66	2	1	2	4
Temperatura	16.82	3	1	3	4
SUBTOTAL				24	28

Clasificación

Tabla 3.6. Rangos Del Índice De Calidad De Agua

Estación	Excelente	Bueno	Aceptable	Pobre
Miamisburg	>22	22-18	17-13	<12

De acuerdo a este rango (Tabla 3.7.) esta estación obtiene calificación de excelente (Tabla 3.8.), acorde con la anterior valoración.

Tabla 3.7. Índice De Río Para La Estación De Miamisburg

Parámetro	Valor Promedio	Clasificación	Factor de Ponderación	Subtotal	Pesos Máximos
ICA	-	-		24	28
Flujo	636.00	3	2	6	8
Turbidez	20.35	4	1	4	4
SUBTOTAL				34	40

Tabla 3.8. Rango Para El River Index

Estación	Excelente	Bueno	Aceptable	Pobre
Miamisburg	>31	31-25	24-18	<17

Además de la aprobación obtenida por expertos del Estados Unidos, este enfoque ha recibido validación científica por el panel de expertos científicos de Peer, que cuenta con 8 reconocidos expertos internacionales.

3.1.5. Índice De Calidad De Agua Para Idaho

El objetivo de esta formulación fue definir algunas de las relaciones más útiles entre los constituyentes comunes en la evaluación de la calidad del agua por medio de un ICA. El propósito general de esta estrategia estuvo en aplicar el índice en cursos de agua para designar el uso adecuado para su protección, sobre la base de que el agua tiene una gran cantidad de usos adecuados como el desarrollo de salmónidos y el contacto primario, al tiempo que está disponible con algunas reservas, para la agricultura y otros usos que no requieren una calidad de agua apreciable.

En la actualidad los índices que se usan en Idaho son:

- El Índice de British Columbia (BCWQI) desarrollado en 1996.
- El Índice de Oregon Water (OWQI) desarrollado en 1980.
- La Estrategia de Evaluación de la Florida (The Strategic Assessment of Florida's Environment - SAFE) que desarrolló un índice en 1995.
- El Programa de Mejoramiento de la Cuenca Baja de (WEP) que desarrolló un índice en 1996.

El procedimiento consistió en utilizar las relaciones entre nitrógeno y fósforo total (NT/PT) y *Escherichia coli* / coliformes fecales. El resultado de ellas fue utilizado en la construcción del nuevo índice.

Los variables incluidos en el índice fueron: oxígeno disuelto, fósforo total, turbidez, conductividad específica y coliformes fecales. Para calcularlo, no es necesario estandarizar los variables. Adicionalmente, los cálculos son simplificados a través de la eliminación de subíndices.

El índice se define como:

$$WQI = \log \left[\frac{(DO)^{1.65}}{50(TP)^{0.5} + (Turb)^{0.15} + 0.4(F.Coli)^{0.5} + 0.15(SC)^{0.5}} \right]$$

Donde:

DO = Oxígeno Disuelto (% saturación)
Turb = Turbidez (NTU)
TP = Fósforo Total (mg/l)
F-Coli = Coliformes Fecales (conteos/100ml)
SC = Conductividad Especifica en (μ S/cm a 25°C)

Esta fórmula se basa en algunos criterios de calidad de agua como, coliformes fecales que no exceden los 2000 organismos/100 ml, fósforo total < 0.1 mg/l. Si cualquiera de los dos criterios es excedido, el río necesitará del manejo de las Cargas Totales Máximas Diarias (TMDL).

La fórmula fue diseñada para clasificar el agua en 3 rangos:

- De 3 a 2, para aguas limpias
- De 2 a 1, para aguas que necesitan TMDL, para uno o más variables en la fórmula.
- De 1 a 0, para aguas que necesitan TMDLs y BMPs (Best Management Practices), que mejoren la calidad del agua, situación para la mayoría o todos los variables de la fórmula.

La tabla 3.9., muestra algunas aplicaciones de este índice en diferentes aguas. El logaritmo es usado para dar valores pequeños. Sin embargo, esta fórmula no fue diseñada sobre la base de los estándares de calidad del agua; en ella, el poder de las variables que fueron seleccionados para el Índice, estuvo basado en el efecto de cada parámetro sobre las condiciones del agua. Por ejemplo, aguas de muy buena calidad pueden tener turbidez de 0.5 NTU (criterios para el consumo humano) y 5 μ S/cm de conductividad específica, además de altas concentraciones de oxígeno disuelto. De acuerdo con el diseño del índice, estas aguas tienen un valor de alrededor de 3. Sin embargo, esta agua debe tener cantidades insignificantes de coliformes fecales y fósforo total.

Tabla 3.9. Aplicaciones Del ICA De Idaho Para Diferentes Aguas.

OD (%Saturación)	Turbidez (NTU)	Coliformes Fecales	Fósforo Total (mg/l)	Conductividad Específica	ICA (WQI)	Acción Propuesta
90	1	100	0.02	1	2.85	Ninguna
70	10	200	0.1	20	2.12	Ninguna
60	50	500	1	90	1.71	TMDL
90	80	1000	1.4	270	1.66	TMDL
50	50	200	0.05	100	2.01	Ninguna
90	100	3000	0.5	270	1.89	TMDL
100	200	5000	0.5	100	1.74	TMDL
100	0.5	0	0	0.5	3.00	Ninguna
60	200	200	0.1	300	1.96	TMDL
82	5	12	0.08	75	2.30	Ninguna

3.1.6. El Índice De Calidad De Agua Para El Río Des Moines (DRM WQI)

El diseño del índice para el río Des Moines se dio a partir del índice NSF, en consideración a su amplia aplicación y específicamente su la utilidad en este sistema, bajo los criterios de la EPA. Los variables fueron tomados de los registros obtenidos de los monitoreos entre 1977 y 1997. Algunas calificaciones gráficas fueron especialmente determinadas. Su escala va de 0 a 100 para cada variable. Las clasificaciones y curvas del índice NSF usadas fueron: *Oxígeno Disuelto*, *DBO*, *Turbidez* y *pH*. La curva de nitratos fue utilizada como la curva de nitritos más nitratos. Las curvas creadas fueron, sólidos suspendidos y amonio no ionizado (Kahler-Royer, 1999). Para este último caso se tuvo en cuenta la recomendación de la EPA, acerca de la variación del amonio en relación a la temperatura y el pH, debido a que muchos límites pueden ser establecidos. Por lo tanto, se utilizó un promedio crónico de 4 días y el rango de pH de 6.50 a 9.00 se incrementó en 0.25, al igual que la temperatura de 0-30, se incrementó en 5°C. También, se determinaron diferentes curvas de pH para diferentes temperaturas.

La curva de sólidos suspendidos fue determinada por el sistema de Clasificación de Prati (Prati *et al.*, 1971), que asigna calificaciones a las siguientes concentraciones:

- Excelente: 20 ppm
- Aceptable: 40 ppm
- Ligeramente Contaminado: 100 ppm
- Contaminado: 278 ppm
- Altamente Contaminado: >278 ppm

Estas concentraciones se trasladaron a unidades en mg/l para obtener los nuevos rangos, con los que se construyó la correspondiente curva (observar figuras 21 a 27, tomadas de Kahler-Royer, 1999):

- Excelente: 91-100
- Bueno: 71-90
- Medio: 57-70
- Malo: 26-50
- Muy Malo: 0-25

La curva de clasificación determinó el subpuntaje para cada parámetro y posteriormente éste fue multiplicado por el factor de ponderación (Tabla 3.10.) que indica la importancia que los variables tienen para la calidad del agua. Por definición, la suma de los factores debe ser 1. Seguidamente, los valores obtenidos se sumaron. Este proceso fue llamado valor aritmético de la calidad de agua (WQSA, en inglés). Las categorías de clasificación para el WQSA son visibles en la Tabla 3.11.

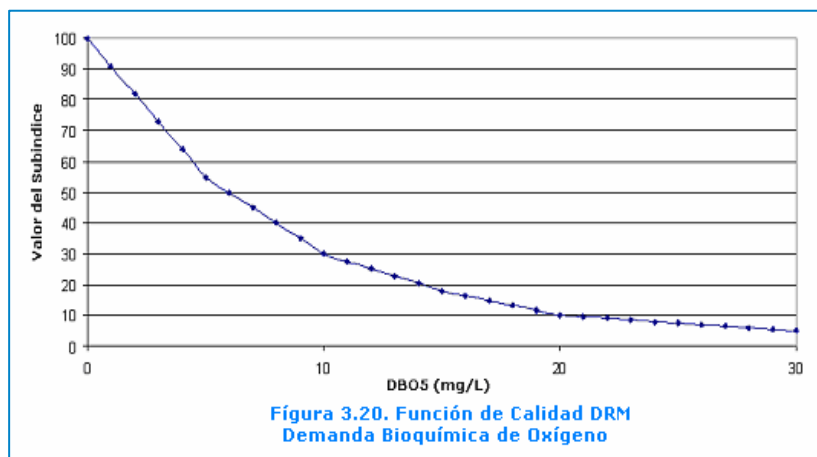
Tabla 3.10. Variables Y Pesos De DMR

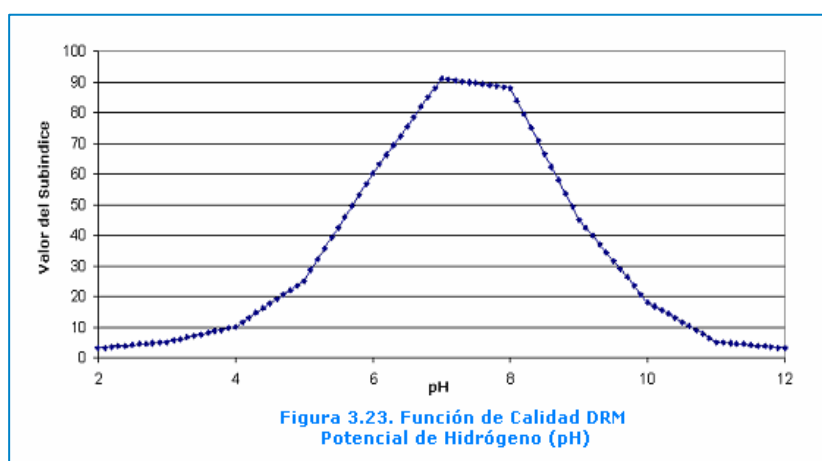
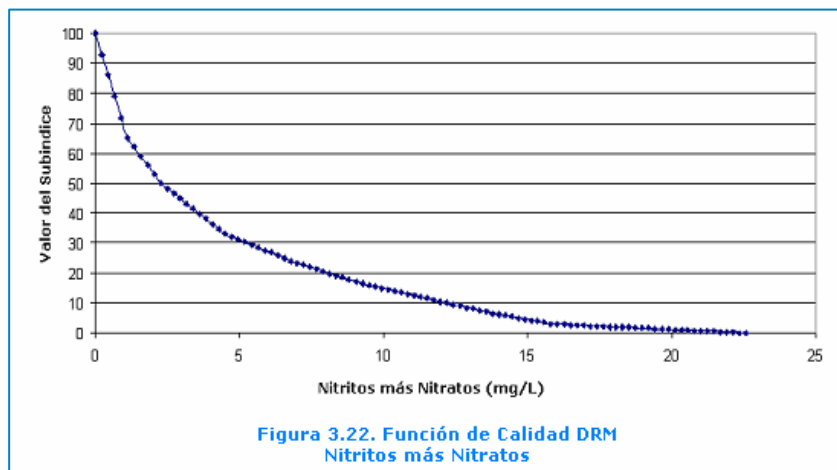
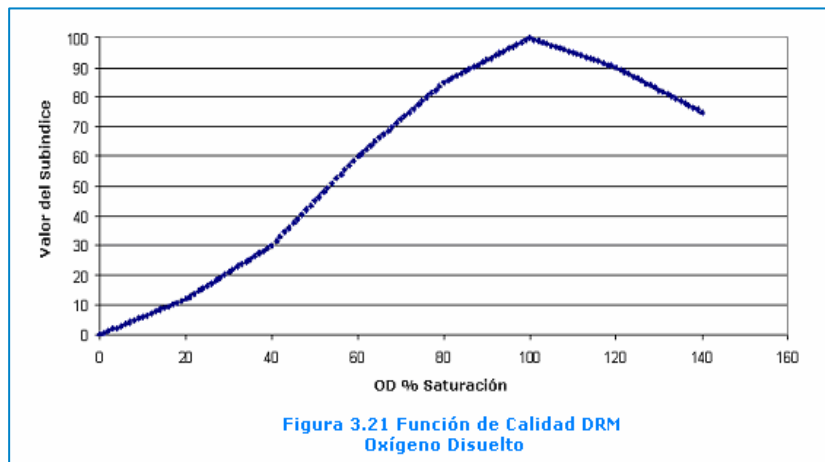
DMR WQI	PESOS
Oxígeno Disuelto	0.21
pH	0.14
DBO ₅	0.14
Nitratos +nitritos	0.13
Sólidos Suspendidos	0.10
Turbidez	0.11
Nitrógeno Amoniacal no iónico	0.17

**Tabla 3-11.
Código De Color DRM**

CODIGO DE COLOR
Azul (100-91)
Verde (90-71)
Amarillo (70-51)
Naranja (50-26)
Rojo (25-0)

Las curvas de las funciones de calidad (Figs. 3.20 a 3.26) son las siguientes:





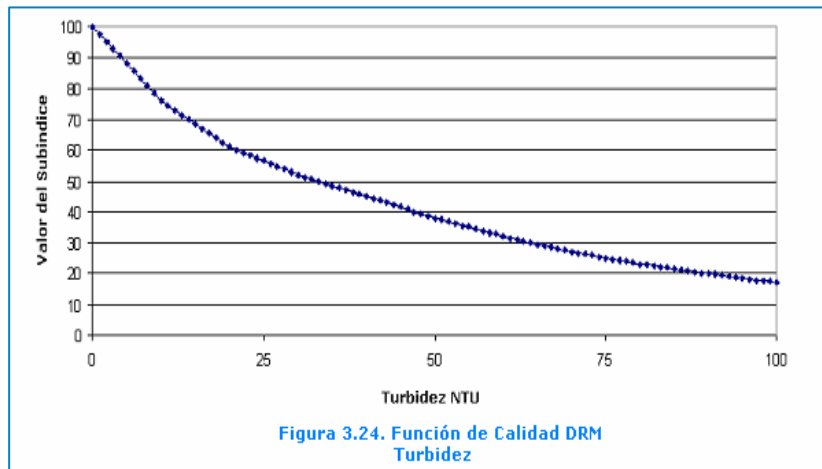


Figura 3.24. Función de Calidad DRM Turbidez

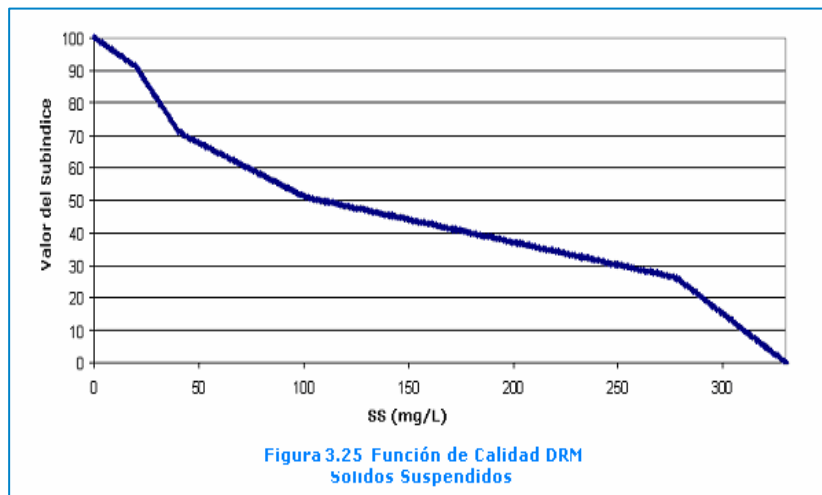


Figura 3.25 Función de Calidad DRM Sólidos Suspendedos

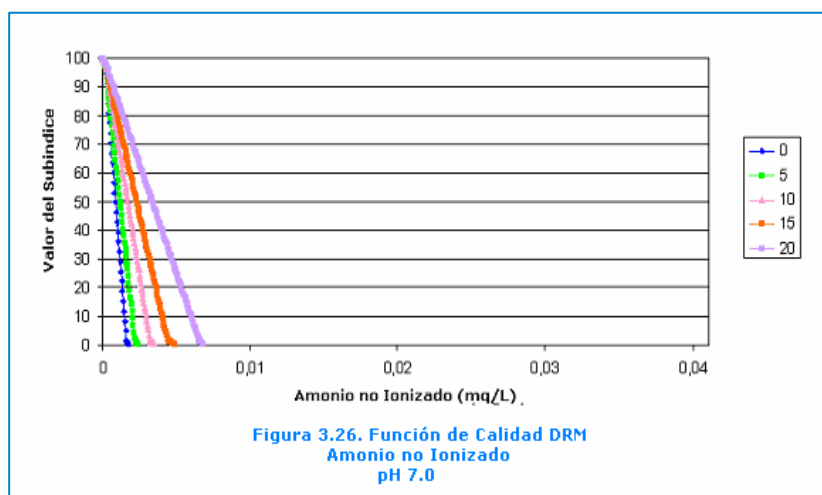


Figura 3.26. Función de Calidad DRM Amonio no Ionizado pH 7.0

3.1.7. Índice De Calidad De Agua Para Washington

El proyecto de desarrollo del índice de calidad de agua de Washington, ha constituido un esfuerzo para complementar una respuesta incompleta a las preguntas no técnicas sobre la calidad de agua. Tiene una escala entre 10 y 100, donde un número más alto es indicativo de buena calidad de agua.

En general, estaciones que alcancen valores de 80, tendrían "la preocupación más baja," entre 40 a 80 indican una calidad "marginal", y calidades con valores menores a 40 tendrían "la preocupación más alta" (Hallock, 1990).

Este ICA tiene en cuenta las variables: Temperatura, pH, coliformes fecales y oxígeno disuelto; el índice expresa los resultados relativos a los niveles exigidos para mantener los usos adecuados (basados en el criterio en la Calidad de Agua de Washington, norma: WAC 173-201ª; obsérvese: <http://www.leg.wa.gov/WAC/index.cfm?section=173-201A-300&fuseaction=section>).

Muchas de las variables incluidas en el índice, son tenidas en cuenta el código administrativo de Washington (WAC 173-201A, Obsérvese: <http://www.leg.wa.gov/WAC/index.cfm?section=173-201A-260&fuseaction=section>). A pesar de ello, un número de decisiones subjetivas fueron tomadas en el desarrollo de este índice.

Para los nutrientes y los sedimentos las normas no son específicas, por lo que los resultados relativos expresan las condiciones esperadas en una ecoregión determinada.

Por objetivos de gestión un índice útil, no es el que clasifica estaciones por su calidad relativa de agua, más bien, su utilidad esta en indicar si la calidad del agua es menor que la esperada o necesariamente da soporte a usos benéficos. El índice de calidad de Washington sigue este enfoque.

3.1.7.1. Metodología

La metodología usada para la determinación de los valores, fue originalmente desarrollada por la EPA, Región 10, documentada en "literatura gris"; de igual manera, se basó en el índice de la NSF. Las curvas de la EPA fueron una síntesis de los criterios nacionales, estándares estatales, información en literatura técnica y juicios de valor profesionales (Peterson, 1980; Peterson y Bogue, 1989).

En 1980, la empresa Ecology desarrollo un ICA con el uso de los métodos de la EPA, con modificaciones de algunas curvas a los estándares y criterios locales (p.e., Hallock, 1990). El índice fue calculado en FORTRAN, corrido en un supercomputador de la EPA, tomando la base de datos nacionales "STORE". Este procedimiento fue un tanto engorroso y la empresa detuvo la producción del índice a principios de los 90. Para esta época, Hallock (1990), reprogramó los procedimientos para evaluar los datos con este índice, a partir de los datos de monitoreo obtenidos por Ecology.

3.1.7.2. Constituyentes Del Índice De Calidad Del Agua De Washington

Las variables constituyentes del índice son: temperatura, oxígeno disuelto, pH, coliformes fecales, nitrógeno total, fósforo total, sólidos suspendidos y turbidez.

Para la agregación del índice se usó un promedio armónico. Este procedimiento se utilizó también para los constituyentes relacionados con el sedimento, como sólidos suspendidos totales y la turbidez. Se piensa que futuros análisis del índice, podrán incluir una evaluación del porcentaje del oxígeno de saturación y el amonio.

3.1.7.3. Cálculo Del Índice

Existen tres pasos para el cálculo del índice:

- Convertir cada resultado a un rango de 10 a 100.
- Integrar los valores de los subíndices.
- Aplicar pesos y otras medidas.

3.1.7.3. Conversión Del Resultado

Cada resultado de la variable es convertido mediante una ecuación cuadrática. La fórmula particular usada para una estación particular, depende del tipo de curso y eco-región. Variables como, temperatura, oxígeno, pH y coliformes fecales, las formulas fueron escaladas con el fin de producir un valor aproximado de 80 para las condiciones deseables. Por ejemplo, una temperatura de 18°C en un agua clase A, podría producir un valor de aproximadamente 80 en el índice.

3.1.7.4. Agregación O Integración De Los Valores De Los Subíndices

El índice de Washington para los diferentes variables, se registra para cada mes por medio del cálculo de un promedio simple y la substracción de un factor de penalización para valores menores de 80.

Existe un factor de penalización que corresponde a: 85 menos el valor de la variable por debajo de 80 y todo esto dividido entre 2. Por ejemplo, si el promedio del índice en enero fue de 89 y el constituyente que está por debajo de 80 fue el pH con 75, el valor de penalización será de $(85-75)/2 = 5$. El enfoque del valor de penalización es usado para la ponderación del valor más bajo (para calidad pobre), de la variable de mayor peso ecológico, con el fin de reducir la probabilidad de que una variable de valor bajo (el cual podría tener efectos severos sobre el ecosistema) influya de manera considerable sobre el promedio.

El ICA total por estación es la sumatoria del promedio mensual para los 3 valores más bajos de los meses consecutivos (Diciembre y Enero son considerados consecutivos).

Un ICA es también determinado por cada variable de calidad de agua, como un promedio de los 3 valores mensuales consecutivos más bajos.

3.1.7.5. Aplicaciones De Los Pesos Y Otras Reglas.

Algunos ajustes han sido hechos para moderar valores bajos, que pueden ser atribuidos a influencias naturales. Las siguientes reglas fueron aplicadas por defecto, aunque el análisis pudo no implementarse en él (Hallock y Whinger, 2001):

- a) Un valor mínimo de 75 puede ser dado para la turbidez y los sólidos suspendidos en sitios influenciados por la escorrentía glaciar.
- b) Anterior al cálculo del ICA, el pH puede ser ajustado en 0.5 unidades. Este ajuste sólo se aplica cuando el pH es mayor que 8.0
- c) Una media armónica puede ser usada para la turbidez y los sólidos suspendidos. Esto previene su doble ponderación dada su alta correlación. El mismo caso se da para el fósforo y el nitrógeno total, lo que previene la doble ponderación del subíndice de nutrientes.
- d) Una penalización máxima de 20, se puede dar para nutrientes y sedimentos con valores arriba de 80, debido a que estos valores están basados en las distribuciones históricas de los datos y no sobre el impacto ambiental o el uso adecuado.

3.1.7.6. Corrección Del Valor Final Del Índice Debido A La Variabilidad Del Flujo

Los variables de la calidad del agua están frecuentemente correlacionados con el flujo. Durante años de flujos altos, algunas son típicamente más altas (Sólidos) y otros más bajos en épocas de flujos bajos (Temperatura). Como resultado, los cambios multianuales de un índice, pueden atribuirse a la variabilidad en el flujo (natural o de otra índole), y a los cambios en la cuenca. Por consiguiente, un segundo conjunto de valores anuales del ICA fue calculado para la red de monitoreo, después de eliminar las fluctuaciones en la calidad de agua de las variables influenciadas por el flujo.

Esto se realizó por:

- La determinación de los residuales de una regresión hiperbólica de cada parámetro con el flujo.
- La adición del promedio de cada variable anterior a los residuales
- El cálculo de los ICA para cada dato ajustado.

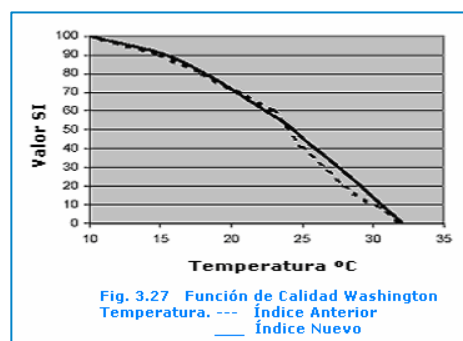
Los ajustes de flujo se realizaron con el programa WQHYDRO (Aroner, 2001). En otras palabras, cualquier variabilidad en los datos originales, puede ser explicada por el flujo, y debe ser eliminada antes de calcular el ICA.

3.1.7.7. Diferencias Con La Metodología De 1991.

- La antigua metodología escalada entre 0 y 100, donde 100 era mala calidad y 0 buena.
- Las curvas fueron tabuladas con líneas rectas interpoladas entre puntos.
- Las curvas de sedimentos y nutrientes fueron completamente rediseñadas.
- El antiguo índice no limita el tamaño de la penalización para los nutrientes y sedimentos asignados durante el proceso de agregación de las variables. Para la turbidez no fue requerida penalización.
- La turbidez y los sólidos fueron incluidos en el valor final.

- El índice original incluye el porcentaje de saturación de oxígeno y de la concentración de amonio no iónico.

Gráficamente la diferencia en cuanto a la temperatura se observa en la Figura 3.27.



3.1.7.8. Formulación

La formulación de este índice corresponde a la siguiente ecuación cuadrática:

$$WQI = a + b1 (\text{Constituyente}) + b2 (\text{Constituyente})^2$$

Los coeficientes de esta fórmula dependen de la clasificación del cuerpo de agua y de la eco-región. En algunos casos fue utilizado no el dato bruto, sino su logaritmo. Un ejemplo del valor de los constituyentes se proporciona en la tabla 3.12, que se muestra a continuación.

Tabla 3.12. Variables Y Coeficientes Del Índice De Washington Para Eco-Regiones Específicas En ESTADOS UNIDOS (Hallock Y Ehinger, 2001)

Constituyente	Eco región	Estación	a	b1	b2	Log
Coliformes Fecales	A	Todas	100.19	0.810055	-1.28485	Sí
Oxígeno	A	Todas	-62.3255	27.5473	-1.14663	No
%Saturación	A	Todas	-84.7458	2.35876	-0.00537	No
pH < 7.5	Todas	Todas	-530.322	158.619	-9.92672	No
pH >= 7.5	Todas	Todas	-338.812	128.627	-9.33089	No
Sólidos Susp.	1	Verano	102.1	-20.97	0.4879	Sí
Temperatura	A	Todas	105.715	0.923907	-0.13556	No
Fósforo Total	1	Verano	-88.81	-49.36	-1.713	Sí
Nitrógeno Total	1	Verano	103.3	-81.96	-13.03	No
Turbidez	1	Verano	101.2	-22.46	0.4797	Sí

Este índice además toma significación estadística en cuanto a su valor y al percentil involucrado (Tabla 3.13).

Tabla 3.13. Percentiles Para El ICA De Washington (Hallock Y Ehinger, 2001)

ICA	Cuantil	Comentario
100	10 Percentil	Concentraciones menores que el percentil 10, son consideradas el más bajo razonable y alcanzable. Este punto fue frecuentemente cercano a los límites de detección. Concentraciones por debajo del percentil 90 son consideradas de baja preocupación (ICA > 80)
80	90 Percentil	Concentraciones de 90 y 95 percentiles son consideradas de preocupación moderada. 40 < ICA < 80.
40	95 Percentil	Concentraciones mayores que el 95 percentil son consideradas de alta preocupación. ICA < 40
20	99 Percentil	Aproximadamente el 1% de los datos se les asigna un ICA < 20

3.1.8. Índice De Calidad De Agua Para Greensboro-Estados Unidos

Este índice consta de nueve variables (ver tabla 3.14.), cuyos resultados son clasificados de acuerdo con la siguiente escala de color que va de 0 a 100.

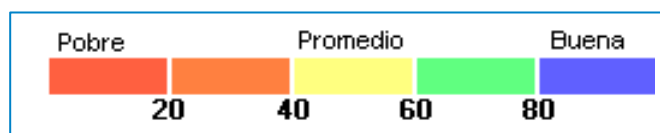


Figura 3.28. Escala De Color Índice De Greensboro

Las categorías corresponden a ríos o lagos y son las siguientes (Hall, 2004.):

- **Buena y Arriba de Promedio (>60)**, indica que estos sistemas tienen características químicas que satisfacen los usos designados por la "North Carolina Division of Water Quality (NCDWQ)".
- **Promedio (40-60)**, indica que el sistema soporta el uso designado pero, a su vez, este uso necesita potencialmente ser tratado, tanto en las fuentes puntuales y no puntuales.
- **Abajo del Promedio (40-20)**, indica que el sistema soporta parcialmente el uso designado y que este uso necesita tratamiento de las fuentes de contaminación.
- **Pobre (<20)**, indica que el sistema no soporta el uso designado.

En Greensboro, todos los ríos y lagos están clasificados como Clase WS-IV o Clase C que corresponden a (Hall, 2004):

- **Clase WS-IV:** Todos los ríos en que el flujo se dirige a los lagos de los que se toma el agua para el consumo humano, que también son clasificados en esta clase. Estos sistemas están en cuencas de moderado a alto desarrollo. En este caso se permiten algunos puntos de vertimientos y de descargas de aguas residuales de acuerdo con las regulaciones de la **NCDWQ**. Se requiere de programas de tratamiento acorde con su naturaleza y la adecuación de estos cursos para la clase C.
- **La Clase C:** Todos los ríos en Greensboro con excepción de los ríos del Norte y del Sur de Búfalo, están clasificados como adecuados para la propagación y sobrevivencia de la vida acuática, la pesca, vida silvestre y la recreación secundaria (contacto incidental), y usos agrícolas.

Tabla 3.14. Variables Usadas en el Índice de Calidad del Agua para Greensboro

Ríos	Unidades	Lagos	Unidades
Diferencia de Temperatura vs. Locación aguas arriba	°C	Temperatura	°C
Oxígeno Disuelto - % de Saturación	%	Oxígeno Disuelto - % de Saturación	%
Fósforo Total	mg/l	Fósforo Total	mg/l
Nitrato Total	mg/l	Nitratos	mg/l
pH	us	pH	us
DBO ₅	mg/l	Profundidad del Secchi	metros
Sólidos Totales	mg/l	Conductividad	uS/cm
Turbidez	NTU	Alcalinidad	mg/l
Coliformes Fecales	UFC/100ml	Clorofila a	mg/m ³

3.2. Índices En Canadá

En Canadá existe gran cantidad de información colectada por su gobierno y otras agencias, que describe la calidad ambiental del agua, los sedimentos y la vida acuática. Por ello, fue necesaria la construcción de un índice que redujese esta gran cantidad de información y que hiciese posible que los ciudadanos en general y personal no científico pueda inspeccionar estos datos, de allí la generación del índice de British Columbia y otros similares.

3.2.1. Índice De British Columbia (BCWQI)

Este índice está basado en la consecución de objetivos, que no son otra cosa que límites seguros de las variables, dados por la legislación con el fin de proteger todos los usos de un cuerpo de agua. Los objetivos están basados en criterios de calidad de agua y tienen en cuenta su calidad natural, así como las cargas residuales a las que pueden ser expuestas (BCWQI, 1996).

Para sustancias tóxicas, el objetivo se expresa como un valor máximo y/o promedio que no debe ser excedido. Para otras propiedades como el oxígeno disuelto, el objetivo está dado como un valor mínimo que debe hallarse en todos los casos, los valores objetivos son conservativos con un margen de seguridad.

El índice puede ser aplicado a cualquier cuerpo de agua donde los objetivos hayan sido probados. Esto incluye ríos, arroyos, áreas marinas como bahías y acuíferos. Las categorías del índice de manera general son aplicables a varios usos.

La limitante de este índice están la declaración general del estado de la calidad de agua para muchos usos en el tiempo; mientras que tiene la ventaja de reducir la complejidad técnica.

Igualmente, el índice está diseñado para describir la calidad del agua de manera continuada, por lo que no siempre se puede evidenciar un evento a corto plazo), como un evento al azar (p.e. un derrame), a menos que ocurra frecuentemente o que se dé durante un tiempo más largo.

El índice también observa en conjunto el cuerpo de agua. Esto significa que las variaciones en calidad de agua muy localizadas, no pueden ser inmediatamente evidentes. Otro cambio no necesariamente reflejado en el índice, es el hábitat de los peces. Esto se debe a que la calidad de agua en que el índice está basado, no siempre considera los problemas del hábitat, como niveles de agua bajos, velocidades del arroyo altas, o ruptura de arenas gruesas. Tales factores se incorporarían en un índice ecosistémico, un desafío para el futuro.

3.2.1.1. Base Del Índice

En opinión del Ministerio del Medio Ambiente del gobierno de British Columbia en Canadá, pocos sistemas de índices de calidad de agua han sido desarrollados; y su uso no ha sido amplio. Los Índices disponibles son altamente especializados (p.e. sólo para lagos), o son muy simples en términos de las variables consideradas. De ningún modo parecen estar engranados para proteger los múltiples usos o abarcar la gran variedad de mediciones de la calidad de agua, tanto físicos, químicos como biológicos (BCWQI, 1996).

Por estas razones, el gobierno de la Colombia Británica, desarrolló un índice que se basa en el logro de objetivos para la columna de agua, sedimentos y vida acuática. Las principales ventajas de este sistema son:

- Los objetivos han sido desarrollados para más de 140 cuerpos de agua separados.
- Los objetivos fijan su atención en las características más importantes de riesgo en un cuerpo de agua.
- El grado en que los objetivos logran reflejar directamente como los usos más sensibles del agua deben ser protegidos.
- Los objetivos, son una medida del deterioro de la calidad del agua, causada por la actividad humana, excluyendo eventos aleatorios como derrames, a menos que, éstos sean de larga duración o poco frecuentes.
- El uso de los objetivos permite una aplicación consistente en aguas dulces, marinas y subterráneas.
- El sistema permite gran flexibilidad, desde que éste se acomoda a los cambios, debido a nueva información científica o debido a la necesidad de examinar nuevas características de la calidad del agua.

El índice esta fundamentado en tres factores que están involucrados en la medición de los logros de los objetivos de calidad. Estos Factores son:

- El número de objetivos que no se alcanzaron (Factor F_1 : Alcance)
- La Frecuencia a la cual los objetivos no se alcanzaron (Factor F_2) y
- La cantidad de veces por la cual los objetivos no se alcanzaron (Factor F_3).

Estos tres factores son combinados para formar el índice que puede ser calificado como se muestra más adelante.

3.2.1.2. El Significado De La Clasificación

La siguiente es una breve descripción de los usos del agua y las condiciones naturales que ayuda a interpretar el significado de la clasificación.

En Canadá se reconocen 6 usos del agua: bebida humana, recreación, irrigación, brebaje, vida acuática y vida silvestre. Los primeros cuatro usos están relacionados con las actividades humanas y son sólo consideradas cuando son naturalmente sustentables, como lo son por lo general los usos para la vida acuática y silvestre. El agua para la toma en este contexto se refiere a la calidad de agua en las fuentes de agua (cruda), es decir antes de su potabilización.

Condiciones naturales de calidad de agua se refieren a las condiciones que existen en ausencia de la interferencia humana. Condiciones deseables son las que sostienen los usos más sensitivos del agua. Natural y deseable, son usualmente sinónimos, a pesar de que pueden diferir cuando las actividades humanas han producido cambios permanentes.

La clasificación es como sigue (BCWQI, 1996):

- o **Excelente**

Todos los usos tienen ausencia virtual de amenazas o deterioro. Las condiciones son muy cercanas a las naturales o prístinas. La utilización de este tipo de agua puede ser continua.

- o **Buena**

Todos los usos presentan solo un grado menor de tratamiento o deterioro. Las condiciones raramente se alejan de las naturales o de los niveles deseables. Los usos se pueden dar de manera permanente.

- o **Aceptable**

Muchos de los usos presentan deterioro. Las Condiciones algunas veces se alejan de las naturales o de los niveles deseables. Usos individuales o particulares pueden verse temporalmente interrumpidos

- o **Marginal (En el límite)**

Muchos de los usos necesitan de tratamiento. Las condiciones a menudo se alejan de las naturales o deseables. Más de un uso puede ser temporalmente interrumpido.

- o **Pobre**

Muchos de los usos requieren de tratamiento o están amenazados y deben ser temporalmente interrumpidos. Las condiciones Usualmente se alejan de lo Natural o de los niveles deseables.

Las anteriores condiciones se resumen en la tabla 3.15.

Tabla 3.15. Categorización Y Clasificación Del Índice De British Columbia

Categoría	Calificación	Características
Excelente	0-3	Condiciones semejantes a las naturales
Bueno	4 –17	Grado de amenaza menor. Condiciones cercanas a los niveles naturales.
Aceptable	18 – 43	La mayoría de usos pueden darse. Las condiciones difieren en pocas veces de las naturales.
Marginal	44 –59	Muchos de los usos amenazados. Condiciones difieren constantemente de las naturales.
Pobre	60- 100	Las condiciones son normalmente diferentes de las naturales.

3.2.1.3. Cálculo Del Índice

Existen 6 pasos en el cálculo del BCWQI. El primero es definir el cuerpo de agua al cual se le aplicará el índice. El segundo es escoger el periodo de tiempo. Los últimos cuatro pasos son para el calculo de los factores que lo componen y con los cuales se calcula el índice.

o Paso 1: Definición Del Cuerpo De Agua

El cuerpo de agua para el cual el índice será aplicado debe ser un arroyo o río en su totalidad o en ciertos límites, o por el contrario debe ser un acuífero. Tributarios, lagos, brazos de ríos, estuarios ensenadas y bahías son el resultado usualmente de combinaciones o separaciones de ellos. Esto se debe tener en cuenta si se desea calcular el índice para la cuenca hidrográfica. Se recomienda precaución con el enfoque de cuenca hidrográfica pues, resultados extremos en una sección, pueden indudablemente influenciar el índice para una gran área. Cuando muchos de los cuerpos de agua son combinados, el índice o su clasificación será el promedio de las condiciones de las variables. Cuando los cuerpos de agua son separados, los datos disponibles para trabajar con una alta probabilidad de conseguir un índice o clasificarlos como fluctuantes, indudablemente varía con el tiempo.

o Paso 2: Definición Del Periodo De Tiempo.

Un periodo de un año es usualmente utilizado como referente para la realización de una base de datos anuales. Combinar datos de muchos años, puede enmascarar variaciones, pero a su vez tiene la ventaja de poder encontrar datos que frecuentemente se dejan de coleccionar en los monitoreos.

o Paso 3: Cálculo Del Número De Objetivos No Alcanzados (Factor F_1)

Este es expresado como un porcentaje del número de objetivos comprobados. Se calcula F_1 para un año, por la suma del número de objetivos no alcanzados en el año, dividido por el total de objetivos medidos en el año, multiplicado por 100. Así, si se alcanzaron 2 de 10 objetivos medidos F_1 es del 20%.

$$F_1 = (n / N) * 100$$

Las variables se pueden interpretar como objetivos, así este factor se puede leer como el porcentaje de variables que no alcanzaron el estándar sobre el número total de variables.

Para calcular F_1 en muchos años, se divide la suma de todos los objetivos no alcanzados sobre todos los objetivos chequeados para el mismo periodo.

Por ejemplo, si 5 objetivos fueron medidos en el año 2003, 8 en el 2004 y 7 en el 2005, para un total de 20, y el número de objetivos no alcanzados fueron 1,3 y 2 respectivamente, para un total de 6, entonces F_1 es igual a $(6/20) \times 100 = 30\%$.

o **Paso 4: Cálculo De La Frecuencia De Los Objetivos No Alcanzados (Factor F_2)**

F_2 corresponde al porcentaje del número de pruebas fallidas sobre el total de pruebas realizadas, entendida prueba como la medición de una u otra variable, y su fallo, el no haber alcanzado el valor requerido en las pautas canadienses. Dicho de otra forma, expresa todos los eventos en que los objetivos fueron valorados. El factor va de 0 (indica que los objetivos se alcanzaron en todos los sitios), a 100 (indica que ninguno de los objetivos se halló para todos los sitios). Nótese que para un valor objetivo tal como un promedio, el cual está basado en 5 mediciones en 30 días, la instancia de un objetivo chequeado es contada como 1, no como 5. Su formulación es:

$$F_2 = (m / M) * 100$$

Donde:

m: es el número de veces que los objetivos no se encontraron en los estándares de calidad de agua para el uso propuesto.

M: es el número de veces de medición de los objetivos

Para calcular F_2 en varios años, se realiza la misma sumatoria para 1 periodo bajo consideración como para un año.

• **Ejemplo**

Si 10 variables objetivo fueron medidos en 2004 en un río, en 2 sitios y cada objetivo fue determinado 5 veces en cada sitio, entonces el número total de ocasiones objetivas que fueron determinadas podría ser $10 \times 2 \times 5 = 100$. Si el total de veces objetivas que fueron no encontradas correspondió a 20, entonces F_2 es 2 en 100 o 20%.

o **Paso 5: Cálculo De La Cantidad De Objetivos No Alcanzados (Factor F_3)**

F_3 es la medida de la cantidad máxima de variables objetivo que no fueron alcanzados para un año. Para el común de los casos de un objetivo expresado como un máximo, la desviación es calculada por la substracción del valor objetivo de la máxima medida que excede el objetivo, dividida por esta medida máxima y multiplicada por 100. La mayor desviación obtenida en un año para todos los objetivos valorados es el valor F_3 usada en el índice.

$$F_3 = \text{Max}\left\{\left\{\left(XMM_{ij} - Std_j\right) / XMM_{ij}\right\} * 100\right\}$$

Donde:

XMM i, j: es el máximo o mínimo valor de J-ésima variable (Objetivo) en la I-ésima muestra. Para todas las variables excepto para el oxígeno disuelto y el pH, en los que el valor máximo es usado.

Std j: Es el límite permisible de la J-ésima variable para la específica determinación del índice.

- **Ejemplo**

Si el objetivo para cobre en un río, tiene una cantidad máxima de 2 µg/l y el máximo para 2002 fue de 10 µg/l, entonces la desviación máxima para cobre es $10 - 2 = 8$, es decir el 80%. Si ésta es la desviación mayor para todos los objetivos $F_3 = 80$. El factor puede tener un rango de cero, lo que indica que todos los objetivos fueron alcanzados.

F_3 es fácilmente influenciado por valores extremos en los datos, lo que puede indudablemente afectar el valor del índice. Esta es la razón principal para recomendar que se comprueben los procesos de contaminación en campo y laboratorio, como lo indican los procedimientos de control de calidad.

Para calcular F_3 en series anuales, se obtiene el promedio para cada año, en cambio del máximo de todos los años. Con esto se evita caracterizar el periodo para un evento extremo ocurrido en sólo un año.

Para objetivos expresados como un mínimo en lugar del máximo común (p.e. oxígeno disuelto o transparencia), la desviación es calculada de manera ligeramente diferente. Se debe entonces, restar la medida mínima del valor objetivo, dividido por el objetivo y multiplicado por 100. Estas desviaciones son tratadas de la misma manera que otras con altos valores entre todos los que se transforman en F_3 .

- **Paso 6: Combinación De Los Factores Para Formar El Índice Total**

El índice es obtenido por la sumatoria de los tres factores como si ellos fueran vectores, entonces el cuadrado del índice, es igual a la sumatoria de los cuadrados de cada factor. Este enfoque se usa debido a que el índice es concebido como un espacio tridimensional definido por cada factor a lo largo de un eje. Con este modelo, el índice, o espacio definido por los factores, cambia en proporción directa a los cambios en todos los tres factores pese al tipo de cuerpo de agua involucrado.

En estudios realizados, se ha visto que el factor F_3 tiende a dominar el índice, por lo que su efecto dentro de la ecuación final se ha disminuido por medio de la aplicación de un factor de ponderación y por la división de F_3 por 3.

El índice globalizado es entonces hallado por la siguiente formula:

$$(\text{Índice BC})^2 = (F_1)^2 + (F_2)^2 + (F_3/3)^2$$

or

$$\text{Índice BC} = [(F_1)^2 + (F_2)^2 + (F_3/3)^2]^{1/2}$$

Luego el valor calculado es dividido por un factor de 1.45 con el objeto de reescalarlo entre 0 y 100, como se ve en la tabla 3.16., donde se muestra la relación entre el valor del índice, derivado de esta formulación y la clasificación del cuerpo de agua.

Tabla 3.16. Rangos y Relaciones de los Factores del índice de British Columbia

Rango	F ₁	F ₂	F ₃	Valor del índice	Rango del índice
Excelente	0 - 2	0 - 1	0 - 9	0 - 4	0 - 3
Bueno	3 - 14	2 - 14	10 - 45	5 - 25	4 - 17
Aceptable	15 - 35	15 - 40	46 - 96	26 - 62	18 - 43
Marginal	36 - 50	41 - 60	97 - 99	63 - 85	44 - 59
Pobre	51 - 100	61 - 100	99.1 - 100	86 - 145	60 - 100

La escala del índice proporciona valores que se incrementan numéricamente con el desmejoramiento de la calidad del agua. Este tipo de escala se halla en otros índices que se usan actualmente, como los índices de calidad del aire y el índice de radiación UV.

El modelo para este índice es una mezcla de:

- Factores que son conocidos que afectan la calidad de agua, y
- Las relaciones empíricas establecidas por la determinación de datos históricos de monitoreo.

Los usuarios notarán que los valores del índice no se incrementan regularmente. Por ejemplo, el rango para Excelente es más estrecho que para Bueno. Este resultado es debido a factores empíricos que fueron introducidos cuando el modelo fue probado con datos actuales de calidad de agua.

En los casos que sólo uno o dos objetivos han sido encontrados en el cuerpo de agua, el cálculo del índice por la sumatoria de dos factores F₂ y F₃, se lleva a cabo de la misma forma que para los 3 factores (BCWQI, 1996). En este caso la formula será: (BCWQI, 1996):

$$\begin{aligned} (\text{Índice BC})^2 &= (F_2)^2 + (F_3/3)^2 \\ \text{Índices BC} &= [(F_2)^2 + (F_3/3)^2]^{1/2} \end{aligned}$$

Calcular un índice para un año, es posible si existen los suficientes datos colectados para un resultado confiable. De otra manera, si los datos son escasos, el índice consolidado se debe calcular sobre la base de por lo menos los últimos 3 años.

3.2.1.4. Relación Del Índice Con El Uso Del Agua.

El índice calcula rangos para un cuerpo de agua, teniendo en cuenta todos los usos considerados. Esto es por consiguiente, una declaración sobre la calidad del agua en general. Para describir cómo se puede utilizar el agua para un fin particular, el factor F_3 se calcula para todos los usos. El uso es entonces clasificado de acuerdo al rango que F_3 tiene en la tabla del índice.

Las razones para el uso del factor F_3 , se dan en la medida que éste puede apuntar a objetivos específicos, al igual que a los usos, además de ser una medida sensible a la no-consecución de estos logros. Este es un cálculo simple, a pesar de que puede producir resultados no esperados, como se explica en el último párrafo de esta sección. El procedimiento para calcular F_3 y la relación del índice con el uso del agua es como sigue:

- a) Definir el cuerpo de agua y el periodo de tiempo.
- b) Seleccionar un grupo de objetivos que deben ser alcanzados para un uso sostenible. Por ejemplo, el uso como agua potable podría requerir lograr el objetivo (límite) para coliformes fecales, turbidez y color. El uso para recreación, requeriría estar en los límites de indicadores fecales y clorofila a; para vida acuática, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto y metales.
- c) Calcular F_3 para un grupo de objetivos (paso 5), tomando la desviación más alta en el grupo de valores de F_3 para el uso del agua. Para calcular F_3 para una serie de años, promediar los factores F_3 obtenido para cada año. La clasificación de un cuerpo de agua para el uso en cuestión puede ser leído por la sustitución de F_3 en la tabla.

3.2.2. Índice De Calidad De Agua De Alberta - Canadá

La fórmula usada para este índice es similar a la del índice propuesto por la Canadian Council of Ministers of the Environment -CCME en:

<http://www.ccme.ca/initiatives/standards.html>), e incorpora los mismos tres aspectos claves de la calidad del agua: El alcance (F_1), la frecuencia (F_2) y la amplitud (F_3). Su cálculo final está basado en el promedio de 4 subíndices que son calculados a partir de: metales (hasta 22 variables), nutrientes (6 variables, incluido oxígeno y pH), Bacterias (2 variables) y pesticidas (hasta 17 variables). Sus rangos están de acuerdo con, The Surface Water Guidelines for Use in Alberta. Las variables del grupo 4, pesticidas, son evaluadas sobre la base de su detección o no en el agua. Este enfoque conservativo fue adoptado debido a que algunos pesticidas no son considerados dentro de las pautas oficiales.

El resultado de este índice es un número entre 0 y 100, de acuerdo con la siguiente escala:

- Excelente (96-100)
- Buena (81-95)
- Insuficiente (66-80)
- Marginal (46-65)
- Pobre (0-45)

3.2.3. Índice De Prati

Un importante parámetro para la discusión de la calidad fisicoquímica del agua, es el oxígeno disuelto. Una concentración alta es primordial para el desarrollo de la vida acuática; igualmente, este juega un rol importante en la auto-purificación en los ríos. Teniendo en cuenta estas consideraciones, el investigador italiano Prati (Prati, 1971), desarrolló una fórmula para la variable de saturación de oxígeno que, transformada, es usada para definir clases de calidad (Tabla 3.17.).

Tabla 3.17. Clasificación Del Índice De Prati

PIO	Clase	Calificación
0-1	1	No Contaminado
1-2	2	Aceptable
2-4	3	Moderadamente Contaminado
4-8	4	Contaminado
8-16	5	Altamente Contaminado
> 16	6	Excesivamente Contaminado

Cálculos realizados para el río Sena muestran que este índice tiene valores de 5 a 6 antes de Bruselas, y de 8 a 9 después de Bruselas.

Igualmente el índice clásico Prati, del cual a continuación se muestran sus rangos (Tabla 3.18), es otro de los más comúnmente usados en estudios de valoración de la calidad del agua.

Tabla 3.18. Rangos Del Índice Clásico De Prati (1971)

Clase	1	2	3	4	5
Intervalo	0.1-1	1-2	2-4	4-8	>8
pH	6.5-8.0	6.0-8.4	5.0-9.0	3.9-10.1	<3.9>10.1
%O ₂	88-112	75-125	50-150	20-200	<20>200
DBO (ppm)	0.0-1.5	1.5-3.0	3.0-6.0	6.0-12.0	>12.0
DQO (ppm)	0.10	10-20	20-40	40-80	>80
SS (ppm)	0-20	20-40	40-100	100-278	>278
NH ₃ (ppm)	0-0.1	0.1-0.3	0.3-0.9	0.9-2.7	>2.7
NO ₃ (ppm)	0-4	4-12	12-3	36-108	>108
Cl (ppm)	0-50	50-150	150-300	300-620	>620

Las clases de calidad representan los siguientes estados de contaminación:

- ☞ Clase 1: No contaminado
- ☞ Clase 2: Aceptable
- ☞ Clase 3: Ligeramente Contaminado
- ☞ Clase 4: Contaminado
- ☞ Clase 5: Altamente Contaminados

3.3. Índices En Centro América

3.3.1. Índice De Calidad De Agua De Montoya

Este índice fue utilizado como una herramienta de indicación en el estudio sobre las aguas superficiales del Estado de Jalisco, que planteó establecer una caracterización y un diagnóstico general sobre la situación ecológica y ambiental que guardan los diversos Sistemas Acuáticos Epicontinentales del Estado de Jalisco (Montoya, *et al.*, 1977)

3.3.1.1. Indicadores Utilizados.

Este autor revisó 6 índices, los cuales han sido empleados para establecer de alguna manera el grado de impacto sobre los sistemas acuáticos y 2 más que se pueden correlacionar con los 6 anteriores (Tabla 3.19.). Además, empleó algunos de ellos y propuso su uso comparado y/o correlacionado.

Tabla 3.19. Índices Ambientales Usados En El Estado De Jalisco

INDICE	SIGLAS	FUENTE
Índice de Calidad del Agua	ICA	Montoya <i>et al.</i> , (1997)
Coefficiente de Estabilidad Hidrológica	CEH	García y de la Lanza (1976)
Niveles Tróficos: Eutrofización	EUT	Martino (1989)
Índice Morfo-Edáfico	IME	Torres y García (1995)
Índice de Saprobiidad	IS	Streble y Krauter (1987)
Índice de Descarga Municipal	IDM	Guzmán (1992)
Índice de Bienestar Social Municipal	IBSM	INEGI (1990)
Índice de Diversificación Económica Municipal	IDEM	INEGI (1990)

3.3.1.2. Metodología Del Índice De Calidad De Agua De Montoya

El grado de contaminación del agua es medido en términos del índice, definido como el grado de contaminación existente en el agua de la muestra, expresado como un porcentaje de agua pura. Así, para el agua totalmente contaminada tendrá un índice de calidad cercano o igual a 0 y para aguas de excelentes condiciones de 100.

Por lo tanto, el índice es un porcentaje promedio del efecto que causan los diferentes niveles de cada uno de los variables medidos en un cuerpo de agua.

De todos los índices mencionados en este ítem, el índice de Calidad del Agua es el único que tiene connotaciones legales, ya que se emplea para establecer normas de

descargas. El índice de Calidad del Agua esta constituido por 18 variables clasificados dentro de cuatro categorías:

- a) **Cantidad de materia orgánica:** determinadas por el porcentaje de saturación del Oxígeno Disuelto (OD) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (BDO₅).
- b) **Materia Bacteriológica presente:** determinada por Coliformes totales (COT) y Coliformes fecales (COF).
- c) **Características físicas:** determinadas por el color (COL) y la Turbiedad (TUR).
- d) **La materia orgánica** es determinada por alcalinidad (ALC), dureza (DUR), Cloruros (CLO), conductividad específica (CON), concentración de iones Hidrogeno (pH), grasas y aceites (GyA), sólidos suspendidos (SST), sólidos disueltos (SDT), nutrientes: nitratos (NO₃), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), fosfatos (PO₄) y detergentes (SAAM).

Se considera que estas variables son relativamente fáciles de coleccionar y analizar y por lo tanto de monitorear periódicamente. Este índice de calidad de agua tiene como características que el valor del grado de contaminación determina el uso a que puede destinarse el agua de la cuenca hidrológica en estudio.

Los usos del agua considerados en México por el índice de Calidad del Agua son:

- a) Abastecimiento Público.
- b) Natación y otros deportes acuáticos en contacto directo con el cuerpo humano.
- c) Pesca, acuicultura y vida acuática.
- d) Industrial y Agrícola.
- e) Navegación.
- f) Transporte de desechos tratados o almacenamiento en caso de lagos.

Debido a que ciertas pruebas son más representativas de la calidad de agua que otras, se asignan ciertos pesos específicos a los 18 diferentes variables designados, representados por W, estos pesos específicos están de acuerdo con la naturaleza del cuerpo de agua en estudio, es decir lago, bahía o río, de tal manera que la fórmula que proporciona el índice de calidad de agua es:

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n (I_i * W_i)}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Donde:

ICA = índice de Calidad del Agua, 0 = < I = < 100;

I_i = Función subíndice del parámetro i, 0 = < I = < 100;

W_i = Peso de importancia del parámetro (Factor de Ponderación) i, 0 = < W_i = < 5;

n = Número de variables empleados.

Las ecuaciones funcionales subíndices (Tabla 3.20) para cada uno de los 18 variables empleados en el cálculo del índice, se muestran a continuación:

Tabla 3.20. Funciones de los Subíndices del ICA Según Montoya *et al.*, (1997)

Parámetro	Ecuación	Ponderación
1. Oxígeno disuelto	$I = (100)(7.86) / 14.492 - 0.384 T + 0.064 T^2$	5.0
2. DBO	$I = 120 (2.39)^{0.673}$	5.0
3. Coliformes totales	$I = 97.5 (1,800)^{0.270}$	3.0
4. Coliformes fecales	$I = 97.5 (5 * 1118)^{0.270}$	4.0
5. Conductividad	$I = 540 (571.6)^{-0.379}$	1.0
6. Cloruros	$I = 121^{0.223}$	0.5
7. Dureza total	$I = 10^{1.974 - [0.00174 * 238]}$	1.0
8. Alcalinidad	$I = 105 (176.3)^{-0.185}$	0.5
pH < 7	$I = 10^{0.2336 + 0.440}$	1.0
9. pH = 7	$I = 100$	1.0
pH > 7	$I = 10^{[4.22 - 0.293(8.2)]}$	1.0
10. Grasas y aceites	$I = 87.25 (17.1)^{0.298}$	2.0
11. Sólidos suspendidos	$I = 266.5 (446.3)^{-0.37}$	1.0
12. Sólidos disueltos	$I = 109.1 - 0.0175 (79.6)$	0.5
13. Detergentes	$I = 100 - 16.68 (0.2) + 0.161 (0.2)^2$	3.0
14. Fosfatos	$I = 34.215 (0.2)^{-0.460}$	2.0
15. Nitrógeno en nitratos	$I = 62.2 (0.2)^{-0.343}$	2.0
16. Nitrógeno amoniacal	$I = 45.8 (1.28)^{0.343}$	2.0
17. Color Pt-co	$I = 123 (25)^{-0.295}$	1.0
18. Turbiedad	$I = 108 (7.23)^{-0.178}$	0.5

Fuente: Montoya *et al.*, 1997.

Los valores de clasificación de este índice se dan en una escala decreciente, para los diferentes usos a los cuales va a destinarse el agua analizada. Sin embargo, hay que tener presente que tanto las ecuaciones individuales como la ponderación de los pesos, deben ser revisados antes de utilizar el índice de Calidad del Agua para un lugar específico; Río, presa, lago, estero o bahía.

El índice no solamente está evaluado en términos más significativos y fácilmente entendibles, sino que todos los 18 variables utilizados para su cálculo se pueden interrelacionar algebraicamente (Guzmán y Merino, 1989).

3.3.2. El Índice De León Y Su Aplicación A La Cuenca Lerma-Chapala En México.

Este proyecto fue realizado por el Instituto Mexicano del Agua y presenta un sistema indicador de la calidad del agua, que agrupa los variables contaminantes más representativos dentro de un marco unificado. Adapta y modifica un modelo propuesto en la literatura (Dinius, 1987), por medio de la implementación del conocido Método Delphi de encuestas (creado con el objeto de integrar efectivamente las opiniones de expertos y eliminar las desventajas colaterales de un proceso de comité), y aplica a determinaciones de calidad del agua de la Red Nacional de Monitoreo en el sistema de la cuenca Lerma-Chapala. Además da algunas conclusiones y recomendaciones con relación al uso del ICA (León 1998).

3.3.2.1. Estimación Del índice

La evaluación numérica del ICA, con técnicas multiplicativas y ponderadas con la asignación de pesos específicos, se debe a Brown y McClelland (1973), obteniéndose a partir de una media geométrica:

$$ICA = \prod_{i=1}^n [Q_i^{W_i}]$$

Donde W_i son los pesos específicos asignados a cada parámetro (i), y ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno. Q_i es la calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100, PI representa la operación multiplicativa de las variables Q elevadas a la W .

Finalmente, el ICA que arroja la ecuación es un número entre 0 y 100 a partir del cual y en función del uso del agua, permite estimar el nivel de contaminación y su clasificación.

La tabla 3.21., muestra las unidades de los variables y los valores de los pesos específicos (W_i) considerados en la expresión previa.

Tabla 3.21. Pesos Específicos De Los Variables Del Índice De Montoya

Variable (Símbolo; Unidades)	Valor de W
Oxígeno Disuelto (OD% Sat.)	0.103
Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO mg/l)	0.096
Demanda Química de Oxígeno (DQO mg/l)	0.053
Grado Acidez/Alcalinidad (pH)	0.063
Sólidos Suspendidos (SST mg/l)	0.033
Coliformes Totales (ColiT#/100 ml)	0.083
Coliformes Fecales (ColiF#/100 ml)	0.143
Nitratos (NO ₃ mg/l)	0.053
Amonio (NH ₃ mg/l)	0.043
Fosfatos (PO ₄ mg/l)	0.073
Fenoles (µg/l)	0.033
Diferencia de Temperatura (DT°C)	0.043
Alcalinidad como CaCO ₃ (AlcT mg/l)	0.055
Dureza como CaCO ₃ (DurT mg/l)	0.058
Cloruros (Clor mg/l)	0.068

3.3.2.2. Interpretación De La Escala

Asociado al valor numérico del ICA se definen 6 rangos de estado de calidad del agua:

- o *Excelente:* E
- o *Aceptable:* A
- o *Levemente Contaminada:* LC
- o *Contaminada:* C
- o *Fuertemente Contaminada:* FC
- o *Excesivamente Contaminada:* EC

En función de esta clasificación y dependiendo del uso al que se destina el agua indicándose las medidas o límites aconsejables, se establecieron los criterios que se presentan a continuación (Dinius, 1987).

Uso Como Agua Potable

- 90-100 E - No requiere purificación para consumo.
- 80-90 A - Purificación menor requerida.
- 70-80 LC - Dudoso su consumo sin purificación.
- 50-70 C - Tratamiento potabilizador necesario.
- 40-50 FC - Dudosa para consumo.
- 0-40 EC - Inaceptable para consumo.

Uso En Agricultura

- 90-100 E - No requiere purificación para riego.
- 70-90 A - Purificación menor para cultivos que requieran de alta calidad de agua.
- 50-70 LC - Utilizable en mayoría de cultivos.
- 30-50 C - Tratamiento requerido para la mayoría de los cultivos.
- 20-30 FC - Uso sólo en cultivos muy resistentes.
- 0-20 EC - Inaceptable para riego.

Uso En Pesca Y Vida Acuática

- 70-100 E - Pesca y vida acuática abundante.
- 60-70 A - Límite para peces muy sensitivos.
- 50-60 LC - Dudosa la pesca sin riesgos de salud.
- 40-50 C - Vida acuática limitada a especies muy resistentes.
- 30-40 FC - Inaceptable para actividad pesquera.
- 0-30 EC - Inaceptable para vida acuática.

Uso Industrial

- 90-100 E - No se requiere purificación.
- 70-90 A - Purificación menor para industrias que requieran alta calidad de agua para operación.
- 50-70 LC - No requiere tratamiento para la mayoría de industrias de operación normal.
- 30-50 C - Tratamiento para mayoría de usos.
- 20-30 FC - Uso restringido.
- 0-20 EC - Inaceptable para cualquier industria.

Uso Recreativo

- 70-100 E - Cualquier tipo de deporte acuático.
- 50-70 A - Restringir los deportes de inmersión, precaución si se ingiere dada la posibilidad de presencia de bacterias.
- 40-50 LC - Dudosa para contacto con el agua.
- 30-40 C - Evitar contacto, sólo con lanchas.
- 20-30 FC - Contaminación visible, evitar cercanía
- 0-20 EC - Inaceptable para recreación.

Un aspecto que se considera importante, es la posible escasez de datos completos en un monitoreo, por lo que en la metodología de estimación de éste ICA, considera que al faltar el valor de alguno de los variables, su peso específico se reparte en forma proporcional entre los restantes, excluyéndolo del operador multiplicativo en el momento de estimar el ICA.

Como situación concluyente, el autor opina que por las simplificaciones, esta evaluación debe acompañarse de valores límites permisibles, tanto de los variables involucrados en el cálculo, como de aquellos que no lo están; por ejemplo, es posible tener un valor aceptable del ICA acompañado de concentraciones elevadas de arsénico que incluso superen el máximo permisible para la sustancia. Incluso se pueden tener valores aceptables aun excediendo los valores límite de algunos de los variables involucrados (León, 1991).

3.4. Índices En Europa

3.4.1. Índice Dalmatia

Dalmatia hace parte de la región cárstica en el sur de Croacia, y se caracteriza por una precipitación de 1500 mm en promedio por año. Las particularidades hidrológicas e hidrogeológicas de sus aguas y afloramientos, especialmente en la primavera, aunado a la necesidad de establecer trabajos en cuanto a la tendencia futura de sus aguas, condujeron a la aplicación de la metodología de índices de contaminación por parte de Stambuk-Giljanovic (1999).

El acta de clasificación croata considera 4 clases de aguas:

- **Primera Clase:** Aguas Subterráneas y Superficiales, que pueden ser usadas en estado natural o después de haber sido desinfectadas para su potabilización.
- **Segunda Clase:** Aguas Subterráneas y Superficiales, que no pueden ser usadas para propósitos potables, sin primero haber sido desinfectadas.
- **Tercera Clase:** Aguas que no pueden ser usadas en su estado natural, o después de haber sido tratadas.
- **Clase Cuatro:** Aguas que no pueden ser usadas.

Este índice incluye nueve variables: DBO, OD, coliformes fecales, pH, Temperatura, Nitratos totales, Fósforo Total, Sólidos Totales y Turbidez. Tales variables fueron seleccionadas de acuerdo con el criterio de una comisión de expertos nacionales.

Su ecuación de cálculo:

$$WQI = \frac{WQE}{WQE_{MAC}}$$

Éste ICA se obtiene de la división de los factores, Evaluación de la Calidad del Agua (WQE: Water Quality Evaluation), y este mismo valor para la concentración Máxima

Admisible (WQE_{MAC}) para la categoría de la primera clase. Lo anterior esta acorde con el acta Croata de Clasificación del Agua y los estándares Croatas para el agua potable (Boletines oficiales, No. 15/1981 y 46/1994).

La evaluación de la calidad del agua, se calcula por la sumatoria de los valores individuales de calidad (q_i) y la ponderación de estos variables en la evaluación total de calidad (W_i), como se observa en la siguiente ecuación:

$$WQE = \sum_{i=1}^n q_i w_i$$

Donde: $\sum_{i=1}^n q_i w_i =$ Sumatoria Ponderada

q_i : Puntaje de Calidad del Parámetro i .

W_i : Factor Ponderado del parámetro i .

n : Número de Variables.

Después de determinar los nueve variables del índice, los resultados registrados son transferidos a una Tabla de Evaluación de Calidad (WQE), en la que se pueden ver tanto, el rango de los posibles resultados de los variables, como su valor. El índice final se obtiene por la sumatoria de todos los variables de evaluación de calidad de agua (Stambuk-Giljanovc, 1999).

3.4.2. Índices De Calidad De Agua En Polonia.

En Polonia se han comparado varios métodos (químicos y biológicos), para la evaluación de la calidad de agua en Ríos; inclusive métodos que aún no han sido aprobados formalmente. Monitoreos realizados entre 1996 y 1998 para los Ríos Tywa y Rurzyca, han concluido que la aplicación de métodos individuales conduce a una mala interpretación de la biota de los ríos. Para este caso en ambos ríos, los monitoreos y las evaluaciones fisicoquímicos difieren en lo biológico para las dos estaciones de estudio.

La valoración de la calidad de las aguas lólicas en Polonia, está basada en análisis fisicoquímicos, ocasionalmente suplementados con análisis biológicos que a menudo tienen en cuenta la determinación del contenido de clorofila a o el calculo del índice saprobio para el plancton. De otra parte, el bentos, el cual refleja de la mejor forma la calidad de agua de un río, no se ha tenido en cuenta en muchas ocasiones, principalmente por las dificultades inherentes a su estructura taxonómica y también por la interrogación sobre la uniformidad de los métodos para utilizar esta comunidad en la valoración de la calidad de agua (Dojlido *et al.*, 1994).

La calidad química del agua ha sido valorada por dos métodos: Uno directo y otro indirecto por el uso de ICAs. El directo utiliza los resultados de los análisis para cada parámetro estudiado y son comparados con los correspondientes estándares para una clase de calidad dada. Subsecuentemente, se calcula la contribución del parámetro en cuestión con la clase individual. El resultado general para el parámetro es una clase de calidad que incorpora el 90% de los valores medidos. La valoración general de la calidad de agua es obtenida por la totalización de los porcentajes de las clases para

cada parámetro. Este hecho se ha utilizado por años por el Distrito de Protección ambiental en Chechenia.

Los índices de calidad de agua en este país fueron desarrollados por el departamento de química y biología acuática del Instituto de Meteorología y Gestión del Agua en Warsaw y corresponden a un número entre 0 y 100, la mejor calidad corresponde al número más alto.

Los valores fueron calculados al tener en cuenta variables básicas como: oxígeno, dBO_5 , fosfatos disueltos, sustancias disueltas, nitrógeno amoniacal y nitratos, integradas en un promedio del cuadrado armónico, como muestra la siguiente ecuación (Dojlido, *et.al.*, 1994).

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum \frac{1}{x_i^2}}}$$

Donde:

n: Número de Variables

x_i , índice individual del parámetro i ; las concentraciones y contenidos del mismo fueron convertidos a índices con la fórmula apropiada.

Subsecuentemente, el índice garantizado de calidad de agua (WQI_{guar}) se calcula por la siguiente fórmula:

$$WQI_{\text{guar}} = WQI_m + WQI_{m+1} - WQI_m [P(n+1)-m]$$

Donde:

P es la probabilidad que el nivel de confianza del 90% ($p=0.9$) no es excedido.

$$P = 1 - p = 0.1;$$

n, es el número de WQI para un año dado entre 1996/1997, el Río Tywa y el Rurzyca tuvieron un $n = 11$, $n = 12$ para 1997/1998;

m, es un número consecutivo de WQI en una serie de ascenso calculada por la fórmula:

$$m = \text{INT}[P(n+1)]; m = 1 \text{ para ambos ríos, en } 1996/1997 \text{ y } 1997/1998;$$

$WQI_m + WQI_{m+1}$, son los valores básicos del índice localizado en las posiciones m y $m+1$, respectivamente, en una muestra organizada.

3.4.3. El Proyecto AMOEBA (Países Bajos)

La metodología AMOEBA (A General Method Of Ecological and Biological Assessment), literalmente consiste en un Método General de Valoración Ecológica y Biológica (Brink *et al.*, 1991) y nace como resultado de un proyecto de cooperación internacional entre la Oficina Central para el Control de la Contaminación de la India y el Programa de Cooperación Internacional del Gobierno Holandés, el cual se enfocó a establecer un programa de monitoreo en el Río Yamuna en la India, debido a la urgente necesidad de implementar técnicas adecuadas de monitoreo para determinar la calidad del agua. Los resultados de esta iniciativa, fueron discutidos en mesas de trabajo internacionales donde se propuso esta iniciativa para ser aplicada en el control de la calidad ambiental en la India (de Zwart y Trivedi, 1992).

AMOEBA parte del principio del cambio radical que han tendió, desde principios de siglo, los ecosistemas acuáticos, soportado en los signos de deterioro de los sistemas hídricos, evidenciados en enfermedades en peces, toxicidad algal, mortalidad de focas, desaparición de especies.

De igual forma, AMOEBA es una técnica de representación gráfica para la descripción y valoración de ecosistemas acuáticos. Información adicional y detallada se puede encontrar en Kuik y Verbruggen (1991) y Brink, *et al.*, (1991).

Este método ha sido diseñado para dar una visión de indicación del estado ecológico de un determinado sistema en relación con una situación de referencia y es extremadamente útil para ser usado por realizadores de políticas ambientales y personas que toman decisiones al respecto. Su desarrollo estuvo a cargo del Ministerio Holandés de Transporte, Obras Públicas y Manejo del Recurso Hídrico, en el marco del 3^{er} Plan Nacional de Política y Gestión del Agua.

El enfoque de AMOEBA se basa en el concepto de desarrollo sustentable de la comisión Brundtland. Tres valores fundamentales para el desarrollo sustentable fueron tenidos en cuenta:

- Producción y Rendimiento Agrícola Sustentable
- Diversidad Sustentable de Especies.
- Regulaciones o Normatividad Sustentable.

3.4.3.1. Sistema De Referencia

En este aspecto se asume que el ecosistema que no es manipulado o está escasamente manipulado, ofrece las mejores garantías para la preservación de estos valores, es decir, se convierte en un sistema de referencia. Lo más cercano al sistema de referencia, es la mejor garantía para el desarrollo sustentable.

Los métodos pueden basarse en la comparación cronológica, en la cual, el estado de referencia es un periodo en el pasado, donde los disturbios en el sistema no fueron significativos como hoy.

Algunas veces se dificulta la toma de datos de periodos previos, debido a que no fueron medidos o simplemente no existían las técnicas para la determinación de

algunos variables (como PCBs o DDT). También, los datos pueden no ser representativos para el conjunto de un área. En tales casos, una comparación puede realizarse con un área similar donde el estrés ambiental aún no haya ocurrido.

3.4.3.2. Índices Y Variables Contemplados

La valoración de la calidad del agua del río Yamuna, estuvo basada en datos de monitoreos químicos, bacteriológicos y ecológicos, los cuales se representan de manera gráfica y consolidada. Para el caso de estudio, los índices considerados fueron 8, a saber (Zwart y Trivedi, 1992):

- ❏ Índice de Contaminación Bacterial (BPI: Bacterial pollution index)
- ❏ Índice de Contaminación por Nutrientes (NPI: Nutrient pollution index)
- ❏ Índice de Producción-Respiración (PRI: Production respiration index)
- ❏ Índice de Contaminación Orgánica (OPI: Organic pollution index)
- ❏ Índice Saprobio Bentónico (BSI: Benthic saprobity index)
- ❏ Índice de Diversidad Biológica (BDI: Biological diversity index)
- ❏ Índice de Contaminación Industrial (IPI: Industrial pollution index)
- ❏ Índice de Contaminación por Pesticidas (PPI: Pesticide pollution index)

Cada uno de estos índices es derivado de un conjunto de variables (Tabla 3.22) que pueden variar acorde con los requerimientos regionales. Este hecho se hace más obvio para el caso de micro-contaminantes, que deben ser incluidos en los casos de contaminación Industrial y por pesticidas.

Tabla 3.22. Tipos De Contaminación, Índices Y Variables De La Estrategia AMOEBA.

Contaminación Doméstica			Contaminación Industrial y Agrícola		Efectos biológicos		
OPI	NPI	BPI	PPI	IPI	BSI	BDI	PRI
Promedio de Temp. En 24 hrs.	Amonio	Bacterias Termo-Tolerantes	Pesticidas Órgano-Clorados	Metales Pesados	Escala Saprobia de Macrofauna Bentónica (BMWP)	Diversidad de Macrofauna Bentónica (SCI)	Relación P/R en 24 Horas
DBO	Nitrógeno Total, Kjeldahl		Pesticidas Órgano-Fosforados	Aceites			
DQO	Nitritos +Nitratos		etc.	PAH			
Saturación Mínima de OD en 24 hrs.	P Total			Fenol			
Amonio	Orto P			Cianidas			
	PH			PCB			
	Clorofila			etc.			
	Conductividad						
	Saturación de OD Máxima en 24 Horas						
	Turbidez						

El peso dado a cada una de las variables por índice es igual, así como el peso de cada índice relativo a otros índices.

3.4.3.3. Características

Las características de este proyecto son las siguientes:

- Todos los índices individuales son expresados en una escala de 0-100, Donde "0" indica la peor condición ambiental imaginable, y 100 demuestra un ambiente completamente natural que no está influenciado por el hombre.
- Para muchos lugares y muchos índices su escala no alcanza el 100, pues desde que nosotros los humanos estamos presentes, causamos inevitablemente algún grado de deterioro ambiental. Para cada índice un valor objetivo debe ser seleccionado por expertos. Esto puede estar influenciado por las características regionales.
- La figura AMOEBA, es un tipo de radar en la que la magnitud de los índices y las escalas son proporcionales a los radios.
- Luego de reescalar el radio de todos los índices, su valor individual demostrará si excede o está dentro de los límites estipulados, como muestra la siguiente figura:

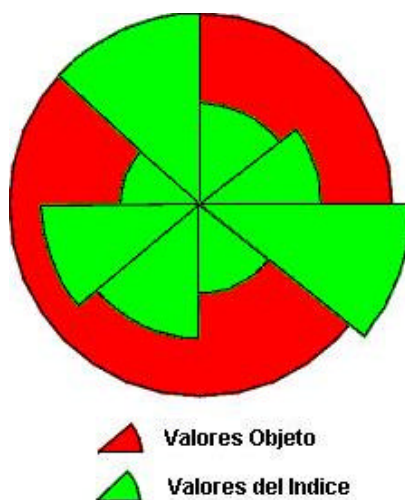


Figura 3.29. Grafica Radar para la Representación de los índices y Valores objeto

En cuanto al valor deseable (objetivo) de cada Índice, cabe destacar que no expresa la concentración máxima aceptable, pues tiene un significado inverso; esto es, el valor deseable de cada parámetro al cual se logra el máximo de protección o sustentabilidad del ecosistema. Cuando se dan aumentos en el valor del índice y acercamientos al valor deseable, la calidad del agua mejora y viceversa. En la figura de radar se muestra la última evaluación realizada. Esta estrategia fue desarrollada y se ajustó para a las necesidades de Chipre por Dr. Dick de Zwart, RIVM, Países Bajos.

Como con anterioridad se explicó, el **Valor Objetivo**, es el valor deseable de cada índice en el cual la protección ambiental y el desarrollo sustentable se logran. Cuando el valor del índice se incrementa o llega a su valor deseado, la calidad del agua mejora. Cuando el valor objetivo aún es visible, esto indica que las condiciones ambientales se desvían negativamente de las condiciones deseadas. Si la región roja no es visible, las condiciones ambientales son iguales o mejores que los valores deseables y ninguna acción de protección adicional es necesaria.

En la figura 3.30, se observa las relaciones entre las actividades humanas, fuentes de contaminación, grupos de variables e índices adoptados.

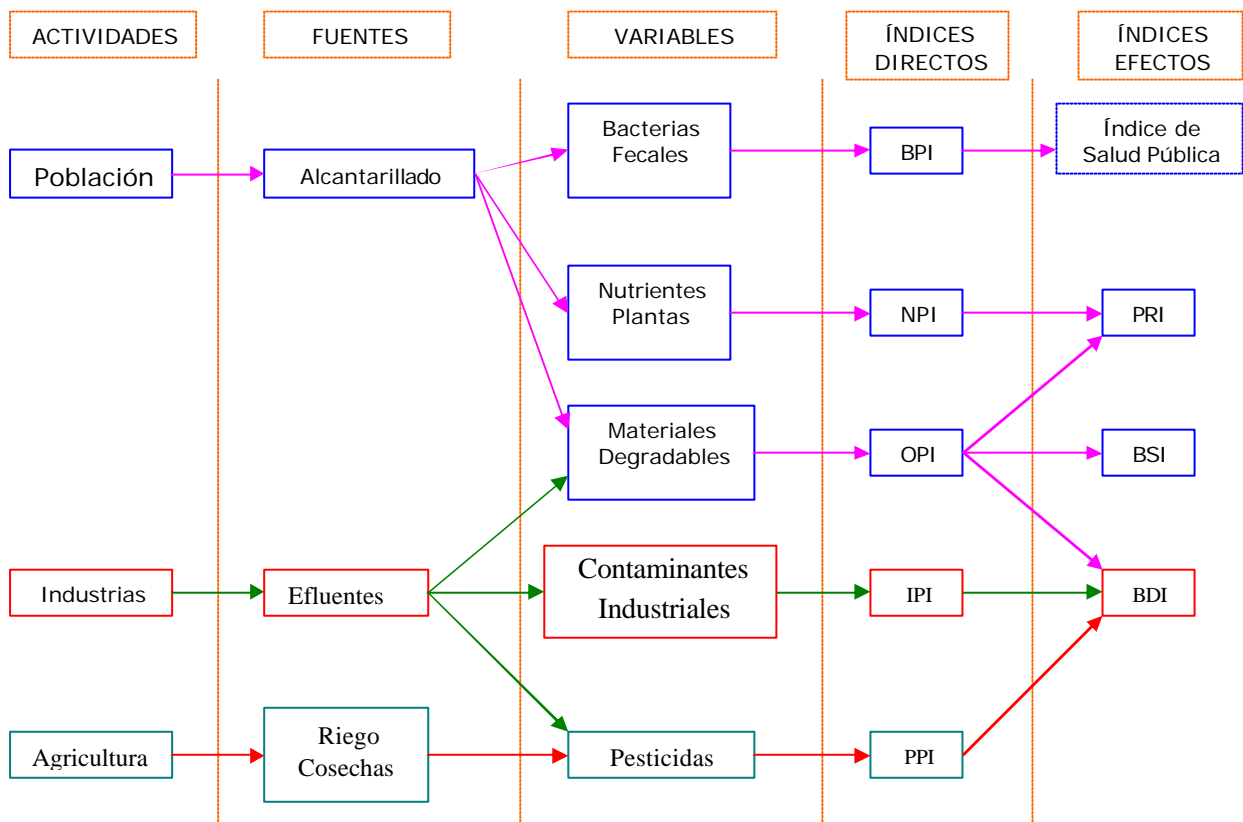


Fig. 3.30. Cadena De Causas – Efectos (De Zwart And Trivedi, 1992)

3.4.3.4. Integración De Los Datos

- Selección De Valores Objetivos O Deseables

La selección de valores deseables apropiados, es el paso más difícil en el análisis de la escala, al estar sujeta a la opinión política. Por consiguiente:

- Los métodos de monitoreo por los que los valores del parámetro son obtenidos, deben ser correctamente descritos y deben ser objetos de control de calidad.
- Las curvas de calidad de los variables individuales, deben basarse en razonamientos científicos defendibles, donde al menos los valores más altos sean reflejo de referencias y consideren un marco o condiciones seguras, las cuales sean estimadas conservativamente.
- El cálculo de índices individuales basados en promedios geométrico, debe soportarse suficientemente.

Lo anterior, sin embargo, debe realizarse para gran número de estaciones e índices.

En adición, el valor deseable no necesariamente debe ser de 100%, es decir un nivel correcto, pues como ya se mencionó, desde que se dio la presencia y el desarrollo humano, inevitablemente se ha dado el deterioro ambiental. De la misma manera, se ha de tener en cuenta que la cantidad de deterioro ambiental permitido es una decisión política, que está balanceada por las influencias socio-económicas.

Para cada índice, se debe seleccionar un valor deseable diferente, de manera que considere eventos regionales como ríos de cuenca altas versus cuencas bajas: a pesar de que el resultado del proceso de selección del valor deseable (objetivo) sea parcialmente gobernada por el razonamiento político de los realizadores de políticas. Sin embargo, las consideraciones de expertos ambientales también deben ser tenidas en cuenta.

La siguiente tabla (3.23.) muestra los valores sugeridos para condiciones de aguas dulces, con algunas razones ambientales

Tabla 3.23. Valores Objetivo Sugeridos Para La Estrategia AMOEBa

ÍNDICE	Valor Deseable	Consideraciones
OPI: Organic pollution index	70	Un valor del 70% es un objetivo más bien bajo. Sin embargo, al asumir alta densidad de contaminantes en áreas urbanas y la ausencia de plantas de tratamiento de aguas residuales, este objetivo aún permite mejoramientos futuros.
NPI: Nutrient pollution index	70	Ver OPI
BPI: Bacterial pollution index	90	Este es un estándar relativamente alto y refleja el riesgo para la salud pública de cargas fecales.
PPI: Pesticide pollution index	90	Este estándar alto, refleja la magnitud ecológica de la acción del tóxico, especialmente cuando se da la presencia de mezclas de tóxicos.
IPI: Industrial pollution index	90	Ver PPI
BSI: Benthic saprobity index	60-80	Este valor deseable refleja la situación que tiene el nivel de los ríos o las mareas estuarinas por lo que los valores de saprobiedad nunca alcanzan niveles óptimos.
BDI: Biological diversity index	70	Un valor de 70 implica que por lo menos algo de diversidad genética está supuestamente disponible.
PRI: Production respiration index	70	Un PRI alrededor de 70 parece producir un balance de sostenibilidad en el ecosistema

o **Escalamiento**

La magnitud del índice individual y del valor deseable es expresada en un radio de magnitud variable que es re-escalado para unificar el radio del valor objetivo de cada índice. Este proceso se ilustra en la Tabla 3.24.

Tabla 3.24. Muestra De Escalamiento De Los Índices De La Estrategia AMOEBA

Índice	Valor Objetivo	Valor del índice	Valor Objetivo Re-escalado	Valor del índice Re-escalado (= índice/Objetivo x 100)
OPI	70	50	100	71.4
NPI	80	65	100	81.3
BPI	90	65	100	72.2
PPI	100	80	100	80
IPI	100	75	100	75
BSI	70	80	100	114.3
BDI	60	70	100	116.7
PRI	70	70	100	100

Una vez re-escalados, los valores son dibujados en la figura de la Ameba. El valor del índice reescalado es dibujado en verde dentro del círculo cuyo exterior representa el valor objetivo. Cuando la zona roja del círculo es visible, indica que las condiciones ambientales se desvían negativamente de las condiciones deseables. El ancho del sector entre ellos (índice-objetivo) esta relacionado con los aspectos específicos de contaminación y proporciona una pista sobre las acciones correctivas que deben tomarse (Fig. 3.31.).

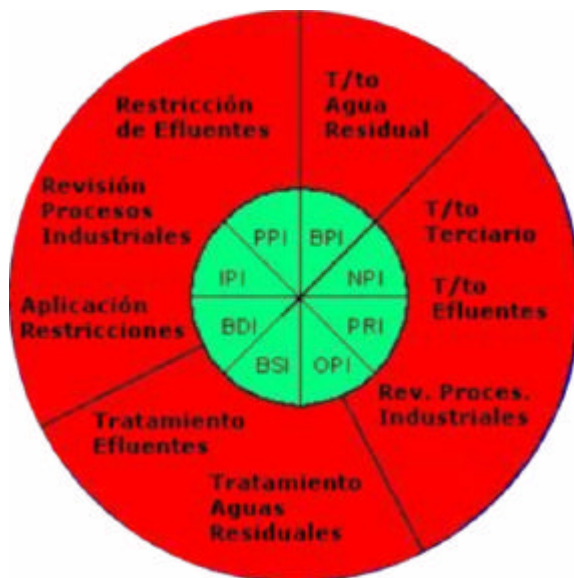


Figura 3.31. Acciones De Remediación Que Deben Ser Tomadas, Respecto De Valores Preocupantes De Los Diferentes Índices (De Zwart Y Trivedi, 1992)

La Estrategia AMOEBA puede ser útil para que administradores ambientales puedan entender fácilmente:

- La calidad del agua, sus cambios y tendencias
- El grado de desviación de los objetivos
- Y las acciones prioritarias
- La relación entre los resultados del cálculo de los índices, con el tipo y causas de la contaminación, proporciona a información y facilidades para la integración de los resultados del monitoreo y el establecimiento de políticas ambientales adecuadas.

Sobre la Base de esta información es posible proponer y desarrollar acciones de saneamiento, prevención y control, como se puede observa en la figura anterior.

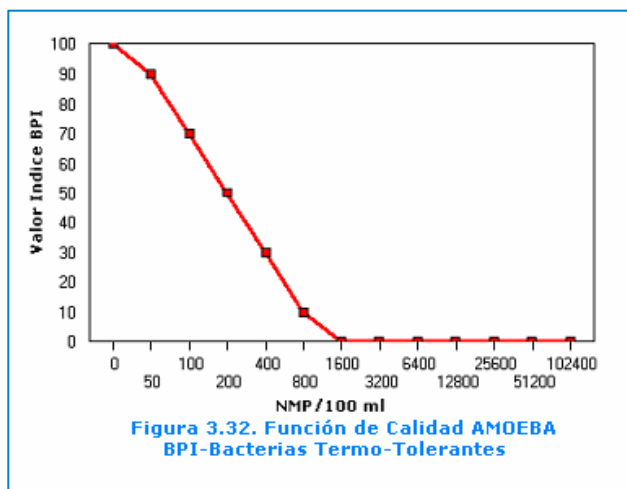
3.4.3.5. Descripción De Los 8 Índices De La Propuesta AMOEBA.

De acuerdo con de Zwart y Trivedi (1995) y de Zwart (2000), los índices de la estrategia AMOEBA pueden ser descritos de manera detallada como a continuación se muestra.

o Índice De Contaminación Bacteriana (Bacterial Pollution Index-BPI)

El número de bacterias termo -tolerantes es mensualmente evaluado de acuerdo con la técnica de Numero Más Probable (NMP) por Tubos Múltiples de Fermentación, o mediante la técnica de Filtración por Membrana.

El número hallado es transformado a un índice de calidad de agua de 0 a 100 por comparación con la presente función de calidad (Figura 3.32), donde 100 representa condiciones perfectas y "0" condiciones inaceptables de cargas de bacterias fecales. La función de Calidad sugerida esta basada en la categoría del "Mejor Uso Designado". La representación gráfica es como se observa a continuación. Se sugiere en la escala "AMOEBA" 90 como valor deseable.



o Índice De Contaminación Por Nutrientes (Nutrient Pollution Index-NPI)

El índice de Contaminación por nutrientes es calculado de medidas mensuales de los siguientes variables: Amonio, Nitrógeno Total (Kjeldahl), nitritos más nitratos, fósforo total, ortofosfatos, pH, Clorofila *a*, conductividad y turbidez. La fórmula utilizada para la combinación de estos variables es:

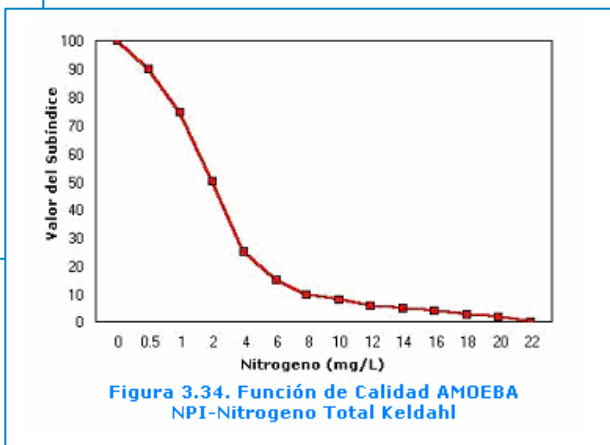
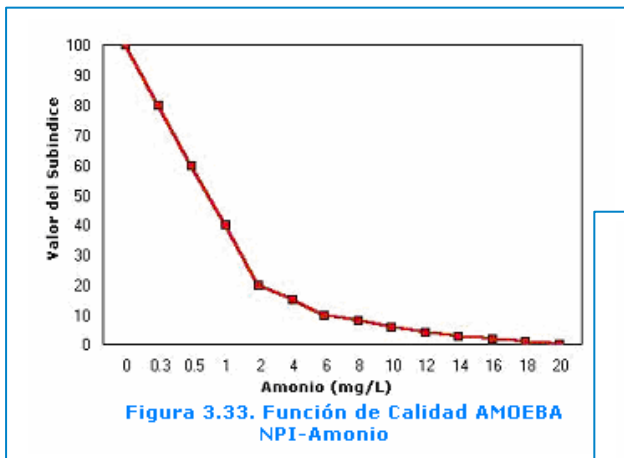
$$NPI = e^{\sum_{n=1}^n \ln(PQI)_n * w_n}$$

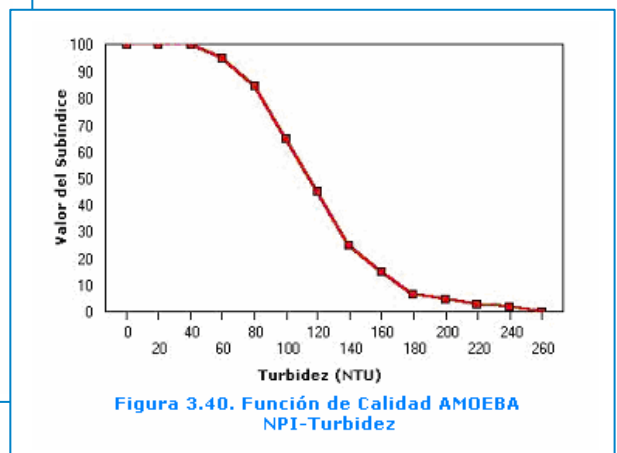
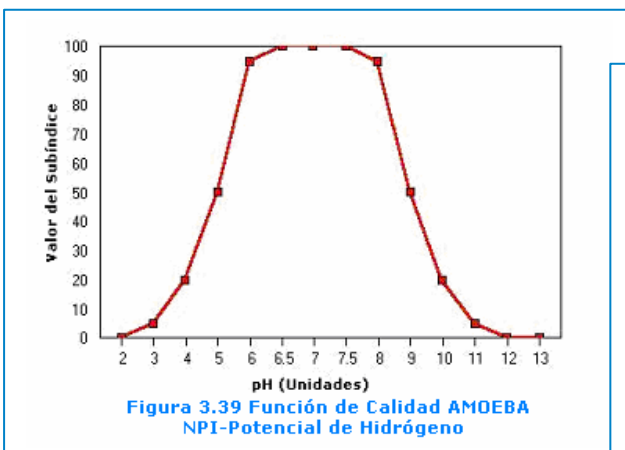
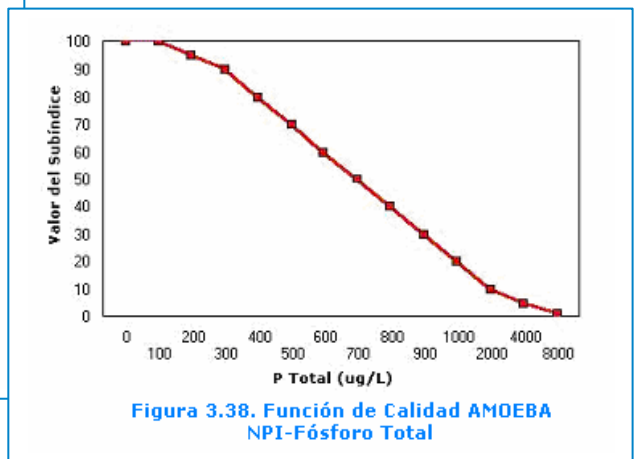
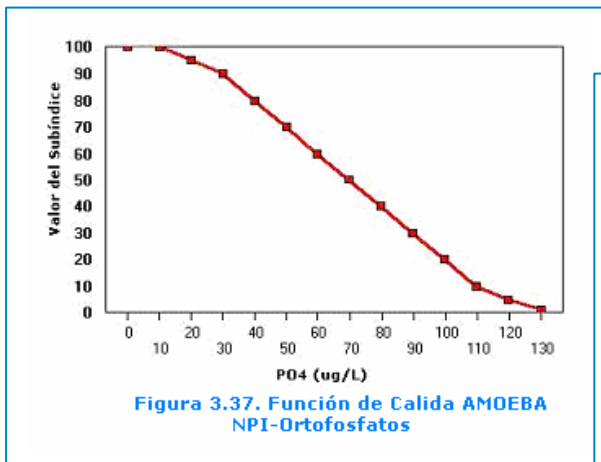
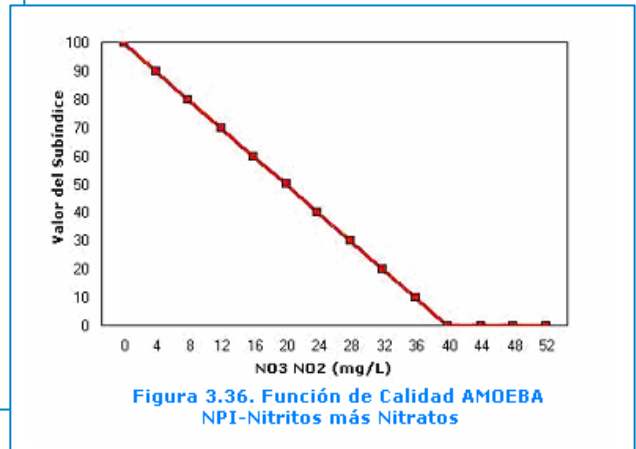
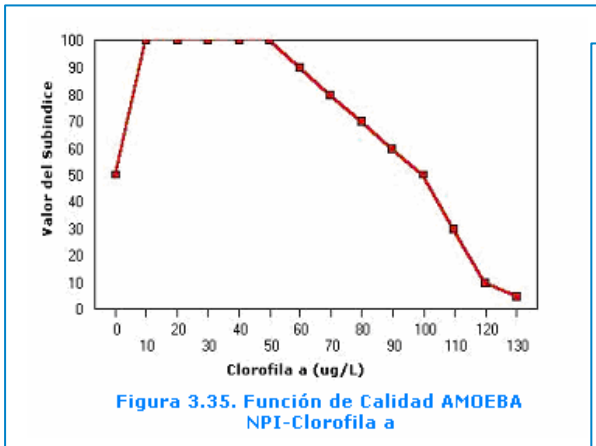
Donde:

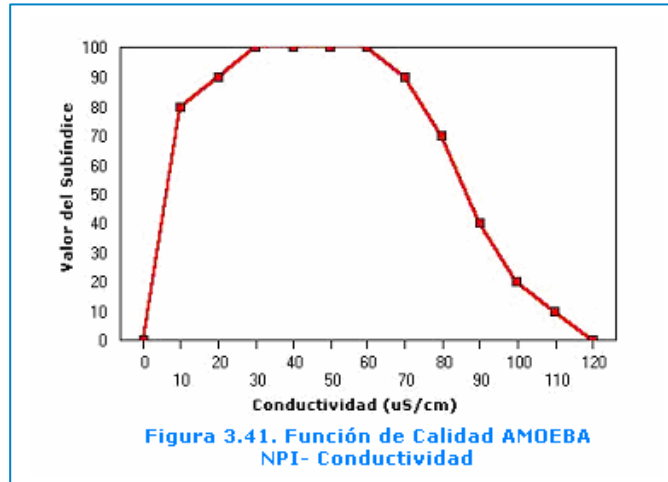
PQI = Índice de Calidad para el n-ésimo parámetro, consistente en un número adimensional entre 0 y 100. Estos índices de calidad son derivados de curvas de calidad de los variables, que son construidas de acuerdo con los valores objetivo de acuerdo con las siguientes referencias: Bach (1980); Aguas en Holanda: Tiempo de Acción, Ministerio de Transporte y Trabajos Públicos, Holanda (1989).

W_n = Factor de ponderación para el n-ésimo parámetro. Desde las mesas de trabajo del proyecto se decidió que todos los variables deben ser igualmente ponderados, W_n debe ser igual a 1/n = 1/9. En caso de valores no reportados o faltantes, W_n debe calcularse de acuerdo con el número de variables existentes. Se sugiere como valor objeto 70.

Las siguientes son las curvas de calidad de los variables individuales (Figuras 3.33 a 3.41).







o **Índice De Contaminación Orgánica (Organic Pollution Index-OPI)**

Este índice está relacionado con la disponibilidad de oxígeno en un río, y se calcula a partir de los siguientes variables: Amonio, DBO, DQO, OD, y Temperatura. Subsecuentemente, el amonio es influenciado por los niveles de nutrientes y oxígeno, esto está incluido en ambos índices: OPI y NPI.

Las concentraciones medidas son transformadas a un índice de calidad del parámetro, sobre una escala de 0 a 100 por comparación con una función de calidad de antemano calculada, donde 100 representa condiciones perfectas y 0 condiciones inaceptables.

La fórmula usada corresponde a un promedio geométrico de la combinación de los variables individuales.

$$OPI = e^{\frac{1}{n} \sum_{n=1}^n \ln(PQI)_n * w_n}$$

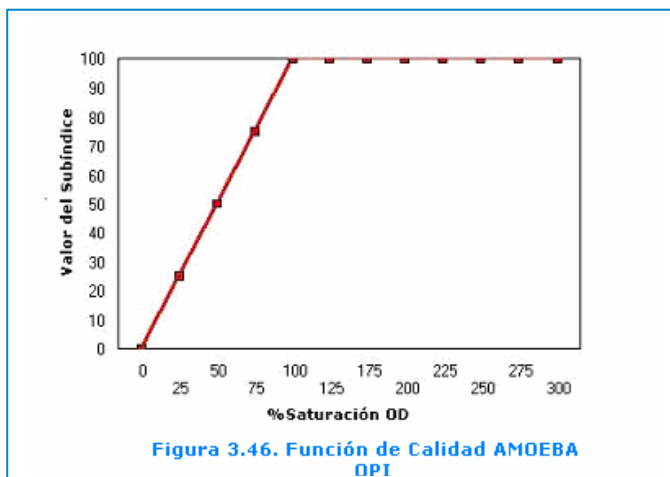
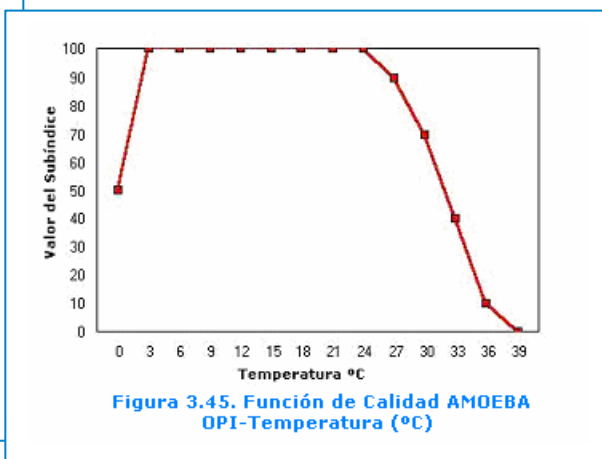
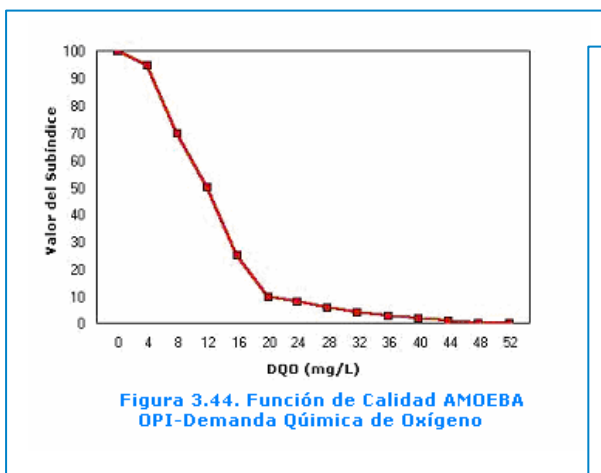
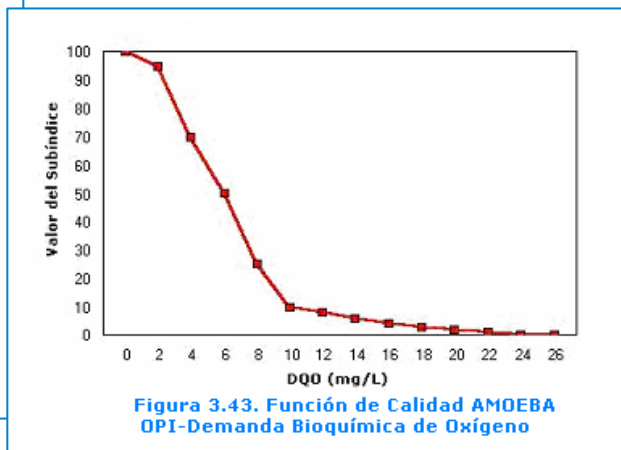
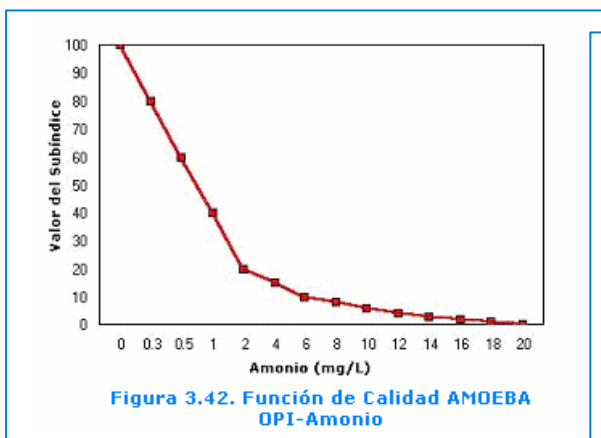
Donde:

OPI: Índice de contaminación Orgánica

PQI_n: Índice de calidad para el n-ésimo parámetro, el cual es un número adimensional entre 0 y 100.

W_n: Factor de ponderación para el n-ésimo parámetro. Todos los variables tienen un peso igual a 1/n. En caso de valores no registrados, W_n debe ser calculado de acuerdo al número de valores faltantes. Nótese que la suma de todos los factores de ponderación debe ser igual a 1.

Por su formulación idéntica al NPI, las abreviaciones son las mismas y su valor deseable de ponderación análogo a 70. Las figuras 3.42 a la 3.46 muestran las curvas de función de cada uno de sus variables constituyentes.



o **Índice De Contaminación Industrial (Industrial Pollution Index-IPI)**

La fórmula anterior se aplica para el cálculo de este índice:

$$IPI = e^{\sum_{n=1}^n Ln(PQI)_n * w_n}$$

Los variables a ser incluidos en el índice, deben ser regional o localmente seleccionados sobre la base de un estudio intensivo y de duración determinada de los contaminantes industriales. En adición a la fracción disuelta en agua, puede ser importante de incluir la fracción adherida a los sedimentos, y la fracción acumulada en los organismos. Los variables son compuestos como: Metales Pesados, Aceites, PAH, Compuestos Fenólicos, Cianidas, PCB, etc., Igualmente, se recomienda su medición mensual.

Como regla general un valor de aproximadamente 100 puede ser tenido en cuenta para obtener la curva de respuesta del ecosistema. Para lo anterior, literatura de orden mundial o en su defecto la curva estándar del Ministerio de Obras Publicas de los Países Bajos, pueden ser las mejores referencias.

La curva de calidad del parámetro usada para la construcción del índice, puede ser construida a partir de metodologías de evaluación de riesgos en el ecosistema, basadas en pruebas de toxicidad sobre el compuesto de interés. La construcción de esta curva se comporta igual que la descrita para pesticidas.

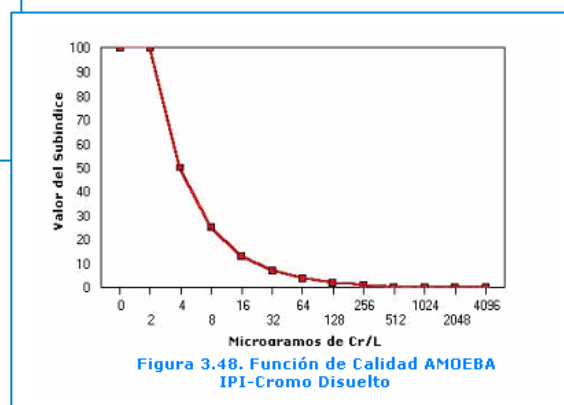
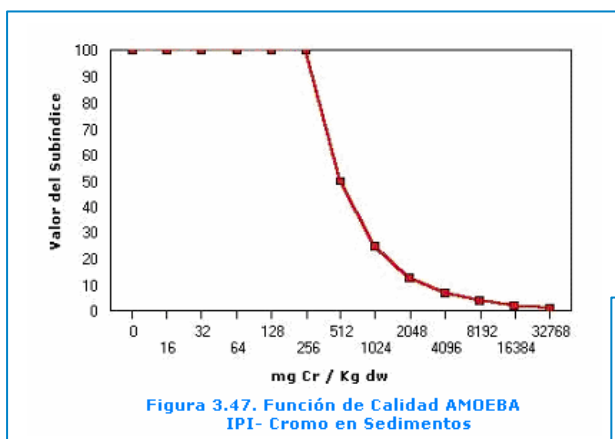
La misma fórmula puede ser aplicada para calcular el índice para contaminación industrial por micro-contaminantes (excluidos los pesticidas). A continuación se presentan en la tabla 3.25., las concentraciones seguras de contaminantes en los países bajos.

Tabla 3.25. Concentraciones Seguras En Agua Y Sedimento En Holanda

Compuesto O Nombre Del Grupo	Concentraciones Seguras en Agua (µg/l)	Concentraciones en sedimento (mg/kg dw)
Cadmio	0.16	14.0
Zinc	1.6	120
Níquel	1.4	7.4
Plomo	2.0	860
Mercurio	0.01	1.1
Cromo	2.0	270
Cobre	1.7	60
Arsénico	8.6	56
PCP	2.0	0.2
PAH	0.1	2.0
PCB (Aroclor 1248)	0.1	0.1
Aceites y Grasas	50	?
Cianidas	50	12
Compuestos Fenólicos (cada uno)	5	10

Fuente: www.unesco-ihe.nl

Las siguientes son las funciones de calidad, para el caso del Cromo en Agua y Sedimento (Figuras 3.47 y 3.48):



○ **Índice De Contaminación Por Pesticidas (Pesticide Pollution Index-PPI)**

La fórmula y las abreviaciones son las mismas que las empleadas en el índice de contaminación por nutrientes. Su ponderación debe ser ajustada al número de variables.

$$PPI = e^{\sum_1^n Ln(PQI)_n * w_n}$$

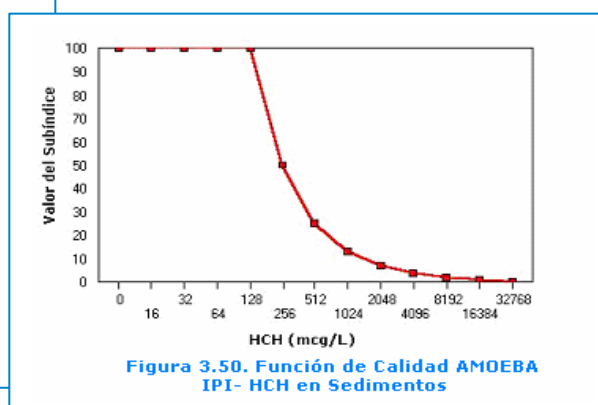
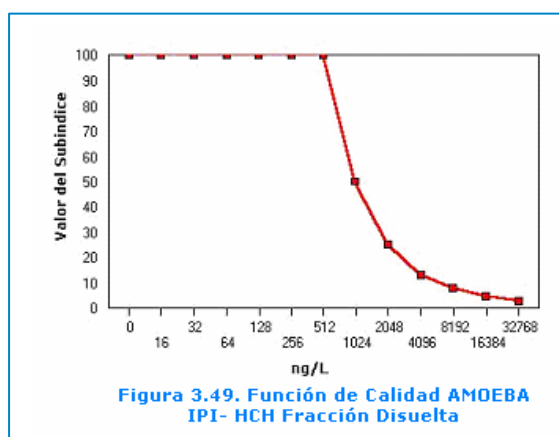
Los variables que se incluyen en este índice, son local o regionalmente seleccionados sobre la base de determinaciones de contaminantes industriales o agrícolas, como los Órgano-Clorados y Fosforados. Las fracciones de tales contaminantes pueden ser determinadas en agua, sedimentos y organismos. Se recomiendan además, evaluaciones mensuales.

Como referente se puede tener las concentraciones holandesas para pesticidas en agua y sedimento Tabla 3.26

Tabla 3.26. Concentraciones Seguras De Pesticidas En Agua Y Sedimento En Holanda

COMPUESTO ó NOMBRE DEL GRUPO	Concentraciones seguras en Agua (ng/l)	Concentraciones seguras en sedimentos (µg/kg dw)
HCH	500	150
DDT + derivados	100	100
Pesticidas Órgano-P (Paration)	5	5
Dieldrin	50	40
TBTO	10	10
Aldrin	50	40
Endosulfan	10	10

Las curvas de calidad (Figuras 3.49 y 3.50) pueden ser construidas por la metodología de evaluación de riesgos en ecosistemas basadas en pruebas de toxicidad in Vitro, sobre los componentes de interés. Como regla de observación, el valor más bajo de respuesta de dosificación de la curva, debe ser escalada como bajo, hasta por un factor de 100 que derive un tipo de respuesta ecosistémica. Con la construcción de la curva, se debe tener en cuenta que la relación concentración-respuesta es esencialmente logarítmica: Doble concentración produce doble efecto. Información sobre la dosificación y respuesta puede ser hallada en la literatura, otro método para determinar la curva de calidad, se puede basar en la normatividad y valores deseables.



El valor objetivo aconsejado es de 90. Su alto valor se da por la dificultad de estimar el grado de acción del tóxico con certeza.

○ **Índice Saprobio De Contaminación (The Benthic Saprobity Index – BSI)**

Este Índice puede ser evaluado acorde con el método desarrollado por: The Biological Monitoring Working Party (BMWP) (UNEP/WHO, 1996). Este método involucra un inventario cualitativo de la presencia local de invertebrados bentónicos a nivel de familia. Todas las familias son clasificadas en una escala de 1 a 10, en relación con su referencia saprobica (Disponibilidad de Oxígeno) de calidad de agua. En la clase 1, las familias están principalmente en cuerpos de agua con marcada deficiencia de oxígeno, mientras que la clase 10 representa organismos que se restringen a cuerpos de agua con altos niveles de oxígeno. Esta determinación se hace con la ayuda de claves taxonómicas gráficas. Su dificultad consiste en la correcta identificación del organismo.

Se acostumbra a hacer un muestreo micro-habitats en una sección del río para luego sumar y promediar el puntaje final de acuerdo con las familias encontradas en ese tramo al multiplicar éste por un factor de 10, lo que proporciona una escala de 100.

En ciertas zonas este inventario mensual puede restringirse a la época de maduración, y así excluir los periodos del monzón y el pre-monzón. En el caso de ríos en la India se ha notado que la variabilidad estocástica puede aumentarse.

Como hecho de interés se halla que bajo condiciones muy limpias, ríos de tierras bajas no siempre alcanzan altos puntajes como 8 a 10, lo que sí se da continuamente en ríos de sistemas altos. Para evitar lo que se conoce como el "Síndrome Belga", el proyecto AMOEBA estableció valores que pueden ser regionalizados: ríos de Tierras Altas: Alrededor de 80 y Tierras Bajas: Alrededor de 60.

o **Índice Biológico De Diversidad (The Biological Diversity Index -BDI)**

El índice BDI, puede ser evaluado para el mismo periodo que el anterior, y cuantificarse de acuerdo a la metodología de comparaciones secuenciales de Cairns *et al.* (1968), el cual no necesita de herramientas taxonómicas, sólo la simple observación. Cuando un animal es diferente al observado en la última muestra, una nueva muestra se inicia. Si no se encuentran diferencias, se detiene el muestreo. Después de completado el inventario, se calcula la diversidad con la siguiente formula.

$$\text{Diversidad} = \frac{\text{Número Total de Muestras}}{\text{No Total de Organismos}}$$

Vale la pena aclarar que para su cálculo se necesita de copiosa información.

o **Índice De Producción-Respiración (The Production-Respiration Index PRI)**

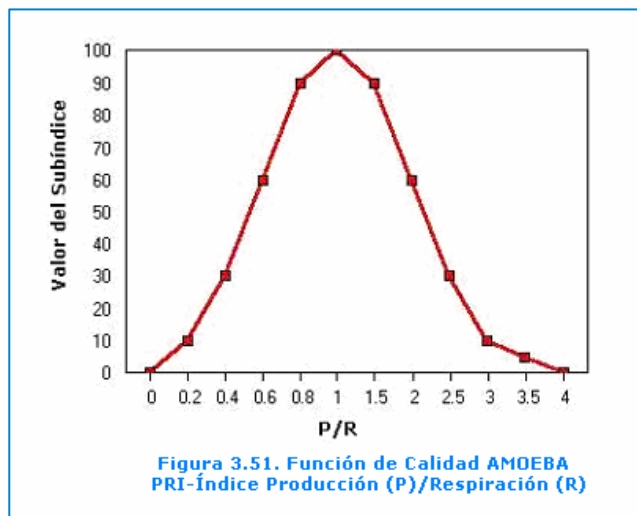
Para el cálculo de este índice se tiene en cuenta el rango de Producción - Respiración descrito por Odum (1969), adoptado por la American Public Health Association (APHA, 1986).

La producción Primaria ha sido estimada por una medida de 24 horas del oxígeno disuelto (OD) de acuerdo con la siguiente formula:

$$? \text{OD} = \text{Producción} - \text{Respiración} + \text{Difusión}$$

Si el delta OD, la difusión por unidad de área y el tiempo son conocidos, la curva diurna de producción puede ser estimada. La reducción del OD durante la noche, es atribuida a la respiración, entre tanto el incremento del OD en el día es el resultado de la producción primaria y la rata de respiración. Si se asume que la rata de respiración de día y noche es igual, la rata de producción del día puede ser calculada. Las ratas de difusión positiva (entrada) o negativa (salida), se estima sobre la base de la temperatura y la profundidad promedio del río. Para estimar el cálculo de respiración y producción por unidad de área es necesario conocer la rata de flujo o caudal del río. Detalles de este método pueden ser encontrados en el manual de la APHA.

La proporción de P/R semeja una campana, que está cercana a cero en el extremo inferior lo que significan condiciones saprobias (Fig. 3.51); de 3 a 4, las condiciones son extremadamente eutróficas, y el valor de 1 implica un ecosistema en balance. Esta proporción puede ser convertida en un índice de producción-respiración por la comparación de la siguiente función de calidad que es análoga al método aplicado para el índice de contaminación bacteriana BPI. Valores alrededor de 70 muestran ecosistemas estables.



3.4.3.6. La Estrategia AMOEBA En Chipre

En Chipre, los laboratorios de ecotoxicología y química ambiental hacen uso de la estrategia AMOEBA, bajo el concepto de integración y multidisciplinaridad, con el objeto de desarrollar herramientas de prevención y valoración de riesgos ambientales para el hombre y los ecosistemas, orientados a la toma de decisiones (Michalidou, 2000a).

El enfoque de este proyecto es de investigación holística y evaluaciones ambientales integradas. En el primer caso, se desea desarrollar capacidades para la identificación temprana de tendencias y problemas ambientales, basados en la determinación en agua y sedimentos de 226 variables microbiológicas, químicas y ecotoxicológicas; además, evalúa el tipo, grado y las causas principales de la contaminación. En el segundo caso, busca no sólo la recolección de datos para el cumplimiento de la normatividad legal, sino que utiliza esta información direccionada para la administración y prevención, que comprende dos esquemas el convencional y la estrategia AMOEBA (Michaelidou, 2000b).

En la evaluación convencional se analizan los 226 variables de forma detallada y única, para el cumplimiento de la normatividad y con el fin de encontrar y orientar la información técnica.

El concepto de la estrategia es como sigue:

- Se integran variables interrelacionados en un solo índice que reflejan el mismo tipo de causa o efecto contaminante. Para tal fin se tuvieron en cuenta algunos índices de la estrategia y otros nuevos para un total de 9 índices, a saber: Índice Toxicológico (TOX), Índice Bacterial-Viral de Contaminación (BQI), Índice de Contaminación Industrial (IPI), Índice de Contaminación por Pesticidas (PPI), Índice de Contaminación por Nutrientes (NPI), Índice de Contaminación Orgánica (OPI), Índice de Puntaje

Saprobio/Macrofauna Bentónica (BSI), Índice de Diversidad de Macrofauna Bentónica (BDI) y el Índice de Contaminación Por Irrigación (IQI) Fig. 3.52.

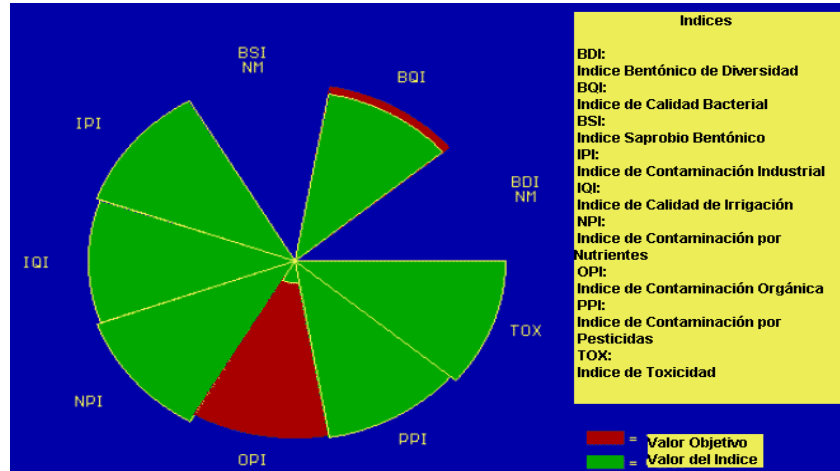


Figura 3.52. Aplicación De Los Índices AMOEBA Al Río Kyros

Para cada índice, un valor objetivo fue preliminarmente desarrollado sobre la base de todos los límites disponibles; límites inexistentes, se definieron a partir de la literatura internacional de datos eco/toxicológicos. Esta situación, se convirtió en la base científica sobre la que administradores ambientales pudieron decidir el valor designado, después de considerar factores socio-económicos y necesidades para el desarrollo sustentable.

La siguiente figura es un ejemplo, de la aplicación de la estrategia AMOEBA para la represa de Polemidhia, del que es afluente el Río Garyllis. Los cambios en la calidad de agua, entre el río y la represa se muestran claramente en términos de los índices y el grado de sus respectivos cambios

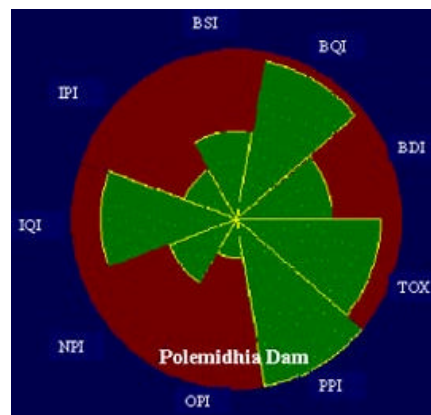


Figura 3.53. Índices De La Escala AMOEBA En La Represa Polemidhia

Los resultados de la estrategia AMOEBA en Chipre, abarcan las 8 principales represas, y 10 de sus afluentes en el corazón del Bosque Paphos, entre Marzo del 96 y Abril del 2000, sobre la base del análisis y cálculo de los 9 índices a partir de 226 variables.

Los 9 índices tuvieron como valores objetivo los siguientes (Tabla 3.27.).

Tabla 3.27. Índices Y Valores Deseables En Chipre

Índice	OPI	NPI	PPI	BQI	IPI	IQI	BSI	BDI	TOX
Valor deseable	95	95	98	95	95	95	70	70	95
Variables	2	6	70	5	127	3	1	2	5

De la misma forma, se definió la relación entre los índices y actividades para los índices propuestos para Chipre se observa a continuación (Fig. 3.54.).

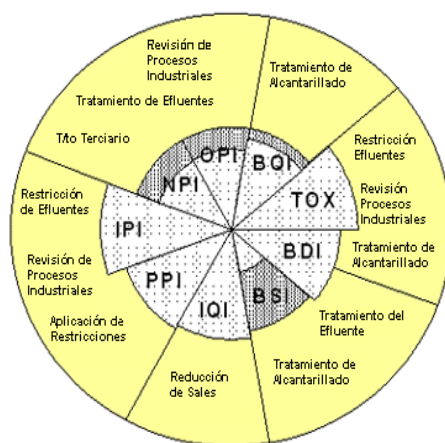


Figura 3.54. Índices Y Medidas De Acción AMOEBA

A partir de las anteriores consideraciones, la evaluación obtuvo entre otras las siguientes conclusiones (Michelidou, 2000b):

- El grado de contaminación en las represas y los ríos de Chipre, cumplen con los límites existentes en la directiva de la Unión Europea 75/440.
- El impacto de la contaminación agrícola fue bajo y la eutrofización fue especialmente evidente en la represa Polemidhia.
- Con excepción a esta represa y su afluente, los pesticidas fueron menores a 0.5 ug/l. en los nueve ríos.

- La concentración de nitratos estuvo entre 0,5 y 11 mg/l en 7 represas y fue entre 0,5 y 31 mg/l en 9 ríos. Sin embargo se encontró tendencia de incremento en la concentración de los nitratos entre 1996 a 1999.
- La calidad Bacteriológica, cumple con la directiva mencionada y no se detectaron enterovirus.
- Desviaciones entre los contaminantes industriales y la contaminación orgánica y sus límites ocurrieron ocasionalmente. Los valores máximos se encontraron entre finales del 97 y finales del 98.
- En muchos de los casos las la toxicidad estuvo por debajo de los límites y criterios para la calidad del agua.
- La contaminación para pesticidas y contaminantes industriales no fue detectable en agua, como sí en los sedimentos donde fueron moderados. Compuestos de origen endocrino y genotóxicos, también fueron identificados en sedimentos, lo que demuestra que se hace necesario un monitoreo constante.

3.5. Índices En Asia Y Oceanía

3.5.1. Índice De Calidad De Agua Del Río Ganga. India

A partir de los datos de 5 variables de calidad del agua, se desarrolló un ICA que viene siendo aplicado al Río Ganga en Varanasi (India), basado en curvas de evaluación y subíndices. Su fórmula es un promedio cuadrado armónico. La tendencia de la calidad de agua fue obtenida por el uso de regresiones lineales múltiples y de la prueba estacional de Kendall.

Sin embargo a pesar de 15 años de implementación del Plan de Acción el programa no ha surtido efecto y la calidad del agua aún se deteriora. Los análisis de regresión múltiple muestran que hay alta relación entre las enfermedades entéricas originadas en el agua y la calidad del agua del río Ganga.

3.5.2. Sistema De Índices De Calidad De Agua Para Los ríos En Malasia.

Este índice se basa en la fórmula DoE's que contempla los siguientes variables: Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos (SS), Nitrógeno Amoniacal (NA) y pH (Rahman, 2003). Al mismo tiempo su escala general se muestra en la tabla 3.28. Su Fórmula de Cálculo es:

$$\text{ICA (WQI)} = 0.22 \cdot \text{SIOD} + 0.19 \cdot \text{SIDBO} + 0.16 \cdot \text{SIDQO} + 0.15 \cdot \text{SINA} + 0.16 \cdot \text{SISS} + 0.12 \cdot \text{SIpH}$$

Donde:

ICA = índice de Calidad de Agua (WQI: Water Quality Index);

SI: Subíndice del Parámetro

Tabla 3.28. Escala General para el ICA en Malasia

Uso	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	WQI
General	Muy Contaminado						Ligeramente Contaminado	Limpio			
Clase	V				IV	III			II	I	
Abastecimiento	No Aceptable				Dudoso	Necesario Tratamiento Altos Costos			Potabilización Menor Requerida	No Necesita Potabilización	
Recreación	No Aceptable	Contaminado	Sólo para navegación	Dudoso para agua de contacto	Principios de Contaminación, Aceptable según conteo de Bacterias			Aceptable para todos los Deportes			
Peces, Moluscos y Vida Salvaje	No Aceptable		Sólo Peces tolerantes	Solo pesca deportiva	Dudoso para peces sensibles	Marginal para Trucha	Aceptable para todos los peces				
Navegación	No Aceptable		Contaminación Obvia	Aceptable							
Agua Tratada Transporte	No Aceptable	Aceptable									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	WQI

3.6. Índices En Colombia

En Colombia el estudio y la formulación de Índices de Calidad de Agua han sido abordados desde 1997 principalmente por Ramírez. Tal conjunto de Índices denominados ICO (Ramírez *et al.*, 1997) tuvieron su base en los resultados de análisis multivariados de componentes principales de común utilización en monitoreos en la Industria Petrolera Colombiana (Ramírez, 1988; Oleoducto Colombia-Ecopetrol-ICP, 1993; Ocesa-Ecotest, 1997; BP Exploration, 1998; En Ramírez, 1999), y han demostrado enormes ventajas sobre los ICA (WQI), debido a que como se ha ilustrado con anterioridad, los ICA generalmente, involucran en un solo parámetro, numerosas variables que conllevan a diversos problemas como:

- No-correspondencia del puntaje de la calidad de agua con el grado de contaminación en uno o entre dos o más cursos de agua.
- Falta de sensibilidad a fenómenos estacionales de unas u otras variables.
- Dificultad de correlación con procesos de bioindicación
- Pérdida sustancial de información

En el desarrollo de las formulaciones de estos índices de contaminación, se tuvieron en cuenta diversas reglamentaciones, tanto Colombianas como Internacionales, para diferentes usos de agua; así como registros de aguas naturales colombianas y relaciones expuestas por otros autores en los ICA (Ramírez *et al.*, 1999), con el fin de potencializar su uso a diferentes situaciones y lograr en ellos una generalidad en su aplicación. Este autor destaca que con frecuencia en Colombia se observa que los valores de las variables de calidad de agua de las aguas naturales son comparados con estándares de calidad de agua Potable, lo que constituye una mala referencia para el estudio de las aguas naturales, hecho por el cual no fueron tenidos en cuenta en su formulación.

El procedimiento metodológico para las formulaciones de estos índices correspondió a la descrita en Ramírez *et al.* (1997) y Ramírez *et al.* (1999) la cual que se describe a continuación:

- Asignación de valores de contaminación entre Cero y Uno a la escala de las variables.
- Selección de la ecuación que permita relacionar el valor de la variable y su incidencia en contaminación
- Aplicación del análisis de regresión lineal por el método de mínimos cuadrados ordinarios a la relación entre el índice y el parámetro.
- Ajuste de la ecuación estimada.

Particularmente para el caso del ICOPH, se tomó como referencia la relación presentada para esta variable en el ICA de la NSF con las siguientes modificaciones:

- Invertir la escala 0-1 a 1-0 (Calidad-Contaminación).
- Ajustar un ICO de Cero a un pH neutro.
- Ajustar los valores entre el extremo exterior y el promedio.

Para temperatura, se relacionó la diferencia de este parámetro (en grados centígrados) entre el agua del cauce receptor y el vertimiento, con la condición de impacto o contaminación que dicho cambio representa.

De acuerdo con este mismo autor (Ramírez y Viña, 1998 y Ramírez *et al.*, 1999), en primera instancia las correlaciones halladas entre múltiples variables fisicoquímicas dieron origen a cuatro índices de contaminación complementarios e independientes de aplicación verificada conocidos como:

3.6.1. Índice De Contaminación Por Mineralización -ICOMI:

Integra Conductividad, Dureza y Alcalinidad.

$$ICOMI = \frac{1}{3}(I_{\text{Conductividad}} + I_{\text{Dureza}} + I_{\text{Alcalinidad}})$$

Donde:

$$I_{\text{Conductividad}} = \text{Log}_{10} \cdot I_{\text{Conductividad}} = 3.26 + 1.34 \text{Log}_{10} \cdot \text{Conductividad} (\text{mS} / \text{cm})$$

$$I_{\text{Conductividad}} = 10^{\text{Log} \cdot I_{\text{Conductividad}}}$$

Conductividades mayores a 270 mS/cm, tienen un índice de conductividad = 1

$$I_{\text{Dureza}} = \text{Log}_{10} \cdot I_{\text{Dureza}} = -9.09 + 4.40 \text{Log}_{10} \cdot \text{Dureza} (\text{mg} / \text{lt})$$

$$I_{\text{Dureza}} = 10^{\text{Log} \cdot I_{\text{Dureza}}}$$

Durezas mayores a 110 mg/lit tienen un índice = 1

Durezas menores a 30 mg/lit tienen un índice = 0

$$I_{Alcalinidad} = -0.25 + 0.005Alcalinidad(mg / lt)$$

Alcalinidades mayores a 250 mg/lt tienen un índice de 1
 Alcalinidades menores a 50 mg/lt tienen un índice de 0

3.6.2. Índice De Contaminación Por Materia Orgánica ICOMO

Conformado por Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), Coliformes Totales y Porcentaje de Saturación de Oxígeno.

$$ICOMO = \frac{1}{3}(I_{DBO} + I_{Coliformes} + I_{Oxígeno \%})$$

Donde:

$$I_{DBO} = -0.05 + 0.70Log_{10} DBO(mg / L)$$

DBO > 30 (mg/l) = 1
 DBO < 2 (mg/l) = 0

$$I_{Coliformes\ Totales} = -1.44 + 0.56Log_{10} Col.Tot.(NMP / 100ml)$$

Coliformes Totales > 20.000 (NMP/100 ml) = 1
 Coliformes Totales < 500 (NMP/100 ml) = 0

$$I_{Oxígeno\ \%} = 1 - 0.01Oxígeno\ \%$$

Oxígenos (%) mayores a 100% tienen un índice de oxígeno de 0

Para sistemas lénticos con eutrofización y porcentajes de saturación mayores al 100%, se sugiere reemplazar la expresión por:

$$I_{Oxígeno\ \%} = 0.01Oxígeno\ \% - 1$$

3.6.3. Índice De Contaminación Por Sólidos Suspendidos - ICOSUS

$$ICOSUS = -0.02 + 0.0003SólidosSuspendidos(mg / L)$$

Sólidos Suspendidos > a 340 mg/l tienen un ICOSUS = 1
 Sólidos Suspendidos < a 10 mg/l tienen un ICOSUS = 0

3.6.4. Índice De Contaminación Por Trofia – ICOTRO.

Se calcula sobre la base de la concentración de Fósforo Total en mg/l.

- Oligotrofia : < 0.01
- Mesotrofia : 0.01-0.02
- Eutrofia: 0.02-1.00
- Hipereutrofia >1.00

De Igual Manera, Ramírez *et al.* (1999), observaron la necesidad de formular dos nuevos índices, correspondientes a:

3.6.5. Índice De Contaminación Por Temperatura – ICOTEMP.

El interés de la formulación de este índice está enfocado tácitamente a la evaluación de vertimientos, y no como en casos anteriores, a la caracterización de aguas naturales. Por lo tanto, el ICOTEMP se formuló sobre la base de la diferencia entre el vertimiento y el cuerpo receptor. Su formulación corresponde a:

$$ICOTEMP = -0.49 + 1.27 \log(Temp_{Vertimiento} - Temp_{CursoReceptor})$$

Si la diferencia de Temperatura es menor a 2.5°C (275.5°K), ICOTEMP = 0.






Si la diferencia de Temperatura es mayor a 15.0°C (288.5°K), ICOTEMP = 1.

3.6.6. Índice De Contaminación Por pH - ICOpH:

$$ICOpH = \frac{e^{-31.08+3.45pH}}{1 + e^{-31.08+3.45pH}}$$

En cuanto a los rangos establecidos (Tabla 3-29) para los mismos se tiene.

Tabla 3-29. Significancia de los Índices de Contaminación ICOs

ICO	Grado de Contaminación	Escala de Color
0 - 0.2	Ninguna	
> 0.2 - 0.4	Baja	
> 0.4 - 0.6	Media	
> 0.6 - 0.8	Alta	
> 0.8 - 1	Muy Alta	

Fuente: Ramírez *et al.* (1999).

3.6.7. Índices Propuestos Para La Actividad Petrolera

Específicamente para esta actividad Ramírez *et al.* (1999), se generaron además los siguientes Índices:

3.6.7.1. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Aromáticos En Peces Y Sedimentos- ICOARO.

$$ICOARO = -0.07 + 0.13Aromáticos$$

Si Aromáticos > 8 μ g/g ICOARO = 1

3.6.7.2. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos En Peces Y Sedimentos –ICOALRE.

$$ICOALRE = 0.06(Alifáticos Resueltos)^{0.60}$$

Alifáticos Resueltos > 100 μ g/g, ICOALRE = 1

3.6.7.3. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos No Resueltos En Peces- ICOALNORE-P:

$$ICOALNORE-P=0.80 (alifáticos no resueltos)^{0.62}$$

Si alifáticos no resueltos en peces > 60 μ g/g el índice es 1

3.6.7.4. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos No Resueltos En Sedimentos. ICOALNORE-S:

$$ICOALNORE-S=0.07 (alifáticos no resueltos)^{0.61}$$

Si alifáticos no resueltos en sedimentos > 80 μ g/g el índice es 1






3.6.7.5. Índice De Contaminación Por Hidrocarburos Alifáticos Totales En Peces Y Sedimentos ICOLALTO

$$ICOLALTO=0.05 (alifáticos totales)^{0.58}$$

Si alifáticos totales > 175 μ g/g el índice es 1

Los rangos para estos índices se definen en la siguiente tabla.

Tabla 3.30. Rangos Y Caracterización De Los Icos Propuestos Por Ramírez (1997)

ICO	Contaminación	Caracterización	Escala de Color
0-0.2	Ninguna	Aguas puras y quizás con aportes biogénicos	
>0.2-0.4	Baja	Con leve incidencia antrópica	
>0.4-0.6	Media	Notable actividad antrópica	
>0.6-0.8	Alta	Incidencia importante de la industria del petróleo	
>0.8-1	Muy Alta	Áreas muy contaminadas por hidrocarburos petrogénicos	

3.6.7.6. Índice Biótico ICOBIO

Este índice parte del análisis comparativo de las comunidades entre 2 estaciones y se realiza por medio de los siguientes índices de disimilaridad:

- o **Análisis De Presencia – Ausencia (Jaccard, 1908)**

Su fórmula corresponde a:

$$D = 1 - \frac{a}{a + b + c}$$

Donde:

D: Disimilaridad entre las 2 Estaciones

a: Número de Taxones Comunes entre las 2 estaciones

b: *En Sistemas Lóticos*: Número de Taxones que solamente existen aguas arriba.
En Sistemas Lénticos: Número de Taxones que solamente existen en las proximidades del vertimiento.

c: *En Lóticos*: Número de Taxones que solamente existen aguas abajo.
En Lénticos: Número de Taxones que solamente están en el centro o en el extremo radial, según se compare el centro o el extremo de la radial con el punto próximo al vertimiento.

- o **Densidades (Índice De Disimilaridad De Bray Y Curtis, 1957)**

Su fórmula corresponde a:

$$D = \frac{\sum |X_{i.ar} - X_{i.ab}|}{\sum (X_{i.ar} + X_{i.ab})}$$

Donde:

D: Disimilaridad entre las 2 estaciones

$X_{i.ar}$:

En **Lóticos**, densidad del Taxón *i* Aguas Arriba

En **Lénticos**, densidades del Taxón *i* en las Proximidades del Vertimiento

$X_{i.ab}$:

En **Lóticos**: densidad del Taxón *i* Aguas Abajo

En **Lénticos**: densidad del Taxón *i* en el centro o en el extremo la radial según se compare el centro o el extremo de la radial con el punto próximo al vertimiento.

De acuerdo con Ramírez (1999), para valoraciones cuantitativas se sugiere realizar los cálculos a partir de densidades relativas (porcentajes); adicionalmente, no conviene realizar el cálculo de índices binarios como el de Jaccard, ya que las numerosas especies raras pueden por azar aparecer o no en la muestra y por ello pueden causar resultados discordantes.

3.6.8. Índice De Contaminación Tóxica ICOTOX

Este índice tiene su base en las conocidas pruebas de toxicidad, que son bioensayos implementados en laboratorio, en los que se someten poblaciones de una o varias especies acuáticas a las concentraciones de un compuesto tóxico o vertimiento, para determinar los efectos letales (toxicidad aguda) o subletales (toxicidad crónica) de los mismos (Ramírez *et al.*, 1999). Estas pruebas se realizan en tiempos que pueden ser: 24, 48, 72 ó 96 horas y sobre ellas se determina la concentración que produce la mortalidad en el 50% de la población expuesta. Dicha Concentración Letal Media según el caso se denomina LC₅₀, que al multiplicarse por un factor define la concentración máxima permisible de dicho compuesto o vertimiento. En Colombia el decreto 1594/84 expone los factores a multiplicar para usos del agua de preservación de flora y fauna. A excepción del clorofenol, los difenil-policlorados, el oxígeno y el sulfuro de hidrógeno, los variables se definen según pruebas de toxicidad a 48 y 96 horas. Dichas concentraciones no obstante, no se han establecido nunca en el país (Ramírez *et al.*, 1999).

Además de las pruebas letales, los estudios de toxicidad pueden incluir otro tipo de pruebas como bioacumulación, biodepuración, crecimiento poblacional o crecimiento corporal, entre otras

La USEPA (1985, en Zagatto *et al.*, 1988, Citado en Ramírez *et al.*, 1999) ha definido las unidades tóxicas en una escala de 1 a 4 como sigue:

$$UnidadesTóxicas = \frac{100}{LC_{50}}$$

Así, la condición del efluente se puede catalogar según el valor de las unidades tóxicas, tal como se muestra a continuación en la tabla 3.31. (se incluye la escala de ICOBIO):

Tabla 3.31. Escala De Clasificación De ICOTOX, Icos E ICOBIO

Nivel de Incidencia	Unidades Tóxicas Escala 1-4 (Zagatto <i>et al.</i> , 1988)	ICOTOX Escala 0-1 (Ecuación Estimada)	ICOs ICOBIO Escala 0-1
No Tóxico	1	< 0.26	0 - 0.2
Levemente Tóxico	> 1 - 1.3	> 0.26 - 0.37	> 0.20 - 0.40
Moderadamente Tóxico	> 1.3 - 2	> 0.37 - 0.55	> 0.40 - 0.60
Tóxico	> 2 - 4	> 0.55 - 0.84	> 0.60 - 0.80
Muy Tóxico	> 4	> 0.84	> 0.80 - 1

Dichas unidades se han llevado también a una escala de 0 -1, con el propósito de hacerlas equiparables con los índices de contaminación y disimilaridad, de modo que todas las variables de estudio, puedan ser fácilmente abstraídas en un mismo rango de

valores. Para lograr esto último, se estimó la siguiente ecuación de regresión ($r^2 = 0.96$):

$$UnidadesToxicas_{0-1} = 0.26 + 0.96 \text{Log}(UnidadesToxicas_{0-4})$$

Según su autor (Ramírez *et al.*, 1999), las mínimas diferencias entre esta nueva escala y las referidas para los Índices de Contaminación (ICOs) y de disimilaridad (ICOBIO), permiten su aproximación. Por ello la escala de colores previamente descrita es aplicable a todos ellos. Esta metodología ha permitido entonces, que todos los índices referidos hablen un mismo idioma.

3.6.9. Conclusiones De La Propuesta De Ramírez.

Como conclusión importante por parte del autor se tiene que:

- ✓ Los ICO están diseñados para valorar problemas ambientales diferentes, no están correlacionados y son complementarios, por lo que una condición particular puede llevar a que en un estudio se implementen pocas variables relativas sólo al problema de contaminación en cuestión.
- ✓ Los índices ICOMI, ICOMO, ICOSUS, ICOTRO, ICOpH, permiten cuantificar el grado de contaminación de las aguas respecto a su condición general y no a contaminantes específicos. Conjugan las propiedades más fundamentales de las aguas, y por esto son variables que regularmente se determinan en cualquier estudio limnológico o ambiental, muy a pesar de que la mayoría de ellas no están siquiera contempladas en la legislación nacional, razón por la cual cobran interés.
- ✓ Los índices de contaminación por hidrocarburos, permiten una valoración certera de la incidencia de las actividades antrópicas y petroleras en componentes ecosistémicos acuáticos con gran susceptibilidad a su acumulación.
- ✓ El ICOTEMP, de forma distinta a los índices anteriores, no otorga valores de condición.
- ✓ Igualmente este autor desarrolló el ICOBIO y retomó el ICOTOX como índices biológicos complementarios; el primero para el estudio de comunidades *in situ* de diversidad o estructura biológica y el segundo para pruebas de toxicidad. Así, los criterios para el diseño del ICOTOX, permiten su representatividad comparativa con los demás índices de contaminación de esta metodología.

Referencias

- Aroner, E. 2001. WQHYDRO. WQHYDRO Consulting, Portland, OR.
- APHA, 1986. American Public Health Association. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 20th Edition.
- Bach, E. 1980. A Chemical Index For Surveillance Of River Water Quality. Deutsche Gewasserkundliche Mitteilungen, Vol. 24, Pp. 102-106.
- Ball, R. Church, R. 1980. Water Quality Indexing And Scoring. Journal Of The Environmental Engineering Division, American Society Of Civil Engineers, 106, EE4, 757-771.
- BCWQI, 1996. Ministry Of Environment, Lands, And Parks. The Water Quality Section. British Columbia Water Quality Status Report. April, Victoria, Bc.
- Bhargava, D. 1983. Use Of A Water Quality Index For River Classification And Zoning Of The Ganga River, Env. Pollut. Ser. B, 6, 51-67.
- Brandt, D. 2002. River Physiochemical Index. Idaho Department Of Environmental Quality, 100p.
- Brink, B. 1991. Amoeba, Approach As A Useful Tool For Establishing Sustainable Development. Pp71-88.
- Brown R., McClelland N., Deininger R., Tozer R. 1970. "A Water Quality Index- Do We Dare?" Water And Sewage Works. October. P. 339-343
- Brown, R., McClelland, N., 1973. "Water Quality Index. Application In The Kansas River Basin", 46th. Conf., Water Poll. Fed., Cleveland, Ohio.
- Cairns, J., Alough, D., Busey, F., Chanay M 1968. The Sequential Comparison Index – A Simplified Method For Non-Biologists To Estimate Relative Differences In Biological Diversity In Stream Pollution Studies. J Water Pollut Contr Fed 40:1607-1613.
- Cude, C. 1998. Oregon Water Quality Index: A Tool For Evaluating Water Quality Management Effectiveness. Oregon Department Of Environmental Quality, Laboratory Division, Water Quality Monitoring Section. Portland, OR. 20 Pp.
- Cude, C. 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool For Evaluating Water Quality Management Effectiveness. Paper No. 99051 Of The Journal Of The American Resources Association 37(1):125-138
- Dalkey, N., Helmer, O. 1963. An Experimental Application Of The Delphi Method To The Use Of Experts. Management Science 9:458-467.
- Dalkey, N. 1968. DELPHI, The Rand Corp.
- De Zwart, D., Triverdi, R. 1995. Manual On Water Quality, Rep.No 802023003, National Institute For Public Health And Environment, Bilthoven, The Netherlands
- De Zwart, D. 2000. Observed Regularities In Ssds For Aquatic Species. In: The Use Of Species Sensitivity Distributions In Ecotoxicology. Suter, G.W. II And L. Posthuma (Eds.). SETAC Press, Pensacola, FL, USA. Environment-Water Task Force, DG XII (1998), "Freshwater: A Challenge For Research And Innovation",
- Dinius, S. 1987. Design Of An Index Of Water Quality", Water Res. Bull., 23:5, 833-843.
- Dojlido, J., Raniszewski, J., Woyciechowska, J. 1994. Water Quality Index Applied To Rivers In The Vistula River Basin In Poland, Env. Monitor. And Assess., 33, 33-42.

- Dunnette, D. 1980. Oregon Water Quality Index Staff Manual, Oregon Department Of Environmental Quality Publication.
- García, C.J.L. Y De La Lanza, E.G. 1995. (Comp.) Lagos Y Presas De México. Centro De Ecología Y Desarrollo. México. 320 Pp.
- Guzmán A., Merino, E. 1992. Diagnóstico De La Contaminación Del Agua En Jalisco. Cuadernos De Difusión Científica 26. Univ. Guadalajara. 67 Pp
- Hall, R. 2004. Water Quality Programs In The City Of Greensboro. Stormwater Mangement Division. Nacional Monitoring Conference. Chatraanooga. USA.
- Hallock, D. 1990. Results Of The 1990 Water Quality Index Analysis. Washington. Department Of Ecology, Memorandum To Dick Cunningham, July 18, 1990.
- Hallock, D., W. Ehinger. 2001. River And Stream Ambient Monitoring Report For Water Year 1999. Washington Department Of Ecology, Environmental Assessment Program, Olympia, WA. 11 Pp. + Appendices.
- Hirsch, M., Slack, J., Smith, R. 1982. Techniques Of Trend Analysis For Monthly Water Quality Data. Water Resources Research 18: 107-121.
- Idaho Water Resources Research Institute . (IWRRI). 2003. Idaho Streamwalk: Learning How To Monitor Our Streams. 80 P.
- INEGI. 1990. Jalisco. Cuaderno De Información Para La Planeación. Inst. Nal. Estado. Geog. Inform. México. 466 Pp.
- Joung, H., Miller, W., Mahannah, C., Guitjens, J. 1979. A Generalized Water Quality Index Based On Multivariate Factor Analysis. Jorunal Of Environmental Quality. 8(1):95 -100.
- Kahler-Royer, C. 1999. A Water Quality Index Devised For The Des Moines River In Central Iowa. Master Science Graduate Thesis. Civil Engineering (Environmental Engineering) Iowa State University Ames, Iowa.
- Kuik, O., Verbruggen, H. 1991. In Search Of Indicators Of Sustainable Development, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 126 Pp,ISBN 07923-1249-X, The Library P2.2/2
- Kung, H., Ying, L., Liu, Y. 1992. A Complementary Tool To Water Quality Indices: Fuzzy Clustering Analysis. Water Resources Bulletin 28(3):525-533.
- León, L. 1991. Índice De Calidad Del Agua, Ica, Inf. # Sh-9101/01, Instituto Mexicano De Tecnología Del Agua, México, 36 P.
- McClelland, N. 1974. Water Quality Index Application In The Kansas River Basin, U.S. Environmental Protection Agency Region VII, Washington, D.C.
- Michaelidou, C. 2000a. Overall, Integrated Evaluation Report On The Life Project 95/CY/B2/CT/868 MED, 1996-2000 State General Laboratory, Nicosia.
- Michaelidou, C. 2000b. Data Base Reports For 19 Waterbodies In Cyprus- Life Project 95/CY/B2/CT/868 MED, 1996-2000 State General Laboratory, Nicosia.
- Montoya, H., Contreras, C., García, V. 1997. Estudio Integral De La Calidad Del Agua En El Estado De Jalisco. Com. Nal. Agua., Geren. Reg. Lermasantiago. Guadalajara. 106 Pp
- O'Connor, M. 1972. The Application Of Multiattributive Scaling Procedures Of Indices Of Value. Michigan USA
- Odum E. 1969. The Strategy Of Ecosystem Development. Science 164:262-270

- Oregon Department Of Environmental Quality. 1994. Issue Paper: Temperature, Portland, OR.
- Oregon Department Of Environmental Quality. 1994b. Issue Paper: Hydrogen Ion Concentration (Ph), Portland, OR.
- Ott, W. 1978. Environmental Indices, Theory And Practice, AA Science , Ann Arbor, Michigan.
- Peterson, R. 1980. Water Quality Index Program (Documentation For STORET Computer Program) US EPA Region X, Seattle, WA.
- Peterson, R. Bogue, B. 1989. Water Quality Index (Used In Environmental Assessments), EPA Region 10, Seattle WA.
- Pratti, L., Pavanello, R. 1971. Assesment Of Surface Water Quality By A Single Index Of Contamination. Water Resources Research, Vol.5, May 1971, Pp. 456-467.
- Rahman, Z. 2003. Water Quality Management In Malaysia. Department Of Environment Malaysia .
- Ramírez, A., Restrepo, R., Viña, G. 1997. Cuatro Índices De Contaminación Para Caracterización De Aguas Continentales. Formulaciones Y Aplicación. Ciencia Tecnología Y Futuro 1(3): 135 - 153.
- Ramírez, A., Viña, G. 1998. Limnología Colombiana. Aportes A Su Conocimiento Y Estadísticas De Análisis. Univ. Jorge Tadeo Lozano - BP Exploration, Bogotá.
- Ramírez, A., Restrepo, R., Cardeñosa, M. 1999. Índices De Contaminación Para Caracterización De Aguas Continentales Y Vertimientos. Formulaciones. Ciencia Tecnología Y Futuro 1(5): 89-99.
- River Index Project (RIP). 2002. Miami Valley River Index. <http://www.riverindex.org>
- SAFE. 1995. Strategic Assessment Of Florida's Environment. Florida Stream Water Quality Index.Statewide Summary. USGS. 1994. Arkansas.
- Smith, D. 1987. Water Quality Indices For Use In New Zealand's Rivers And Streams, Water Quality Centre Publication No. 12, Water Quality Centre, Ministry Of Works And Development, Hamilton, New Zealand.
- Stambuk-Giljanovc. P, 1999. Water Quality Evaluation By Index In Dalmatia. Wat. Res. 33(16): 3423-3440. Elsevier Science Ltd
- Stojda A., Dojlido J., Woyciechowska J., 1985, Water Quality Assessment With Water Quality Index, Gospod. Wod. 12, 1985, 281-284.
- Stoner, J. 1978. Water Quality Indices For Specific Water Uses, USGS Circular 770.
- UNEP/WHO. 1996. Water Quality Monitoring - A Practical Guide To The Design And Implementation Of Freshwater Quality Studies And Monitoring Programmes. En: Http://Www.Who.Int/Docstore/Water_Sanitation_Health/Wqmonitor/Ch13.Htm.
- US EPA. 2002. Risk Comunication In Action. Environmental Cases Studies. EMPACT. Environmental Monitoring For Public Acces And Community Tracking. EPA/625/R-02/011United States Environmental Protection Agency Office Of Research And Development National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH 45268. .
- Yu, J., Fogel, M., "The Development Of A Combined Water Quality Index", Water Resource Bull., 14:5, 1239-1250, (1978).
- WEP, 1996. Lower Great Miami Watershed Enhancement Program (WEP). Miami Valley River Index. <Http://www.Mvrpc.Org/Wq/Wep.Htm>



investigación en
H₂O
calidad del agua