

**APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS
EPICONTINENTALES COLOMBIANOS Y RECOMENDACIONES PARA SU
USO**

HERNANDO CASTELLANOS MONTES

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESPECIALIZACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA
2010**

**APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS
EPICONTINENTALES COLOMBIANOS Y RECOMENDACIONES PARA SU
USO**

HERNANDO CASTELLANOS MONTES

**Monografía presentada para optar al título de
Especialista en Ingeniería Ambiental**

**Director
Biólogo Marino. Msc. GERARDO VIÑA VIZCAINO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESPECIALIZACIÓN EN INGENIERIA AMBIENTAL
BUCARAMANGA
2010**

Ni la Universidad Industrial de Santander, ni los jurados se hacen responsables de los conceptos expuestos en el presente documento.

A mi hijo y esposa quienes motivan cada día mi
esfuerzo y dedicación para cumplir el
compromiso de trabajar por un país mejor para
todos, a mis auxiliares y demás personas que
hicieron posible este trabajo a lo largo de
diferentes sectores del país y años de colecta
de información,
A mis Padres y Hermana

AGRADECIMIENTOS

El autor expresa sus agradecimientos a:

A todas las empresas que permitieron el uso de la información y la presentación de los resultados de diferentes faenas de monitoreo desarrolladas en el país.

Biólogo Msc. Gerardo Viña, Director de este proyecto por su colaboración, consejos y guía para la elaboración del trabajo.

A todos mis compañeros, profesionales, auxiliares de trabajo y comunidades que hicieron posible este estudio.

Un especial agradecimiento al Dr. Carlos Guerra, quién me motivó y permitió el ingreso a la especialización, además de sus invaluable consejos.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	14
1. GENERALIDADES	16
2. METODOLOGÍA	19
2.1 ASPECTOS GENERALES	19
2.2 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN.....	25
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	53
5. BIBLIOGRAFÍA	55
6. ANEXO FOTOGRÁFICO	60

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 3-1. Estaciones de monitoreo , ubicación geográfica y características generales	21
Tabla 4-1. Índices de contaminación y métodos de bioindicación actualmente utilizados en el país, aplicados a diferentes sistemas lóticos en Colombia que fueron evaluados desde los años 2006 a 2009.	32
Tabla 4-2. Clases de calidad obtenidas en cada una de las estaciones evaluadas a partir de los índices BMWP/Col. y el ASPT.	34
Tabla 4-3. Clasificación de las aguas y significado de acuerdo con los índices BMWP/Col. y el ASPT (modificado de Roldán, 2003, en Álvarez, 2006). Tomado de Arango et al, 2008.	34
Tabla 4-4. Resultados de los parámetros físico – químicos evaluados en las 22 estaciones de monitoreo.....	43
Tabla 4-5. Matriz de correlaciones según los rangos de Sperman (r).	48
Tabla 4-6. Matriz de correlaciones según los rangos de Sperman (r).	51

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 3-1. Ubicación de las estaciones de monitoreo	20
Figura 4-1. Valores del BMWP/Col. para las 22 estaciones de monitoreo.	35
Figura 4-2. Valores del ASPT para las 22 estaciones de monitoreo.	35
Figura 4-3. Valores del ICOMI para las 22 estaciones de monitoreo.....	36
Figura 4-4. Valores del ICOSUS para las 22 estaciones de monitoreo.	37
Figura 4-5. Valores del ICOMO para 17 estaciones de monitoreo.....	39
Figura 4-6. Valores del ICOTRO para 17 estaciones de monitoreo.....	39
Figura 4-7. Análisis de componentes principales para las 22 estaciones de monitoreo.	40
Figura 4-8. Análisis de componentes principales para las 21 estaciones de monitoreo.....	42
Figura 4-9. Análisis de correspondencias para las 22 estaciones de monitoreo....	44
Figura 4-10. Análisis de correspondencias distendido (DCA) para las 22 estaciones de monitoreo.....	45
Figura 4-11. Análisis de correspondencias distendido (DCA) para las 22 estaciones de monitoreo.....	46

LISTA DE FOTOGRAFÍAS

	Pág.
Foto 3-1. Caño Caranal - Colecta de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática – Noviembre 2008.....	23
Foto 3-2. Toma de muestras para preservación, transporte y análisis en el laboratorio.....	24
Foto 3-3. Análisis de parámetros físico – químicos in situ.	25

TITULO: APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS EPICONTINENTALES COLOMBIANOS Y RECOMENDACIONES PARA SU USO

AUTOR: Hernando Castellanos M.

PALABRAS CLAVE: Índices de calidad del agua, índices de contaminación del agua, bioindicadores

La falta de estudios de bioindicación en sistemas acuáticos tropicales, la necesidad de encontrar métodos objetivos para calificar y cuantificar los efectos de tensores ambientales y la respuesta de las comunidades acuáticas, constituye el principal problema de investigación del presente proyecto.

Se aplicaron diferentes índices de calidad del agua en sistemas lóticos colombianos, para evaluar su aplicabilidad en las zonas de estudio. Igualmente se plantearon las bases para el desarrollo de un procedimiento de bioindicación que permite la elaboración de un indicador integrado de la calidad del agua, que incluye las características físico – químicas y la respuesta de algunos bioindicadores a los diferentes niveles de calidad, para el seguimiento de procesos de deterioro o recuperación en el tiempo de los sistemas expuestos a la actividad industrial.

La baja coincidencia de los niveles de calidad de las corrientes, evaluadas según los índices BMWP/Col., y ASPT y el bajo nivel de respuesta ante tensores ambientales de tipo natural o antrópico, sumado a la similitud de rangos de calidad obtenidos para sistemas con diferentes grados de afectación, hacen que estos indicadores aun no sean satisfactorios para su empleo en programas de monitoreo.

Las técnicas de análisis multivariadas como PCA, DCA y NMDS, además del uso de los índices de contaminación, combinadas, permiten una evaluación objetiva y confiable, de la calidad del agua, además de establecer el estado relativo de una estación con respecto a condiciones de referencia y detectar condiciones estresantes generadas por los parámetros físico – químicos implicados.

Análisis de correlación o de regresión complementarios, son procedimientos útiles para determinar el grado de dependencia entre las variables sintéticas derivadas y los índices de contaminación. Lo anterior permite discriminar el tipo de parámetros que afectan la distribución de los organismos acuáticos y establecer cómo se manifiestan dichos niveles de contaminación en la comunidad.

* Proyecto de grado.

** Facultad de Ingenierías Físico Químicas. Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Director Gerardo Viña

TITULO: IMPLEMENTATION OF WATER QUALITY INDICES IN COLOMBIAN EPICONTINENTAL SYSTEMS AND RECOMMENDATIONS FOR USE.

AUTOR: Hernando Castellanos M.

KEY WORDS: water quality indices, indices of water pollution, bioindicators

The aim of these research project is to make a contribution in the field of bioindication studies of aquatic systems of tropical areas. For this purposed the research discusses the construction and application of analytical method that evaluate true qualitative and quantitative mean the effects of different environmental tensors and the responses of the communities.

Water quality indices were applied in lotic Colombian systems to evaluate their practical application. A procedure that evaluate in an integral way the water quality and haw to apply it were develop. This procedure include the physical – chemical characteristics of water and the responses of some bioindicators. The newly procedure allows to monitoring the processes of damage and recovery in time of the aquatic systems under the influence of industrial activities.

the project discusses the applicability of the BMWP/Col. and ASPT as analytical tools. Based on the low correlation obtain between the quality levels of the streams analyze and the level of response of the environmental tensors, the study conclude that the indices were not accurate in of for the applications in monitoring programs on water quality.

Multivariate analytical techniques such as PCA, DCA and NMDS, together with the evaluation of ICOS, allowed the research to evaluate in an objective and confinable way the water quality. The procedure permitted also to establish the relative state of the aquatic system in relation to the reference condition and to detect the specific stages of the monitoring under stressful conditions.

Complementary correlations and regression analysis were tested as useful procedure to obtain the dependence of the synthetic variables derived and the pollution indices. Through this analysis the research establish the type of parameters that influence the distribution of the aquatic organisms together with the facts of haw the pollution levels are express or manifested in the community.

* Grade project.

** Chemical Physique Engineering's Faculty. Chemical Engineering School.Specialization in Environmental Engineering. Director Gerardo Viña.

INTRODUCCIÓN

Durante la década de los noventa, surge el concepto de la comunidad indicadora, cuyo objetivo principal apuntaba hacia la búsqueda de componentes de las comunidades bióticas con cualidades y capacidades para calificar y cuantificar el estado relativo de los sistemas acuáticos sometidos a diferentes tensores ambientales.

La falta de estudios de bioindicación en sistemas lénticos y lóticos de zonas tropicales, la necesidad imperante de encontrar sistemas de valoración objetivos que permitan no solo calificar sino cuantificar los efectos de diferentes tensores ambientales sobre los sistemas y la respuesta de las diferentes comunidades a los mismos, así como la búsqueda de mecanismos de evaluación que incluso conduzcan hacia la valoración económica de daños por deterioro de la calidad ambiental y natural de sistemas dulceacuícolas en el país, se constituye en el marco y principal problema de investigación del presente proyecto.

Como parte integral del proyecto, se buscó identificar las variables ambientales de mayor importancia y relevancia para estudios de calidad del agua en sistemas naturales, que permitan a futuro, elaborar un modelo para predecir el comportamiento de los sistemas en el tiempo y así sostener una herramienta de juicio objetiva para quienes desarrollan actividades impactantes, así como para las entidades a cargo de la administración y manejo de los recursos nacionales.

Para dar cumplimiento a tal iniciativa se aplicaron diferentes índices de calidad del agua en sistemas que incluyen cuerpos de agua lóticos de la Orinoquia, Magdalena Medio y alto Magdalena, de tal manera que fuese posible evaluar el grado de respuesta de dichos indicadores y su real aplicabilidad en la zonas de estudio. Igualmente Plantear las bases para el desarrollo de un procedimiento de

bioindicación en el país que permita a futuro la elaboración de un indicador integrado de la calidad del agua, que incluya no solo las características físico – químicas del agua, sino la respuesta de algunos bioindicadores a los diferentes niveles de calidad y que a su vez permita no solo la valoración sino el seguimiento y control de eventuales tensores ambientales y procesos de deterioro o recuperación, de sistemas dulceacuícolas expuestos a la actividad industrial.

1. GENERALIDADES

Los intentos por construir un índice que permita calificar la calidad del agua no son nuevos. Se tienen referencias de intentos desde 1848 en Alemania. Desde los últimos 130 años, tal como describe Behar, et al, (1997), varios países europeos han desarrollado y aplicado diferentes sistemas para calificar la calidad de las aguas, siendo estas de dos tipos: las que se basan en la cantidad de contaminación presente y aquellos que se basan en la presencia o abundancia de comunidades vivas.

Solo hasta hace poco tiempo se desarrollaron índices de calidad con valores numéricos en escalas continuas, un ejemplo de los primeros índices es el Horton en 1965, cuyo objetivo fue el de desarrollar un índice de calidad del agua que permitiera de manera objetiva valorar un cuerpo de agua en diferentes períodos de tiempo y así poder establecer la efectividad de programas de mejoramiento (Behar, G. et al. 1997).

A partir de este índice y siguiendo su estructura básica del índice de calidad según Horton, durante los años 70, se desarrollo el ICA de la National Sanitation foundation (NSF) de los Estados Unidos conocido como NSFQI. Este índice diferente al ya mencionado, pretendía alejarse de la subjetividad de la valoración o ponderación de los parámetros y escogió como método para este caso la metodología Delphi, que consistió en encuestar un panel de expertos de los Estados Unidos para buscar un consenso no solo en cuanto a las variables del índice sino en cuanto a las transformaciones que se deberían emplear para adjudicar subíndices con escala similar y obviar el problema de la heterogeneidad en las unidades de medida, así como los puntajes de ponderación adecuados (Behar, G. et al. 1997).

Siguiendo los lineamientos planteados por los anteriores índices, en Colombia vale la pena resaltar los trabajos del grupo de investigación sobre indicadores biológicos de calidad de las aguas de corrientes superficiales de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle, quienes desarrollaron estudios que permitieron establecer no solo una modificación del Índice de la NSF con base en las características específicas de los cuerpos de agua en el Valle, sino disminuir el número de parámetros implicados abaratando procesos de Indicación. Igualmente como parte de los estudios adelantados por este grupo, se desarrollaron trabajos de bioindicación en conjunto con el Departamento de Biología, en los que cabe citar el trabajo desarrollado por Zuñiga et al. (1993), trabajo que permitió establecer bioindicadores de la calidad del agua, según los rangos del índice de calidad de la NSF modificado, a nivel de familias y géneros de macroinvertebrados acuáticos para el Río Cauca.

Con respecto a el desarrollo y uso de bioindicadores, vale la pena mencionar los trabajos reportados por Pinilla, (2000), quién hace un recuento de múltiples indicadores bióticos usados en Colombia, no desarrollados en investigaciones de cuerpos de agua del país, pero ampliamente utilizados en el mismo y que de una u otra forma han permitido abordar el análisis de contaminación de los cuerpos de aguas continentales. Entre dichos indicadores encontramos el sistema Sapróbico de Kolkwitz y Marsson desarrollado en (1908), Índice de Pantle y Buck (1955), Índice de Palmer (1969), Sistema de Patrick (1950), Sistema de Wurtz (1955), Sistema de Sládecek (1973), Índices de Nygaard para el fitoplancton (1949), Índice biótico de Beck (1955), Índice biótico de Trent, Índice de Chandler (1970), Índice de diversidad de Shannon – Weaver H' (1949) y el Índice de amplitud de nicho.

Entre los Índices bióticos más utilizado en el país vale la pena resaltar igualmente, el BMWP' desarrollado por Alba – Tercedor y Sánchez Ortega (1988) y Sánchez Ortega (1996), quien finalmente actualizó la puntuación y lista de familias de

macroinvertebrados, el cual consiste en la calificación de cinco clases de calidad del agua, con base en la composición de familias de macroinvertebrados acuáticos. Esta metodología sin embargo ha sido usada con cierta reticencia o precaución, dado que no es un índice desarrollado en el país, lo cual hace que algunas de las familias presentes en ambientes colombianos no se presenten en las listas y aún que no se conozca su nivel indicador.

En Colombia y especialmente en el Departamento de Antioquia, sobresalen las investigaciones de Roldán y colaboradores desde 1973 – 2003, que permitieron sentar las bases de la ecología del bentos del país así como los primeros ensayos de bioindicación de algunas familias y cuyos trabajos culminan con el índice BMWP/Colombia, quien retoma la metodología del índice BMWP' español y lo acopla a las características y familias típicas de los sistemas lóticos antioqueños.

Finalmente se presentan los trabajos de Ramírez y Viña (1998), quienes desarrollaron los índices de contaminación ICOMI, ICOMO, ICOTRO e ICOSUS, con base en la significativa asociación de parámetros físicos químicos analizados en múltiples monitoreos y zonas del País, y la respuesta de diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos a dichos índices.

2. METODOLOGÍA

2.1 ASPECTOS GENERALES

El presente proyecto de investigación se realizó utilizando la información desarrollada en los programas de monitoreo que el sector de Hidrocarburos Nacional adelanta como requisito ante las autoridades ambientales territoriales. El diseño muestral así como de análisis de la información, hacen parte integral del procedimiento y desarrollo del proyecto.

Los resultados de los diferentes análisis que se proponen a continuación, serán utilizados como soportes integrales para la validación de los indicadores empleados.

Igualmente tanto el procedimiento de muestreo como el análisis de la información, se aplicó experimentalmente en sistemas lóticos colombianos relacionados con la actividad de explotación de hidrocarburos en la Orinoquía, Alto y Medio Magdalena, siendo cuidadosos en cuanto a la representatividad de la información, de tal manera que esta fuese confiable y permitiera generar conocimiento acerca del comportamiento de este tipo de sistemas, no solo durante su ciclo anual, sino su condición ante diferentes niveles de intervención antrópica por efectos de la actividad industrial.

Como parte del estudio se desarrollaron análisis físico – químicos en la columna de agua, matrices de identificación de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, sugerida como bioindicadora (bentos y macroinvertebrados asociados a Macrófitas), análisis numéricos para los datos físico – químicos y datos de la comunidad colectada, análisis multivariados, análisis estadísticos complementarios e índices de calidad del agua.

✚ Ubicación de las estaciones de muestreo:

A continuación se presenta la ubicación de cada uno de los cuerpos de agua que fueron utilizados como ejemplo y cada una de las estaciones de muestreo que se utilizaron para la aplicación de los diferentes índices de referencia, así como algunas de sus características relevantes (Figura 3-1 y tabla 3-1).

Las estaciones de monitoreo incluyen sistemas lóticos naturales, entre ellos, ríos, caños y quebradas.

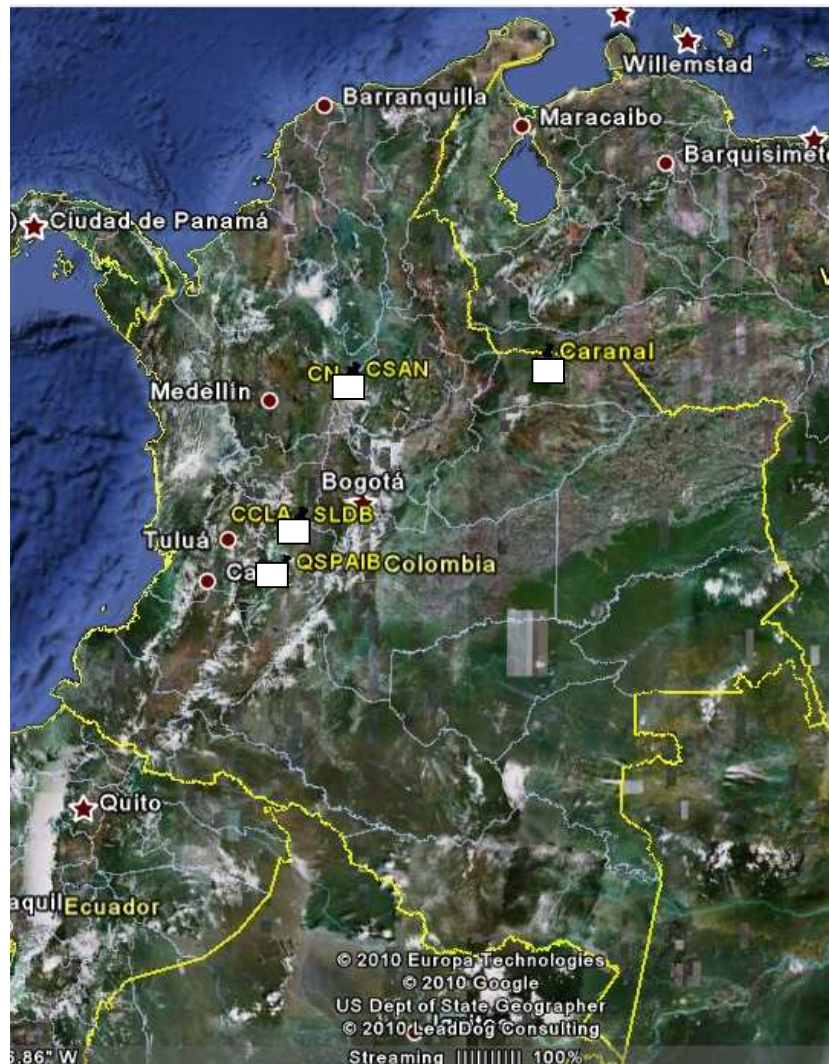


Figura 2-1. Ubicación de las estaciones de monitoreo

Tabla 2-1. Estaciones de monitoreo , ubicación geográfica y características generales

ID	FECHA	LUGAR	ESTE	NORTE	ALTITUD m.s.n.m.	CARACTERÍSTICAS
BCN	May-06	Brazo Caño Negro	966084	1208616	118	Caño Planicie aluvial Magdalena, baja velocidad de corriente, alta densidad macrofitas
CCAB	Nov-09	Caño Caranal Abajo	977080	1251630	142	Caño Planicie cuenca del río Arauca, baja velocidad de corriente, alta densidad macrofitas
CCAR	Nov-09	Caño Caranal Arriba	976978	1251632	144	Caño Planicie aluvial, baja velocidad de corriente, alta densidad macrofitas
CNAB	May-06	Caño Negro Abajo	966215	1210153	120	Caño Planicie aluvial Magdalena, baja velocidad de corriente, alta densidad macrofitas
CNAR	May-06	Caño Negro Arriba	966380	1208908	130	Caño Planicie aluvial Magdalena, baja velocidad de corriente, alta densidad macrofitas
CSAN	May-06	Caño Sandovala	967485	1210619	117	Caño Planicie aluvial Magdalena, velocidad de corriente moderada, fondo arenoso
E6AB	Nov-09	Caño Colorada Abajo	976362	1242960	141	Caño Planicie cuenca del río Ele, velocidad de corriente moderada, densidad moderada a baja de macrofitas
E6AR	Nov-09	Caño Colorada Arriba	976318	976318	145	Caño Planicie cuenca del río Ele, velocidad de corriente moderada, densidad moderada a baja de macrofitas
HB6	Sep-09		1004370	1262705	141	Caño cuenca Río Arauca, velocidad moderada corriente, alta densidad macrofitas, efectos aguas industriales
HB7AR	Sep-09		1003284	1260455	139	Caño cuenca del Río Arauca, velocidad moderada corriente, fondo arenoso, baja densidad macrofitas
HB8AB	Sep-09		1006853	1262168	133	Caño cuenca del Río Arauca, velocidad moderada corriente, fondo arenoso, baja densidad macrofitas, efectos aguas industriales
QCHA	May-09	Q. Chicalá Arriba	883635	910687	791	Cuenca media río Magdalena, Alta velocidad corriente, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QCHB	May-09	Q. Chicalá Abajo	884389	910500	769	Cuenca media río Magdalena, Alta velocidad corriente, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QHA	May-09	Q. Huilos Arriba	884859	911546	754	Cuenca media río Magdalena, Alta velocidad corriente, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QHAB	May-09	Q. Huilos Abajo	885237	911760	747	Cuenca media río Magdalena, Alta velocidad corriente, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QPAL	Apr-09	Q. Palo	1036196	1295959	112	Caño planicie aluvial Magdalena, cuenca del río Sogamoso, fondo arenoso y escasa vegetación macrófita, velocidad de la corriente moderada
QSAB	May-09	Q. Salado Abajo	885937	910254	698	Cuenca media río Magdalena, baja velocidad corriente, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QSOG	Apr-09	Q. Sogamocito	1037861	1305230	71	Caño planicie aluvial Magdalena, cuenca del río Sogamoso, fondo arenoso y escasa vegetación macrófita, velocidad de la corriente moderada
QSPAB	Jun-09	Q. Salado o Paipa Abajo	857763	882601	620	Cuenca media río Magdalena, cuenca del río Saldaña, velocidad corriente moderada, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QSPAR	Jun-09	Q. Salado o Paipa Arriba	857889	882057	630	Cuenca media río Magdalena, cuenca del río Saldaña, velocidad corriente moderada, fondos pedregosos y presencia de caliza, ausencia de macrofitas
QTAR	Apr-09	Q. Trece Arriba	1039582	1297514	146	Caño planicie aluvial Magdalena, cuenca del río Sogamoso, fondo arenoso y escasa vegetación macrófita, velocidad de la corriente moderada
QTAB	Apr-09	Q. Trece Abajo	1032951	1300782	138	Caño planicie aluvial Magdalena, cuenca del río Sogamoso, fondo arenoso y escasa vegetación macrófita, velocidad de la corriente moderada

Colecta de muestras de Macroinvertebrados acuáticos

Para la colecta de los macroinvertebrados acuáticos se desarrollaron las siguientes actividades y se utilizó la siguiente metodología:

- Caños de zonas bajas con abundante vegetación macrófita y fondos arenosos limoso: Se realizó el muestreo de la comunidad asociada a las

plantas acuáticas, por medio de tres 3 replicas por estación de muestreo, mediante la utilización de un tamiz de 500 μ de poro. El material colectado fue preservado con Alcohol al 70% y rosa de bengala, para la fácil identificación en el laboratorio, empacado en bolsas plásticas de calibre grueso debidamente rotuladas. Por cada réplica se realizaron cuatro áreas de lavado o “splash” sobre la vegetación (Foto3-1), completándose un total de 12 muestras por estación de monitoreo.

Cada lavado fue realizado en cuadrantes previamente caracterizados según su vegetación macrófita predominante, con el objeto de determinar el tipo de sustrato sobre el cual se realizó cada colecta y así poder determinar posibles causas de la eventual variación espacial de la comunidad.

Los datos fueron consignados en matrices que incluyen el número de individuos por m^2 por réplica.

- Caños de la cuenca alta y fondos pedregosos: Se realizó el muestreo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a partir de tres réplicas por cada estación. En cada réplica se realizaron 4 áreas para un total de 12 por estación, mediante la utilización de una red tipo Surber. El material colectado fue preservado con Alcohol al 70% y tensionado con Rosa de Bengala para facilitar la separación del material biológico en el laboratorio. Finalmente fueron empacadas en bolsas plásticas de calibre grueso, debidamente rotuladas y transportadas al laboratorio para su análisis.

La práctica de campo se realizó teniendo en cuenta trayectos representativos de las fuentes hídricas en estudio, con muestreos cuantitativos en diferentes sitios que permitan representar hábitats potenciales para los macroinvertebrados acuáticos.

Los datos, al igual que el caso anterior fueron consignados en matrices incluyendo número de individuos por m², por réplica, para facilitar las comparaciones y análisis combinados.

En el laboratorio cada submuestra fue tamizada con la ayuda de un tamiz de 500µm, para retirar las impurezas. Cada individuo será colocado en cajas de Petri e identificados con la ayuda de un estereoscopio utilizando entre 2 y 12 x de aumento. Los registros se consignarán en matrices básicas de datos.

Todos los organismos fueron identificados utilizando claves especializadas como los trabajos de Roldán (1986), Merritt & Cummins (1988), entre otros.



Foto 2-1. Caño Caranal - Colecta de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática – Noviembre 2008.

✚ Colecta de muestras para análisis físico – químicos

Para análisis en el laboratorio se colectaron muestras de agua en diferentes recipientes por estación, dependiendo del parámetro y preservante a utilizar, siguiendo la metodología y recomendaciones de muestreo establecida por el

sistema de calidad vigente en el Laboratorio de acuerdo con los procedimientos planteados en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th edition, 2005, además de los procedimientos de caracterización, aforo y toma de muestras de agua, indicadas en la guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas (IDEAM, 2002). Los procedimientos y ensayos de laboratorio, se encuentran acreditados en los diferentes laboratorios contratados, entre ellos ANALQUIM LTDA. ANASCOL y DAPHNIA LTDA.

Los parámetros físico – químicos a analizar en el laboratorio fueron preservados siguiendo las indicaciones y recomendaciones del laboratorio de aguas contratado, usando ácido nítrico, sulfúrico y clorhídrico, según el parámetro.

Para el transporte de las muestras de agua, se emplearon neveras portátiles con abundante hielo para mantenerlas refrigeradas hasta el campamento, lugar en el cual fueron mantenidas en neveras hasta su envío al laboratorio (Foto 3-2).



Foto 2-2. Toma de muestras para preservación, transporte y análisis en el laboratorio.

In situ se midieron la temperatura del agua del ambiente, el pH, conductividad, sólidos disueltos totales y salinidad, con el empleo de un equipo multiparámetros marca WTW. El oxígeno disuelto se calculó utilizando el método Winkler. Cada

estación fue fotografiada y georeferenciada, anotando igualmente datos de su altitud sobre el nivel del mar y características ambientales generales del lugar de monitoreo (Foto 3-3).



Foto 2-3. Análisis de parámetros físico – químicos in situ

2.2 Análisis de la información

○ Índices de Diversidad y Riqueza

Para el análisis de la información se calcularon algunos de los indicadores ecológicos más usados como la riqueza y diversidad por familias, de cada estación de monitoreo. Los índices de diversidad han sido usados normalmente con el fin de caracterizar de alguna manera las relaciones de abundancia de las especies en una comunidad. La diversidad se define por dos componentes: (1) el número total de especies y (2) la equidad o manera como las abundancias se distribuyen entre las especies en una muestra dada. Numéricamente estos se expresan con los índices de riqueza y equidad. La combinación de ambos se expresa en los índices de diversidad. Mayores detalles se pueden consultar en Hair (1987), Halffter & Ezcurra (1992) y Ludwig & Reynolds (1988) entre otros.

El índice utilizado en el presente estudio fue la riqueza de familias, por estar directamente relacionada con los índices BMWP/Col y ASPT.

- **Matrices de similitud o distancias**

Se elaborarán matrices de similitud o distancias a partir de índices de similitud o disimilitud, cuya función es la de reducir la comparación entre dos estaciones o entre dos especies a un valor numérico simple o a un punto en un espacio multidimensional.

Tanto para la técnica Q (diferencias entre estaciones) como para la R (diferencias entre especies) se aplicarán índices de disimilitud o distancia como el *Bray-Curtis* (Beals 1984) a los datos primarios o estandarizados – transformados y el índice cualitativo *Dice* para la matriz transformada de tipo binario.

- **Matriz de correlaciones**

Para el análisis conjunto de los diferentes parámetros fisicoquímicos evaluados en las distintas estaciones se emplearon correlaciones según los rangos de Spearman (r). Todas las variables fueron contrastadas entre sí obteniéndose una matriz de correlaciones. Los valores consignados serán los coeficientes de correlación de Spearman (r), con su respectivo signo indicando la dirección de la correlación (parejas directa o indirectamente correlacionadas), señalando las correlaciones significativas con un nivel de significancia superior a $\alpha > 0,05$.

- **Análisis de Componentes Principales (PCA)**

Para encontrar el patrón de relaciones entre la totalidad de las variables fisicoquímicas se utilizará la técnica de ordenación de los “Componentes

Principales” (ACP). Esta técnica representa, según un modelo lineal, un conjunto numeroso de variables mediante un número reducido de variables hipotéticas, llamadas componentes principales.

Los componentes no están correlacionados entre sí y, por lo tanto, se interpretan independientemente unos de otros. Cada componente contiene una parte de la variabilidad total de las variables.

El primer componente es el que contiene la mayor variabilidad, seguido del segundo componente, el tercero y así sucesivamente hasta que toda la variabilidad ha sido distribuida diferencialmente entre los componentes. Cada componente contiene información de todas las variables pero en diferentes proporciones.

Dadas las diferentes unidades de las variables, previo cálculo del coeficiente de correlación producto-momento, cada valor de la matriz básica de datos se estandarizará a “media cero/ unidad varianza”. Mayores detalles sobre los procedimientos de ordenación de las variables

Fisicoquímicas, mediante el Análisis de Componentes Principales se presentan en Ludwig & Reynolds (1988) y Rohlf (1992).

- **Análisis de correspondencias (COA)**

En el Análisis de Correspondencia (COA o RA) como en su versión Destendida (Detrended Correspondence Analysis, (DCA) tanto las estaciones como los taxa o familias son representadas por puntos, y cada estación se encuentra localizada en el centro de gravedad de las especies que ahí ocurren. En el DCA los puntos de familias representan además los “óptimos” aproximados de las abundancias o frecuencias de las mismas. Por lo general los puntos se representan en un plano conjunto de dos o tres dimensiones. El cálculo de los mismos representa un "uso

intensivo de computadora” cuyos procedimientos se encuentran explicados en mayor detalle por Hill & Gauch (1980) y Pimentel (1995).

- **Análisis indirecto de gradientes**

Para el “Análisis Indirecto de Gradientes”, los datos de las especies se someterán en primer lugar a una ordenación COA, usando la técnica de las “Coordenadas Principales” (PCORD), con el fin de definir los ejes que resuman la mayor variación posible. Estos ejes se interpretarán posteriormente en términos de las variables ambientales mediante una regresión lineal simple. El procedimiento general se explica con mayores detalles en Ludwig & Reynolds (1988) y Ter Braak & Prentice (1988). Los resultados se examinarán en función de la dirección (signo) y significancia estadística de los coeficientes de regresión.

La significancia estadística se determinará mediante el cálculo de la raíz cuadrada del coeficiente de determinación, y la comparación de este valor con una tabla de probabilidades r a un nivel del 95% de confiabilidad ($P=0,05$) y $n-2$ grados de libertad: $(r = \sqrt{r^2})$

- **Escalamiento Multidimensional no métrico (NMDS)**

El NMDS, desarrollado por Shepard (1962 y Kruscal, 1964, en: Ramírez, 1999), se basa en la relación no lineal entre distancias en el plano, que utiliza un procedimiento iterativo hasta alcanzar el mínimo estress posible, el cual decrece a mayor número de ejes se tengan en cuenta en el análisis. El método no tiene en cuenta las disimilaridades sino el orden de las mismas (Ramírez, 1999).

- **Índices de calidad del agua**

Se calcularon los índices de contaminación por mineralización (ICOMI), por materia orgánica (ICOMO), por sólidos suspendidos (ICOSUS) e índice de

contaminación trófico (ICOTRO) con base en las formulaciones realizadas por Ramírez y Viña (1998).

Tomando como base la información que hasta ahora se posee con respecto a la capacidad bioindicadora de la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos, se calculó el índice de calidad del agua BMWP/Col, el cual corresponde al BMWP' adaptado para Colombia por Roldán, (2003) y el ASPT, el cual utiliza los puntajes del BMWP/Col. Con relación al número de taxa presentes y que lo conforman.

Se realizó igualmente la integración de la información físico - química con la información biológica, por medio de análisis de ordenación combinados, análisis estadísticos complementarios como regresiones o correlaciones, comportamiento de la riqueza de familias con respecto a los diferentes valores de los índices de contaminación desarrollados por Ramírez y Viña, entre otros..

Finalmente se espera contribuir al conocimiento sobre el estudio de la calidad del agua de sistemas tropicales, naturales o no, y establecer bases complementarias para cambiar la forma como actualmente se evalúa la calidad del agua en el país, alejándose un poco de la óptica y rangos establecidos por los decretos que actualmente se utilizan y que no permiten valorar el estado integrado de nuestros sistemas epicontinentales, que normalmente son analizados a la luz de los usos potenciales del recurso, sin atender sus estados relativos, tolerancia de sus comunidades y su capacidad ambiental, que entre otros múltiples factores, son de vital importancia y que aún hoy desconocemos para la mayoría de nuestros sistemas naturales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Atendiendo el concepto de comunidad indicadora, ampliamente utilizado y aplicado por diferentes índices a nivel mundial, que se define como el ensamblaje de diferentes organismos que comparten un espacio y que se ven sometidos a condiciones ambientales particulares, cuya complejidad puede variar acorde a la capacidad de los mismos de utilizar en mayor o menor medida, diferentes niveles o estados de materia como fuente de energía (Alba – Tercedor, 1996), se utilizó la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, ya que corresponde a una de las comunidades acuáticas más estables, ricas, diversas y utilizadas en la evaluación biológica de la calidad del agua a nivel mundial, entre otros aspectos por los atributos que les permiten adaptarse a un determinado conjunto de condiciones ambientales, dentro de un segmento particular del hábitat acuático (microhábitat). Algunos grupos tienden a ser euritolerantes, otros suelen presentarse solo dentro de condiciones ambientales particulares, de tal manera que su dominancia o ausencia, permite suponer estados específicos del ecosistema.

Varias de las ventajas que hacen de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos organismos apropiados para su uso en programas de bioindicación incluyen: su tamaño relativamente grande, sus ciclos de desarrollo largos, una diversidad que les confiere una gran gama de respuestas frente a parámetros de contaminación y el hecho que tras una perturbación necesitan de un tiempo próximo a un mes y a veces más de cinco meses para recolonizar el sitio, además de su importancia dentro de la red trófica y su labor mediadora entre productores (fitoperifiton y macrófitas especialmente) y consumidores de nivel superior (peces) (Cushing, et al, 1995). Estas características pueden variar y reflejar las condiciones existentes tiempo atrás de un tramo o sector afectados, sea este por efectos puntuales o acumulativos, en tanto que los análisis físico - químicos puntuales presentan una visión de la situación igualmente puntual (Alba-Tercedor, 1996).

Como parte del concepto de comunidad indicadora debe finalmente indicarse que este tipo de organismos acuáticos presentan adaptaciones evolutivas a determinadas condiciones ambientales, lo cual nos hace pensar que presentan igualmente límites de tolerancia a las alteraciones de las mismas, condición que nos permite igualmente identificar comunidades sensibles o intolerantes de aquellas tolerantes. Cuando una perturbación es lo suficientemente importante y significativa como para convertirse en una condición letal para los organismos intolerantes, estos abandonan la zona afectada, en cuyo caso prevalecerá la comunidad de organismos tolerantes, lo cual hace que variaciones importantes en la composición y estructura de las comunidades puedan interpretarse como signos de algún tipo de alteración (Alba – Tercedor, 1996).

Considerando lo antes mencionado, a continuación se presentan los resultados de los diferentes análisis aplicados a 22 estaciones de monitoreo, ubicadas en diferentes sectores y regiones, que fueron tomadas como ejemplo de cálculo para determinar la relevancia y utilidad de los diferentes índices de contaminación actualmente utilizados para evaluar la calidad o contaminación de sistemas naturales epicontinentales en el país (Tabla 4-1), como parte de los índices se incluyen la riqueza de familias (S), BMWP/Col., ASPT, ICOMI, ICOMO, ICOTRO e ICOSUS .

El índice de calidad denominado “Biological Monitoring Working Party” adaptado para Colombia por Roldán, (2003), BMWP/Col., en general mostró valores que oscilaron entre los 36 y 135 unidades. Dichos valores califican la calidad del agua de los sistemas evaluados, entre aguas de calidad dudosa, moderadamente contaminadas (nivel III), entre ellas la quebrada el Salado aguas abajo de la actividad minera del sector, y aguas de buena calidad, limpias (nivel I), para la quebrada Chicalá aguas arriba de dicha actividad.

Tabla 3-1. Índices de contaminación y métodos de bioindicación actualmente utilizados en el país, aplicados a diferentes sistemas lóticos en Colombia que fueron evaluados desde los años 2006 a 2009. Las estaciones marcadas con color gris, corresponden a las estaciones para las cuales no fue posible calcular los valores de ICOMO e ICOTRO, por la ausencia de medición de alguno de sus parámetros.

ID	S	BMWP	ASPT	ICOMI	ICOSUS	ICOMO	ICOTRO
BCN-M	13	48.00	4.36	0.03	0.00	0.33	0.37
CCAB-N	19	103.00	6.06	0.08	0.01	0.51	0.08
CCAR-N	17	77.00	5.92	0.08	0.00	0.46	0.09
CNAB-M	11	43.00	4.30	0.03	0.00	0.33	0.44
CNAR-M	18	81.00	5.06	0.03	0.02	0.33	0.42
CSAN-M	15	87.00	6.21	0.03	0.10	0.54	0.39
E6AB-N	17	79.00	5.64	0.02	0.03	0.80	0.14
E6AR-N	17	80.00	5.33	0.01	0.03	0.59	0.22
HB6-S	24	105.00	5.25	0.50	0.31	0.36	0.06
HB7-S	14	73.00	6.08	0.08	1.00	0.46	0.08
HB8-S	19	85.00	5.67	0.44	0.36	0.58	0.05
QCHA-M	20	135.00	6.75	0.99	0.01		
QCHB-M	14	94.00	6.71	0.91	0.01		
QHA-M	12	72.00	6.00	0.81	0.01		
QHAB-M	10	71.00	7.10	1.00	0.01		
QPAL-A	8	42.00	6.00	0.00	0.03	0.42	0.18
QSAB	12	36.00	5.14	0.88	0.05		
QSOG-A	12	68.00	6.80	0.04	0.01	0.22	0.08
QSPAB-J	19	128.00	6.74	0.96	0.01	0.73	0.02
QSPAR-J	15	96.00	6.86	0.82	0.01	0.38	0.02
QTA-A	12	67.00	6.09	0.00	0.01	0.24	0.19
QTB-A	10	56.00	6.22	0.00	0.03	0.44	0.16

El ASPT/Col. Que relaciona los valores del BMWP/Col. y el número de taxa presentes, varió entre los 4.3 y 7.10 unidades, siendo según este índice, sistemas con aguas de calidad crítica, muy contaminadas (nivel **IV**) y aceptable, ligeramente contaminadas con evidencias de contaminación (nivel **II**). Esta vez los valores más bajos fueron para la estación Caño Sandovala, sistema que recorre un lecho arenoso, con pendiente moderada y baja velocidad de la corriente, y Brazo del Caño Negro, sistema de baja pendiente, con alto contenido orgánico y alta densidad de macrófitas en sus márgenes, ubicados ambos, en el Magdalena Medio, cerca a Pto. Olaya, jurisdicción del municipio de Cimitarra – Santander. Contrario a estos, los valores más altos se observaron en la quebrada los Huilos, ubicada en el corregimiento de Payandé jurisdicción del Municipio de San Luís – Tolima, ubicado en la cuenca alta del Magdalena, que corresponde a un sistema con fondos pedregosos y carácter intermitente que presenta alta pendiente y

torrencialidad durante los períodos lluviosos, además de las quebradas Chicalá y Salado o Paipa, esta última, ubicada cerca del municipio de Ataco Tolima, y que drena hacia la cuenca del río Saldaña.






Los valores relativamente bajos del ASPT, por la mayoría de las estaciones y los rangos o niveles de calidad correspondientes, fueron para los dos indicadores, coincidentes en menos del 32% de los casos, siendo bajo el nivel de respuesta de uno y otro, considerando casos en los cuales a pesar de los efectos adversos de la actividad industrial del sector, la calidad, según el indicador BMWP/Col., fue buena, y crítica para el ASPT (resultados en la estación HB6, corriente que hace parte de la cuenca del Caño Limón – Arauca), así como el Caño Caranal, ubicado en la planicie de desborde del río Arauca y cuyas aguas presentan altos contenidos orgánicos como consecuencia de la alta densidad de macrófitas en su cauce, que logran cubrir casi la totalidad de su espejo, en algunos tramos.

La similitud de rangos de calidad obtenida para sistemas con diferentes niveles de afectación, sea de tipo antrópico o natural y con condiciones y características tan disímiles, hacen del ASPT y del BMWP/Col. iniciadores que aún no logran satisfacer las necesidades para la bioindicación de sistemas tropicales epicontinentales en el país, más si tenemos en cuenta que sistemas de referencia empleados como el caso de la estación HB7, sistemas que no reciben efectos de la actividad industrial o sistemas naturales libres de dicha actividad, como en el caso el Caño Caranal y sistemas con diferentes niveles de afectación, como el Caño Negro y quebrada Salado o Paipa, fueron calificados con el mismo nivel de calidad (Tabla 4-2 y 4-3).

Tabla 3-2. Clases de calidad obtenidas en cada una de las estaciones evaluadas a partir de los índices BMWP/Col. y el ASPT. El 31% de los casos presentó la misma clase o nivel de calidad según los dos Indicadores.

ID	BMWP/Col.	ASPT
BCN-M	3	4
CNAB-M	3	3
CNAR-M	2	3
CSAN-M	2	3
CCAB-N	1	3
CCAR-N	2	3
E6AB-N	2	3
E6AR-N	2	3
HB6-S	1	3
HB7-S	2	3
HB8-S	2	3
QCHA-M	1	2
QCHB-M	2	2
QHA-M	2	3
QHAB-M	2	2
QSAB	3	3
QSPAB-J	1	3
QSPAR-J	2	2
QTA-A	2	2
QTB-A	3	2
QPAL-A	3	3
QSOG-A	2	3

Tabla 3-3. Clasificación de las aguas y significado de acuerdo con los índices BMWP/Col. y el ASPT (modificado de Roldán, 2003, en Álvarez, 2006). Tomado de Arango et al, 2008.

CLASE	CALIDAD	VALOR BMWP/Col.	VALOR ASPT	SIGNIFICADO	COLOR
I	BUENA	>150	>9-10	Aguas muy limpias	
		101-120	>8-9	Aguas contaminadas	
II	ACEPTABLE	61-100	>6.5-8	Ligeramente contaminadas: se evidencian efectos de contaminación	
III	DUDOSA	36-60	>4.5-6.5	Aguas moderadamente contaminadas	
IV	CRÍTICA	16-35	>3-4.5	Aguas muy contaminadas	
V	MUY CRÍTICA	<15	1--3	Aguas fuertemente contaminadas, situación crítica	

La figuras 4-1 y 4-2, resumen el comportamiento de cada uno de los indicadores calculados para las diferentes estaciones.

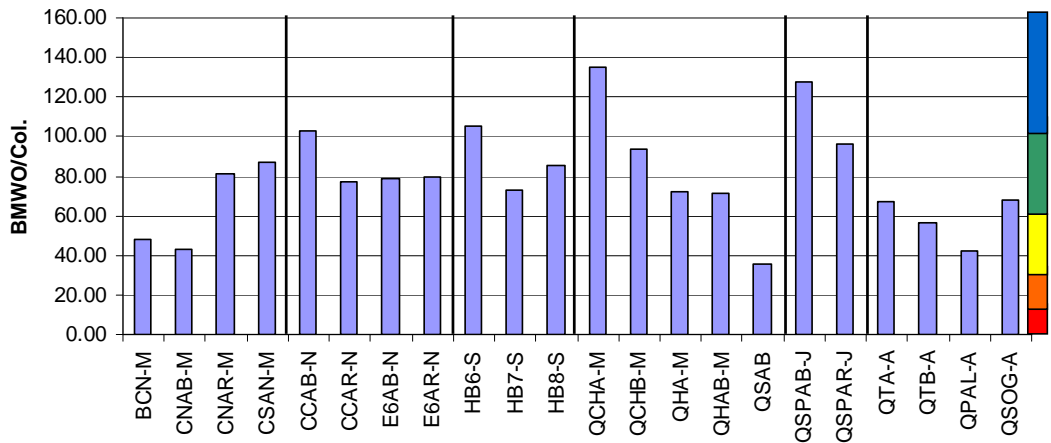


Figura 3-1. Valores del BMWO/Col. para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas marcan los grupos de estaciones evaluadas en sistemas que pertenecen a la misma región.

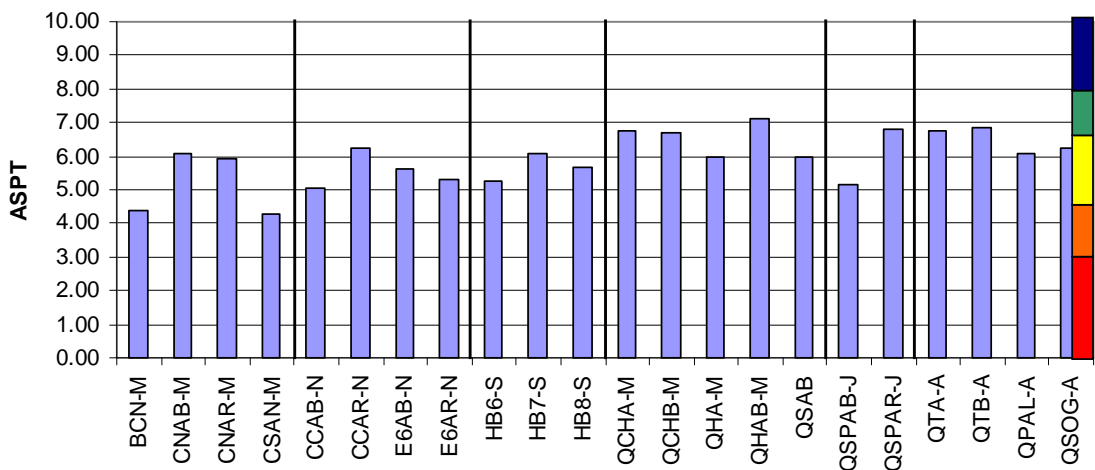


Figura 3-2. Valores del ASPT para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas marcan los grupos de estaciones evaluadas en sistemas que pertenecen a la misma región.

Con el ánimo de establecer el grado de respuesta de los bioindicadores antes calculados con respecto a las características físico – químicas del agua de los sistemas evaluados, se calcularon los índices de contaminación desarrollados por Ramírez y Viña, (1998), los cuales incluyen el ICOMI, índice de contaminación por mineralización (Conductividad, Dureza y Alcalinidad), ICOTRO, índice de contaminación trófico (fósforo total), ICOSUS, índice de contaminación por sólidos suspendidos (concentración de sólidos suspendidos) y el ICOMO, índice de contaminación orgánico (DBO, % saturación de Oxígeno y Coliformes totales).

En general el índice de contaminación ICOMI mostró valores que oscilaron entre los 0.01 y 1, siendo esta vez las estaciones con mayores valores de contaminación por mineralización, las quebradas ubicadas en el sector del alto Magdalena, cuyos aguas recorren lechos cuyo material parental es rico en caliza, y medio para la estaciones que presentan una afectación por actividades industriales. El resto de estaciones exhibe valores entre bajos a muy bajos, coincidiendo con el estado relativo de los sistemas y sus niveles de afectación sean estos de tipo natural o antrópico (Figura 4-3).

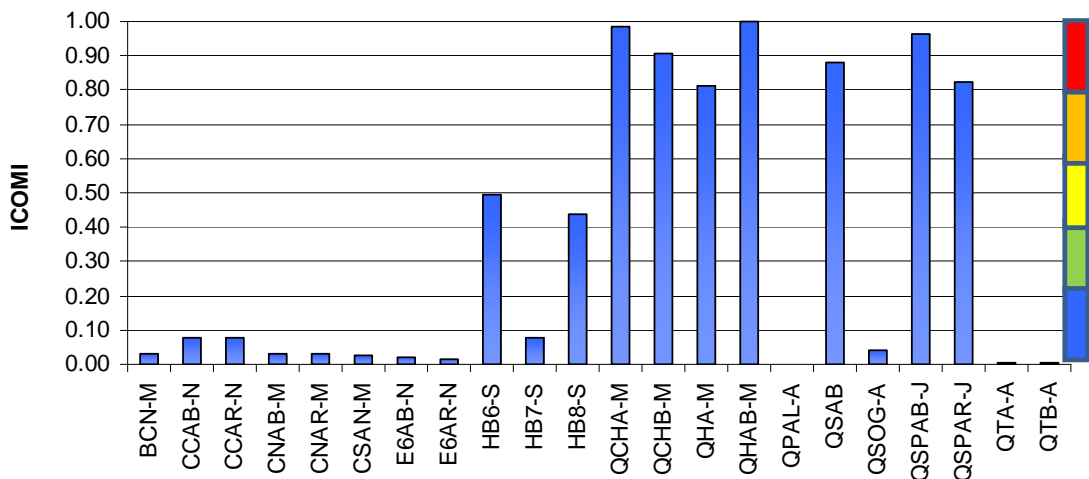


Figura 3-3. Valores del ICOMI para las 22 estaciones de monitoreo.

Tal como era de esperarse las estaciones consideradas de referencia como HB7, son significativamente distintas con respecto a las estaciones que reciben algún grado de afectación por la actividad industrial del área, lo cual muestra coherencia para el indicador y alto nivel de respuesta a los cambios inducidos por los diferentes niveles de “estres” asociados a la mineralización, que son producto de efectos naturales en los casos de las quebradas del alto Magdalena y antrópicos en el caso de las estaciones y sistemas evaluados en la cuenca del Caño – Limón.

Por otra parte, el índice de contaminación por sólidos suspendidos, ICOSUS, mostró en general muy bajos valores para todas las estaciones, excepto los caños de la cuenca del Caño Limón, lo cual se atribuye a los mayores caudales de estas corrientes, que genera una significativa resuspensión de sedimentos desde el fondo hacia la columna de agua. Lo anterior coincide con los mayores valores de ICOSUS para la quebrada Sandovala ubicada en el Magdalena medio, condición que se atribuye a su velocidad moderada de la corriente y fondos arenosos, características que la hacen diferente a los sistemas evaluados en el área como el Caño Negro y cuya velocidad de la corriente es baja como consecuencia de la baja pendiente de los terrenos que drena (Figura 4-4).

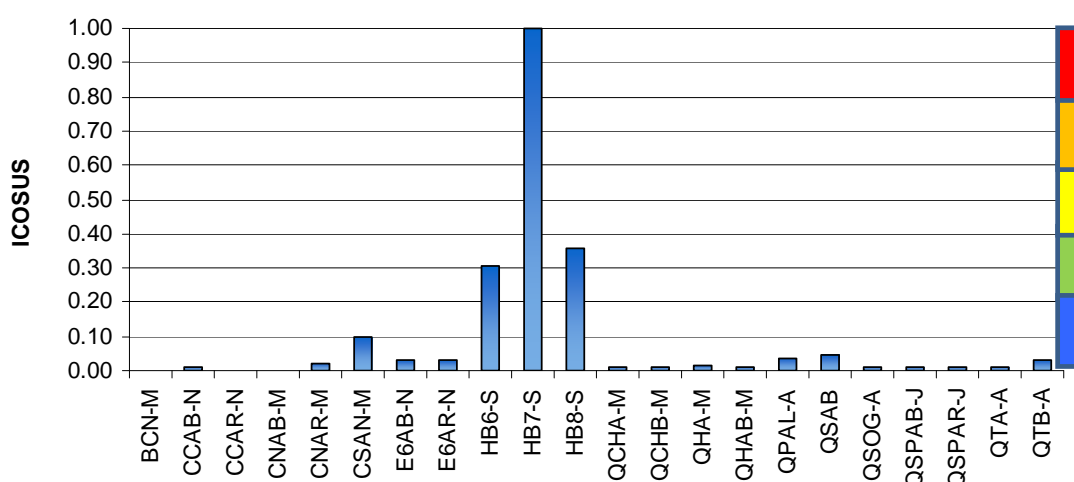


Figura 3-4. Valores del ICOSUS para las 22 estaciones de monitoreo.

EL índice de contaminación orgánica, ICOMO, presentó valores que oscilaron entre bajos niveles de contaminación y muy altos niveles de contaminación orgánica. Los valores más altos coinciden con sistemas como el Caño la Colorada, sistema de la cuenca del río Ele – Arauca y el Caño Caranal ubicado en la planicie de inundación del río Arauca, los cuales presentan abundante vegetación macrofita en sus márgenes y baja a moderada velocidad de la corriente, además de niveles de oxígeno relativamente bajos (<3 mg/L).

Contrario a lo esperado, los valores de ICOMO, fueron bajos en estaciones como el Caño Negro y Brazo del Caño Negro, sistemas del Magdalena medio, que presentan muy baja velocidad de la corriente, con alta densidad de macrofitas en sus márgenes y para quienes era de esperar valores altos del indicador. Al igual que en caso anterior, los valores de ICOMO fueron inesperadamente altos en sistemas como la quebrada el Salado o Paipa, ubicada en el alto Magdalena y cuyas aguas son altamente oxigenadas por la velocidad de su corriente y torrencialidad en algunos tramos, que evita la presencia de vegetación en sus márgenes (Figura 4-5) .

El índice de contaminación trófico, ICOTRO, mostró en general a los sistemas del Magdalena medio, como sistemas con tendencia a la eutrofia, como en el caso del Brazo del Caño Negro, Caño Negro, Caño Sandovala, Quebrada la Trece y Quebrada Palo, mientras que el resto de estaciones exhiben una tendencia hacia la mesotrofia. La variación de las concentraciones de fósforo en sistemas tropicales depende en gran medida de la alternancia entre los periodos lluviosos y secos, la conectividad de los sistemas, el área de la cuenca y tasas de asimilación de nutrientes de las comunidades autótrofas.

Las bajas concentraciones de fósforo para los sistemas de la planicie de inundación del río Arauca, posiblemente está relacionada con la reducción del

medio acuático durante el año 2009, sufrida por la mayoría de corrientes del sector como consecuencia de la ausencia de precipitación por efectos del fenómeno del niño, lo cual permite una reducción drástica del medio acuáticos, impidiendo el intercambio de aguas y aportes externos de fósforo por escorrentía y/o lavado de los suelos adyacentes.

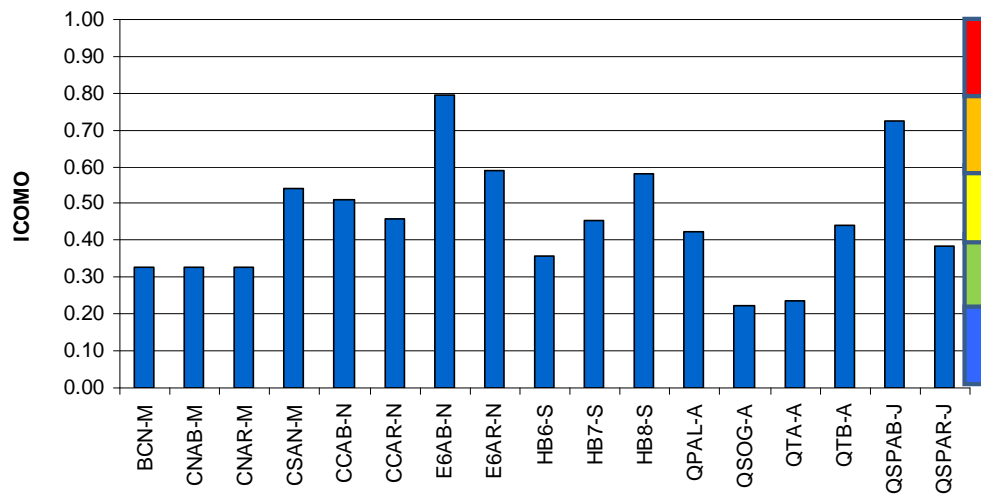


Figura 3-5. Valores del ICOMO para 17 estaciones de monitoreo.

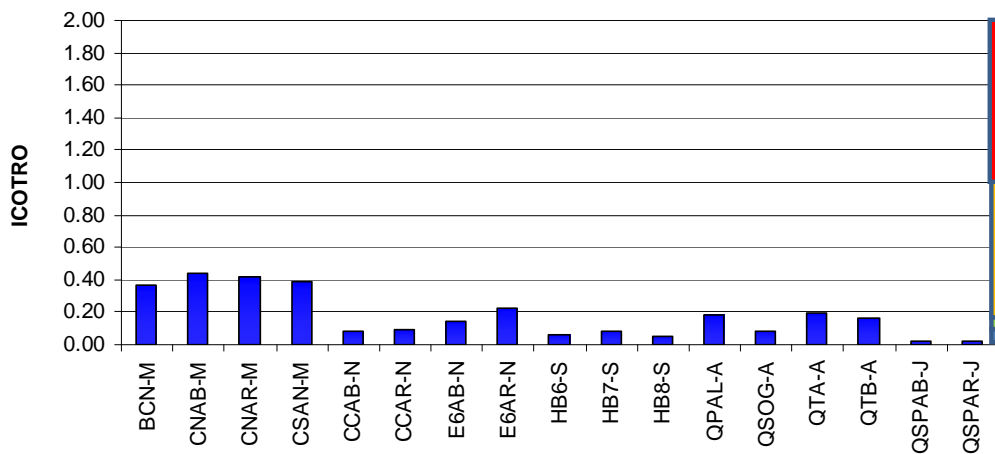


Figura 3-6. Valores del ICOTRO para 17 estaciones de monitoreo.

Con el ánimo de establecer las posibles relaciones entre estaciones y sus características físico – químicas, además del estado relativo de una y otras y los parámetros de mayor relevancia, responsables de la variación espacial y temporal, se desarrollaron análisis de componentes principales para todas las estaciones (22) y parámetros físico – químicos compartidos y análisis para un menor número de estaciones (17) y la gran mayoría de parámetros evaluados (Figuras 4-7 y 4-8).

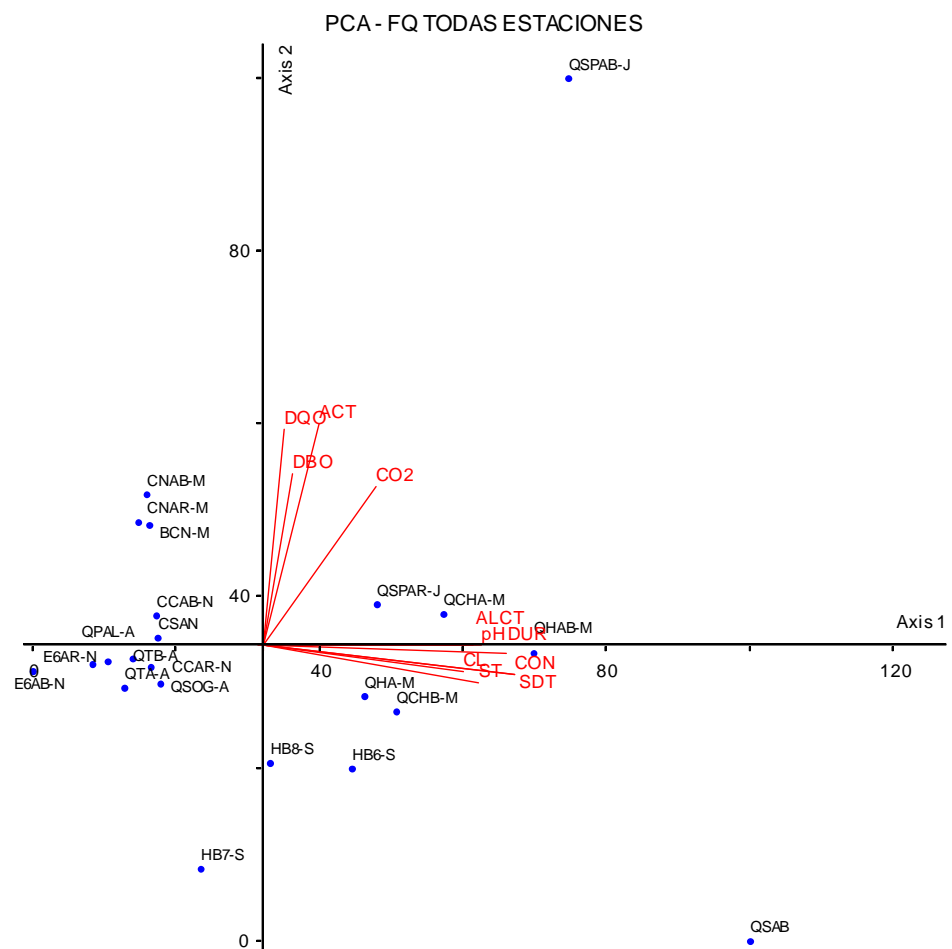


Figura 3-7. Análisis de componentes principales para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas rojas indican las regresiones significativas entre los ejes de ordenación o componentes y parámetros de mayor relevancia. $R = 0.8$, Eje1: 37%, Eje 2: 20% y Eje 3: 12%.

Tal como se observa en el plano multidimensional, los parámetros responsables de la variación espacial y temporal de las estaciones evaluadas fueron parámetros de mineralización como la conductividad, los sólidos disueltos, dureza y alcalinidad, los cuales definen el ICOMI. Asociados al eje de ordenación 2, se presentaron variables como la DBO, DQO, la acidez y el CO₂, los cuales se asocian a contenidos orgánicos en las aguas y procesos de degradación de los mismos.

Juzgando por la ubicación de las estaciones, los mayores valores de parámetros de mineralización de las estaciones de la cuenca alta del Magdalena y río Saldaña, que recorren lechos ricos en caliza, constituyen sistemas con “estres” por mineralización natural de sus aguas. Ubicada cerca de estas estaciones se encontró el sistema HB6, el cual presente una relativa alta mineralización de sus aguas como consecuencia de los efectos generados por la actividad industrial del sector pero menores valores de los parámetros asociados a la contaminación orgánica. Esto último posiblemente debido a la alta velocidad de las aguas y altos contenidos de oxígeno disuelto que exhibe el caño.

Como era de esperarse las estaciones ubicadas en la cuenca media del Magdalena, con alta densidad de macrófitas en los márgenes y bajos contenidos de oxígeno, presentaron una asociación con el eje de ordenación 2 y a su vez con los mayores contenidos orgánicos.

Con el objeto de simplificar el análisis y mejorar la distribución de las estaciones en el plano de ordenación, se eliminó la estación de la quebrada Salado o Paipa aguas abajo (QSPAB-J). La representación del análisis de componentes para la matriz de datos sin incluir esta estación se presenta en la figura (4-8).

La ubicación de la estación QSAB en el plano, establece para este sistema, las condiciones de mayor estrés por mineralización y al parecer la menor calidad del

agua del estudio. Contrario a esto, las estaciones ubicadas en el plano de inundación del río Arauca como el Caranal y la cuenca del río Ele, como el caño la Colorada y quebradas del Magdalena medio de la cuenca del río Sogamoso, fueron las que aparentemente presentan la mejor calidad del agua, al exhibir los valores mas bajos de contaminación por mineralización y orgánica (Figura 4-8 y Tabla 4-4).

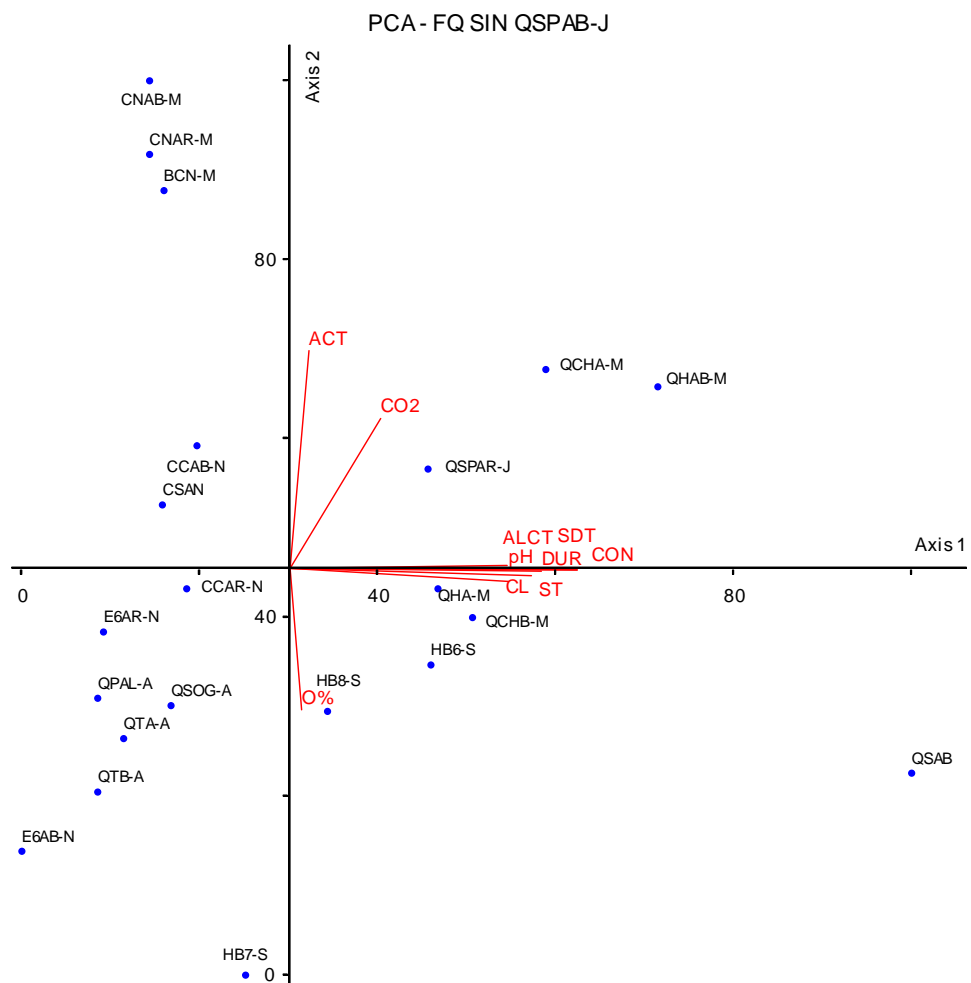


Figura 3-8. Análisis de componentes principales para las 21 estaciones de monitoreo. Las líneas rojas indican las regresiones significativas entre los ejes de ordenación o componentes y parámetros de mayor relevancia. R = 0.7, Eje1: 37%, Eje 2: 18% y Eje 3: 12%.

Tabla 3-4. Resultados de los parámetros físico – químicos evaluados en las 22 estaciones de monitoreo.

	PRO	TEM	pH	CON	SDT	O%	ACT	ALCT	CL	CO2	COL	DBO	DQO	DUR	PT	NT	NH4	SOL	SUS	SOL T	TUR	Ca	Fe	Mg	K	Na	Col T	Col F
BCN-M	2.1	27.0	5.9	44	21.0	2.0	29.8	17.2	1.6	13.1	500.0	1.0	78.0	20.8	0.4	1.5	1.0	9.0	127.0				2.7				300	110
CCAB-N	1.5	27.4	6.4	81	41.0	19.9	20.0	54.0	0.5	8.8	35.0	2.0	11.0	44.0	0.1	0.6	0.1	10.0	82.0	7.3	16.0	2.0	1.0	0.9	2.4	3900	210	
CCAR-N	0.5	28.9	6.5	84	43.0	23.2	10.0	54.0	0.5	4.4	40.0	2.0	11.0	42.0	0.1	0.6	0.1	5.0	52.0	7.2	15.2	1.9	1.0	1.0	5.0	2300	15	
CNAB-M	3.7	27.0	6.4	48	23.0	2.0	29.8	19.2	1.6	13.1	400.0	1.0	108.0	20.8	0.4	1.8	1.8	8.0	124.0				2.6				20	20
CNAR-M	3.5	27.0	6.1	47	23.0	2.0	27.3	17.2	2.1	12.0	263.0	1.0	85.0	20.8	0.4	1.7	1.6	13.0	129.0				1.1				40	20
CSAN	0.7	26.0	6.7	43	20.0	67.0	9.9	18.2	1.1	4.4	140.0	1.0	92.0	16.7	0.4	1.7	0.7	40.0	114.0				3.0				2200	800
E6AB-N	2.0	25.8	5.5	32	17.0	36.6	6.0	28.0	4.5	2.6	50.0	14.0	18.0	24.0	0.1	0.6	0.1	17.0	40.0	26.0	7.2	2.5	1.4	2.0	24.1	93000	43000	
E6AR-N	1.0	25.7	5.1	26	13.0	34.2	4.0	18.0	3.0	1.8	40.0	7.0	19.0	18.0	0.2	0.6	0.1	17.0	34.0	31.0	3.2	3.0	2.4	2.0	2.6	3900	150	
HB6-S	2.2	32.3	8.3	310	158.0	73.9	18.0	144.0	13.0	7.9	200.0	5.0	23.0	46.0	0.1	0.6	0.1	109.0	246.0	15.0	12.0	3.3	3.8	19.2	76.0	1700	270	
HB7-S	1.1	30.7	6.6	87	44.0	98.6	2.0	40.0	4.0	0.9	200.0	5.0	24.0	44.0	0.1	0.6	0.2	348.0	384.0	55.0	9.6	5.3	4.8	1.7	2.6	16000	470	
HB8-S	1.8	30.0	6.9	257	132.0	61.6	12.0	120.0	10.0	5.3	250.0	5.0	29.0	50.0	0.1	0.6	0.2	125.0	238.0	25.0	12.8	4.0	4.3	8.0	26.0	16000	5400	
QCHA-M	0.9	23.0	8.5	388	195.0	80.0	27.0	241.5	7.2	23.8	5.0	4.0	30.0	145.5				10.0	248.0	4.5	33.6	0.1	14.9			40	33	
QCHB-M	0.6	23.8	8.6	374	187.0	83.0	9.0	195.3	6.7	7.9	5.0	6.0	36.0	167.5				10.0	235.0	5.5	31.4	0.2	21.6			34	27	
QHA-M	0.1	24.2	8.0	341	170.0	60.0	9.0	236.4	6.4	7.9	20.0	3.0	32.0	100.0				11.0	184.0	4.5	31.0	0.1	5.5			47	34	
QHAB-M	0.1	25.4	8.0	584	290.0	52.0	27.0	399.0	6.7	23.8	5.0	3.0	30.0	183.5				10.0	380.6	19.7	52.4	0.1	14.9			17	14	
QPAL-A	0.3	28.3	6.1	5	3.0	50.6	4.5	4.0	1.0	2.0		15.0	<40	1.0	0.2	2.0	1.0	18.0	16.0	5.1						34	33	
QSAB	0.2	29.4	8.0	1174	581.0	53.0	9.0	178.5	18.2	7.9	5.0	3.0	38.0	523.0				23.0	773.0	3.6	120.0	0.1	54.2			240	24	
QSOG-A	0.6	26.0	7.0	60	30.0	97.7	4.5	28.0	1.0	2.0		10.0	<40	15.0	0.1	2.0	1.0	9.0	61.0	12.1						9	7	
QSPAB-J	0.5	27.1	8.3	273	136.0	47.4	90.0	227.9	7.4	39.6	<5	155.0	337.0	197.0	0.02	1.0	1.0	<10	247.0	2.4	4.6	0.1	45.1	2.2	7.3	5400	2200	
QSPAR-J	0.5	25.3	7.7	277	139.0	70.6	36.0	144.9	8.7	15.8	<5	20.0	<40	114.0	0.02	1.0	1.0	<10	224.0	1.2	2.8	0.1	26.0	4.3	13.0	14	11	
QTA-A	0.5	27.0	6.0	8	4.0	99.4	4.5	4.0	1.0	2.0		12.0	40.0	1.0	0.2	2.0	1.0	9.0	92.0	14.3						350	280	
QTB-A	0.4	27.2	6.3	10	5.0	99.4	4.5	8.0	1.0	2.0		28.0	65.0	1.0	0.2	2.0	1.0	17.0	79.0	31.2						3500	2800	

Para establecer la variación espacial o temporal de las comunidades de macroinvertebrados y los parámetros físico – químicos de mayor relevancia que afectaron o se asociaron a dicha variación, además, se realizó un análisis de correspondencias o RA y su versión distendida (DCA). Gracias a la utilidad “Join Plot”, se analizaron las matrices de datos biológica y físico – química en un solo paso, permitiendo desarrollar el análisis de gradientes y las relaciones significativas entre ejes y parámetros abióticos, por medio de regresiones, en una misma representación gráfica.

En general el análisis de correspondencias (RA), corrido para la totalidad de estaciones y parámetros físico – químicos, permitió observar la separación de las estaciones en el plano, acorde a la composición y abundancia de macroinvertebrados colectados, similar a la mostrada en los análisis de componentes principales, corridos para las características físico – químicas del agua.

Esta vez los parámetros asociados a dicha variación y correlacionados significativamente con los ejes de ordenación fueron la acidez, la DBO y el CO₂,

todos parámetros asociados con la degradación del material orgánico particulado presente en el agua (Figura 4-9). Lo anterior indica una variación de la comunidad como respuesta posiblemente a la cantidad de material orgánico disponible en los sistemas.

Para mejorar la representación y el análisis de correspondencias por un posible efecto arco, se realizó el análisis DCA, para la totalidad de estaciones (Figura 4-10).

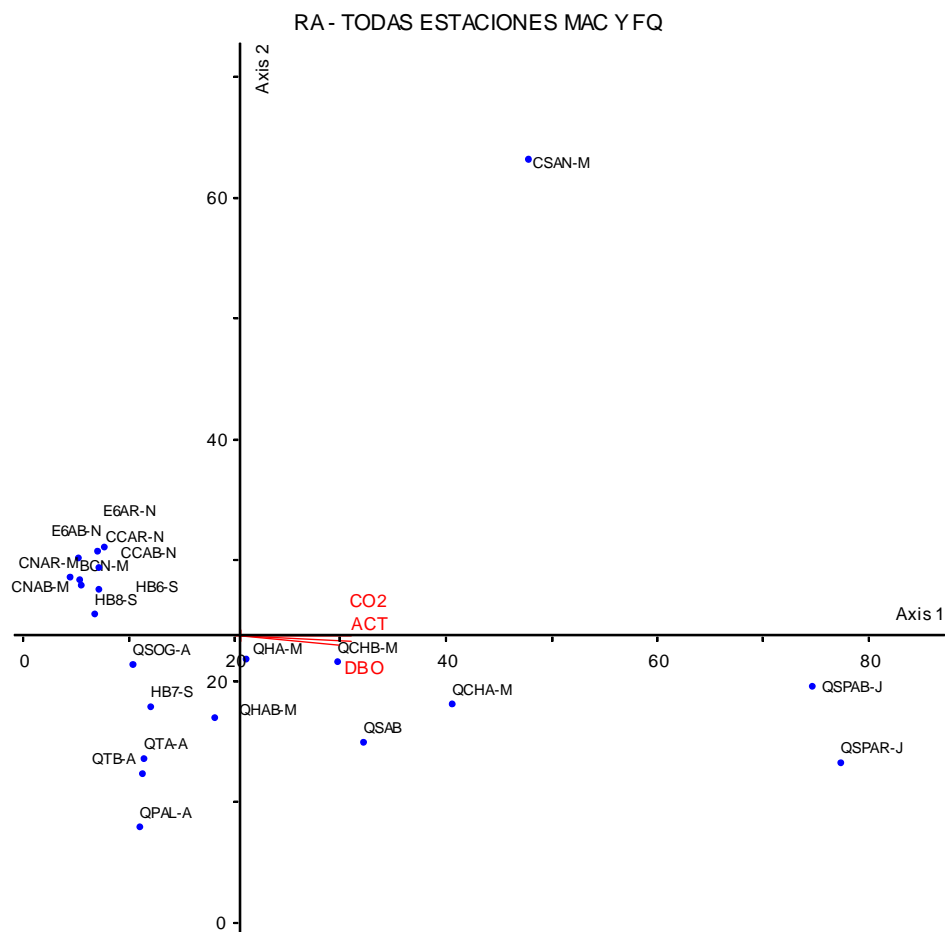


Figura 3-9. Análisis de correspondencias para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas rojas indican las regresiones significativas entre los ejes de ordenación y parámetros de mayor relevancia. $R = 0.57$, Eje1: 0.72, Eje 2: 0.5.

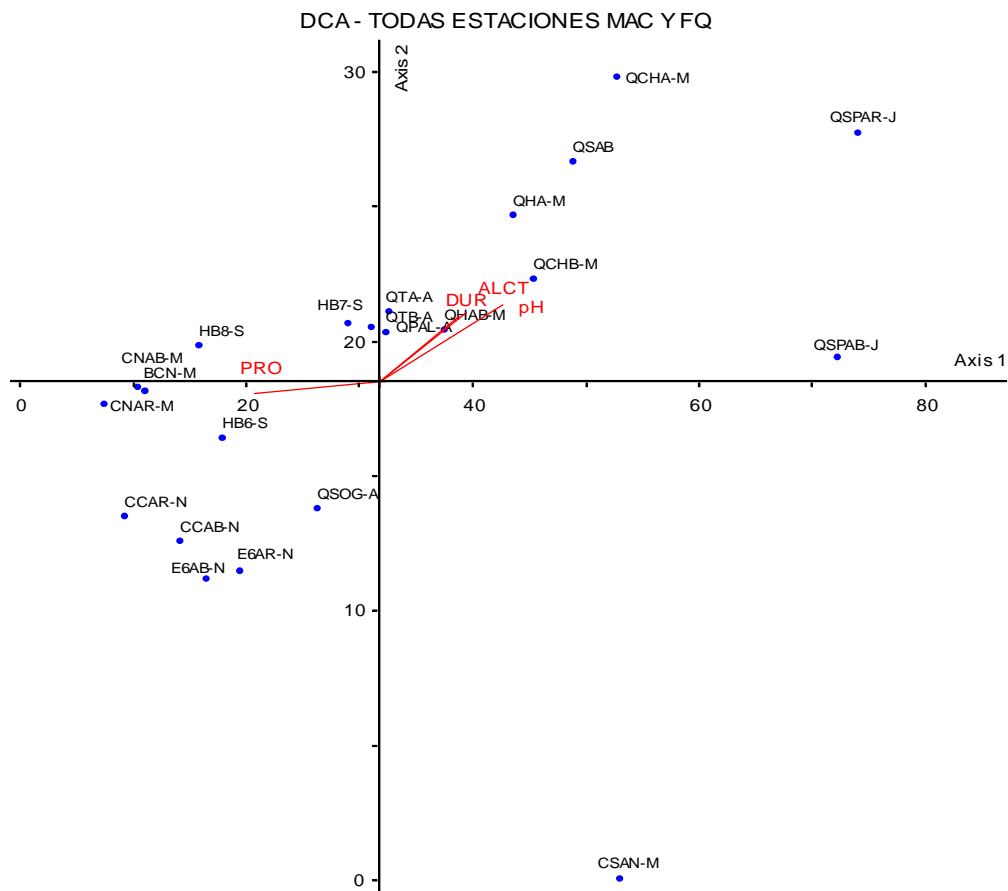


Figura 3-10. Análisis de correspondencias distendido (DCA) para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas rojas indican las regresiones significativas entre los ejes de ordenación y parámetros de mayor relevancia. $R = 0.57$, Eje1: 0.72, Eje 2: 0.27.

Tal como puede observarse, la separación de las estaciones en el plano aumenta, siendo en esta oportunidad los parámetros de mineralización como la alcalinidad y dureza, además de la profundidad, las características físico – químicas más relevantes, asociadas a la variación espacial y configuración de las estaciones en el plano.

La anterior explicación complementa los resultados del (RA) y en conjunto permitieron establecer, la importancia de los parámetros de mineralización junto

con los contenidos orgánicos de los diferentes sistemas, como posibles determinantes de la composición y abundancia de macroinvertebrados.

Considerando la composición de familias y con el ánimo de identificar las estaciones sujetas a un mayor “estres” ambiental como consecuencia de sus características físico – químicas, utilizando el análisis de correspondencias distendido como ejemplo, se identificaron las estaciones con comunidades con una menor riqueza de familias (Figura 4-11).

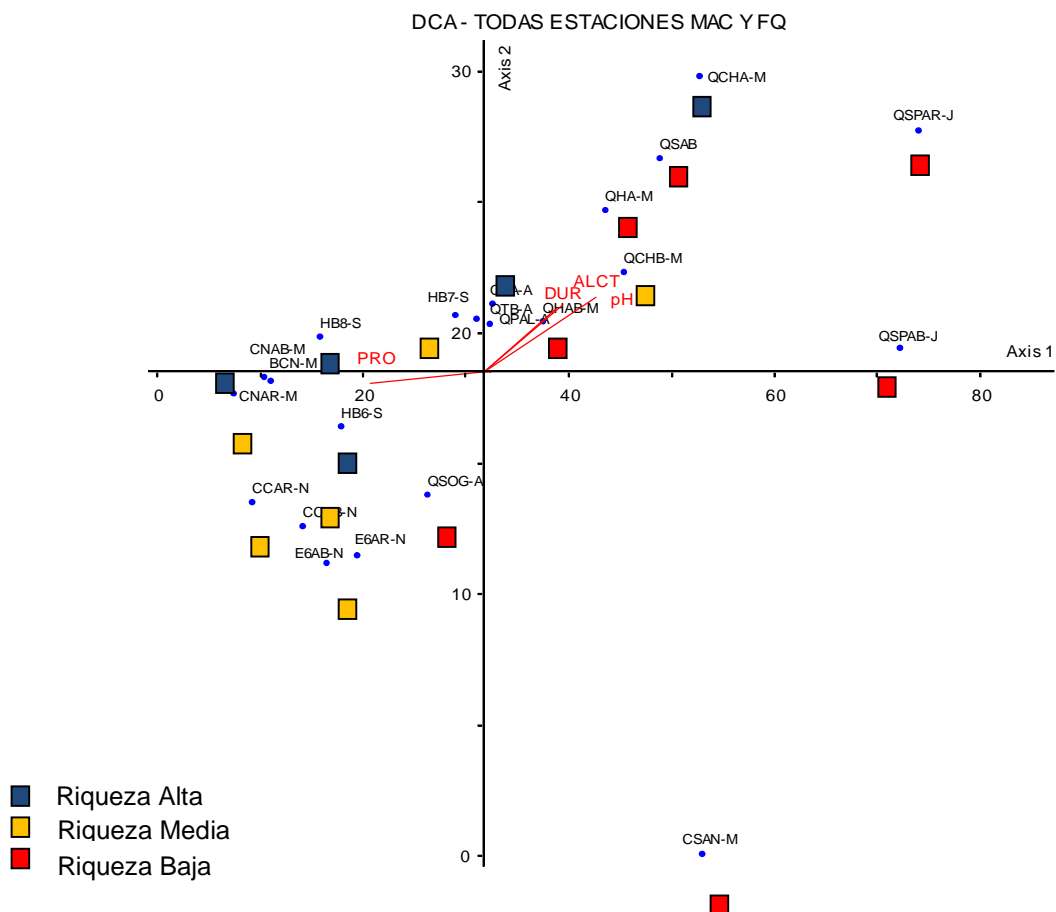


Figura 3-11. Análisis de correspondencias distendido (DCA) para las 22 estaciones de monitoreo. Las líneas rojas indican las regresiones significativas entre los ejes de ordenación y parámetros de mayor relevancia.

En general el análisis permitió observar la presencia de estaciones con bajas riqueza de familias y consecuente baja calidad de sus aguas, o estaciones que por el contrario exhiben una mayor diversidad de familias, mayor riqueza y por consiguiente, mejor calidad del agua. El anterior procedimiento permite de manera rápida y gráfica, identificar la variación espacial o temporal de la comunidad bioindicadora, los posibles parámetros asociados a dicha variación con respecto a la composición y abundancia de individuos, corroborar el estado relativos de las estaciones acorde a la calidad del agua imperante en el sistema en un momento determinado, así como los posibles tensores ambientales implicados. Este procedimiento se considera confiable y objetivo como herramienta para la valoración de la calidad del agua de sistemas naturales, ya que conjuga los diferentes niveles de información disponibles, permitiendo a su vez de manera comparada y relativa, evaluar no solo la variación espacial sino temporal de las comunidades y su comportamiento con respecto a los gradientes ambientales presentes.

La siguiente matriz de correlaciones identifica las variables significativamente relacionadas ($\alpha < 0.05$) según el coeficiente de Spearman (r) que varió entre los +0.42 y -0.42. En este rango se pueden mencionar las correlaciones exhibidas por las variables sintéticas derivadas de los análisis de ordenación y que corresponden a los ejes 1 del RA, DCA y NMDS con los valores variables como el ICOMI, ICOTRO e ICOMO (Tabla 4-5).

En general las correlaciones más altas se presentaron entre el eje 1 de análisis de correspondencias distendido (DCA) y el eje 1 de ordenación de el análisis NMDS, lo cual establece una variación específica y característica de la comunidad, cuya conformación no es atribuible a eventos azarosos. Es igualmente importante mencionar los altos coeficientes obtenidos entre el eje DCA y los índices ASPT y eje PCA, lo cual establece una significativa variación de la comunidad como respuesta a las características físico – químicas presentes en cada una de las

estaciones. Aunque no de manera significativa, con un nivel de $\alpha < 0.07$, se presentó correlación entre dicho eje DCA y los valores de ICOMI, y entre este y el eje NMDS.

Tabla 3-5. Matriz de correlaciones según los rangos de Spermán (r). Los valores marcados en rojo corresponden a los coeficientes significativos ($\alpha < 0.05$) y el signo representa la direccionalidad de la correlación, sea esta directa (+) o inversa (-).

	MDS	BMWP	ASPT	ICOMI	ICOSUS	PCA	PCATR	S´	RA	DCA
MDS	1.00									
BMWP	-0.03	1.00								
ASPT	0.57	0.32	1.00							
ICOMI	0.42	0.46	0.37	1.00						
ICOSUS	-0.15	0.05	-0.14	-0.19	1.00					
PCA	0.54	0.35	0.43	0.93	-0.03	1.00				
PCATR	0.46	0.33	0.21	0.94	-0.20	0.90	1.00			
S´	-0.36	0.86	-0.10	0.30	0.12	0.17	0.21	1.00		
RA	0.71	0.02	0.52	0.23	0.22	0.45	0.23	-0.32	1.00	
DCA	0.88	0.22	0.68	0.40	0.13	0.59	0.38	-0.13	0.81	1.00

Vale la pena mencionar las correlaciones significativas y directas entre el ASPT y los ejes del NMDS, RA, DCA y PCA. Lo anterior establece la mayor representatividad de este índice con respecto al BMWP/Col.

Este último se correlacionó de manera directa y significativa con los valores de ICOMI y como era de esperarse con los valores de riqueza de familias. La correlación directa (+) entre los dos variables establece que con mayores valores del índice de contaminación por mineralización es de esperar mayores valores del BMWP/Col, lo cual es contradictorio, ya que mayores valores de los parámetros de mineralización se asocian normalmente con efectos derivados de la actividad industrial, es decir que a mayor contaminación por mineralización es de esperar aguas menos afectadas de mejor calidad según las categorías y clases establecidas por el BMWP/Col.

Los anteriores resultados indican posibles rangos de calidad inadecuados para las familias que constituyen el índice, además de problemas relacionados con la

variación estacional de las comunidades, que tal como mencionan Ramírez y Viña (1998) y contrario a lo reportados por Alba – Tercedor, (1996) para la península Ibérica, la presencia o ausencia de especies en regiones tropicales, si varía dependiendo de la época climática en cuestión, como consecuencia de la expansión o contracción de los ambientes acuáticos y sus consecuentes variaciones en las condiciones ambientales generales de los sistemas. Por su puesto ligado a dichos eventos, que en el Trópico pueden ser determinantes de una significativa variación de estructura de las comunidades en el tiempo, un elemento no tratado hasta el momento y cuyo efecto es fundamental, es la capacidad ambiental del cuerpo de agua o sistema. De esta manera una perturbación por efectos de la actividad industrial o natural, inducida por la alternancia de períodos de inundación o sequía, pueden conducir a efectos drásticos en ambientes con baja capacidad ambiental mientras que pueden ser inapreciables en sistemas con alta capacidad ambiental.

Así la comunidad puede verse afectada no necesariamente en su composición pero si en la abundancia de los grupos constituyentes, efectos a los cuales el índice no responde, haciéndolo poco útil para estudios de seguimiento en el tiempo.

Por estos motivos como parte del procedimiento y diferente a lo propuesto por el BMWP´ desarrollado por Alba – Tercedor y Sánchez Ortega (1988) y el BMWP/Col. Desarrollado por Roldán (2003), el análisis de la comunidad indicadora debe abordarse a partir de estudios cuantitativos que permitan no solo definir la composición de familias, sino las densidades relativas de cada una de ellas, para efectos de estudios comparativos. Lo anterior introduce entonces el concepto de muestras significativas de la comunidad y cálculos de tamaño o número muestral representativo de la misma, condición que se soluciona con las técnicas de análisis desarrolladas por el método de especies - área utilizado en múltiples estudios de ecología, desarrollado por Margalef (1958) y Pielou (1977).

Así siguiendo las recomendaciones establecidas por Ramírez y Viña (1998), el análisis debe incluir no solo la presencia y ausencia de una familia sino su importancia relativa dentro de la muestra representativa de la comunidad.

Tal como sugieren estos autores, para atender las dificultades que surgen al momento de detectar la capacidad indicadora de las diferentes familias en virtud de su presencia o ausencia, deben tenerse en cuenta los grados de respuesta ante diferentes tipos de afectaciones, lo cual implica discriminar no solo la composición de familias y sus densidades relativas sino sus respuestas ante diferentes tipos de alteraciones.

Es así como una determinada comunidad o grupo de organismos responderá de diferente manera ante diferentes tipos de alteraciones o a la conjugación de las mismas. Tratar de Discriminar como responde una comunidad y a cual de las alteraciones se debe su variación y por ende cual será su capacidad indicadora, implica la inclusión de diferentes tipos de contaminación o fuentes de alteración, que se encuentran bien definidas por los índices de contaminación físico – química ya descritos. Cada uno de estos índices agrupa los parámetros significativamente relacionados, por medio de ecuaciones de regresión establecidas con base en bases de datos de numerosos estudios realizados a lo largo de diferentes períodos climáticos en diferentes regiones del país (Ramírez y Viña, 1998).

Como propuesta original se recomienda una vez realizados análisis de ordenación como el RA, DCA o NMDS, teniendo en cuenta no solo la composición de familias sino la abundancia relativa de cada una de ellas, establecer las relaciones existentes entre dichos análisis y los valores propios de cada uno de los índices de contaminación. Este procedimiento, supera la dificultad en el cálculo del óptimo

de cada familia a los diferentes niveles de contaminación, sobre todo cuando se trata de evaluar sistemas tan cambiantes en el tiempo, como consecuencia de la variación estacional antes mencionada.

Así mientras una comunidad es más diversa y equitativa, su ubicación en el plano de ordenación será muy diferente a aquellas cuyas comunidades sean menos diversas y poco equitativas. Normalmente las estaciones con comunidades más ricas y complejas coinciden con una calidad físico – química mejor y condiciones de buena calidad, mientras que comunidades pobres o con dominancias de una o pocas familias coinciden con el “estres” ambiental generado por altos niveles de contaminación.

Con el objeto de poder evaluar el grado de asociación o correlación de los indicadores ICOMO e ICOTRO, se calcularon los coeficientes de correlación significativos con un $\alpha < 0.05$, para el grupo de estaciones en donde fue posible calcularlos (17 estaciones de las 22 contempladas), (Tabla 4-6) .

Tabla 3-6. Matriz de correlaciones según los rangos de Spermán (r). Los valores marcados en rojo corresponden a los coeficientes significativos ($\alpha < 0.05$) y el signo representa la direccionalidad de la correlación, sea esta directa (+) o inversa (-).

	MDS2	ICOMO	ICOTRO	PCA2	PCATR2	BMWP2	ASPT2	S'2	ICOMI2	ICOSUS2	DCA2
MDS2	1.00										
ICOMO	-0.05	1.00									
ICOTRO	0.18	-0.29	1.00								
PCA2	-0.17	0.01	-0.70	1.00							
PCATR2	0.13	-0.05	-0.45	0.80	1.00						
BMWP2	0.04	0.47	-0.56	0.61	0.58	1.00					
ASPT2	-0.78	0.07	-0.53	0.39	-0.05	0.22	1.00				
S'2	0.46	0.48	-0.46	0.44	0.56	0.88	-0.18	1.00			
ICOMI2	0.10	0.14	-0.72	0.88	0.88	0.68	0.15	0.65	1.00		
ICOSUS2	-0.02	0.37	-0.20	0.07	-0.19	0.22	0.06	0.19	-0.10	1.00	
DCA2	-0.19	0.03	-0.49	0.09	0.00	0.03	0.31	-0.01	0.10	-0.09	1.00

Para estos casos el ICOMO mostró correlación con los valores de riqueza de familias y del BMWP/Col., de tal manera que a mayor contaminación orgánica se

presentan una mayor riqueza de familias de macroinvertebrados y mejor calidad del agua a partir de las familias constituyentes, lo cual como se mencionó, resulta contradictorio.

El ICOTRO por el contrario mostró correlaciones significativas de tipo inverso con los ejes de ordenación del PCA y DCA, así como con los valores del BMWP/Col. y ASPT, de tal manera que los mayores valores de ICOTRO, es decir, las mayores concentraciones de fósforo total en el sistema, afectan la composición y abundancia de macroinvertebrados, al exhibir una menor riqueza de familias y por ende menores valores del ASPT.

Los anteriores resultados coinciden con trabajos como los de Koulikidis, (2002), quien encuentra valores bajos del índices como el BM, el cual utiliza como base el ASPT, en ríos y sistemas europeos con alta concentración de nutrientes y altos valores del Nutrient Pollution Metric (NPM).

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los valores del ASPT y BMWP/Col. obtenidos para las corrientes evaluadas y los niveles de calidad correspondientes, fueron coincidentes en menos del 32% de los casos, siendo bajo el nivel de respuesta de uno y otro, considerando casos en los cuales a pesar de los efectos adversos generados por la actividad industrial sobre algunas de las estaciones, la calidad, según los indicadores, fue buena.

La similitud de rangos de calidad obtenida para sistemas con diferentes niveles de afectación, sea de tipo antrópico o natural y con condiciones y características tan disímiles, hacen del ASPT y del BMWP/Col. iniciadores que aún no logran satisfacer las necesidades para la bioindicación de sistemas tropicales epicontinentales en el país, más si se tiene en cuenta que los sistemas de referencia empleados, que no reciben efectos de actividades industriales o sistemas naturales libres de dicha actividad, fueron calificados con el mismo nivel de calidad que sistemas que reciben efectos directos y con diferentes niveles de afectación.

Los análisis de ordenación desarrollados como el PCA, DCA, RA, y NMDS, describen de manera acertada el comportamiento de las diferentes corrientes evaluadas y permiten de una manera rápida y confiable establecer el estado relativo de los sistemas, las variables de mayor relevancia responsables de dicha variación y detectar fácilmente los sistemas que presentan “estres” ambiental de quienes por el contrario no presentan evidencias de deterioro de la calidad de sus aguas o los lugares en los cuales el deterioro de las condiciones no se manifiesta en cambios significativos en las comunidades acuáticas.

El análisis de correlación o de regresión se consideran procedimientos útiles para determinar el grado de dependencia y relación entre las variables sintéticas derivadas de los análisis de ordenación, que resumen el comportamiento de la

composición y abundancia de la comunidad indicadora y los índices de contaminación desarrollados por Ramírez y Viña (1998). Lo anterior permite discriminar el tipo de parámetros que afectan la distribución de los organismos acuáticos y establecer cómo se manifiestan dichos niveles de contaminación en la comunidad.

Para la aplicación de técnicas multivariados de análisis y en general para el desarrollo de estudios de calidad de aguas superficiales de sistemas naturales, es imperante el desarrollo de un diseño de muestreo acorde a los objetivos planteados, que entre otros aspectos, permita la colecta de muestras representativas de la comunidad, en tamaño y número, y además, evaluar de manera objetiva, la variación espacial y temporal natural del sistema, discriminando dichos efectos, sobre aquellos propiciados y relacionados con la actividad industrial impactante. Lo anterior implica incluir estaciones o sectores de referencia, no alterados o modificados por efectos que se pretenden confirmar, de tal manera que sea evidente el grado de similitud o disimilitud de las condiciones evaluadas con respecto a las tomadas como condiciones de referencia.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ ORTEGA, Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hallawell (1988). *Limnética*. 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV. SIAGA, Almería II: 203-213. España.
- Alonso, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Alcalá de Henares. Madrid. España. *Ecosistemas* 15 (2): 101-105.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th edition. New York. 1325 pp.
- BEALS E. 1984. Bray-Curtis ordination – An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14: 1-53.
- BEHAR G. R, ZUÑIGA DE CARDOSO M. & ROJAS. O. 1997. Análisis y valoración del índice de calidad de agua (ICA) de la NSF: el caso de los ríos Cali y Meléndez – Cali – Colombia. En : *Memorias Seminario Internacional sobre Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de la Calidad del Agua*. Cali, Colombia.
- CUSHING, C.E. ; K. W. CUMMINS & G.W. MINSHALL, 1995. *River and Stream Ecosystem..* David Goodwall-Elsevier Science. Amsterdam.

- DOS SANTOS, A.M. & THOMAZ, S.M. 2007. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. *Austral Ecology* (2007) 32, 177–190.
- HAIR, J. D. 1987. Medida de la diversidad ecológica. *En*: R. Rodríguez Tarrés (Ed.). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*, pp. 283-289. 4ª edición, Wildlife Society, Inc. (WWF), Hethesda, Maryland.
- HALFFTER G. & E. EZCURRA. 1992. Qué es la biodiversidad? *En*: La biodiversidad biológica en Iberoamerica: Ed. Halter G. pp 2-24. *Acta Zoologica Mexicana* (Número Especial), Veracruz.
- HILL M. & Jr. H. GAUCH. 1980. Refrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, 42: 47-58.
- IDEAM. 2002. *Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas*. 83 p.
- LUDWIG, J. & J. REYNOLDS. 1988. *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. New York, 337 p.
- MARGALEF, R. 1958. Information theory in ecology. *General Systematics*. 3:36-71.

- MERRITT R. & K. CUMMINS. 1988. An introduction to the aquatic insects of North America. Second edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque. 720 p.
- PIELOU, E. C. 1977. Mathematical Ecology. Wiley, New York.
- PIMENTEL, R. A. 1995. BIOSTAT II: a multivariate statistical toolbox, version 3.5. Sigma Soft, Placentia, CA.
- PINILLA, G. 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación bibliográfica. Centro de Investigaciones Científicas. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 67p.
- Pires A. M, I. G. Cowx & M.M. Coelho. 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). Lisboa, Portugal. Hydrobiologia 435: 167–175.
- RAMÍREZ, A. & G. 1999. Ecología aplicada. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cargraphics Ltda. Bogotá. 324 p.
- RAMÍREZ, A. & G. VIÑA. 1998. Limnología colombiana. Aporte a su conocimiento y estadísticas de análisis. BP Exploration Company (Colombia) Ltd. Bogotá, 293 p.
- ROHLF J. 1992. Consensus indices for comparing classification. Mathematical Biosciences, 59: 131-144.

- ROLDÁN G. 1986. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. FEN COLOMBIA – COLCIENCIAS – Universidad de Antioquia, Bogotá, 217 p.
- ROLDÁN, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia, uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia.
- SNEATH P. & R. SOKAL. 1973. Numerical taxonomy. W.H. Freeman. San Francisco.
- SKOULIKIDIS, N.TH, K. GRITZALIS & T.H. KOUVARDA. 2002. Hydrochemical and ecological quality assessment of a Mediterranean river system. National Centre for Marine Research, Institute of Inland Waters. Athens, Greece. Global Nest: the Int. J. Vol 4, No 1, pp 29-40.
- TER BRAAK C. & I. PRENTICE. 1988. A theory of gradients analysis. Advances in ecological research, 18: 271-317.
- Viña, G.; Ramírez, A.; Lamprea, L.; Garzón, B.; Schmidt, U.; Rondón, E. & Flores C. 1991. Ecología de la Ciénaga de Zapatosa y su relación con un derrame de petróleo. Cucuta.
- ZUÑIGA, M. DEL C., ROJAS, A.M., CAICEDO, G. 1993. Indicadores ambientales de la calidad del agua en la cuenca del Río Cauca. Revista AINSA, 2:17-28. Medellín.

ZUÑIGA, M. DEL C., ROJAS, A.M., SERRATO, C. 1994. Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del Valle del Cauca . Rev. Col. Entom. Vol. 20(2): 124-130. Bogotá.

ZAMORA – MUÑOZ, C., SAINZ – CANTERO, E., SÁNCHEZ ORTEGA, A., ALBA-TERCEDOR, J. 1995. Are biological indices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent ? Factors explaining their variations. Water Res. Vol. 29 (1): 285-290.

ZAMORA – MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotoc index and multivariate methods. J.N. AM. Benthol. Soc., 15(3):332-352.

6. ANEXO FOTOGRÁFICO



Caño Caranal



Caño Colorada



Caño Limón



Quebrada La Trece



Caño Sandovala



Caño Negro



Quebrada Salado o Paipa



Quebrada Chicalá



Quebrada los Huilos



Quebrada el Salado