

# NUTRIENTES Y CARBONO ORGÁNICO DISUELTO EN EL AGUA NATURAL PARA UN PROCESO DE POTABILIZACIÓN Y SU RELACIÓN CON EL NIVEL DEL EMBALSE AFLUENTE

María Cristina González Muñoz<sup>1</sup>, Jaime Alberto Palacio Baena<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Magister (c) en Ingeniería con énfasis en ambiental Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. maria.gonzalez@epm.com.co, Grupo Gestión y Modelación Ambiental -GAIA-. Profesional de Laboratorio Empresas Públicas de Medellín E.S.P. Medellín, Colombia.

<sup>2</sup> Doctor Recursos Naturales Bochum University. jpalaciob@gmail.com. Docente e investigador Grupo GAIA Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

## RESUMEN

Diferentes actividades como la agricultura, la ganadería y los desechos domésticos e industriales, incluyendo los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), aportan a los embalses además de una alta carga de contaminación microbiológica, nitrógeno, materia orgánica, entre otros. Es el caso del embalse Riogrande II, fuente de agua para una planta de potabilización de agua potable (PTAP). En este trabajo se evalúan las concentraciones de carbón orgánico disuelto (COD), nitrógeno total disuelto, nitratos, nitritos, amonio y fosfato en el agua natural de una PTAP en el periodo septiembre 2011 a abril de 2012 y se correlacionan las concentraciones halladas con la variabilidad del nivel del embalse. Los resultados evidencian concentraciones de nitratos (0.056-0.663 mg/LNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) superiores a las halladas en estudio anterior (0.005-0.187 mg/L), que sugiere un proceso de contaminación con este nutriente. Las correlaciones con la variación del nivel del embalse indican que durante los periodos de aumento de nivel hay un incremento de la concentración del nitrógeno total disuelto, principalmente en forma de nitratos en el agua captada para la PTAP y el carácter de la materia orgánica se torna mayormente hidrofóbica.

**Palabras clave:** Carbón orgánico disuelto, nitrógeno, nitrato, embalse, tratamiento aguas.

Recibido: 12 de septiembre de 2013. Aceptado: 05 de diciembre de 2013.

Received: September 12<sup>th</sup>, 2013. Accepted: December 5<sup>th</sup>, 2013.

## NUTRIENTS AND ORGANIC CARBON DISSOLVED IN NATURAL WATER FOR A PURIFICATION PROCESS AND ITS RELATIONSHIP WITH THE AFFLUENT DAM LEVEL

### ABSTRACT

*Many activities such as agriculture, animal husbandry and domestic and industrial waste, including effluents of wastewater treatment plants contribute to considerable loads of microbiological contamination, nitrogen, phosphorus, organic matter among others. Riogrande II dam which supplies a conventional treatment plant is not an exception to this problem. In this work the dissolved concentration of organic carbon, total nitrogen, nitrate, nitrite, ammonium and phosphate were evaluated in the influent water of the plant in the period September 2011 to April 2012 and the found concentrations were correlated with the variability of the reservoir level. The results showed nitrate concentrations above those found in previous studies, suggesting a process of nutrients pollution. Correlations with the dam level variation indicate that during the filling period there is an increase of the concentration of nitrogen in the water used for the water purification plant mainly as nitrate and the nature of the organic matter during this period becomes mostly hydrophobic.*

**Keywords:** dissolved organic carbon, nitrogen, nitrate, reservoir, water treatment.

## 1. INTRODUCCIÓN

La construcción de embalses busca balancear las fluctuaciones de los caudales de los ríos y de suplir con agua y energía eléctrica a las comunidades humanas. No obstante, los embalses construidos en áreas densamente pobladas o con alta actividad agrícola y ganadera son muy vulnerables a la eutrofización, especialmente cuando existe una alta relación entre la superficie de la cuenca y la lámina de agua[1]. La eutrofización es el enriquecimiento de los ecosistemas acuáticos con nutrientes, especialmente con fósforo y nitrógeno [2-4], situación que favorece el crecimiento masivo de algas y macrófitas, aumento de la turbiedad, mala calidad organoléptica, anoxia en el fondo de la columna de agua y pérdida de biodiversidad, entre otros [5-9].

Los ambientes naturales contienen cargas propias de nitrógeno, y materia orgánica, las cuales dependen principalmente del tipo de suelo de la cuenca. La concentración de estos elementos puede verse incrementada como efecto de eventos naturales pero particularmente las actividades antrópicas aportan cargas considerables de los mismos. Aguas residuales domésticas, efluentes de PTAR, erosión, lixiviación y escorrentía de suelos agrícolas y ganaderos aportan formas biodisponibles de nitrógeno, como el nitrato, el nitrito y el amonio. De igual forma los desechos domésticos e industriales y la escorrentía de los suelos fertilizados son fuente artificial de fósforo [2, 10, 11].

La materia orgánica natural (MO) en los embalses, es de gran importancia ambiental, controla los niveles de oxígeno disuelto, nitrógeno, fósforo, trazas de metales en el agua y se relaciona con la comunidad microbiana dominante en el cuerpo de agua[3, 4, 6]. La concentración y característica de la MO en cuerpos de agua lénticos es función de las fuentes alóctonas (suelos y vegetación) y de la producción autóctona derivada de procesos biológicos en el cuerpo de agua[12]. Una de las principales fuentes alóctonas de MO se deriva de la actividad antropogénica representada por efluentes de PTARs y escorrentía urbana[13]. La producción autóctona de materia orgánica está representada mayoritariamente por los productores primarios que generan biomasa a partir de procesos fotoquímicos usando como materia prima dióxido de carbono y agua, proceso que también involucra la incorporación de otros elementos inorgánicos como

los nitratos, el amonio y los fosfatos[14]. La MO autóctona producida por las macrófitas, algas y bacterias, debido a su carácter hidrofílico es altamente biodegradable, pero difícil de remover en un tratamiento convencional. La MO alóctona por su carácter hidrofóbico y gran tamaño[15], es menos biodegradable que la MO autóctona, pero más fácilmente removible en un tratamiento convencional de potabilización. Un parámetro de calidad sencillo para caracterizar y diferenciar la MO respecto a su hidrofobicidad, es el valor del SUVA<sub>254nm</sub>, el cual relaciona los valores de absorbancia a 254nm con la concentración del carbono orgánico (COD). La absorbancia a 254nm es una medida de enlaces conjugados del C y de los compuestos orgánicos aromáticos. Valores de SUVA<sub>254nm</sub> menores a 3m/(mg/L) se relacionan con predominancia de MO hidrofílica, mientras que SUVA altos (mayores a 3) indican predominancia de MON hidrofóbico de carácter aromático [7, 16].

En los procesos de potabilización la MO reacciona con el cloro, el ozono o el dióxido de cloro y forma subproductos de desinfección (SPDs), principalmente carbonáceos (C-SPDs), entre estos los trihalometanos (THMs) y los ácidos haloacéticos (HAAs) considerados mutagénicos [7,8]. Adicionalmente, a partir de la MO también se forman SPDs nitrogenados (N-SPDs) [17], probablemente más tóxicos que los C-SPDs y considerados un problema emergente [9, 18]. Por lo tanto algunos países como Estados Unidos, han establecido entre los criterios de calidad para agua de consumo los subproductos de desinfección en vez de la concentración de la materia orgánica [19]. En Colombia solo están legislados los trihalometanos en el Decreto 1575 de 2007.

El embalse Riogrande II, fuente de agua para la PTAP Manantiales (Medellín, Colombia), no escapa a esta problemática. En las cuencas de los tributarios del embalse, las áreas destinadas a actividades agrícolas y ganaderas se han incrementado notoriamente en las últimas décadas [20]. El mal uso de agroquímicos favorece la acumulación de plaguicidas, nitrógeno, fósforo, entre otros, en los suelos, que por fenómenos de erosión y escorrentía son transportadas hasta las corrientes que abastecen el embalse, especialmente los ríos Grande y Chico y la quebrada las Ánimas [21, 22]. El enriquecimiento del embalse con nutrientes, se evidencia por el crecimiento masivo de algas en algunos sectores y en diferentes épocas del año, especialmente en la

entrada del río Chico en época seca, situación que requiere atención para garantizar la sostenibilidad del recurso hídrico [23].

En un proceso de potabilización convencional, la concentración de materia orgánica y su carácter químico afecta la eficiencia de la coagulación e incide directamente en la formación de subproductos de desinfección. Los nutrientes disueltos, particularmente el nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico pueden superar diversas etapas de la potabilización y alcanzar la desinfección con cloro, generando mayores consumos de este producto y constituyéndose en potenciales precursores de subproductos de desinfección nitrogenados. En consecuencia, es de vital importancia conocer el comportamiento de la materia orgánica y del nitrógeno en el embalse y particularmente en el agua que ingresa a la PTAP, que le permitan a Empresas Públicas de Medellín adoptar medidas operativas con el objetivo de entregar agua que supla la necesidad de la población tanto en calidad como en continuidad.

En este estudio se evaluaron las concentraciones del carbono orgánico disuelto (COD), el nitrógeno total disuelto (NTD) y de los iones nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en el agua que ingresa a la PTAP y su relación con el nivel del embalse Riogrande II. Se evaluó también el cumplimiento de la normatividad Colombiana respecto a algunos de éstos parámetros.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

La PTAP Manantiales está ubicada en el municipio de Bello (Antioquia, Colombia), diseñada para tratar  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  abastece entre el 30 y el 45% de la población del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Antioquia (Colombia) y tiene como afluente el agua del embalse Riogrande II. El embalse Riogrande II está localizado al noroccidente de Medellín, entre las coordenadas,  $75^\circ 32' 30'' \text{W}$  -  $75^\circ 26' 10'' \text{W}$  y  $6^\circ 33' 50'' \text{N}$  -  $6^\circ 28' 07'' \text{N}$ , tiene una capacidad total de  $240 \text{ Mm}^3$  hasta la cota del vertedero ubicada a 2270 msnm, cubre aproximadamente 1214 ha de los municipios de San Pedro de los Milagros, Entreríos y Don Matías en el Departamento de Antioquia. El embalse tiene como afluentes principales en orden de caudal los ríos Grande y Chico y la quebrada Las Ánimas (Fig.1). Durante la época de este estudio el caudal

promedio del río Grande fue de  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  y un máximo de  $83.6 \text{ m}^3/\text{s}$ , mientras que para el río Chico los valores promedio y máximo fueron  $6.6$  y  $16.8 \text{ m}^3/\text{s}$ .

En el área de influencia del embalse presenta un régimen de lluvias bimodal con las mayores precipitaciones promedio entre abril-mayo y octubre – noviembre. El agua del embalse se emplea además para generación de energía en dos centrales hidroeléctricas, Tasajera (306 MW) y Niquía (21 MW). El agua del embalse Riogrande II recorre 15.8 km por un túnel desde la captación hasta la Central hidroeléctrica Niquía, turbinada pasa a un pozo abierto y de allí fluye por gravedad 5.2 km a través de un sifón de 42" hasta la entrada de la PTAP, donde encuentra una turbina de eje horizontal que genera un máximo de 3.6 MW. El recorrido del agua desde el embalse hasta la PTAP de potabilización tarda aproximadamente 10.7 horas para un caudal promedio de captación de  $4 \text{ m}^3/\text{s}$ .

### 2.2. Tratamiento y análisis de las muestras

Las muestras de agua fueron tomadas en un único punto de muestreo al ingreso del agua cruda a la PTAP en el periodo comprendido entre septiembre de 2011 a abril de 2012, buscando incluir periodo seco y de lluvias que derivaran en variaciones significativas en el nivel del embalse. Muestras puntuales fueron recolectadas en frascos de vidrio ámbar (250 mL), lavados con de grifo, enjuagados con agua destilada y desionizada.

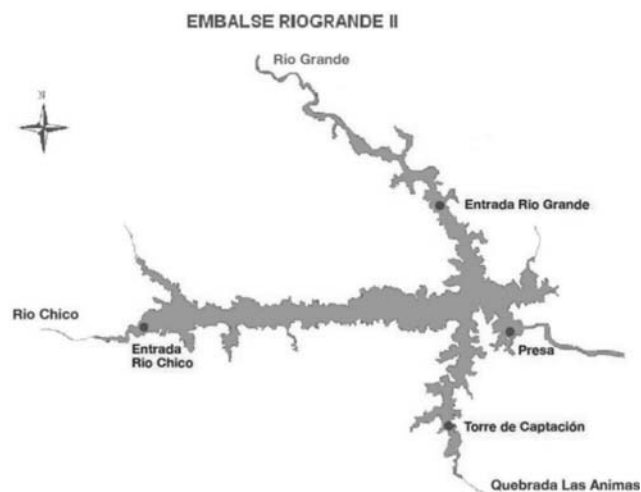


Figura 1. Embalse Riogrande II y sus principales afluentes Río Grande, Río Chico y Quebrada Las Ánimas.

Las muestras se transportaban al laboratorio refrigeradas donde se filtraron a través de filtros de poliéster sulfona hidrofílico de 0.45  $\mu\text{m}$ . y se almacenaron en nevera a temperaturas menores a 4°C. La alícuota de la muestra para la determinación de amonio, se ajustó a pH entre 4 y 5 con ácido nítrico 0.02 N, según lo especificado en el método guía de Metrohm [24].

Los nitratos, nitritos, fosfatos y amonio se analizaron en un cromatógrafo iónico METROHM "Profesional IC 850" con detector de conductividad y supresión química para la determinación de los aniones (SM-4110 B) [25]. El nitrógeno orgánico total disuelto (NOD) se calculó al restar los valores de  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N y de  $\text{NH}_4^+$ -N del valor del NTD[26].

El COD se midió en el equipo Phoenix 8000 de Tekmar Dohrman. El NTD se evaluó con el equipo Torch marca Teledyne Tekmar, según la norma ASTM D 5176-9. La absorbancia  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  se midió en un espectrofotómetro UNICAN 500 UV-VIS de THERMO SCIENTIFIC. Los análisis fueron realizados en el Laboratorio del Equipo de Investigación y Control Procesos del Área de Potabilización de EPM.

El Centro de Control del Área Operación Acueducto de Empresas Públicas de Medellín, aportó los valores del nivel del embalse Riogrande II en términos de porcentaje de llenado y también los datos de los caudales de los ríos Grande y Chico.

### 2.3. Procesamiento de la información

El análisis estadístico incluyó medidas de tendencia central, medidas de variabilidad y medidas de forma y correlaciones simples de Spearman entre las variables. De particular interés aquí son el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada, las cuales pueden utilizarse para determinar si la muestra proviene de una distribución normal. Valores de estos estadísticos fuera del intervalo de -2 a +2 indican desviaciones significativas de la normalidad, lo que tendería a invalidar cualquier prueba estadística con referencia a la desviación estándar. Teniendo en cuenta que no todas las variables responden a una distribución normal, el tratamiento de los datos se hizo mediante el empleo de pruebas no paramétricas. La correlación entre las variables analizadas se hizo mediante la prueba no paramétrica de Spearman. Para el procesamiento de los datos se empleó el software STATGRAPHICS Centurion.

La tabla de Spearman, muestra las correlaciones, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la asociación entre las variables. Los coeficientes de Spearman se calculan a partir del orden de los datos, más que de sus valores mismos, en consecuencia, son menos sensibles a valores aberrantes. Valor-P inferior a 0,05 indica correlación significativamente diferente de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Como criterio orientador, se suelen sugerir algunas valoraciones [27]. Tabla 1

Tabla 1. Criterio orientador de correlación

Valor correlación	Indica una relación
0.00 – 0.20	Muy baja,
0.20 – 0.40	Baja
0.40 – 0.60	Moderada
0.60 – 0.80	Apreciable, más bien alta
0.80 – 1.00	Alta o muy alta

## 3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 3.1. Variación de parámetros analizados

En la Tabla 2 se resumen los resultados de los estadísticos descriptivos de las concentraciones de NTD,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , NOD,  $\text{PO}_4^{3-}$ , COD,  $\text{UV}_{254\text{nm}}$ ,  $\text{SUVA}_{254\text{nm}}$  en el agua natural de la PTAP entre septiembre de 2011 y abril de 2012.

El valor medio de NTD alcanzó 0.636 mg/L. Un 55% del NTD fue NOD (0.346 mg/L) y el 45% restante (0.290 mg/L) correspondió a NID, cuya mayor fracción son los nitratos. El rango de NTD varió entre 0.128-1.007 mg/L-N, valor considerado bajo en algunos criterios de calidad de agua superficial, donde se fijan hasta 2 mg/L de NTD [28, 29]. Sin embargo a estas concentraciones, el nitrógeno puede favorecer el crecimiento masivo de algas como se evidencia en los estudios realizados en el embalse Gargalheiras y Gaviao en Brasil [5, 30].

Al confrontar los resultados de los nitratos del presente estudio (0.056-0.663 mg/L  $\text{NO}_3^-$ -N) con la información disponible para el agua natural que ingresó a la PTAP en el 2007 (0.005-0.187 mg/L) [31] se observa un incremento en la concentración de ésta variable. La intensificación de los usos agropecuarios del suelo, el creciente urbanismo y

consecuentemente el incremento de los residuos de origen agroindustrial y doméstico en la cuenca del embalse han sido reportados en estudios ambientales [20], estas actividades son probablemente la principal causa del incremento del nitrógeno en el cuerpo de agua.

Las concentraciones medidas de amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) no superaron los criterios de calidad del agua natural para un tratamiento convencional de potabilización establecidos en el Artículo 38 del Decreto 1594 de 1984 [32], Tabla 3. Tampoco se superaron los estándares de calidad de la resolución 2115 del Decreto 1575 de 2007 para agua potable [33], Tabla 4. Del mismo modo, los resultados de la concentración de amonio y nitrato en agua que ingresa a la PTAP tampoco superan lo establecido por la Comunidad Económica Europea (1 mg/L  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y 15  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  mg/L).

Las bajas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  en el agua natural de la PTAP (Fig.2) son probablemente el resultado de su nitrificación, favorecida por potenciales redox positivos y altos niveles de oxígeno disuelto en el agua que ingresa a la PTAP favorecida esta condición al paso del agua por las turbinas de generación de energía que incrementan la turbulencia y favorecen la incorporación de este gas desde el ambiente.

Aunque estudios previos en la cuenca del embalse Riogrande II evidencian importantes cargas de fósforo biodisponible en los afluentes [34] la concentración promedio de fosfatos fue baja (0.041 mg/L  $\text{PO}_4^{-3}$ ). Esta situación puede atribuirse a que los fosfatos son incorporados rápidamente a la biomasa algal especialmente en ambientes tropicales, donde las altas temperaturas promueven la rápida asimilación microbiana [35, 36].

La concentración media del carbono orgánico disuelto fue de 3.73 mg/L, con valores que oscilaron entre 1.962 y 5.530 mg/L. La absorbancia promedio a 254nm ( $\text{UV}_{254\text{nm}}$ ) alcanzó un valor de 0,182  $\text{cm}^{-1}$ , el coeficiente  $\text{SUVA}_{254\text{nm}}$  fluctuó entre 3.020 y 10.450 en  $\text{m}/(\text{mg}/\text{L})$ . Estos resultados indican que la materia orgánica en el agua natural que ingresó a la PTAP durante el estudio contenía una alta fracción hidrofóbica, debido probablemente a su movilización desde los suelos de la cuenca al embalse [7]. La hidrofobicidad de la materia orgánica en el agua natural, favorece una mejor remoción en los procesos convencionales de potabilización (coagulación, floculación, sedimentación y filtración) como el de la PTAP [26] y reduce la probabilidad de que se formen subproductos de desinfección a partir de la materia orgánica.

Tabla 2. Estadísticos de la concentración de nutrientes y MON en el agua natural de la PTAP

Estadísticos	NTD	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	NOD	$\text{PO}_4^{-3}$	COD	$\text{UV}_{254\text{nm}}$	$\text{SUVA}_{254\text{nm}}$
No datos	172	181	186	188	163	154	183	164	160
Promedio	0,634	0,003	0,262	0,022	0,356	0,046	3,718	0,183	4,922
Mediana	0,635	0,003	0,262	0,018	0,349	0,04	3,698	0,182	4,895
Desviación Estándar	0,2	0,001	0,142	0,015	0,117	0,016	0,746	0,04	1,085
CV %	31%	40%	54%	69%	33%	35%	20%	22%	22%
Mínimo	0,128	0,003	0,056	0,008	0,071	0,04	1,714	0,112	3,02
Máximo	1,007	0,01	0,663	0,075	0,7	0,115	5,53	0,273	9,24
Rango	0,879	0,007	0,607	0,067	0,629	0,075	3,817	0,161	6,22
Sesgo Estandarizado	-1,4	16,5	1,9	6,8	0,6	16,1	-0,2	0,5	6,6
Curtosis Estandarizada	-2,1	22,7	-0,7	2,5	1,9	23	-0,4	-2,4	10,1

Concentraciones en mg/L, absorbancia  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  en  $\text{cm}^{-1}$ ,  $\text{SUVA}_{254\text{nm}}$  en  $\text{m}/(\text{mg}/\text{L})$ .



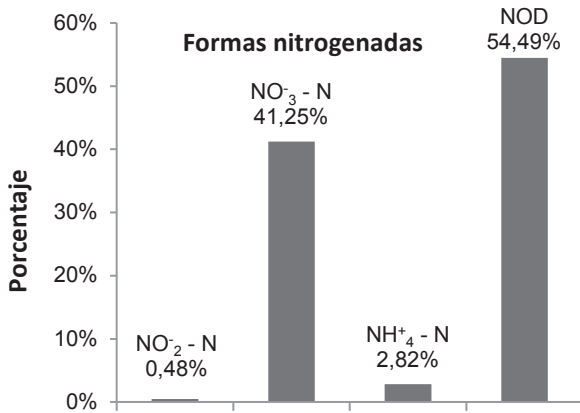


Figura 2. Distribución porcentual de las formas de nitrógeno constituyentes del nitrógeno total disuelto en el agua natural de la PTAP

Teniendo en consideración los criterios de la legislación Colombiana para agua tratada (5 mg/L COT) [33], se podría afirmar entonces que los niveles de la materia orgánica que ingresaron a la PTAP fueron bajos, solo el 15% de los valores registrados superan este valor. La norma considera además que cualquier incremento en las concentraciones habituales de carbono orgánico total, debe ser investigado conjuntamente por la persona prestadora que suministra o distribuye agua para consumo humano y la autoridad sanitaria, con el fin de establecer el tratamiento correspondiente para su reducción; de aquí la importancia de conocer el comportamiento de este parámetro en el agua natural que ingresa a la PTAP.

Tabla 3. Regulación Colombiana agua natural

Sustancia	Decreto 1594 de 1984	
	Expresado como	Valor, mg/L
Amonio	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	1
Nitratos	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	10
Nitritos	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	10

Tabla 4. Regulación Colombiana agua tratada

Referencia	Decreto 1575 de 2007	
	Expresado como	Valor, mg/L
Nitratos	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	10
Nitritos	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,1
Fosfatos	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,5
Carbono orgánico total (COT)	COD	5.0

### 3.2. Correlaciones entre el porcentaje de llenado del embalse y las variables analizadas

El nivel del embalse Riogrande II (porcentaje de llenado) osciló entre 59% en abril de 2012 y 105% en octubre y diciembre de 2011, meses cuando se registró rebose del embalse debido a los mayores caudales de los tributarios asociados a un periodo intenso de lluvias. Se presenta en la Fig. 3 la evolución del nivel del embalse Riogrande II, expresado como porcentaje de llenado y el caudal de los afluentes principales Río Grande y Río Chico quienes rigen el nivel del embalse.

En la Tabla 5 se muestran las correlaciones de Spearman entre cada par de variables. La primera fila corresponde al coeficiente de correlación, la segunda indica el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente y la tercera fila corresponde al valor p. Las celdas resaltadas corresponden a las variables que presentaron correlación importante y que además presentaron significancia estadística.

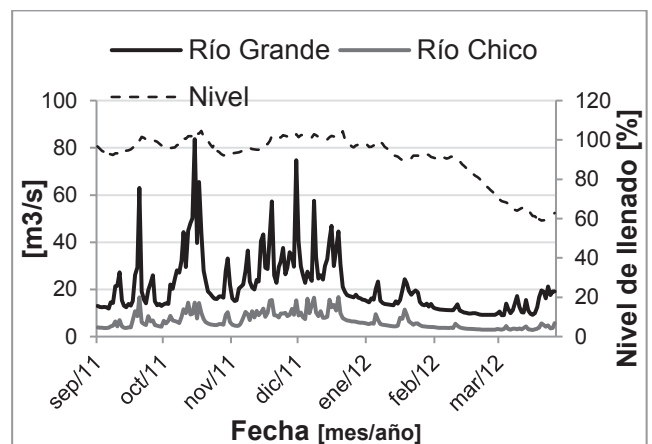


Figura 3. Evolución del porcentaje de llenado (%) del embalse Riogrande II y el caudal de sus afluentes principales Río Grande y Río Chico.

Tabla 5. Correlación Ordinal de Spearman de las concentraciones de los analitos en el agua natural de la PTAP con el porcentaje de llenado del embalse Riogrande II y de los analitos entre sí.

	% Llenado	NTD	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	NO	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	COD	UV <sub>254nm</sub>	SUVA <sub>254</sub> nm
% Llenado		<b>0,83</b>	-0,36	<b>0,84</b>	0,03	0,40	0,10	0,41	<b>0,68</b>	0,41
		169	178	183	186	160	151	181	162	158
		0,00	0,00	0,00	0,68	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
NTD	<b>0,83</b>		-0,33	<b>0,85</b>	0,09	<b>0,65</b>	0,24	0,59	<b>0,83</b>	0,36
	169		153	159	161	163	134	156	138	134
	0,00		0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NO <sub>2</sub> - N	-0,36	-0,33		-0,35	0,04	-0,14	0,00	-0,13	-0,18	-0,11
	178	153		166	169	146	149	163	145	140
	0,00	0,00		0,00	0,64	0,09	0,96	0,11	0,03	0,20
NO <sub>3</sub> - N	<b>0,84</b>	<b>0,85</b>	-0,35		-0,06	0,29	0,09	0,52	<b>0,77</b>	0,31
	183	159	166		179	155	150	173	154	150
	0,00	0,00	0,00		0,41	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00
NH <sub>4</sub> -N	0,03	0,09	0,04	-0,06		0,02	-0,09	0,09	0,10	-0,02
	186	161	169	179		152	149	171	153	148
	0,68	0,26	0,64	0,41		0,79	0,26	0,26	0,24	0,81
NO	0,40	<b>0,65</b>	-0,14	0,29	0,02		0,33	0,48	0,39	0,10
	160	163	153	159	161		130	151	133	148
	0,00	0,00	0,09	0,00	0,79		0,00	0,00	0,00	0,24
PO <sub>4</sub>	0,10	0,24	0,00	0,09	-0,09	0,33		0,03	0,07	0,27
	151	134	149	150	149	130		139	125	120
	0,24	0,00	0,96	0,27	0,26	0,00		0,74	0,41	0,00
COD N	0,41	0,59	-0,13	0,52	0,09	0,48	0,03		0,55	-0,26
	181	156	163	173	171	151	139		161	160
	0,00	0,00	0,11	0,00	0,26	0,00	0,74		0,00	0,00
UV cm-1	<b>0,68</b>	<b>0,83</b>	-0,18	<b>0,77</b>	0,10	0,39	0,07	0,55		0,54
	162	138	145	154	153	133	125	161		159
	0,00	0,00	0,03	0,00	0,24	0,00	0,41	0,00		0,00
SUVA	0,41	0,36	-0,11	0,31	-0,02	0,10	0,27	-0,26	0,54	
	158	134	140	150	148	129	120	160	159	
	0,00	0,00	0,20	0,00	0,81	0,24	0,00	0,00	0,00	

Se presentaron correlaciones positivas y estadísticamente significativas entre el nivel del embalse y el NTD (0.83), el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (0.84) y la UV<sub>254nm</sub> (0,68). Estos resultados pueden ser consecuencia de las precipitaciones que especialmente durante la fase inicial del periodo de lluvias generan arrastre

de materiales y sustancias químicas desde los suelos por escorrentía, lixiviación y erosión, los cuales alcanzan el embalse básicamente a través de los tributarios. De acuerdo con Hong y colaboradores (2008) la distribución espacial y temporal de nutrientes en algunos embalses puede

estar condicionada por la escorrentía y erosión en las cuencas, las lluvias y la calidad de los afluentes [6]. La correlación positiva y significativa entre el NTD con el nitrato y el nitrógeno orgánico, corrobora lo expresado sobre los principales componentes del NTD, que corresponden a 41% para nitratos y 55% para nitrógeno orgánico. En las figuras 4, 6 y 8 se presentan las correlaciones entre el nivel del embalse (% de llenado) y el NTD,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  y en las figuras 5, 7 y 9 se representa el comportamiento de estas variables durante el tiempo de estudio.

La correlación positiva entre el nivel del embalse y la absorbancia  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  indica que con las lluvias se incrementa el contenido hidrofóbico de la MO del agua natural que ingresó a la PTAP (Fig. 5). Durante la época seca, el crecimiento masivo de algas determina que en la materia orgánica predominen fracciones de carácter hidrofílico, como consecuencia del metabolismo algal, la muerte y lisis de estas células [37]. En estas condiciones, la eficiencia de remoción de la materia orgánica a través del proceso convencional podría reducirse y para evitarlo debe recurrirse a una etapa adicional en el tratamiento como puede ser la adsorción con carbón activado.

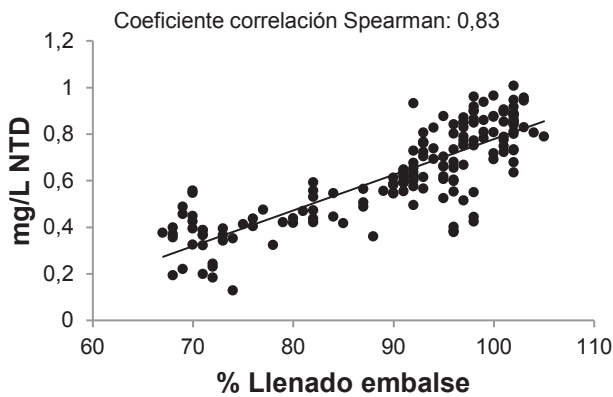


Figura.4. Representación gráfica correlación Spearman entre el % llenado del embalse y el NTD.

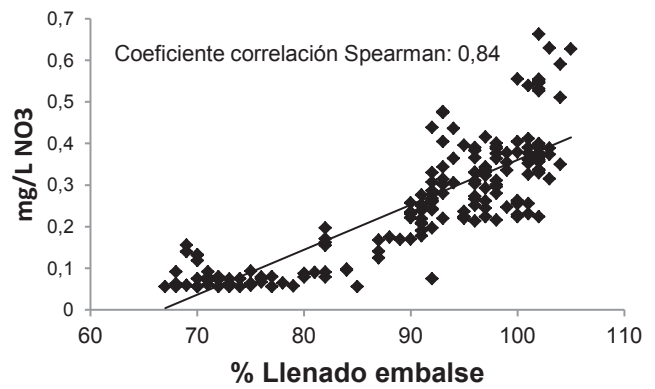


Figura 6. Representación gráfica correlación Spearman entre el % llenado del embalse y el  $\text{NO}_3$ .

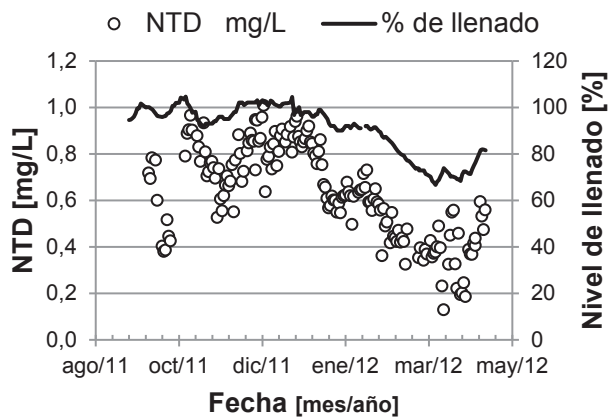


Fig.5.Comportamiento de la concentración de nitrógeno total disuelto, NTD, en el agua natural de la PTAP asociado a la variación % de llenado del embalse.

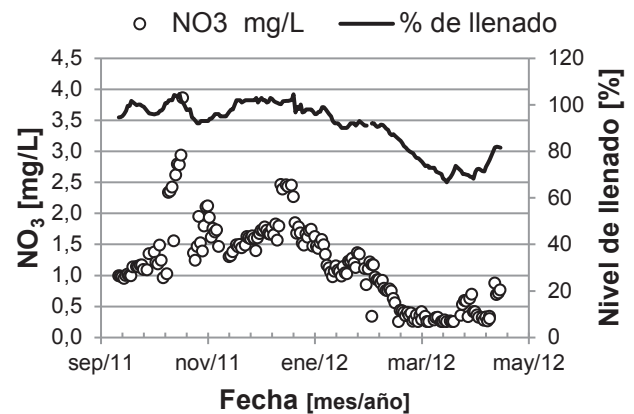


Figura 7. Comportamiento de la concentración de nitratos  $\text{NO}_3^-$  en el agua natural de la PTAP asociado a la variación % de llenado del embalse.



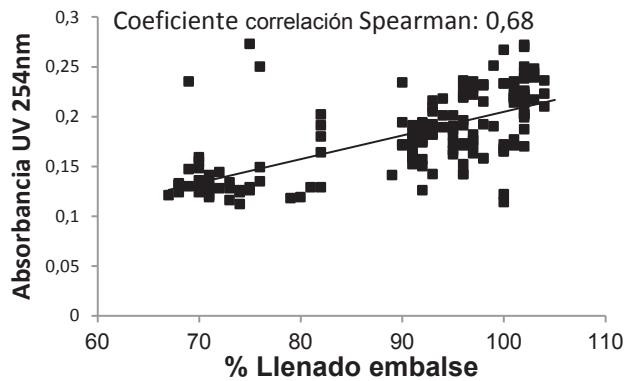


Figura 8. Representación gráfica correlación Spearman entre el % llenado del embalse y la absorbancia a 254nm.

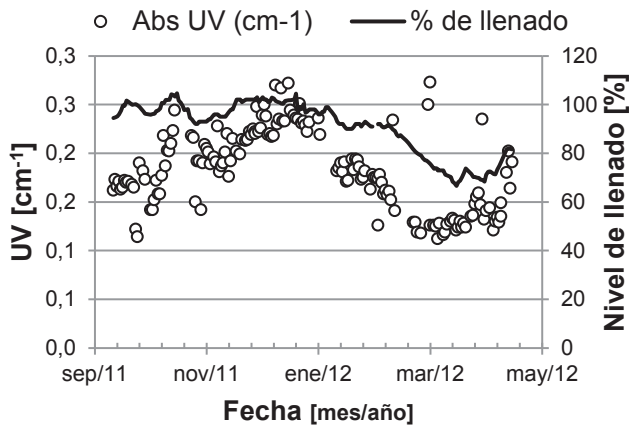


Figura 9. Comportamiento de la absorbancia UV<sub>254nm</sub> en el agua natural de la PTAP asociado a la variación % de llenado del embalse

No se presentaron correlaciones significativas entre el nivel del embalse con el nitrito, el amonio y el fosfato, sustancias que fueron medidas en muy baja concentración en el agua natural de la PTAP. Los potenciales redox positivos y el oxígeno disuelto en el agua que ingresa a la PTAP, favorecen la conversión del nitrito y el amonio a nitratos y el fosfato en sistemas tropicales puede ser rápidamente asimilado por los productores primarios en los ecosistemas acuáticos tropicales.

El carbono orgánico disuelto no correlacionó con el valor SUVA<sub>254nm</sub> lo que podría corroborar las diferencias en las características de la materia orgánica que ingresa a la PTAP [12].

En los embalses tropicales los cambios en la calidad del agua captada están asociados fundamentalmente a los ciclos de lluvia y sequías, a las reglas de operación y a los tiempos de residencia. Esta situación sugiere que unas buenas prácticas operativas del embalse pueden favorecer la calidad del agua captada.

#### 4. CONCLUSIONES

Con el incremento en el nivel del embalse Riogrande II como consecuencia de un mayor aporte de caudal desde los tributarios durante los periodos de lluvias, se aumentaron las concentraciones de nitrógeno total disuelto (NTD) y de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Como resultado de los procesos de lavado de los suelos y transporte superficial de materiales desde las áreas de influencia directa de los tributarios y del embalse y se acentúa el carácter hidrofóbico de la materia orgánica disuelta en el agua del embalse.

Aunque de acuerdo con los criterios establecidos en la literatura los niveles de NTD en el embalse Riogrande II son bajos (0.128 a 1.077 mg/L-N), aún a estas concentraciones se ha presentado crecimiento masivo de algas como se indica en los resultados del Programa de Investigación que ejecutan actualmente las universidades de Antioquia y Nacional de Colombia en este embalse y los estudios en el embalse Gargalheiras y Gaviao en Brasil, correspondientes a embalses ubicados en zonas tropicales.

A pesar del deterioro progresivo de las cuencas de los tributarios del embalse, las concentraciones de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) no superaron los criterios de calidad del agua natural para un tratamiento convencional de potabilización (Decreto 1594 de 1984, artículo 38) y los estándares para agua potable (Resolución 2115 del Decreto 1575 de 2007) en Colombia.

Al considerar el rango de concentración de los nitratos en el agua que ingresaba a la PTAP en el 2007, se evidenció un incremento de esta variable probablemente asociada a la intensificación de los usos agropecuarios del suelo y al aumento del urbanismo en la cuenca.

Las bajas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  en el agua natural de la PTAP son probablemente el resultado de procesos biológicos y químicos: su biodisponibilidad hace que sean incorporados a la biomasa disminuyendo la concentración en el agua, adicionalmente estos iones están expuestos a procesos de nitrificación, favorecidos por potenciales redox positivos y altos niveles de oxígeno disuelto en el agua que ingresa a la PTAP..

Durante el periodo de lluvias se incrementó el aporte de materia orgánica al embalse de constitución principalmente hidrofóbica. Este tipo de sustancias son más fácilmente removibles en los procesos convencionales de potabilización y reduce la probabilidad de que se formen subproductos de desinfección en el agua potable. En contraste, el mayor carácter hidrofílico de la materia orgánica en la época seca puede demandar etapas adicionales en el proceso para remover la materia orgánica y minimizar los potenciales precursores de subproductos de desinfección.

Si se consideran los criterios de la normatividad de Colombia para agua tratada (5 mg/L de COT) se concluye que la concentración promedio de la materia orgánica en el agua que ingreso a la PTAP de tratamiento fue baja (3.7 mg/L).

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Empresas Públicas de Medellín E.S.P por el financiamiento de este proyecto, enmarcado dentro del convenio interadministrativo "Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico en los procesos de generación de energía y suministro de agua potable" celebrado con las Universidades de Antioquia y Nacional de Colombia Sede Medellín.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] Palau, A. Medidas De Gestión Y Adecuación Ambiental De Embalses Frente a La Eutrofia, *Limnetica*. 22, 1-13, 2003.  
 [2] Xu, J. y Zhang, M. Primary Consumers as Bioindicator of Nitrogen Pollution in Lake Planktonic and Benthic Food Webs, *Ecological Indicators*. 14 189-196, 2012.

[3] Castañé, P.M., Topalián, M.L., Cordero, R.R. y Salibián, A. Influencia De La Especiación De Los Metales Pesados En Medio Acuático Como Determinante De Su Toxicidad, *Revista de Toxicología*. 20 (1), 13-18, 2003.  
 [4] Davis, J.A. Complexation of Trace Metals by Adsorbed Natural Organic Matter, *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 48 (4), 679-691, 1984.  
 [5] Von Sperling, E., Da Silva Ferreira, A. y Nunes Ludolf Gomes, L. Comparative Eutrophication Development in Two Brazilian Water Supply Reservoirs with Respect to Nutrient Concentrations and Bacteria Growth, *Desalination*. 226 (1), 169-174, 2008.  
 [6] Wang, S. y Mulligan, C.N. Effect of Natural Organic Matter on Arsenic Release from Soils and Sediments into Groundwater, *Environmental geochemistry and health*. 28 (3), 197-214, 2006.  
 [7] Hong, H.C., Wong, M.H., Mazumder, A. y Liang, Y. Trophic State, Natural Organic Matter Content, and Disinfection by-Product Formation Potential of Six Drinking Water Reservoirs in the Pearl River Delta, China, *Journal of Hydrology*. 359 (1-2), 164-173, 2008.  
 [8] Abdullah, M.P., Yee, L.F., Ata, S., Abdullah, A., Ishak, B. y Abidin, K.N.Z. The Study of Interrelationship between Raw Water Quality Parameters, Chlorine Demand and the Formation of Disinfection by-Products, *Physics and Chemistry of the Earth*. 34 (13-16), 806-811, 2009.  
 [9] Hou, Y., Chu, W. y Ma, M. Carbonaceous and Nitrogenous Disinfection by-Product Formation in the Surface and Ground Water Treatment Plants Using Yellow River as Water Source, *Journal of Environmental Sciences*. 24 (7), 1204-1209.  
 [10] Betancourt, C., Suarez, R. y Toledo, L. Ciclo Anual Del Nitrógeno Y El Fósforo En El Embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba, *Limnetica*. 28 (1), 79-90 2009.  
 [11] Devi, R., Tesfahune, E., Legesse, W., Deboc, B. y Beyene, A. Assessment of Siltation and Nutrient Enrichment of Gilgel Gibe Dam, Southwest Ethiopia, *Bioresource Technology*. 99 975-979, 2008.  
 [12] Rosario, F. y Snyder, S. Characterization of Dissolved Organic Matter in Drinking Water Sources Impacted by Multiple Tributaries, *Water Research* 41, 4115- 4128, 2007.  
 [13] Haizhou Liu, Joonseon Jeong, Holly Gray, Scott Smith y Sedlak, a.D.L. Algal Uptake of Hydrophobic and Hydrophilic Dissolved Organic Nitrogen in Effluent from Biological Nutrient Removal Municipal Wastewater Treatment

Systems, Environmental Science and Technology. 46, 713-721, 2012.

[14] Leenheer, J. y Crooué, J. Aquatic Organic Matter, Environmental Science & Technology. 19, 2003.

[15] Wei, Q.-s.,Feng, C.-h.,Wang, D.-s.,Shi, B.-y.,Zhang, L.-t.,Wei, Q. y Tang, H.-x. Seasonal Variations of Chemical and Physical Characteristics of Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Precursors in a Reservoir: A Case Study, Journal of Hazardous Materials. 150 (2), 257-264, 2008.

[16] Yang, X.,Guo, W. y Shen, Q. Formation of Disinfection by Products from Chlor(AM)ination of Algal Organic Matter, Journal of Hazardous materials. 197, 378-388, 2011.

[17] Chen, B.,Nam, S.-N.,Westerhoff, P.K.,Krasner, S.W. y Amy, G. Fate of Effluent Organic Matter and Dbp Precursors in an Effluent-Dominated River: A Case Study of Wastewater Impact on Downstream Water Quality, Water Research. 43 (6), 1755-1765, 2009.

[18] Chen, C.,Zhang, X.-j.,Zhu, L.-x.,Liu, J.,He, W.-j. y Han, H.-d. Disinfection by-Products and Their Precursors in a Water Treatment Plant in North China: Seasonal Changes and Fraction Analysis, Science of The Total Environment. 397 (1-3), 140-147, 2008.

[19] Protection, N.E. New York City Drinking Water Supply and Quality Report, ( ), 10, 2011.

[20] Área de Hidrometría e Instrumentación, E.P.M. Diagnóstico Ambiental Actual De La Cuenca Del Río Grande Y Su Efecto Sobre La Calidad Del Agua En El Embalse Riogrande li, 2007.

[21] GAIA. Informe Análisis De Calidad Del Agua De Los Embalses Y Quebradas Que Abastecen El Acueducto De Empresas Públicas De Medellín, Universidad de Antioquia 2002.

[22] Oriente, U.C.d. Informe Determinación Del Estado Trófico De Los Embalses Que Surten Las Plantas De Potabilización Manantiales, Villa Hermosa Y La Ayurá 2004.

[23] Toro, J.P.M. Estudio De La Problemática Ambiental De Tres Embalses De Empresas Públicas De Medellín Esp Para La Gestión Integral Y Adecuada Del Recurso Hídrico, Universidad de Antioquia. 2011.

[24] Metrohm. Metrosep C 4 -150/4.0. Disponible En

[Http://Www.Metrohm.Com/Com/Produkte2/lc/Columnscations.html?Identifier=61050430&Language=En&Name=61050430](http://www.metrohm.com/Com/Produkte2/lc/Columnscations.html?Identifier=61050430&Language=En&Name=61050430), Consultado el 4 de diciembre de 2013.

[25] AWWA, A., WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, American Public Healt Assocation. (22 end), 1989.

[26] Dotson, A.,Westerhoff, P.,Chen, B. y Lee, W.: Organic Nitrogen Occurrence and Characterization. In: Disinfection by-Products in Drinking Water. vol. 995: American Chemical Society; 2008: 274-288.

[27] Morales, P. Estadística Aplicada a Las Ciencias Sociales, 2008.

[28] Camargo, A. Contaminación Por Nitrógeno Inorgánico En Los Ecosistemas Acuáticos: Problemas Medioambientales, Criterios De Calidad Del Agua, E Implicaciones Del Cambio Climático, Ecosistemas. 16 (2), 98-110, 2007.

[29] Bu, H.,Meng, W. y Zhang, Y. Nitrogen Pollution and Source Identification in the Haicheng River Basin in Northeast China, Science of the Total Environment. 409, 3394 - 3402, 2011.

[30] Chellappa, N. y Costa, M. Dominant and Co-Existing Species of Cyanobacteria from a Eutrophicated Reservoir of Rio Grande Do Norte State, Brazil, Acta Oecologica. 24 (Supplement 1), S3-S10, 2003.

[31] GAIA. Informe Monitoreo De Algas Y Nutrientes En Los Tributarios, Embalses Y Plantas De Potabilización De Empresas Públicas De Medellín (Epm), Universidad de Antioquia. 2007.

[32] Agricultura, M.d. Decreto 1594 De 1984., Diario Oficial República Colombia 36.700, 1984.

[33] Social, M.P. Decreto 1575 De 2007, Diario Oficial República Colombia. 46.623, 2007.

[34] Oriente, U.C.d. Informe Estudio Ambiental Y Plan De Manejo De Las Microcuencas Abastecedoras De Las Plantas De Potabilización De Las Empresas Públicas De Medellín, 2004.

[35] Ramos-Higuera, E.,Alcocer, J.,Ortega-Mayagoitia, E. y Camacho, A. Nitrógeno: Elemento Limitante Para El Crecimiento Fitoplanctónico En Un Lago Oligotrófico Tropical, Hidrobiológica. 18 (1), 105-113, 2008.

[36] Paerl, H.W.,Fulton, R.S.,Moisander, P.H. y Dyble, J. Harmful Freshwater Algal Blooms, with an Emphasis on Cyanobacteria, The Scientific World Journal. 1, 76-113, 2001.

[37] Fang, J.,Yang, X.,Ma, J.,Shang, C. y Zhao, Q. Characterization of Algal Organic Matter and Formation of Dbps from Chlor(AM)ination, Water Research. 44 (20), 5897-5906, 2010.