

INDICES FISICOQUIMICOS DE CALIDAD DEL AGUA UN ESTUDIO COMPARATIVO

Fernández, N*. Ramírez, A. Solano, F*****

**Departamento de Biología y Química. Universidad de Pamplona. Colombia. E-mail: nfernandez@unipamplona.edu.co*

***Facultad de Ecología. Universidad Javeriana. Colombia. E-mail: alberto.ramirez@javeriana.edu.co*

****Vicerrectoría de Investigaciones Universidad de Pamplona. Colombia. E-mail: viceinves@unipamplona.edu.co*

RESUMEN

La valoración de la calidad del agua puede ser entendida como la evaluación de su naturaleza química, física y biológica, en relación con la calidad natural, los efectos humanos y usos posibles. Para hacer más simple la interpretación de los datos de su monitoreo, es cada vez más frecuente el uso de índices de calidad de agua, los cuales son herramientas prácticas que reducen una gran cantidad de parámetros a una expresión sencilla dentro de un marco unificado.

En este contexto, este artículo presenta un estudio comparativo de 30 índices de calidad de agua, sobre la base de su estructura matemática, similitud de parámetros y comportamiento frente a un mismo grupo de datos. Los resultados encontrados indican que es notoria la existencia de diferencias apreciables en cuanto a la clasificación de una misma muestra de agua ante diferentes índices. Así, se pudo establecer que los índices desarrollados en Colombia por Ramírez *et al.* (1997) y la estrategia AMOEBA, desarrollada por D.de Zwart (1992) en Holanda, presentan grandes ventajas frente a formulaciones tradicionales, en la medida que desagregan de mejor manera los diferentes tipos de contaminación.

PALABRAS CLAVES

Índices de calidad de agua, índices de contaminación, contaminación del agua, valoración de la calidad del agua.

INTRODUCCION

Un índice de calidad de agua consiste, básicamente, en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros, el cual sirve como expresión de la calidad del agua. El índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso, un color.

Históricamente, organizaciones de varias nacionalidades involucradas en el control del recurso hídrico, han usado de manera regular índices fisicoquímicos para la valoración de la calidad del agua. Esto ha sido más notorio desde la última década del siglo XX, en la que se dio un incremento importante en la aplicación de estos índices, lo que ha revertido, en la actualidad, a que exista una cantidad apreciable de formulaciones en diferentes latitudes y con propósitos que varían desde generales hasta específicos, producto de los esfuerzos y desarrollos investigativos tanto de agencias gubernamentales reguladoras de diferente orden, como de estudios de maestría y doctorado.

Según Cude (2001), las revisiones de los índices de calidad de agua han constituido una continua preocupación, como lo demuestran diferentes estudios, las cuales han revelado nuevos enfoques, al tiempo que han proporcionado nuevas herramientas para el desarrollo de otros índices (Dinius, 1978; Kung *et al.*, 1992; Dojlido *et al.*, 1994). Entre las primeras comparaciones son destacables las de Landwehr & Deininger (1976), seguidas por Ott (1978) quien realizó una revisión de los índices usados en Estados Unidos, además de una discusión detallada sobre la teoría y práctica de los índices ambientales (Ott, 1978b). En Europa los aportes han provenido de estudios como los de van Helmond y Breukel (1996), quienes demostraron que por lo menos 30 índices de calidad de agua son de uso común alrededor del mundo, y consideran un número de variables entre 3 y 72, con la inclusión frecuente de por lo menos 3 de los siguientes parámetros: O₂, DBO o DQO, NH₄-N, PO₄-P, NO₃-N, pH y sólidos totales; igualmente, en Croacia, Stambuk-Giljanovc (1999) observó que a

través de los años varios índices de calidad de agua han sido formulados, con objetivos propios. Otros estudios como los de Cooper *et al.* (1994) y Richardson (1997), en Sudáfrica y Australia, se han ocupado de hacer revisiones con el fin de generar sus respectivos índices para estuarios. En Centroamérica se hacen notorios los desarrollos de Montoya (1997) y León (1998).

En Colombia de acuerdo con el Estudio Nacional del Agua (IDEAM, 2000), la medición de parámetros fisicoquímicos es una actividad rutinaria. Sin embargo, no ha sido así el cálculo de índices de calidad de agua, a pesar de las recomendaciones explícitas en la legislación y de los desarrollos de formulaciones propias como las de Ramírez *et al.* (1997), aunque éstas sí vienen siendo aplicadas regularmente dentro de la industria del petróleo. Tan solo algunas corporaciones autónomas regionales en las ciudades de Santafé de Bogotá, Barranquilla, Bucaramanga, Cali y Manizales, aplican formulaciones de origen norteamericano en sus programas de monitoreo.

En consideración a lo anterior, se genera la actual investigación que contribuye de manera directa a mejorar el conocimiento del tema, especialmente en Colombia, en el que este tipo de aportes llena parte del vacío existente, pues amplía investigaciones previas realizadas en la Unión Europea y en Estados Unidos principalmente, por lo que su propósito fundamental fue el de llevar a cabo una revisión de algunos de los más importantes índices utilizados en la valoración de la calidad del agua que existen hasta el momento y que se hallan disponibles en diferentes fuentes bibliográficas, instituciones y redes, con el objeto de brindar información actualizada en cuanto a su finalidad, composición y estructura, además de realizar entre ellos un análisis comparativo y evaluativo sobre la base de sus bondades e inconvenientes. Lo anterior derivó en la valoración de 30 índices para lo cual se diseñó el software ICATEST v.1.0 como herramienta que facilitó los procedimientos de cálculo de cada uno de ellos.

METODOS

La metodología básica de estudio consistió en una revisión extensa de diferentes tipos de formulaciones en torno a los índices de calidad del agua en diferentes países. Una vez recopilados, se valoraron en cuanto a la composición de parámetros y su estructura matemática, por lo que fueron sometidos a un análisis de clasificación multivariado aglomerativo jerárquico politético de agrupación promedio, con la utilización del índice de Sorensen -Dice, a partir del cual se hallaron los diferentes grupos de asociación sobre la base de su similitud en cuanto a las variables incluidas.

Con el objeto de facilitar el cálculo ágil de los índices y su comparación, se desarrolló el software ICATEST v.1.0, en el que se tuvieron en cuenta los índices que estuvieron provistos de los valores originales, funciones de calidad (curvas), ecuaciones de regresión y formulaciones finales para la agregación de los mismos. A partir de estos valores se procedió a la búsqueda y aplicación de los algoritmos adecuados, con el fin de que el software pudiese calcular los valores finales con la misma exactitud que los originales. De esta forma, ICATEST v.1.0 permitió la comparación a partir de un grupo de datos igual de un total de 22 índices de calidad del agua, con el objeto de observar el comportamiento de cada uno de ellos, con lo que se pudo establecer la respuesta de los mismos en cuanto a la valoración de la calidad de agua.

RESULTADOS Y DISCUSION

Procedimiento general y elementos de cálculo de un índice de calidad de agua

El factor común de los índices analizados está en su estructura de cálculo, basada principalmente en el seguimiento consecutivo de los siguientes 3 pasos: (I) **Selección de los parámetros**, la cual se lleva a cabo por la apreciación de expertos, agencias o entidades gubernamentales que son quienes determinan en el ámbito legislativo su importancia. A este respecto, Dunnette (1979) recomienda seleccionar las variables de las 5 categorías más comúnmente reconocidas como son: (1) Nivel de

oxígeno, (2) Eutrofización, (3) Aspectos de Salud, (4) Características físicas y (5) Sustancias disueltas. (II) **Determinación de Funciones de Calidad (curvas) para cada Parámetro**, entendidos como *subíndices*, que tienen como propósito la transformación de las variables a una escala adimensional, en razón de su expresión en diferentes unidades (mg/L, porcentaje, unidades, etc.), para permitir su agregación. (III) **Agregación de los Subíndices a través de una Expresión Matemática**, para lo que más frecuentemente se utilizan promedios, bien sea aritméticos o geométricos ponderados o armónicos.

Composición de los Índices de Calidad del Agua (ICAs) e Índices de Contaminación (ICOs)

Al analizar los índices recopilados, se muestra que éstos abarcan 35 variables, de las cuales la que más comúnmente se tiene en cuenta, es el oxígeno (en 15 índices aprox., 50% de los casos), que se combina con los sólidos totales (en 12 índices), el pH (en 12), los coliformes fecales (en 11), la DBO (en 11), el fósforo total y los ortofosfatos (en 11) y los nitratos (en 10). Con algo menos de frecuencia se encuentran la turbidez (en 9), la temperatura (en 8) y el amonio (en 8).

De lo anterior se puede desprender, que en la mayoría de las ocasiones se ha querido involucrar en un solo índice procesos de diferente naturaleza como lo son: la oxidación-reducción, la mineralización, los sólidos suspendidos, los nutrientes fósforo y nitrógeno y el pH, este último como la expresión más importante del sistema carbono-carbonato, por lo que mediciones como la alcalinidad y dureza son poco frecuentes, a pesar de la importancia que ellas tienen.

Igualmente, la tendencia en la escogencia de los parámetros constituyentes de los índices desde su inicio estuvo enfocada, aparentemente, en conocer más el efecto de las cargas orgánicas, mas allá del efecto en la calidad del agua de otros procesos de igual o mayor importancia. Esto puede soportarse sobre la base del tipo de contaminación existente en los años 60 y 70 en los países industrializados, y la subsecuente evolución de la contaminación. Para nuestros días, es notorio observar como el desarrollo de los índices tiene en cuenta otros procesos, como la contaminación por detergentes, agroquímicos y el efecto de éstos y los demás factores en la diversidad y composición de las especies, aunado a la afección que ellos tienen en procesos bioecológicos como la producción y la respiración de los organismos.

ANÁLISIS DE SIMILITUD ENTRE LA COMPOSICIÓN DE LOS ÍNDICES

La figura 1 muestra el dendrograma de clasificación para los índices objeto del estudio.

De acuerdo con éste, se observa que existe un grupo de gran asociación, conformado por los siguientes subgrupos los cuales se listan de mayor a menor similitud:

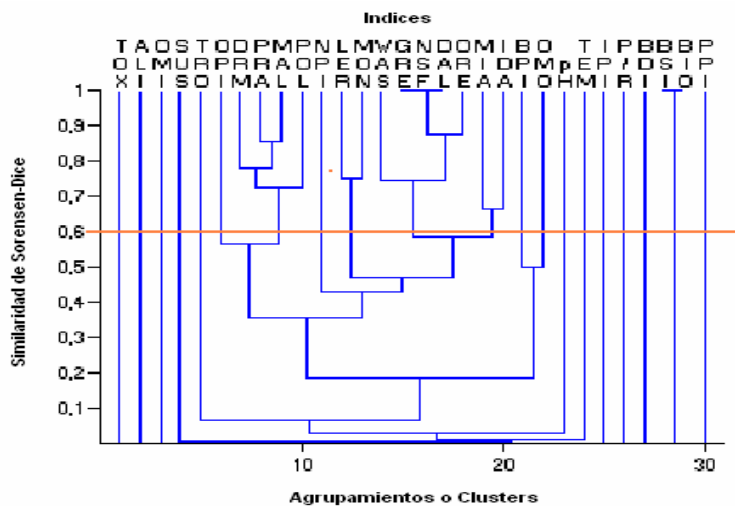


Figura 1. Dendrograma de los ICAs según Sorensen-Dice

Grupo A: Greensboro, NSF y Dalmatia (100% idénticos), con el índice de Oregon (87%) y a su vez asociados con el índice de Washington (75%). Este grupo está ligado con el índice para Valle de Miami e Idaho a la altura del 58%; entre ellos son destacables las variables involucradas en la descomposición de la materia orgánica.

Grupo B: Índice de León e índice de Montoya (75%). Ambos son mejicanos y manejan entre 15 y 18 variables y clasifican el agua en los mismos usos.

Grupo C: Prati y Malasia (85%), con DRM (78%) unidos al índice utilizado en Polonia a nivel del 72% de similitud. El siguiente agrupamiento se asocia con el índice Orgánico de Contaminación (OPI) de la estrategia AMOEBA al 58%; su asociación se debe a parámetros como la DBO, la DQO y el amonio. Este último se liga a los grupos A y B (similitud 36%), por parámetros como el oxígeno, el pH y los sólidos.

Los demás grupos no tienen en realidad similitudes significativas, lo que demuestra que se componen de parámetros muy diferentes, allí están, por ejemplo, BPI con ICOMO (49% de similitud), que se unen en un 18% de similitud con los grupos anteriores.

En cuanto a índices completamente disímiles de izquierda a derecha se hallan: ICOTOX, ICOALIs (Índices de contaminación que involucran Hidrocarburos Alifáticos y Aromáticos), ICOMI, ICOSUS e ICOTRO, ICOpH, ICOTEMP propuestos por Ramírez *et al.*, (1997, 1999), IPI, P/R, BDI, BSI, ICOBIO y PPI. Esto demuestra que tanto los índices propuestos por Ramírez *et al.* como los propuestos por la estrategia AMOEBA, son índices complementarios entre sí, ya que desagregan los tipos de contaminación, por lo que observados en conjunto constituyen una estrategia de valoración general de la calidad del agua. Estos índices permiten estudiar problemas particulares y evitan que unas variables o problemas ambientales de contaminación queden enmascarados en torno a otras variables.

Estructura comparativa de cada uno de los índices

En la tabla 1 se listan los diferentes índices objeto de estudio y se presenta de manera comparativa el número de variables, su estructura y su fórmula de agregación.

Como se puede ver en la tabla 1, existen muchos métodos utilizados para el cálculo de un ICA (calidad) o un ICO (contaminación), al igual que ha existido marcada preferencia por el cálculo de una tendencia central. En este aspecto, es de resaltar el estudio de House (1989), quien llevó a cabo una revisión de diferentes formulaciones para la agregación de los subíndices y concluyó que el promedio aritmético ponderado modificado (Stojda & Dojlido, 1983) y la suma ponderada modificada (Couillard & Lefebvre, 1985), proveen los mejores resultados para la indexación de la *calidad general del agua*. De la misma forma, el promedio geométrico ponderado ha sido ampliamente utilizado, sobre todo cuando existe una gran variabilidad entre las muestras. Además, cuando las muestras tienen gran variabilidad o donde es importante tener en cuenta valores bajos, se recomienda utilizar una media armónica o su cuadrado. De estos dos métodos, la media armónica al cuadrado es el método más sensible en un conjunto de datos con valores bajos, que toman mayor peso en el cálculo que los valores altos.

Tabla 1. Número de parámetros usados por los índices en estudio.

Índice	Número de parámetros	Estructura	Fórmula de agregación	Índice	Número de parámetros	Estructura	Fórmula de agregación
Índices de Calidad (ICAs)				Organic Pollution Index (OPI)	5	Curvas	Ln de la sumatoria ponderada modificada
Bacterial Pollution Index (BPI)	1	Curvas	Lectura Directa	Oregon	7	Ecuaciones	Cuadrado de la media armónica
Benthic Saprobity Index (BSI)	Mínimo 30	Tabla	Promedio porcentual	Pesticide Pollution Index (PPI)	2 a 7	Curvas	Ln de la sumatoria ponderada modificada
Biological Diversity Index (BDI)	Indeterminado	Tabla	Proporción	Polonia	6	Fórmulas	Cuadrado de la media armónica
British Columbia	Hasta 47	Fórmulas	Raíz cuadrada de sumatoria	Prati	8 a 13	Fórmulas	Sumatoria no ponderada
Dalmatia	9	Curvas-Fórmulas	Proporción de 2 sumatorias Ponderadas	Production Respiration Index	2 a 3	Diagrama	Lectura directa
Dinius (1987)	12	Ecuaciones	Media Geométrica Ponderada	Washington	8	Ecuación	Ecuación Cuadrática
DRM	7	Curvas	Promedio Ponderado	Índices de contaminación (ICOs)			
Greensboro	9	*	*	ICOMI (Mineralización)	3	Ecuaciones	Promedio aritmético
Idaho	5	Ecuación	Proporción Logarítmica	ICOMO (Materia orgánica)	3	Ecuaciones	Promedio aritmético
León (1998)	15	Fórmulas	Promedio Geométrico Ponderado	ICOSUS (Sólidos suspendidos)	1	Ecuación	Lectura Directa
Industrial Pollution Index (IPI)	5 a 14	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada	ICOTRO (Trófia)	1	Rangos	Lectura Directa
Malasia	6	Ecuaciones	Promedio Ponderado	ICOTEMP (Temperatura)	1	Ecuación	Lectura Directa
Montoya (1997)	17	Ecuaciones	Promedio Ponderado	ICO-pH (pH)	1	Ecuación	Lectura Directa
Miami River Index	7	Tabla	Sumatoria	ICOTOX (Toxicidad)	1 Tóxico por vez	Ecuaciones	Ecuaciones
Nutrient Pollution Index (NPI)	9	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada	ICOBIO (Biológico)	Indeterminadas	Ecuaciones	Lectura Directa
NSF	9	Curvas	Promedio Ponderado	ICOs para Hidrocarburos: ICOARO; ICOALRE; ICOALNORE-P; ICOALNORE-S ICOALTO	1 por cada índice	Ecuación	Lectura Directa

* No especificada en la referencia.

Formulaciones más recientes (Ej. Cude, 2001 en OWQI; Ramírez *et al.*, 1997, 1999) prefieren trabajar sobre ecuaciones para curvas ajustadas, producto de regresiones para cada una de las variables que pueden después ser ponderadas con el mismo peso, de acuerdo al número de parámetros que se incluyan en el índice. El empleo de ecuaciones, por demás, permite la incorporación de software en el análisis y sistematización de la información, frente a la apreciación gráfica que han manejado históricamente muchos de los índices. Este hecho toma mayor interés si se considera que la incorrecta manipulación numérica en la agregación, puede terminar en la pérdida de información subyacente, y lo que puede ser más delicado, en la caída o el aumento drástico del valor final del índice en razón de la transformación.

Comparación a partir del mismo grupo de datos

Para efectos comparativos se generó la tabla 2, en la que se reportan los valores máximos permisibles para agua potable (Decreto 475 de 1985) y vertimientos que pueden ser susceptibles de potabilización (Decreto 1594 de 1984). Los datos faltantes fueron obtenidos de legislación internacional para los mismos usos. En este aspecto se debe tener en cuenta la diferente naturaleza de unos y otros índices.

Tabla 2. Parámetros base de la comparación entre índices.

Parámetro	Agua potable	Vertimiento	Parámetro	Agua potable	Vertimiento
Alcalinidad (mg/L)	95	500	HCH en Agua (ug/L)	0,01	3500
Amonios (mg/L)	0,04	1	HCH en Sedimentos ug/L)	0,0095	3000
Bacterias Termo-Tolerantes (NMP/100ml)	1	2000	Nitratos (mg/L)	9,5	18
Clorofila a (mg/L)	10	120	Nitritos + Nitratos (mg/L)	9,51	24
Cloruros (mg/L)	245	250	Nitratos +Amonio (mg/L)	9,54	19
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	0	2000	Nitrógeno Total (mg/L)	9,55	25
Coliformes Totales (NMP/100ml)	1	20000	Oxígeno Disuelto (mg/L)	7	2
Color (Unidades Pt-Co)	14	75	pH (Unidades)	6,8	9
Conductividad (micromhos/cm)	125	400	Producción (mg/L)	2	1
Cromo en Agua (mg/L)	0,0095	0,05	Promedio de Temperatura (°C)	20	30
Cromo en Sedimentos (mg/L)	0,0097	0,052	Respiración (mg/L)	3	5
DBO (mg/L)	0,2	30	Saturación OD %	80	28
Diferencia de Temperatura	2	11	Sólidos Suspendidos (mg/L)	120	650
DQO (mg/L)	1	30	Sólidos Totales (mg/L)	280	730
Dureza (mg/L)	155	250	Temperatura del Aire (°C)	26	37
Fenoles (mg/L)	0,001	0,002	Temperatura Superficial (°C)	25	35
Fosfatos(mg/L)	0,095	0,2	Turbidez (mg/L)	4,5	10
Fósforo Total (mg/L)	0,17	0,5	LC50 (mg/L)	49	25

Como se observa en la tabla 3 la clasificación dada por cada índice difiere en buena medida entre ellos, a pesar de la similitud que existe entre parámetros, sobre todo en cuanto la valoración de aguas para potabilización que requieren valores bajos en las variables; No tanto así, en las escalas que contemplan valores altos para vertimientos. Es aquí donde se nota nuevamente, como la fórmula de agregación tiene gran influencia en el resultado final, lo que puede llevar a las personas que realicen la valoración de la calidad de agua por estos métodos, a valoraciones distintas. A lo

anterior se suma la especificidad que tienen algunos de estos índices de acuerdo a la región para la cual fue formulado.

Tabla 3. Comparación del índice NSF y sus derivados

Índice	Agua potable			Vertimiento		
	Valor	Clasificación	Escala color	Valor	Clasificación	Escala color
INSF	85.17	Buena		33.16	Mala	
DRM	60.17	Media		21.39	Muy mala	
IDAHO (0-3)	1.768	Intermedia	*	0.627	Pobre	
OREGON	24.98	Pobre		10.67	Muy pobre	
DINIUS	76.78	Contaminada	*	41.30	Fuertemente Contaminada	
LEON	82.29	Aceptable		44.42	Fuertemente Contaminada	

*No poseen escala de Color, fue asignada para efectos comparativos

Tabla 4. RAMÍREZ *et al.* (1997, 1999) Escala 0 (Excelente) – 1(Muy alta contaminación)

Índice	Agua potable			Vertimiento		
	Valor	Contaminación	Escala color	Valor	Contaminación	Escala color
ICOMI	0.330	Baja		1	Muy alta	
ICOMO	0.067	Ninguna		0.704	Alta	
ICOSUS	0.340	Baja		1	Muy alta	
ICOTEMP	0.00	Ninguna		0.833	Muy alta	
ICPO	0.030	Ninguna		1	Muy alta	
ICOBIO	0.040	Ninguna		0.057	Ninguna	
ICOTOX	0.549	Media		0.837	Muy tóxico	
ICOTRO		Eutrofia			Hipertrofia	

Por el contrario los índices de Ramírez *et al.* (1999, 2000), demuestran como tan solo el fósforo es la causa de la eutrofización en este grupo de parámetros. Por lo demás, el sistema de manera individual se halla en buen estado en cuanto a la mineralización, materia orgánica, temperatura, sólidos suspendidos y pH. Es notable como la naturaleza de estos índices es más objetiva y consistente, además que su escala representa de mejor manera la información sobre la calidad del agua. Esto confirma la ventaja que se tiene al desagregar los tipos de contaminación, lo que permite una mejor visualización de los diferentes problemas ambientales en un sistema hídrico.

Tabla 5. Estrategia AMOEBa

Índice	Valor agua potable	Valor objetivo	Valor vertimiento
BPI	99.80	90	0
NPI	42.43	70	20.39
OPI	57.84	70	3.81
IPI	17.41	70	7.11
BSI	66.70	60-80	3.80
BDI	0.847	N.D.	3.106
PRI	70.50	70	10.00

Esta metodología que permite una valoración desagregada de la calidad de agua muestra, sin embargo, que existen altos grados intermedios de contaminación con relación al agua potable, excepto en cuanto a bacterias, diversidad biológica y producción respiración. En cuanto al vertimiento muestra valores bajos que coinciden con la tendencia general. Se hace evidente igualmente, las ventajas que tiene la aplicación de esta estrategia. Cabe destacar que la fórmula de agregación en estos índices contiene factores de ponderación iguales para cada parámetro y utiliza logaritmos naturales, lo que la hace más sensible.

SINTESIS Y CONCLUSIONES

Es notorio que la principal limitación de un gran número de los índices estudiados, está en haber sido diseñados como herramienta en la valoración general de la calidad de agua. Es decir, resumen los datos originales además de que no pueden valorar todos los riesgos de salubridad, a menos que consideren todos los parámetros químicos, físicos y biológicos; es por ello que existen índices que por su diseño conducen a una pérdida sustancial de información. A favor de los ICAs que presentan este problema, se tiene que pueden de otra manera mostrar la variación espacial y temporal por medio de una fácil interpretación de categorías ambientales gruesas. Ésta puede y debe entonces ser filtrada y evaluada con detalle mediante la observación directa de las variables y parámetros pertinentes. Usados de esta forma, se pueden evaluar programas de gestión de recursos hídricos y asistir a los interesados, en el establecimiento de prioridades para propósitos de gestión.

En lo que respecta a los Índices de Contaminación, como los desarrollados por Ramírez y la estrategia AMOEBA implementada por D. de Zwart (1992) en países como Holanda, Chipre e India, es claro que son un concepto más actual y que han evolucionado a partir de los primeros con un enfoque de desagregación en cuanto a la determinación más o menos exacta del tipo de contaminación, lo que les proporciona una ventaja respecto de los ICAs tradicionales. Igualmente interesante es el caso de las formulaciones canadienses como la de British Columbia, las cuales están basadas en el logro de objetivos; así, el índice muestra un enfoque diferente, pues los agentes ambientales deben preocuparse constantemente en cuanto a las ocasiones que no alcanzaron estos niveles y la proporción en que se están alejando de ellos, lo que los conduce a delinear de manera constante estrategias para el mejoramiento de la calidad del agua. En este sentido, el índice ya deja de ser tan sólo un valor numérico que se almacena para calcular una tendencia que, seguramente, por la experiencia de los expertos es presumible, para pasar a la concientización directa de la frecuencia con que se mantiene en un determinado rango de calidad sin que la situación mejore. Este hecho es igualmente tenido en cuenta desde una perspectiva similar por la Estrategia AMOEBA que, además, aconseja las posibles acciones para el control del tipo de contaminación evaluada. A partir de estos 3 últimos enfoques es notorio que existe una tendencia a establecer Sistemas Evaluativos de la Contaminación, sobre la base de que para la época ya no existen sistemas sin intervención o que no hayan recibido de manera indirecta los efectos del crecimiento mundial.

Finalmente, es reconocible que a la fecha existe el inconveniente de definir un único índice como solución definitiva. Es admisible que tanto las valoraciones biológicas y fisicoquímicas son necesarias y no son intercambiables, en la medida que los índices hidrobiológicos muestran el grado al cual el equilibrio ecológico ha sido perturbado, entre tanto, la medida química de las concentraciones de los contaminantes es utilizada para identificar estas fuentes. Cada autor, sin embargo, se esfuerza por desarrollar su método único.

REFERENCIAS

- Cooper, J. A. G., Ramm, A. E. L. & Harrison, T. D. (1994). The estuarine health index: a new approach to scientific information transfer. *Ocean & coastal management*. 25: 103-141.
- Couillard, D. & Y. Lefebvre, (1985). Analysis of water quality indices. *Journal of Environmental Management* 21:161-179.
- 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.
- Dinius, S. H. (1987). Design of a water quality index. *W.R. Bulletin*, 23(5), 33-43.
- Dojlido J., Raniszewski, J. and Woyciechowska, J. (1994) Water quality index applied to river in the vistula. *River basin in Poland. Environmental monitoring and assessment* 33: 33-42.

- Dunnette, D.A. (1979). A geographically variable water quality index used in Oregon. *Journal of the Water Pollution Control Federation* **51**(1), 53-61
- House, M. A. (1989). A water quality index for river management. *Journal of the Institute of Water & Environmental Management* **3**: 336-344.
- IDEAM. (2000). Estudio nacional del agua. En: <http://www.ideam.gov.co>
- Kung, H., *et al.* (1992). A complementary tool to water quality indices: fuzzy clustering analysis. *Water Res. Bull.*, **28**(3), 525-533.
- Landwehr, J. M. & R.A. Deininger. (1976). A comparison of several water quality indices. *Water Pollution Control Fed.* **48**(5), 957-958. En: Dinius, S.H. (1987). Design of a water quality index, *W.R. Bulletin*, **23**(5), 33-43.
- León, L.F., (1991), Índice de calidad del agua, ICA, Inf. # Sh-9101/01, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, 36 pp.
- Ministerio de Agricultura. (1984) Decreto 1594 de 1984. Usos del agua y de los residuos líquidos. Colombia
- Ministerio de Salud. (1998) Decreto 475 de 1998. Normas técnicas de calidad del agua potable. Colombia.
- Ott, W.R. (1978). *Environmental indices, theory and practice, a science*, Ann Arbor, Michigan.
- Ramírez, A. y Restrepo, R., Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *Ciencia Tecnología y Futuro* **1**(3), 135 - 153.
- Ramírez, A. y Viña, G. (1998). *Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y Estadísticas de análisis*. Univ. Jorge Tadeo Lozano - BP Exploration, Bogotá. Colombia.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y Cardeñoso, M. (1999). Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. Formulación. *Ciencia Tecnología y Futuro*. **1**(5), 89-99.
- Richardson, A. M., (1997). Development of an estuarine water quality index (EWQI) for New South Wales. Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of bachelor of science (Honours), University of Sydney. 148 pp.
- Stambuk-Giljanovic. (1999). Water quality evaluation by index in Dalmatia. *Wat. Res.* **33**(16), 3423-3440. Elsevier Science Ltd.
- Stojda A., Dojlido J. y Woyciechowska J. (1985). Water quality assessment with water quality index, *Gospod. Wod.* **12**, 281-284.
- Van Helmond, C.A.M. & R.M.A. Breukel. (1996). Physico-chemical water quality indices. *Proceedings MTM-II-Posters-Surface Waters*. 475-479.
- Zwart, D. De & R.C. Trivedi. (1992). Draft manual on water quality evaluation, RIMV. The Netherlands.