

# COMPOSICIÓN SALINA DE LOS PRINCIPALES EMBALSES DE LA PROVINCIA DE CIENFUEGOS.

**MC. Fanny Jorge Lazo<sup>1</sup>, Lic. Carmen Rosa Betancourt Aguilar<sup>1</sup>, DC. Juana Zoila Junco Horta<sup>2</sup>.**

- 1. Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos, calle 17, esq. Ave 46 s/n, Reparto reina, Código Postal 55100, Cienfuegos, Cuba.*
- 2. Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos". Autopista a Varadero. Km 3. Matanzas.*

## Resumen.

El objetivo de la presente investigación es conocer la composición salina de cuatro embalses cienfuegueros (El Salto, Abreus, Paso Bonito y Avilés) con énfasis en el embalse Abreus por su importancia socioeconómica. Se determinó que el origen de los iones mayores proviene de la geología de la cuenca y que la afectación de la calidad del agua del embalse Abreus está dada por factores ambientales de origen natural y antrópico. El agua de este embalse resultó ser bicarbonatada cálcica, muy dura y entre eutrófica e hipertrófica. El nutriente limitante fue el nitrógeno.

*Palabras claves: embalse; iones; eutrofia; componentes principales.*

## Índice

Introducción .....	1
Desarrollo.....	2
1. CONSIDERACIONES TEÓRICAS.....	2
1.1. Recurso Agua. Disponibilidad y usos. ....	2
1.2. Iones mayoritarios.....	3
1.3. Eutrofización. Clasificación del estado trófico .....	4
1.4. Nutrientes. Limitación. ....	6
1.5. Análisis multivariado. ....	6
2. ÁREA DE ESTUDIO .....	7
3. MUESTREO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS .....	8
4. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS .....	9
4.1. Contenido iónico de los embalses Paso Bonito, Avilés, El Salto y Abreus. ....	9
4.2. Embalse Abreus. ....	12
4.2.1. Análisis multivariado. ....	12
3.2.2. Mineralización. Contenido de iones mayores. ....	15
Fuente: Propia. ....	18
4.2.3. Factor antrópico. Nivel trófico y nutriente limitante. ....	18
CONCLUSIONES .....	23
BIBLIOGRAFÍA .....	23

## Introducción

La disponibilidad del recurso agua no puede abordarse solo en términos de su abundancia o escasez relativas, sino también de su calidad. La calidad del agua constituye una limitante en sus diversos usos específicos y está sujeta a alteraciones que pueden ser provocadas por causas naturales o por la acción del hombre.

El persistente deterioro de la base de recursos hídricos en el mundo ha generado creciente preocupación en la comunidad internacional. El avance de la degradación de la calidad de las aguas, que limita la oferta del recurso disponible, sumado a una mayor variabilidad de los regímenes hidrológicos y el incremento sostenido de la demanda, muestran tendencias negativas que no han logrado revertirse, a pesar de las voces de alerta levantadas por expertos y funcionarios públicos durante las dos últimas décadas. Si no se adoptan a

tiempo las medidas adecuadas, se podría recrudecer el problema y convertir el agua en un foco más de conflictos violentos internos e internacionales.

Cuba no está ajena a esta situación y ha establecido como objetivo estratégico dentro de su política ambiental, “ofrecer un servicio de abasto de agua según las normas de calidad”. De ahí la importancia que reviste la adecuada evaluación y caracterización de las reservas de agua existentes (sobre todo de aquellas que en la actualidad alcanzan una mayor importancia socioeconómica), e incluir la identificación de las posibles fuentes que originan su deterioro (CITMA, 2007).

El embalse Abreus, construido en las inmediaciones de la desembocadura del río Damují y concebido para uso agrícola, tiene hoy un mayor interés socioeconómico al constituir fuente de agua potable de varios núcleos poblacionales y abastecer a la zona industrial y a la refinería de petróleo Camilo Cienfuegos. El mismo puede constituir, en el futuro, una fuente importante de abasto para la provincia durante períodos de intensas sequías. Su construcción en 1986 aguas arriba del vertimiento de residuales, provocó una disminución en el flujo de agua dulce con una consecuente concentración de los residuales y afectación a las comunidades de manglares y a la zona costera. De acuerdo con informaciones de la Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos (DPRH) del territorio, la situación sanitaria del río era crítica. La carga orgánica impuesta sobrepasaba la capacidad de autodepuración, dando lugar a una anaerobiosis casi permanente por formación de H<sub>2</sub>S en sus capas profundas (Comas *et al.*, 2004).

A pesar de la importancia de este embalse, el creciente uso de su potencial y las afectaciones de la calidad de su agua, no existe un estudio integral del mismo. La necesidad de un estudio detallado ya ha sido recomendado con anterioridad por varios autores (Laiz, 2006; Comas *et al.*, 2004).

## **Desarrollo**

### **1. CONSIDERACIONES TEÓRICAS**

#### **1.1. Recurso Agua. Disponibilidad y usos.**

Los embalses constituyen uno de los más antiguos artificios construidos por el hombre para aprovechar un recurso natural tan vital como es el agua. Sus usos principales son: la generación de energía eléctrica, el almacenamiento de agua con fines de riego y la retención de caudales para prevenir inundaciones, además de servir para el abasto industrial y humano. Su construcción resulta de una alteración de un sistema fluvial y esto siempre supone un costo ecológico que sólo puede compensarse, en parte, con una correcta gestión.

Según el destino que pretenda darse al agua embalsada, su calidad deseable es diferente. En el caso que sea para el abastecimiento de la población, las aguas deben ser oligotróficas y no contener en disolución, actual o potencial (porque esté en el sedimento), sustancias contaminantes. Es precisamente la naturaleza y la cantidad de estos elementos los que definen los diversos usos del agua.

En la actualidad se vaticina un aumento de la temperatura global del planeta, lo cual puede provocar un cambio en los patrones de estratificación de los embalses, y dar lugar a que los períodos de mezclas se acorten, con la respectiva repercusión en la calidad del agua. De hecho se ha planteado un aumento de la eutrofia de los embalses aunque la cantidad de nutrientes que reciban en el futuro sea la misma que reciben ahora (Whitehead *et al.*, 2009).

Las variaciones en la precipitación obligarán a gestionar el agua de los embalses de una forma mucho más cuidadosa. Cuando el periodo entre lluvias se extiende, aumenta el tiempo de residencia del agua en los embalses, lo que implica una prolongación del período de estratificación producido por una mayor absorción de calor. Estudios teóricos de la disponibilidad de agua en embalses de la India han indicado una alta probabilidad de efectos significativos del cambio climático sobre el recurso, especialmente bajo condiciones de sequía (Mujumdar, 2008).

Las tendencias climáticas actuales y los escenarios considerados como más probables para los próximos cien años en la región del Caribe, producirán un deterioro de la calidad ambiental general, como consecuencia de la reducción del potencial hídrico a escala regional. Estudios realizados en Cuba (Aguirre, 2004) han mostrado una disminución de la pluviosidad en un 21 % en los últimos años, con un aumento además de las precipitaciones en los meses secos y disminución en la temporada lluviosa.

Planos (2007) ha planteado posibles efectos del cambio climático en los recursos hidráulicos cubanos entre los que se mencionan: el surgimiento de conflictos en el uso de las aguas embalsadas, principalmente entre su uso agrícola y acuícola, al competir ambos por disponibilidades menores que las actuales; cambios en los patrones de comportamiento de las precipitaciones que constituyen la principal fuente renovable anual del recurso agua; aparición paulatina de zonas con carencias relativas de agua y modificaciones en la dinámica de la relación hidráulica de los acuíferos costeros con el mar, principalmente de la llanura sur.

Aún teniendo en cuenta el sustantivo desarrollo hidráulico cubano, que en algo más de cuarenta años ha posibilitado elevar las capacidades de embalse desde 48 millones hasta más de 9 600 millones de metros cúbicos, además de las obras de infraestructura para el uso de los recursos hídricos subterráneos, subsiste la carencia de agua para suplir todas las necesidades económicas, sociales y ambientales, agravado esto por la ocurrencia de fenómenos naturales y otros de origen antrópicos (CITMA, 2007).

## **1.2. Iones mayoritarios.**

La presencia de iones en el agua es inevitable y sus efectos difieren en dependencia del tipo y concentración. Algunos se requieren en ínfima cantidad para el desarrollo de la vida acuática (Zalizniak *et al.*, 2009), otros pueden conferir al agua un sabor desagradable (Nduka *et al.*, 2008) e incluso pueden ser extremadamente dañinos o mortíferos a altas concentraciones (Baumann *et al.*, 2009).

Las aguas naturales adquieren su composición química mediante un proceso complejo, donde intervienen factores geológicos, hidrogeológicos, geomorfológicos, climáticos,

antrópicos, químico-físicos y otros (Toth, 2000). Esto hace que los iones mayoritarios ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ ) tengan una variabilidad natural en aguas superficiales y subterráneas.

### 1.3. Eutrofización. Clasificación del estado trófico

El impacto de la eutrofización en la calidad del agua repercute en la biodiversidad, en la salud y en las actividades económicas regionales. Las aguas de abastecimiento que son eutróficas tienden a tener costos de tratamientos mayores (Dodds, 2009), más quejas de los usuarios acerca del olor y sabor (Watson *et al.*, 2008; Peter, 2008) y peligros potenciales para la salud, debido a la presencia de toxinas producidas por algunas especies de algas (van Apeldoorn *et al.*, 2007).

La caracterización del estado trófico en los ecosistemas acuáticos es necesaria para la comprensión de los vínculos entre los miembros de la cadena alimenticia, así como los aspectos geoquímicos y de la calidad del agua (Smith, 2003) y para una mejor gestión del recurso en función de su uso.

Ni los valores intrínsecos de las variables, ni los índices que de ellas se derivan, pueden describir satisfactoriamente el estado trófico de los sistemas acuáticos por sí mismos (Hakanson, 2000). Sin embargo, constituyen una herramienta que orienta en la evolución de la calidad del agua y permiten tener datos comparativos con otros sistemas (Domagalski *et al.*, 2007; Bricker *et al.*, 2008 y Bouleau *et al.*, 2009)

Un tipo de evaluación del estado trófico se basa en la estrategia utilizada por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD por sus siglas en inglés), la misma proporciona un esquema cuantitativo probabilístico para las diferentes categorías de estado trófico. Los datos medidos de parámetros básicos tales como fósforo total ( $P_T$ ), profundidad de transparencia al disco secchi (DS) y concentración de clorofila *a* ( $Cl\ a$ ), se relacionan con el estado trófico asignado de acuerdo con las percepciones cualitativas, tal como lo reportaron Vollenweider y Kerekes (1981) para lagos templados (ver tabla 1.1).

Otro criterio de evaluación es el propuesto por Carlson (1977), el cual utiliza un índice de estado trófico (IET) que se calcula a partir de los valores medios anuales de (DS) y de las concentraciones superficiales de ( $P_T$ ) y de ( $Cl\ a$ ) según:

$$\text{IET (DS)} = 60 - 14,41 \ln (\text{DS}) \quad (\text{ec. 1.1})$$

$$\text{IET (P}_T) = 4,14 + 14,42 \ln (\text{P}_T) \quad (\text{ec. 1.2})$$

$$\text{IET (Cl } a) = 30,6 + 9,81 \ln (\text{Cl } a) \quad (\text{ec. 1.3})$$

Este índice proporciona valores que pueden variar entre 0 y 100 y establece los límites en 40, 50 y 60 como se muestra en la tabla 1.2

Tabla 1.1. Clasificación trófica basada en los límites propuesto por la OECD (1982).

Categoría Trófica	P <sub>T</sub> (µg/L)	Cl <sub>a</sub> (µg/L)		DS Media anual (m)
		Media anual	Máxima anual	
Ultraoligotrófico	< 4	< 1,0	< 2,5	> 12
Oligotrófico	< 10	< 2,5	< 8	> 6
Mesotrófico	8-35	2,5-8	8-25	6-3
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5
Hipertrófico	≥ 100	≥ 25	≥ 75	≤ 1,5

Fuente: OECD, 1982

Tabla 1.2. Clasificación trófica basada en los IET de Carlson, 1977

Categoría Trófica	IET
Oligotrófico	< 40
Mesotrófico	41-50
Mesoeutrófico	51-60
Eutrófico	≥60

Fuente: Carlson, 1977

De acuerdo con Carlson (1977), el número del índice proporciona tanto a los tomadores de decisiones como a los limnólogos, una valoración de la calidad del agua, pues por

medio de un valor numérico se evalúa de una manera simple el estado trófico del sistema. El IET no sólo constituye una herramienta predictiva en los programas de manejo, sino también resulta válida para los científicos en las investigaciones donde se requiere evaluar el estado trófico.

#### **1.4. Nutrientes. Limitación.**

Los efectos de los nutrientes en la biomasa del fitoplancton, se predicen usualmente sobre la base de sus cantidades absolutas y relativas (Dodds, 2007). El concepto de nutriente limitante se sustenta en la premisa de que, dada una determinada estequiometría celular de las plantas acuáticas, el nutriente que controlará la máxima cantidad de biomasa vegetal es aquel que primero se consume, o que alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes relativos a tal estequiometría.

La comunidad de científicos de aguas dulces, a mediados de los años 1970s desarrolló un fuerte consenso de que el fósforo causaba la eutrofización en lagos y tendió a adoptar la escala de Redfield (1958) que toma al fósforo como sustancia limitante. Desde este punto de vista, se asume que cualquier déficit en el requerimiento de nitrógeno del fitoplancton, relativo a los requerimientos de fósforo, se suple a través de la fijación del nitrógeno por las cianobacterias planctónicas (Howart y Marino, 2006).

En 1982, la OECD desarrolló un proyecto para determinar la relación entre la carga de nutrientes y el estado trófico en lagos y embalses. El informe final concluyó que el fósforo constituía con mayor frecuencia el factor limitante en la eutrofización y recomendó varias medidas de manejo si no se podía llevar a cabo una reducción externa de la carga de nutrientes (OECD, 1982).

Como la demanda de nutrientes inorgánicos varía grandemente de acuerdo con las especies y condiciones ambientales, los mismos se han incorporado a cálculos de proporción en el estudio del nutriente limitante. Un clásico ejemplo lo constituye la relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto y el fósforo total ( $NID:P_T$ ) propuesto por Morris y Lewis (1988). Ellos plantean que el nitrógeno inorgánico resulta más biodisponible al fitoplancton que el orgánico y que por tanto realizar el cálculo teniendo en cuenta este último, sobreestima la cantidad de nitrógeno.

#### **1.5. Análisis multivariado.**

Las bases de datos de calidad de agua generadas por la recopilación histórica de las redes de monitoreo resultan largas, irregulares, y difíciles de interpretar (Henderson, 2006; Sotelo *et al.*, 2007). Por ello, la selección de métodos estadísticos adecuados es fundamental en la evaluación de los resultados (Sârbu y Pop, 2005). Los análisis estadísticos más usados son los métodos multivariados, los cuales proporcionan diferentes vías para una evaluación de datos de calidad de agua. Las variables químicas del agua están sujetas a complejas interacciones cuyos impactos son imposibles de aislar y estudiar individualmente (McNeil *et al.*, 2005). Uno de los métodos multivariados aplicados a sistemas químicos y ambientales en las últimas décadas, el análisis de componentes principales (ACP), resulta prometedor en la comprensión y entendimiento de las interacciones en un amplio intervalo de situaciones ecotoxicológicas y de

contaminación (Barreto *et al.*, 2007; Díaz *et al.*, 2007; Omo-Irabor *et al.* 2008; Bouza *et al.*, 2008; Giussani *et al.*, 2008).

El análisis factorial es una técnica de reducción de datos que sirve para encontrar grupos homogéneos de variables a partir de un conjunto numeroso de variables. El procesamiento de datos parte de la obtención de  $n$  autovalores y autovectores (componentes principales) de la matriz de  $n \times n$  correlaciones y de la estimación de la fracción de la varianza total de los datos explicados por cada uno de los componentes (Meglen, 1992). Estos se pueden interpretar, a su vez, como nuevas "variables" no correlacionadas, las cuales son combinaciones lineales de variables originales, que conducen a una reducción de la dimensionalidad del espacio en que se trabaja, sin pérdidas significativas de la varianza del conjunto de datos.

Para interpretar mejor los factores se ejecuta en estos una rotación varimax, mediante la cual las variables originales se proyectan sobre los ejes (Vega *et al.*, 1998; Helena *et al.*, 1999). Esta operación no modifica la varianza explicada por los factores antes de la rotación pero disminuye la contribución a las componentes principales de las variables de menor significación e incrementa las de mayor significación (Vega *et al.*, 1998).

## 2. ÁREA DE ESTUDIO

Los embalses objeto de estudio en la presente investigación (Paso Bonito, Avilés, El Salto y Abreus), se encuentran ubicados en las cuencas Damují y Arimao, pertenecientes a la provincia de Cienfuegos.

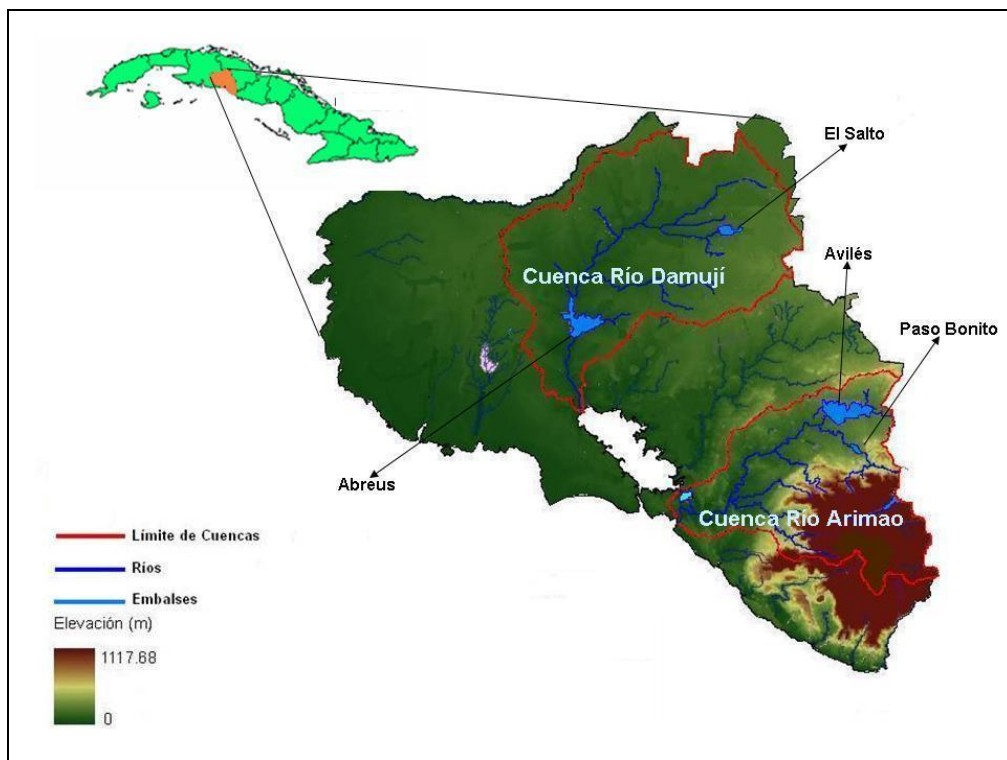


Figura 2.1. Ubicación geográfica de los embalses estudiados.



### 3. MUESTREO Y MÉTODOS DE ANÁLISIS

La base de datos de la serie de tiempo procede de la Red de Calidad de las Aguas de la Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Cienfuegos y corresponde con mediciones mensuales provenientes de la toma de agua en el embalse. Incluye, conductividad eléctrica (CE), dureza total ( $D_T$ ), los iones hidrógenocarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloruro (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), así como sodio y potasio ( $\text{Na}^+\text{+K}^+$ ) y se enmarca entre los años 1987 y 2006.

La dureza total se determina como la suma de los miliequivalentes (meq) de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  multiplicado por 50 para expresarla como mg/L de  $\text{CaCO}_3$  y la concentración de sodio se expresa como la suma de  $\text{Na}^+\text{+K}^+$ .

Para evaluar el estado trófico del embalse se tomaron muestras en la superficie correspondiente a la columna de agua del punto de toma, durante los meses de abril, agosto, octubre y diciembre de 2008 y marzo de 2009, para los ensayos de fósforo total ( $P_T$ ), nitrógeno de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), nitrógeno de nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) y clorofila *a*.

Para la toma de muestras se utilizó una botella Niskin de cinco litros de capacidad y la transparencia al disco secchi se midió por medio de un disco de 20 cm de diámetro.

La concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  se determinó por formación de indofenol azul, el  $\text{N-NO}_2^-$  por diazotación con sulfanilamida, el  $\text{N-NO}_3^-$  por reducción con hidracina, el  $P_T$  por reducción con ácido ascórbico y la clorofila *a* por fluorescencia.

Los ensayos se realizaron con las muestras sin filtrar por lo que incluyen los nutrientes suspendidos y disueltos. Los límites de cuantificación (LC) expresados en mg/L, fueron  $\text{N-NH}_4^+$ : 0,045;  $\text{N-NO}_2^-$ : 0,001;  $\text{N-NO}_3^-$ : 0,006 y  $P_T$ : 0,013. Para la clorofila *a* fue de 5,0  $\mu\text{g/L}$ . Los valores menores que el LC se consideraron cero para los cálculos correspondientes.

Estos ensayos fueron realizados en el Laboratorio de Ensayos Ambientales (LEA) del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC) de acuerdo con las especificaciones de APHA (1998).

La clasificación trófica se realizó según los criterios de la OECD (1982), y del Índice del Estado Trófico de Carlson (1977) que utiliza correlaciones de variables descriptoras, como son los valores de disco secchi y las concentraciones superficiales de fósforo total y de clorofila *a*.

Para el desarrollo del análisis estadístico se emplearon los programas informáticos EXCEL 5.0 como base de datos y SPSS 15.0 como soporte estadístico, sobre el entorno de PC/WINDOWS.

Con el objetivo de disminuir la dimensionalidad de los datos, se estudió el sistema de relaciones entre las variables de forma conjunta mediante un análisis factorial por el método de componentes principales con rotación varimax. Las variables fueron transformadas en  $x'=(x)^{1/2}$  para normalizar la distribución de los datos.

## 4. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

### 4.1. Contenido iónico de los embalses Paso Bonito, Avilés, El Salto y Abreus.

La representación gráfica de las sales disueltas totales (SDT) (mg/L) en las ordenadas y de las relaciones  $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) / (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+})$  y  $\text{Cl} / (\text{Cl} + \text{HCO}_3^-)$  en las abscisas, ubica los datos de los cuatro embalses en la zona de intemperismo químico de las rocas, dentro del modelo bivariado de Gibbs (1970) (figura 4.1). De acuerdo con estos gráficos, Paso Bonito manifiesta la mayor influencia de intemperismo químico sobre la composición iónica del agua, mientras que El Salto manifiesta una ligera tendencia hacia la zona de evaporación/cristalización.

El contenido relativo de aniones y cationes para los cuatro embalses estudiados se muestra en el diagrama ternario de la figura 4.2. En general puede apreciarse que los cuatro embalses tienen un predominio de  $\text{HCO}_3^-$  dentro del contenido de aniones y de  $\text{Ca}^{2+}$  dentro de los cationes, lo que apunta a que las aguas de estos embalses son de tipo bicarbonatadas cálcicas. El Salto y Avilés presentan una proporción de  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  ligeramente superior y de  $\text{Ca}^{2+}$  ligeramente inferior a las de Paso Bonito y Abreus.

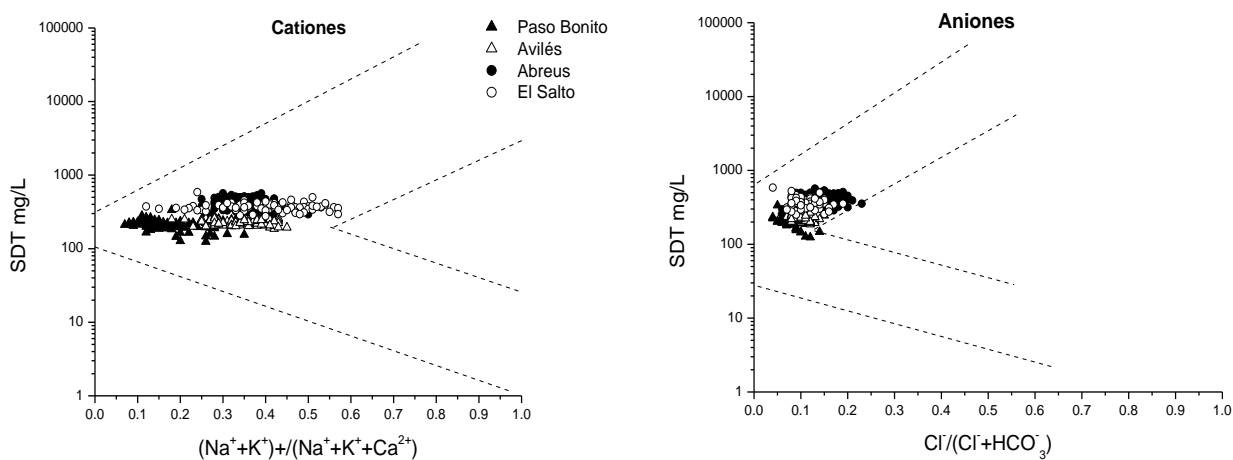


Figura 4.1. Modelo bivariado de aniones y cationes superpuesto con los límites establecidos por el modelo de Gibbs (1970) (línea discontinua).

Por su parte la proporción de aniones en todos los casos muestra mayor similitud que para los cationes, donde existen ligeras diferencias de un embalse a otro. Este comportamiento, más similar para aniones y ligeramente diferentes para cationes, ha sido reportado con anterioridad en la literatura (Mohamed *et al.*, 2008; McNeil *et al.*, 2005).

La mayor fracción de  $\text{Ca}^{2+}$  en el embalse Paso Bonito respecto a Avilés, a pesar de estar situados ambos en la misma cuenca, puede justificarse por la presencia de una zona de alimentación cárstica, que drena hacia la subcuenca Hanabanilla, cuyas aguas fluyen

hacia el embalse y río del mismo nombre, y que tributan finalmente al embalse Paso Bonito (IGT, 2008).

Según Baca y Threlkeld (2000), las aguas fuertemente influenciadas por procesos de intemperismo tienen un contenido moderado de SDT (de 25 a 500 mg/L) y una ubicación promedio, dentro de los diagramas ternarios, cerca de los vértices de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{HCO}_3^-$ . Este criterio corrobora el criterio de clasificación de Gibbs, (1970) y la posible contribución de la geología a la composición iónica del agua de los embalses que se analizan.

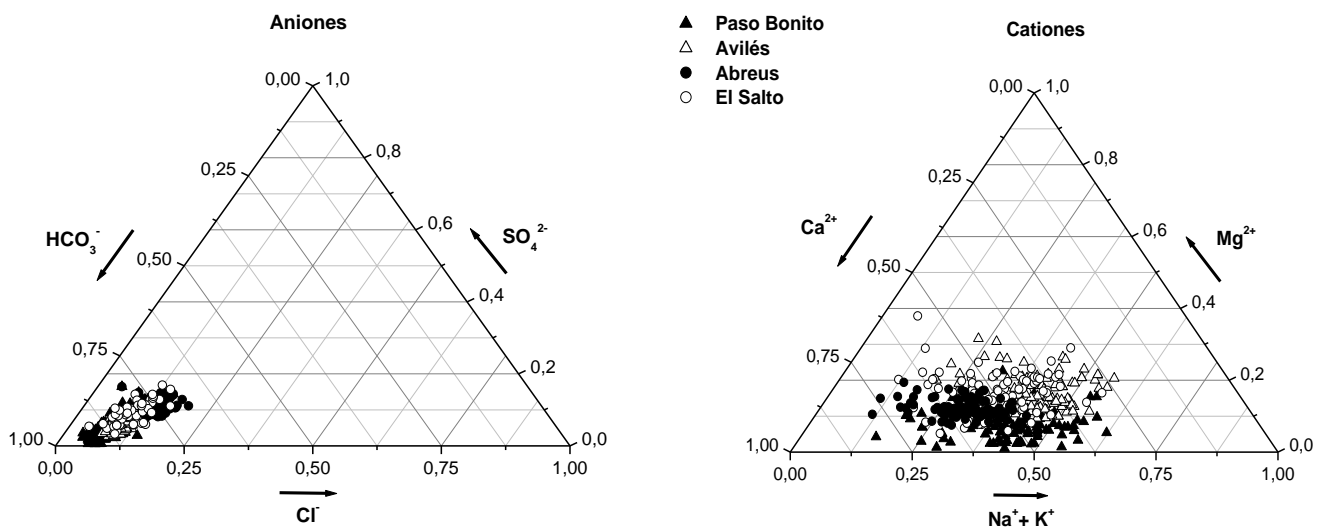


Figura 4.2. Diagrama ternario de cationes y aniones para los cuatro embalses analizados.

Un análisis comparativo de las concentraciones promedios de los distintos iones en cada embalse respecto a la NC 93-02:85, evidenció el cumplimiento de los parámetros establecidos, exceptuando el contenido de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  (figura 4.3). Estos últimos, cuyas determinaciones analíticas se realizaron sólo para las aguas de los embalses Paso Bonito y Abreus, resultaron ser superiores a la norma.

La legislación cubana (NC 93-02:85) establece que tanto el  $\text{NH}_4^+$  como el  $\text{NO}_2^-$  deben estar ausentes en el agua y que concentraciones de 0,5 mg/L y 0,01 mg/L respectivamente indican contaminación orgánica.

En la tabla 4.1 puede apreciarse que cerca del 40 % del total de las mediciones de  $\text{NH}_4^+$  fueron detectables en ambos embalses y que dentro de ellas, un 69 % para Abreus y un 51 % para Paso Bonito, estuvieron por encima del valor indicador de contaminación dado por la norma.

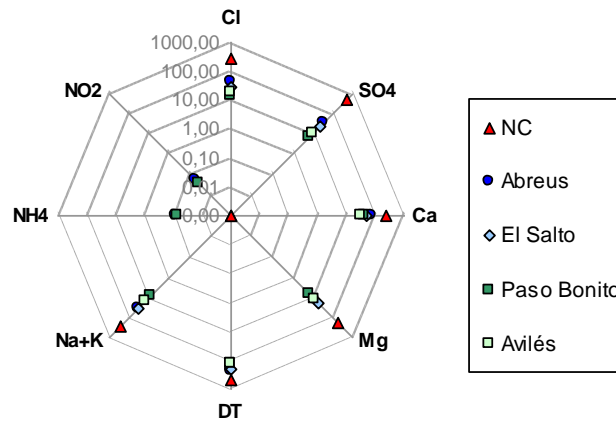


Figura 4.3. Valores comparativos con la norma cubana NC 93-02:85, de las concentraciones en mg/L de los iones presentes en los cuatro embalses estudiados.

Para el  $\text{NO}_2^-$ , sin embargo, los resultados son mucho más críticos, ya que en ambos embalses su contenido fue detectable en cerca del 90 % del total de las mediciones. En el caso de Paso Bonito, el 81 % de los valores detectables iguala o supera el indicador de contaminación normado, mientras que para Abreus este indicador cubre el 100 % de las mediciones detectadas.

Tabla 4.1. Porcentaje de mediciones detectables y no detectables (ausentes) para las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  en los embalses Abreus y Paso Bonito.

Embalse	$\text{NH}_4^+$			$\text{NO}_2^-$		
	Ausente (0mg/L)	Detectable (>0mg/L)	>0,5mg/L*	Ausente (0mg/L)	Detectable (>0mg/L)	>0,01mg/L*
Abreus	59	41	69	9	91	100
P. Bonito	63	37	51	12	88	81

\*Indicador de contaminación orgánica según NC 93-02:85.

El porcentaje del indicador está referido a las mediciones detectables.

Fuente: Propia.

Los resultados obtenidos, tanto desde el punto de vista del contenido salino como de de las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$ , señalan al embalse Abreus como el más crítico. Tomando en consideración, además, que el mismo constituye una fuente de abasto de gran importancia socioeconómica en la provincia, se detallará a continuación su estudio.

## **4.2. Embalse Abreus.**

### 4.2.1. Análisis multivariado.

Con el objetivo de disminuir la dimensionalidad de los datos y lograr una mejor interpretación de los factores ambientales asociados con las variables estudiadas, se llevó a cabo el análisis de componentes principales con rotación varimax, a la base de datos correspondiente al embalse Abreus.

La identificación del número de componentes que deben seleccionarse para abarcar la estructura fundamental de los datos, se realizó mediante el gráfico de sedimentación. Se escogieron, para el análisis, dos componentes cuyos autovalores son superiores a la unidad (criterio de Kaiser) y que explican el 63,24 % de la varianza total o de la información contenida en los datos originales.

El factor I explica el 51,49 % de la varianza y a él contribuyen con una alta carga la mayoría de las variables analizadas ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , DT, CE,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ). Por su parte, el factor II contiene una carga significativa para las variables  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  y explica el 11,75 % de la varianza total (ver tabla 4.2).

La componente I agrupa a las variables hidroquímicas características de la mineralización geológica y puede nombrarse como factor “mineralización”, mientras que el factor II agrupa especies cuya presencia en niveles elevados de concentración se atribuye a la acción humana y por tanto puede ser nombrado como factor “antrópico”. Estos resultados coinciden con la interpretación obtenida por otros autores para casos similares (Vega *et al.*, 1998, Helena *et al.*, 1999, Bouza *et al.*, 2008, Giussani *et al.*, 2008) y están acordes con lo expuesto en el epígrafe anterior con relación a que el origen del contenido de iones mayores en este embalse proviene de la solubilización o desgaste de las rocas.

El gráfico de cajas para las etapas de muestreo diferenciadas como lluvia (junio-octubre) y seca (noviembre-mayo) en cada una de las componentes se muestran en las figuras 4.4 y 4.5.

En la figura 4.4 puede apreciarse que la mineralización muestra variación de un período a otro. El menor valor de mineralización en lluvia y el mayor en seca pueden explicarse sobre la base de la dilución y concentración respectiva de estos iones en cada uno de los períodos. Su comportamiento apunta a una posible estacionalidad de este factor, lo cual resulta objeto de comprobación y análisis en otras investigaciones aún inéditas.

Tabla 4.2. Factor de carga para las variables estudiadas en cada uno de los componentes rotados.

Variable	Componente I	Componente II
Cl <sup>-</sup>	<b>0,671</b>	-0,195
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0,704</b>	-0,007
Ca <sup>2+</sup>	<b>0,892</b>	-0,037
DT	<b>0,931</b>	0,014
CE	<b>0,908</b>	-0,102
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,879</b>	-0,071
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,638</b>	0,134
Na <sup>+</sup> + K <sup>+</sup>	<b>0,728</b>	-0,057
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,085	<b>0,702</b>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,027	<b>0,778</b>
% varianza explicada	51,49	11,75
% varianza acumulada	51,49	63,24

Fuente: Propia

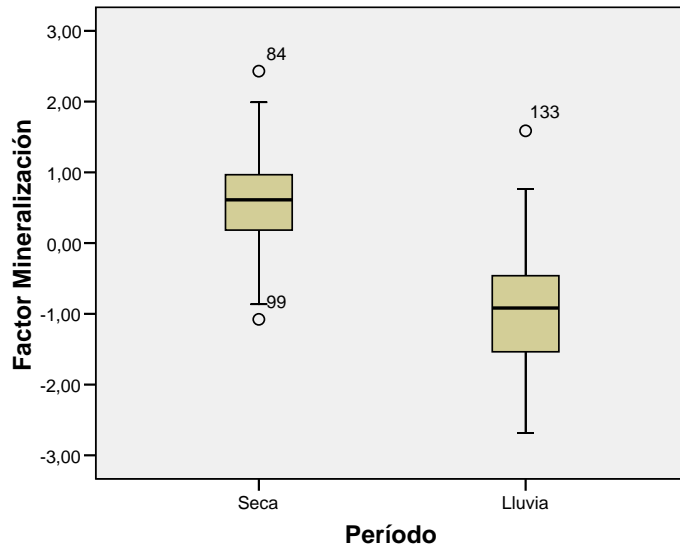


Figura 4.4. Comportamiento de la mineralización en período de lluvia y seca.

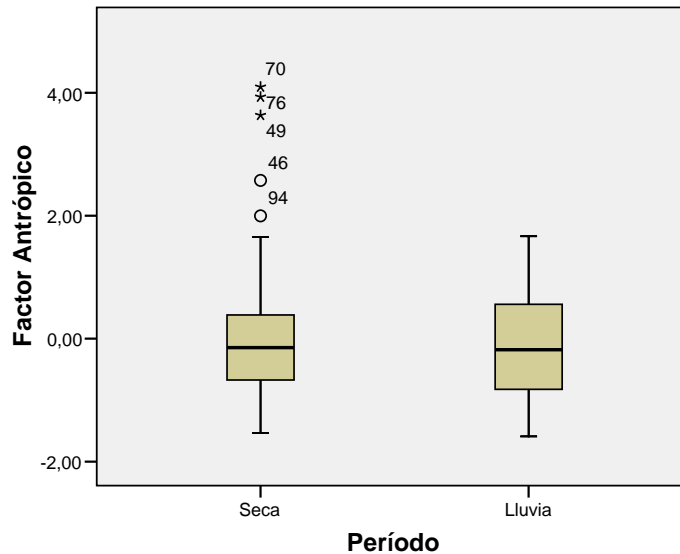


Figura 4.5. Comportamiento del factor antrópico en período de lluvia y seca.

Perona (1999) encontró diferencias temporales en el factor antrópico que afectaba la calidad del agua de un río español, debido a que en época vacacional, se incrementaba la densidad de personas en áreas recreativas aledañas al sitio de muestreo. En este caso, el aporte de carga contaminante de mayor importancia al embalse lo proporciona el poblado de Rodas ubicado en su litoral norte, entre los ríos Jabacoa y Damují, y este aporte se mantiene prácticamente constante en el tiempo al no existir variaciones considerables en su número de habitantes. Esto explica el similar comportamiento del factor antrópico en ambos períodos.

Según los resultados obtenidos, se tratarán en lo adelante dos tópicos independientes; en uno, se analizarán las variables contenidas en el factor mineralización y en el otro, aspectos concernientes al factor antrópico.

### 3.2.2. Mineralización. Contenido de iones mayores.

Los valores medios para la conductividad eléctrica (CE), dureza total (DT), e iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloruro (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) y sodio más potasio ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ), se muestran en la tabla 4.3. Todos aparecen expresados en unidades de mg/L excepto la CE para la cual las unidades son  $\mu\text{mhos/cm}$ .

Tabla 4.3. Datos históricos de los macroconstituyentes en el embalse Abreus

Variable	N	Min	Max	Media	95 % Intervalo de confianza para la media		D.Est.	Valor normado CMD/CMA
					Inferior	Superior		
CE	227	380	745	556,00	546,48	565,51	72,75	-
$\text{HCO}_3^-$	227	152	327	235,47	230,66	240,27	36,73	100/400
Cl	227	10	63	41,31	40,39	42,22	7,00	200/250
$\text{SO}_4^{2-}$	227	19	53	33,38	32,65	34,11	5,61	200/400
$\text{Ca}^{2+}$	227	32	94	64,25	62,66	65,84	12,18	75/200
$\text{Mg}^{2+}$	227	6	22	13,33	12,98	13,70	2,72	30/150
DT	227	130	318	216,20	211,31	221,09	37,39	100/400
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	227	16	67	35,35	34,60	36,11	5,77	Na(20/200)

CMD: Concentración Máxima Deseada

CMA: Concentración Máxima Admisible.

Fuente: Propia



En la figura 4.6 se representa el aporte porcentual individual de los iones fundamentales al total. Se puede apreciar que la contribución al total sigue el orden  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$  para los aniones, mientras que para los cationes se ordena del modo  $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ .

De acuerdo con el método de clasificación de Alekine, modificado por Gutiérrez (1982), el agua estudiada resultó ser bicarbonatada cálcica.

En un estudio realizado en el año 2004, Comas *et al.* detectaron la presencia de organismos como la cianoprocariota *Arthrospira cf. fusiformis*, indicadora de la presencia del anión  $\text{HCO}_3^-$ , hecho que está acorde con la caracterización del agua. Dichos autores plantearon, además, que debe controlarse la presencia en este embalse de cianoprocariotas calcífilas que pueden desarrollarse masivamente producto a las altas concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  registradas. Esto a su vez pudiera comprometer la calidad del agua debido a sus características neurotóxicas.

El balance iónico, en especial el  $\text{CO}_3^{2-}$  y las sales de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$  así como los cambios en el balance alcalinidad-pH, influyen en la colonización y establecimiento de comunidades de organismos indicadores (Comas *et al.*, 2004).

Según el criterio de Durfor y Becker, (1964), el agua de este embalse puede clasificarse como muy dura.

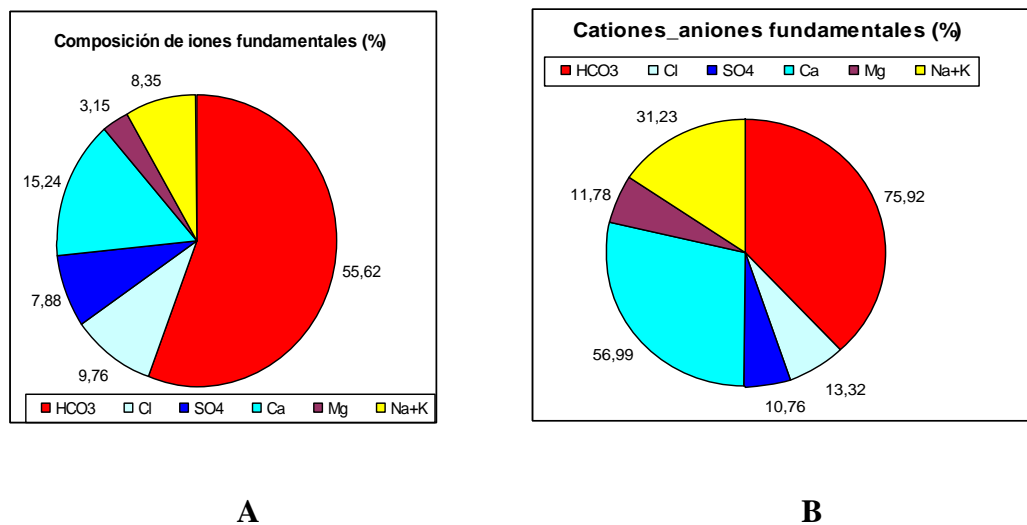


Figura 4.6. Composición iónica mayoritaria. **A:** Todos los iones fundamentales en conjunto. **B:** Aporte porcentual de aniones y cationes a la semisuma por separado.

A pesar de que las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y los valores de DT están por debajo de los niveles máximos admisibles, sobrepasan las concentraciones máximas deseables para el agua de consumo (NC 93-02:85).

Este embalse abastece instalaciones de la provincia como la industria del papel, la refinera de petróleo y la termoelectrica, de modo que el agua debe ser tratada antes de su

uso para disminuir su elevada dureza, aspecto que incrementa el costo de producción en dichas entidades.

La dureza del agua es una característica indeseable durante su consumo ya que da lugar a un mayor gasto de jabones y detergentes, produce incrustaciones en las tuberías y electrodomésticos acortando su vida útil. Produce en las industrias un aumento del consumo energético ya que las incrustaciones se comportan como aislante térmico. Adicionalmente, el consumo de agua dura se ha considerado recientemente como factor de riesgo en el desarrollo de enfermedades cardiovasculares y eczema atópico (Donato *et al.*, 2003).

Las concentraciones de  $Cl^-$  en el agua de este embalse promediaron 41 mg/L con cifras máximas de hasta 63 mg/L. Aunque estos valores están por debajo del recomendado para el agua de riego (100 mg/L), porque previene su acumulación a niveles tóxicos, se exceptúan aquellos cultivos o plantas más sensibles. Como este embalse fue construido fundamentalmente para el riego, los autores consideran que debe evaluarse previamente la sensibilidad o tolerancia del tipo de cultivo así como las características del suelo que será irrigado con esta fuente de abasto, para evitar los efectos negativos que pudieran derivarse de dicha práctica.

Fabregat *et al.*, (2008) en una investigación realizada sobre la composición de diferentes pozos ubicados en la provincia de Cienfuegos, encontraron varias zonas donde las concentraciones de  $Cl^-$  eran elevadas; dentro de ellas se cita la zona de Cartagena, enclavada en el área de la cuenca a la cual pertenece el embalse Abreus. A todo lo largo de la mitad norte de la isla, desde Maisí hasta La Habana, se encuentra una faja larga y estrecha de rocas sedimentarias tales como calizas, dolomías, silicitas y en menor grado, sales minerales (yeso y halita), areniscas y brechas (Fagundo e Iturralde, 2008). Cartagena se ubica dentro de esta faja y su geología pudiera explicar la composición iónica encontrada en el embalse Abreus. Adicionalmente, Comas *et al.* (2004) señalaron como característica relevante del río Damují, la relativa alta concentración de iones, especialmente  $Cl^-$  y  $SO_4^{2-}$  en las secciones comprendidas desde el nacimiento hasta el punto “La piragua”. La existencia de una población permanente de la rodofícea marina bentónica *Polysiphonia subtilissima*, así como de otras algas marinas del fitoplancton como *Nitzschia reversa* y *N. acicularis*, indica que la salinidad probablemente tenga origen geológico y no de contaminantes.

Una forma de evaluar las fuentes de origen de iones disueltos es por medio de la búsqueda de asociaciones entre los iones (Singh y Hasnain, 1998). Para ello se ha calculado la matriz de correlación de Pearson para los valores promedios de los distintos parámetros analizados (tabla 4.4).

Las mayores correlaciones significativas al nivel 0,01 se encontraron entre:

-el  $Ca^{2+}$  y la DT (0,959), el  $Mg^{2+}$  y la DT (0,679) y el  $HCO_3^-$  y la DT (0,823) lo cual es de esperarse debido a que la DT se expresa en la forma carbonatada de las especies de  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$ .

-entre el  $\text{HCO}_3^-$  y el  $\text{Ca}^{2+}$  (0,826) lo cual apunta a que ambos provienen de una fuente común como pudiera ser la geología de la cuenca (roca caliza).

-entre la CE y el  $\text{HCO}_3^-$  (0,828) y entre la CE y el  $\text{Ca}^{2+}$  (0,787). La CE es una medida de las sales disueltas, de modo que se correlaciona en gran medida con todos los iones. Sin embargo, su correlación mayor con el  $\text{HCO}_3^-$  y el  $\text{Ca}^{2+}$  se explica por la presencia mayoritaria de estos iones en el agua.

-aunque inferior al resto de las correlaciones, la mayor correlación del  $\text{SO}_4^{2-}$  con el  $\text{Ca}^{2+}$  (0,621) y del  $\text{Cl}^-$  con el  $\text{Na}^+$  (0,576) puede responder al hecho de la presencia de sales minerales de yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) y halita ( $\text{NaCl}$ ) en los suelos de la cuenca.

Tabla 4.4. Correlaciones de Pearson para los parámetros analizados.

	CE	$\text{HCO}_3^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	DT	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$
CE	1							
$\text{HCO}_3^-$	,828 (**)	1						
$\text{Cl}^-$	,653 (**)	,558 (**)	1					
$\text{SO}_4^{2-}$	,631 (**)	,582 (**)	,458 (**)	1				
$\text{Ca}^{2+}$	,767 (**)	,826 (**)	,506 (**)	,621 (**)	1			
$\text{Mg}^{2+}$	,515 (**)	,466 (**)	,343 (**)	,375 (**)	,455 (**)	1		
DT	,787 (**)	,823 (**)	,522 (**)	,620 (**)	,959 (**)	,679 (**)	1	
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	,640 (**)	,631 (**)	,576 (**)	,494 (**)	,556 (**)	,381 (**)	,575 (**)	1

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). n=227

Fuente: Propia.

#### 4.2.3. Factor antrópico. Nivel trófico y nutriente limitante.

La clasificación del nivel trófico del embalse de acuerdo con la OECD (1982) se muestra en la tabla 4.5. Puede apreciarse que el valor medio anual de los parámetros clorofila *a*

(Cl *a*) y disco secchi (DS), clasificaron al embalse como hipertrófico mientras que según la concentración de fósforo total ( $P_T$ ) resultó ser eutrófico.

Paralelamente se llevó a cabo la clasificación mediante el empleo del índice del estado trófico (IET) establecido por Carlson (1977) para analizar la variación o tendencia de la misma en cada uno de los muestreos. En la figura 4.7 se muestran los índices del estado trófico para el embalse Abreus, obtenidos a partir de las concentraciones de fósforo total ( $P_T$ ), transparencia al disco secchi (DS) y concentraciones de clorofila *a* (Cl *a*). En la misma puede apreciarse que el embalse clasificó como eutrófico para todas las mediciones, excepto los meses de octubre y diciembre de 2008 calculados a partir del DS, para los que el embalse resultó mesoeutrófico. No obstante, Carlson (1977) recomienda que para el criterio de clasificación, la prioridad debe estar dada por el IET calculado a partir de los parámetros biológicos, especialmente el de la Cl *a*.

Tabla 4.5 Clasificación trófica del embalse Abreus de acuerdo con la OECD, 1982.

Parámetro	Valor medio anual	Clasificación
DS (m)	1,08	Hipertrófico
Cl <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ )	35,47	Hipertrófico
$P_T$ ( $\mu\text{g/L}$ )	76	Eutrófico

Las desviaciones de los índices calculados a partir del  $P_T$  o del DS de los obtenidos a partir de las concentraciones de Cl *a*, pueden indicar errores en la colección y análisis de muestras (Rakocevic y Hollert, 2005) o desviaciones reales de los valores estándares esperados (Carlson, 1981). En este estudio, de acuerdo con las condiciones de muestreo, resultaba difícil la lectura de la transparencia del agua mediante el DS. A pesar de dicha dificultad, se puede definir de acuerdo con la tabla 4.6, que en general la atenuación de la luz en los muestreos realizados se deba probablemente a la presencia de algas, bajo condiciones de limitación por nitrógeno.

Según las concentraciones de Cl *a* obtenidas, tanto por el criterio de Carlson como por el establecido por la OECD, se alcanzó el máximo nivel del estado trófico en ambas escalas de clasificación. Independientemente del criterio empleado, resulta evidente que la calidad del agua del embalse está muy comprometida dado su estado trófico, cuyo comportamiento en cada uno de los muestreos resultó elevado, con niveles que se enmarcaron dentro de los límites máximos de ambos sistemas de clasificación.

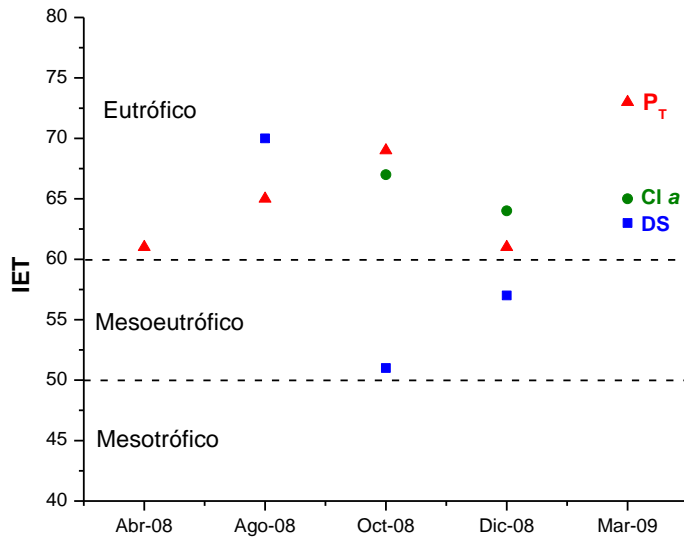


Figura 4.7. Índice del estado trófico (IET) calculados según Carlson, 1977 para el embalse Abreus.

Tabla 4.6. Relación entre las variables IET e interpretaciones de las desviaciones de los valores de los índices de Carlson.

Relación entre las variables IET	Condiciones
$IET(Cl\ a) = IET(P_T) = IET(DS)$	Atenuación de la luz dominado por las algas.
$IET(Cl\ a) > IET(DS)$	Dominan partículas grandes (presencia de <i>Aphanizomenon</i> (cianoprocariota).
$IET(DS) = IET(Cl\ a) > IET(P_T)$	El fósforo limita el crecimiento de algas.
$IET(P_T) > IET(Cl\ a) = IET(DS)$	Atenuación de la luz dominada por las algas, pero factores como limitación por nitrógeno, alimentación del zooplancton y presencia de tóxicos, limitan su crecimiento.

Fuente: Carlson 1983

Antes de abordar los resultados referentes al nutriente limitante, resulta conveniente comunicar que durante observaciones de una muestra del embalse, colectada a finales de 2008, se detectó una gran diversidad de especies de cianoprocariotas (también

denominadas algas verdiazules), así como el predominio y abundancia de una especie no identificada de *Cylindrospermopsis*. Las especies de este género (ej. *C. raciborskii*) son conocidas en el mundo por su alta toxicidad (van Vuuren y Kriel, 2008). Adicionalmente, en el último muestreo reportado, marzo de 2009, se observó un florecimiento de cianoprocariontes en el embalse Abreus con la identificación de la especie *Microcystis panniformis* (figura 4.8). Esta especie produce microcistinas cuyos efectos tóxicos se han descrito fundamentalmente para el hígado (Kujbida *et al.* 2006, Brandão y Domingos, 2006), y que dan lugar además a parálisis y/o muerte rápida por asfixia (Ferrão *et al.*, 2008). Dentro de las cianotoxinas, la microcistina constituye la toxina más común en aguas dulces y se conocen más de setenta tipos diferentes (Spoof *et al.* 2003). Los florecimientos de cianobacterias en embalses utilizados para el abastecimiento público han sido muy frecuentes en los últimos años en todo el mundo (Codd *et al.*, 2005). Las intoxicaciones de poblaciones humanas por el consumo de agua contaminada con cepas tóxicas de cianobacterias, fueron descritas en países como Australia, Inglaterra, China, y África del sur (Falconer, 1994 citado en Costa, 2003). En Brasil, a inicios de 1996, los pacientes de una clínica de hemodiálisis fueron intoxicados por hepatotoxinas, al recibir agua sin un tratamiento completo, siendo el primer caso reportado de muertes humanas causadas por una cianotoxina (Jochimse *et al.* 1998 citado en Costa, 2003). En la literatura se han reportado varios casos de proliferación de este tipo de especie, tanto en lagos (Carvalho *et al.*, 2008) como embalses (Naselli *et al.*, 2007).

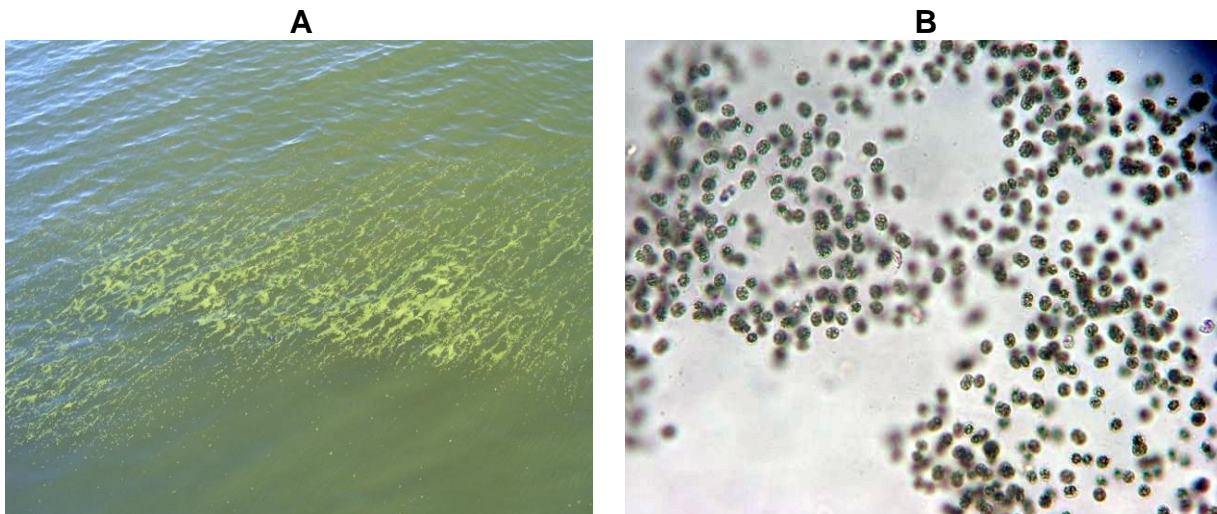


Figura 4.8. *Microcystis panniformis* en el embalse Abreus, marzo/2009. **A**: Foto tomada en el aliviadero. **B** Foto tomada en microscopio óptico (4X).

Fuente: Propia

Con anterioridad, durante la ejecución de un servicio científico técnico contratado por la DPRH para la identificación de las especies del fitoplancton en el embalse Abreus, ya se habían observado especies de aguas eutróficas, entre ellas cianoprocariontes (RF-CS 18-06-CEAC, 2006).

El predominio de cianobacterias, frecuentemente asociado a aguas de condiciones eutróficas, puede estar relacionado con factores ambientales como alto contenido de fósforo, altas temperaturas, elevados valores de pH, y bajo contenido de nitrógeno (Sant' Anna *et al.*, 2007).

Para encontrar el nutriente limitante se siguió el criterio utilizado por Morris y Lewis (1988). Estos autores consideran que cuando la relación entre el nitrógeno inorgánico total (NIT) y el  $P_T$  es inferior a 0,5, el crecimiento del fitoplancton está limitado por el nitrógeno, en el intervalo de 0,5 a 4 limitan ambos nutrientes, y mayor que 4, limita el fósforo.

En la figura 4.9 se observa que en cuanto al contenido de nutrientes, este embalse siempre presentó limitación por nitrógeno. Estos resultados concuerdan con lo propuesto por Carlson (1983), concerniente a las diferencias entre los IET encontrados en este estudio y que posiblemente se debieran a la presencia de algas cuyo crecimiento se viera condicionado por factores como limitación por nitrógeno. Por su parte, Morris y Lewis (1988) encontraron en un estudio de limitación de nutrientes en el fitoplancton de lagos ubicados en Colorado, que en el 79 % de los casos el nitrógeno resultó el nutriente limitante, ya fuera solo o en combinación con el fósforo.

Es válido aclarar que algunas algas, como las verdiazules, son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico (Wetzel, 1975; Piehler *et al.*, 2009) por lo que una limitación por nitrógeno pudiera convertirse en una “no limitación” y así su crecimiento no se vería afectado, e incluso llegar a desarrollar florecimientos bajo estas condiciones. De igual modo, Smith (1983), en un estudio comparativo entre varios lagos, encontró abundantes especies de cianobacterias fijadoras de nitrógeno en el fitoplancton, sólo en aquellos lagos en los que la relación N:P era muy baja (limitaba el nitrógeno).

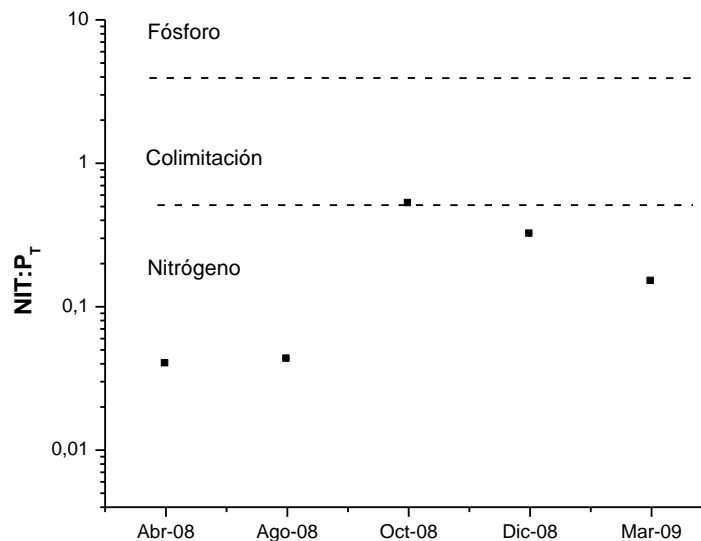


Figura 4.9. Relación entre el nitrógeno inorgánico total y el fósforo total en el embalse Abreus.

Los autores consideran que la presencia y/o florecimiento de cianoprocariotas, encontradas en varias ocasiones en este embalse está relacionado, en gran medida, con la baja relación N:P presente en sus aguas. En todos los muestreos llevados a cabo, el fósforo estuvo en exceso, provocado quizás por las malas prácticas desarrolladas en la cuenca que dan lugar a la incorporación excesiva de este nutriente al embalse. Mediante la disminución de los vertidos de residuales ricos en fósforo, se aumentaría la relación N:P y con ello, aumentaría el crecimiento de otras especies fitoplanctónicas que limitan el florecimiento de cianoprocariotas. El criterio para el control del fósforo en aguas interiores y estuarios, fue propuesto por la Administración Federal para el Control de la Contaminación del Agua en los EEUU desde el año 1968 (Howarth y Marino, 2006) y recientemente Schindler *et al.* (2008) concluyeron en su trabajo que era esencial incluir en los programas de manejo el control del fósforo para disminuir la eutrofización de aguas interiores y costeras.

## CONCLUSIONES

Del análisis documental sobre estudios e investigaciones acerca de los embalses de la provincia de Cienfuegos y de la base de datos sobre los controles de la calidad de sus aguas se concluye que los embalses Paso Bonito, Avilés, El Salto y Abreus presentan una composición iónica mayoritaria de origen geológico. En el embalse Abreus, se distingue la influencia de los factores ambientales mineralización y antrópico en la composición química del agua. Dentro del factor mineralización se determinó que el agua del embalse Abreus es bicarbonatada cálcica y muy dura. Dentro del factor antrópico se determinó que el agua del embalse Abreus clasificó entre mesoeutrófico y eutrófico según el criterio de Carlson y entre eutrófico e hipertrófico según el criterio de la OECD; se determinó además, dentro de este factor, que el nutriente limitante es el nitrógeno, por lo cual se evidencia la necesidad de aumentar la relación N:P, mediante la ejecución de buenas prácticas de manejo en la cuenca .

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, A. (2004). Observadores pluviométricos voluntarios: sostenibilidad de las Redes Hidrogeológicas en Cuba. *Voluntad Hidráulica*: 3-9.
- Baca, R.M. y Threlkeld, S.T. (2000). Inland dissolved salt chemistry: statistical evaluation of bivariate and ternary diagram models for surface and subsurface waters. *J. Limnol.* 59(2):156-166.
- Barreto, W.J. *et al.* (2007). Analysis of Physical and Chemical Parameters for Discrimination of Water Origin in a Hydroelectric Reservoir. *Clean.* 35(3):239-245.
- Baumann, H.A.; Morrinson, L. y Stengel, D.B. (2009). Metal accumulation and toxicity measured by PAM—Chlorophyll fluorescence in seven species of marine macroalgae. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 72(4):1063-1075.
- Bouleau, G. *et al.* (2009). How ecological indicators construction reveals social changes—The case of lakes and rivers in France. *Ecological Indicators.* 9(6):1198-1205.



- Bouza, R.; Ternero, M. y Fernández, A.J. (2008). Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). *Journal of Hydrology*. 361:227-239.
- Brandão, L.H. y Domingos, P. (2006). Fatores ambientais para a floração de cianobacterias tóxicas. *Saúde & Ambiente em Revista*. 1(2):40-50.
- Bricker, S.B. *et al.* (2008). Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change *Harmful Algae*. 8(1):21-32.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22(2):361-369.
- Carlson, R.E. (1981). Using trophic state indices to examine the dynamics of eutrophication. In proceedings of the International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-81-010.
- Carlson, R.E. (1983). Discussion on "Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment", by Richard A. Osgood. *Water Resources Bulletin*. 19:307-309.
- Carvalho, L.R. *et al.* (2008). A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul state, Southern Brazil. *Braz. j. microbiol.* 39(4):761-769.
- CITMA (CU). 2007. Estrategia Ambiental Nacional 2007/2010. La Habana: Academia. 93 p. ISBN 978-959-270-107-6.
- Codd, G. *et al.* (2005). Cyanonet: A global Network for cyanobacterial bloom and toxin risk management. UNESCO. 76 p.
- Comas, A.; Moreira, A. y León, A.R. (2004). Apuntes para un diagnóstico del río Damují, Cienfuegos. Reporte Final No 1204/2004. CEAC.
- Costa, M.S. (2003). Eutrofização e florações de cianobactérias tóxicas. Monografia de graduação. Universidade do grande Rio (RJ). 93p.
- Diaz, M. *et al.* (2007). Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologia*. 37:17-27.
- Dodds, W.K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology & Evolution*. 22(12): 669-676.
- Dodds, W.K. *et al.* (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environ. Sci. Technol.* 43(1):12-19.
- Domagalski, J. *et al.* (2007). Eutrophication study at the Panjiakou-Daheiting Reservoir system, northern Hebei Province, People's Republic of China: Chlorophyll-*a* model and sources of phosphorus and nitrogen. *Agricultural Water Management*. 94(1-3):43-53.

- Donato, F.; Monarca, S. y Gelatti, U. (2003) Durezza dell'acqua potabile e malattie cronico-degenerative. Parte III. Patologie tumorali, urolitiasi, malformazioni fetali, deterioramento delle funzioni cognitive nell'anziano, diabete mellito ed eczema atopico. *Ann Ig.* 15:57-70.
- Durfor, C. N. y Becker, E. (1964). Public water supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1812. 364 p.
- Fabregat, M.G. *et al.* (2008). Caracterización del fondo natural de la provincia de Cienfuegos y su relación con las principales causas de muerte, 1995. *Anuario de Ciencia y Técnica.* CITMA, Cienfuegos, Vol. II:33-34.
- Fagundo, J.R. e Iturralde, M. (2008): Anomalías geoquímicas de los principales tipos de rocas de Cuba y Patrones hidrogeoquímicos de los sistemas de flujos que las drenan. III Congreso de Geografía Tropical, Memorias, La Habana, junio / 2008. ISBN: 978-959-282-079-1.
- Ferrão, A.S. *et al.* (2008). Biomonitoring of cyanotoxins in two tropical reservoirs by cladoceran toxicity bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 72 (2):479-489.
- Gibbs, R.J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science.* 170:1088-1090.
- Giussani, B. *et al.* (2008). Three-way principal component analysis of chemical data from Lake Como watershed. *Microchemical Journal.* 88:160–166.
- Gutiérrez, J., Molerio, L. y García, J.M. (1982). Vulnerabilidad de los acuíferos cárticos a los procesos de nitrificación. *Coloquio Int. sobre Hidrología Cársica de la región del Caribe,* La Habana, pp. 524-536.
- Hakanson, L. (2000). The role of characteristic coefficients of variation in uncertainty and sensitivity analyses, with examples related to the structuring of lake eutrophication models. *Ecol. Model.* 131(1):1-20.
- Helena, B. *et al.* (1999). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by Principal Component analysis. *Water Research.* 34 (3):807-816.
- Henderson, B. (2006). Exploring between site differences in water quality trends: a functional data analysis approach. *Environmetrics.* 17:65-80.
- Howarth, R.W y Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2):364-376.
- IGT, AMA, CITMA. (CU). (2008). Proyecto: “Estudio de los recursos hídricos en la Cuenca del río Arimao”. Informe Final.

- Kujbida, P. *et al.* (2006). Effects of microcystins on human polymorphonuclear leukocytes. *Biochemical and Biophysical Research Communications*. 341(1):273-277.
- Laiz, O.R. (2006). Estudio Limnológico en los embalses Paso Bonito y Abreus, provincia Cienfuegos. Informe Final. Rama 1003. Contrato EIPHH #42-702-06, código: 0698-702-06.
- McNeil, V. H.; Cox, M. E. y Preda, M. (2005). Assessment of chemical water types and their spatial variation using multi-cluster analysis, Queensland, Australia. *Journal of Hydrology*. 310:181-200.
- Meglen, R.R. (1992). Examining large databases: a chemometric approach using principal component Analysis. *Mar. Chem.* 39:217-237.
- Mohamed, D. *et al.* (2008). Alteration of the Aquifer Water in Hyperarid Climate, by Wastewater: Cases of Groundwater from Ouargla (Northern Sahara, Algeria). *American Journal of Environmental Sciences*. 4(6):569-575.
- Morris, D.P. y Lewis, W.M. (1988). Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater. Biol.* 20:315-327.
- Mujumdar, P.P. (2008). Implications of climate change for sustainable water resources management in India. *Physics and Chemistry of the Earth* 33:354-358.
- Naselli, L. *et al.* (2007). Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid mediterranean climate: The magnification of a problem. *Environmental Toxicology*. 22(49):399-404.
- NC 93-02:85. (CU) Higiene Comunal. Agua potable. Requisitos sanitarios y muestreos.
- Nduka, J.K.; Orisakwe, O.E y Ezenweke, L.O. (2008). Some physicochemical parameters of potable water supply in Warri, Niger Delta area of Nigeria. *Scientific Research and Essay*. 3(11):547-551.
- (OECD) Organization for Economic Cooperation and Development. (1982). *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. Paris, France.
- Omo-Irabor, O.O. *et al.* (2008) surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth*. 33:666-673.
- Perona, E.; Bonilla, I. y Mateo, P. (1999). Spatial and temporal changes in water quality in a spanish river. *The Science of the Total Environment*. 241:75-90.
- Peter, A. (2008). Taste and Odor in Drinking Water: Sources and Mitigation Strategies. A dissertation submitted to the Swiss Federal Institute of Technology Zurich for the degree of Doctor of Sciences. Diss. ETH No. 17761. 143 p.

- Piehler, M. F. *et al.* (2009). Interactions between nitrogen dynamics and the phytoplankton community in Lake George, Florida, USA. *Lake and Reservoir Management*. 25(1):1-14.
- Planos, E. (2007). El cambio climático y el agua, impactos y adaptación en Cuba. Memorias de la VI Convección Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo. I Congreso Manejo Integrado de los Recursos Hídricos.
- Rakocevic, J. y Hollert, H. (2005). Phytoplankton Community and Chlorophyll *a* as Trophic State Indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). *ESPR-Environ Sci. & Pollut. Res.* 12(3):146-152.
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*. September. 46: 205-221.
- RF-CS 18-06-CEAC. (2006). Especies de microalgas en las fuentes de abasto “Embalse Abreus y Embalse Paso Bonito” y su relación con la calidad del agua. 7h.
- Sant' Anna, C.L. *et al.* (2007). Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Rev. bras. Bot.* [en línea]. 2007. 30(1):1-17. [Consulta: abril 22 de 2009]. Disponible en [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-84042007000100002&lng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042007000100002&lng=en). doi: 10.1590/S0100-84042007000100002.
- Sârbu, C. y Pop, H.F. (2005). Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis. A case study: the quality of Danube water (1985-1996). *Talanta*. 65:1215-1220.
- Schindler, D.W. *et al.* (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 105:11254-11258.
- Singh, A.K. y Hasnain, S.I. (1998). Major ion chemistry and weathering control in a high altitude basin: Alaknanda River, Garhwal Himalaya, India. *Hydrological Sciences- Journal- des Sciences Hydrologiques*. 43(6):825-843.
- Smith, V.H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominante by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. 221:669-671.
- Smith, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environ. Sci. Poll. Res.* 10:126-139.
- Sotelo, M.F. *et al.* (2007). Temporal characterization of river waters in urban and semi-urban areas using physico-chemical parameters and chemometric methods. *Analytica Chimica Acta*. 583:128-137.
- Spoof, L. *et al.* (2003). Screening for cyanobacterial hepatotoxins, microcystins and nodularin in environmental water samples by reversed-phase liquid chromatography-electrospray ionisation mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 1020:105-119

- Toth, J. (2000). Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico y Minero*, 111 (4): 9-25. Instituto Geológico GeoMinero (España). ISSN 0366-0176.
- van Apeldoorn, M.E. *et al.* (2007). Review. Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*. 51(1):7-60.
- van Vuuren, S.J. y Kriel, G.P. (2008). *Cylindrospermopsis raciborskii*, a toxic invasive cyanobacterium in South African fresh waters. *African Journal of Aquatic Science*. 33(1):17-26.
- Vega, M. *et al.* (1998). Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*. 32(12):3581-3592.
- Vollenweider, R.A. y Kerekes, J.J. (1981). Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication. In: restoration of lakes and inland waters. EPA/440/5-81-010:25-36.
- Watson, S.B.; Ridal, J.R. y Boyer, G.L. (2008). Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65:1779-1796.
- Wetzel, R.G. (1975). *Limnology*. W.B. Saunders Company, USA. 743p.
- Whitehead, P.G. *et al.* (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences—Journal—des Sciences Hydrologiques*. 54(1):101-123.
- Zalizniak, L.; Kefford, B.J. y Nugegoda, D. (2009). Effects of different ionic compositions on survival and growth of *Physa acuta*. *Aquatic Ecology*. 43(1):145-156.