



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua

UNAN-León

Departamento de Biología

Carrera de Biología



Tesis para optar al título de Licenciado en Biología

Evaluación de la concentración de metabolitos libre (glucosa y aminoácidos) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en las pilas de estabilización de Sutiava. Período marzo-agosto 2015.

Presentado por:

Br. Darwin José Blanco

Tutores

Dr. Ariel José Aguilar

Lic. Katherinne Osorio Urtecho

León, abril 2018

“A la libertad por la universidad”

Certificación

ARIEL JOSE AGUILAR y KATHERINNE OSORIO URTECHO profesores del Departamento de Acuícola de la Escuela de Ciencias Agrarias y Veterinarias de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León.

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada *“Evaluación de la concentración de metabolitos libre (glucosa y aminoácidos) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en las pilas de estabilización de Sutiava”*. Presentado por el Br. Darwin José Blanco, para optar al grado de Licenciado en Biología por la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua-León, ha sido realizada bajo nuestra dirección y que hallándose concluida autorizamos su presentación para que pueda ser juzgada por el tribunal correspondiente.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmamos el presente en León, a los 15 días del mes de abril 2018.

Dr. Ariel José Aguilar

Lic. Katherinne Osorio Urtecho

Financiación

El presente trabajo de investigación de fin de curso ha sido realizado en el Laboratorio de Fisiología Animal, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias y Tecnología de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, bajo la dirección del Doctor Ariel José Aguilar y la Lic. Katherinne Osorio Urtecho. La investigación desarrollada ha sido subvencionada por el PRESANCA II-CSUCA a través del proyecto “Relación entre la regulación de la ingesta de alimento en Tilapias (*Oreochromis niloticus*) por factores metabólicos y neuroendocrinos y el estrés producidos por factores ambientales” (código: C5) a cargo del Doctor Ariel José Aguilar.

Dedicatoria

Le dedico este trabajo investigativo a:

Primeramente, a mi señor **Jesucristo** por darme fuerzas de seguir adelante y por brindarme sabiduría día a día, a mi mamá **Martha victoria Blanco** por haberme dado la vida, amor y el ánimo de seguir en el estudio como mi única herencia, a mi hermano **Carlos Rene Martínez Blanco y Cándida Antonia Pérez Acevedo** por su apoyo incondicional a su sacrificio en pro de mi desarrollo espiritual y moral en preparación del futuro profesional.

¡A mis familiares y amigos!

Agradecimiento

Primeramente, doy gracias a Dios por darme animo día a día y poder llegar a culminar esta etapa en mis estudios. Y por otra parte enumerar y agradecerles a todas aquellas personas que me han ayudado a salir adelante a finalizar este trabajo.

Doy gracias **al Dr. Ariel José Aguilar** por habernos dado la oportunidad de trabajar esta tesis llevada a cabo en el Laboratorio de Fisiología Animal por su ayuda prestada y atención en todo momento, por sus palabras de ánimo, su optimismo, por transmitirme parte de sus conocimientos y consejos tanto para la vida laboral como para el desempeño de la vida diaria y en fin gracias por formar parte de esta etapa de formación y culminarla con mucho éxito.

De igual manera agradezco a **Lic. Katherine del Rosario Osorio Urtecho** por haber compartido su conocimiento para realizar esta tesis con pasos firme y fundamentos tanto en lo teórico como en la práctica, también agradezco a **Lic. Mariela del Socorro Prado Olivares** por haberme enseñado conocimientos sobre microalgas para mi desarrollo profesional.

También agradezco de manera especial al Laboratorio de fisiología animal UNAN-León por el apoyo incondicional brindado para la realización y culminación de esta investigación, agradezco a mis compañeros y maestros, que me ayudaron y me permitieron aprender de sus conocimientos durante esta etapa de aprendizaje para mi desarrollo profesional con éxito.

¡A todos muchísimas Gracias!

Br. Darwing Blanco

Abreviaturas

ANOVA: Análisis de Varianza de una Vía.

AR: Agua Residual.

ARU: Agua Residual Urbana.

cm: Centímetros.

CO₂: Dióxido de Carbono.

CH₄: Metano.

DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno.

DOM: Materia orgánica disuelta

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

EEM: Error Estándar de la Media.

ENACAL: Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados.

H⁺: Cation hidrógeno

H₂S: Anhidro sulfuroso.

mg/l: Miligramos por litro.

mg C/l: Miligramos de carbono orgánico por litro.

MO: Materia Orgánica.

MOM: Materia orgánica Muerta

MOV: Materia Orgánica Viva.

N₂: Nitrógeno.

nm: Nanometros

NH₄: Amonio

No.: Número

O₂: Oxígeno.

OD: Oxígeno Disuelto.

OH: Grupo hidroxilo

P: Fósforo.

pH: Potencial de Hidrogeno.

POM: Particulate Organic Matter.

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

sp: Especie no de terminada.

°C: Grados Celsius.

μl: Microlitro.

μg/g: Microgramo por gramo.

μg/l: Microgramo por litro.

Índice

Certificación	2
Financiación.....	3
Dedicatoria	4
Agradecimiento	5
Abreviaturas	6
Índice	8
Lista de tablas.....	10
Lista de figuras	10
Abstract	11
Resumen.....	11
1. Introducción	12
2. Objetivos	13
3. Marco Teórico	14
3.1 Aguas residuales (AR).....	14
3.1.1 Concepto.	14
3.1.2 Características físicas, químicas y biológicas de las AR.....	15
3.1.3 Tratamiento de Aguas Residuales en Nicaragua.....	22
3.2 Tipos de Tratamientos de Aguas Residuales.....	24
3.2.1 Tratamiento primario.....	24
3.2.2 Tratamiento secundario.....	25
3.2.3 Tratamiento terciario.	26
3.3 Sistema de tratamiento: Lagunas de Estabilización.....	27
3.3.1 Factores que definen el funcionamiento de las lagunas de estabilización.....	29
3.4 Descomposición de la materia orgánica en ambientes acuáticos	34
3.4.1 Principales microorganismos descomponedores	35
3.4.2. Mecanismos de degradación de la materia orgánica	37
3.5 Eutrofización	38
3.5.1 Principales elementos químicos involucrados en la eutrofización.	40
4. Materiales y Métodos	41

4.1 Área de estudio	41
4.2 Metodología para la toma de muestras.....	41
4.3 Determinaciones Analíticas.....	42
4.3.1. Cuantificación de niveles de metabolitos libres en el cuerpo de agua.....	42
4.4 Análisis Estadístico	44
5. Resultados	45
5.1 Fluctuación de los parámetros fisicoquímicos	45
5.1.1 Oxígeno Disuelto.	45
5.1.2 pH.	46
5.1.3 Turbidez.....	47
5.1.3 Temperatura.....	48
5.2 Fluctuación de metabolitos libres	49
5.2.1 Concentración de aminoácidos y glucosa en pilas del bloque A.....	49
5.2.2 Concentración de aminoácidos y glucosa en pilas del bloque B.....	50
6. Discusión	51
6.1 Caracterización preliminar del área de estudio	51
6.2 Fluctuaciones de los parámetros fisicoquímicos	51
6.2.1 Oxígeno.....	52
6.2.2 pH.....	52
6.2.3 Turbidez y Temperatura.....	53
6.3 Metabolismo Acuático	54
6.3.1 Fluctuación de los niveles de metabolitos libres.	54
7. Conclusiones.....	56
8. Recomendaciones	57
9. Referencias bibliográficas	58

Lista de tablas

No. de tabla	Título de la tabla	No. de pagina
Tabla 1	Límites máximos o rangos para parámetros físico químicos de vertidos líquidos	23
Tabla 2	Microalgas empleadas en la degradación de diversos contaminantes	37

Lista de figuras

No. de figura	Título de la figura	No. de página
Figura 1	Esquema de la simbiosis algas/bacterias que tiene lugar en las lagunas de alta carga.	28
Figura 2	Zonas de una Laguna facultativa.	29
Figura 3	Pilas de Tratamiento Sutiava-León	41
Figura 4	Toma de muestras de agua.	42
Figura 5	Procesamiento de muestras previo al análisis de glucosa y aminoácidos.	43
Figura 6	Pasos para el análisis de glucosa	43
Figura 7	Pasos para el análisis de aminoácidos	44
Figura 8	Concentración de los niveles de oxígeno disuelto en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León.	45
Figura 9	Concentración de los valores de pH en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León.	46
Figura 10	Concentración de los valores de turbidez en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León.	47
Figura 11	Concentración de los valores de temperatura en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León.	48
Figura 12	Concentración de metabolitos en las pilas del módulo A de Sutiava, ENACAL-León.	49
Figura 13	Concentración de metabolitos en las pilas del módulo B de Sutiava, ENACAL-León.	50

Abstract

The present investigation was performed in the wastewater treatment batteries of ENACAL-Sutiava, located in the department of León, in the period March-August 2015. The aim was to evaluate the dynamics of the concentrations of the free metabolites (glucose and amino acids) and its relationship with physical and chemical parameters. Once a month, readings of the physical and chemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen and turbidity) were taken. Water samples were taken to evaluate the concentrations of the metabolites. In general, the concentration of the oxygen-pH-turbidity parameters show an increasing behavior in the direction primary-secondary batteries, in the batteries of modules A and B. The concentration of free amino acids in the body of water was always significantly higher than the concentration of glucose in all the batteries of modules A and B. The battery module B showed increasing behavior of the concentration of amino acids in the direction primary-secondary batteries, similar to the behavior observed in the physicochemical parameters oxygen, pH and turbidity.

Resumen

La presente investigación se realizó en las pilas de tratamiento de aguas residuales de ENACAL-Sutiava, ubicada en el departamento de León, en el periodo marzo-agosto 2015. El objetivo consistió en evaluar la dinámica de las concentraciones de los metabolitos libres (glucosa y aminoácidos) y su relación con los parámetros físicos y químicos. Una vez al mes se tomaron lecturas de los parámetros físicos y químicos (temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbidez). Se tomó muestras de agua para evaluar las concentraciones de los metabolitos. De manera general, la concentración de los parámetros oxígeno-pH-Turbidez presenta comportamiento creciente en la dirección pila primaria-secundaria, en los módulos de pilas A y B. La concentración de aminoácidos libres en el cuerpo de agua siempre fue mayor significativamente que la concentración de glucosa en todas las pilas de los módulos A y B. El módulo de pilas B presentó comportamiento creciente de la concentración de aminoácidos en la dirección pilas primaria-secundaria, similar al comportamiento observado en los parámetros fisicoquímicos oxígeno, pH y turbidez.

1. Introducción

Actualmente el aumento de la población y por ende de la gran actividad desarrollada en las ciudades y regiones industriales traen como consecuencia la generación de un sin número de componentes residuales, que presentes en las aguas de drenaje y descargadas en cuerpos receptores pueden ocasionar efectos negativos en el ambiente, lo que traerá como consecuencia una modificación de las características del mismo, haciéndolo inadecuado para las actividades del hombre y perjudicando el desarrollo de la fauna y flora (Tórrez, 1994; Bravo et al., 2016). Se sabe, que en Latinoamérica solamente el 10% de las aguas de alcantarillado recolectadas son sujetas a cualquier tipo de tratamiento (Reynolds, 2002).

Por otro lado, en Nicaragua las lagunas de estabilización se han usado desde hace algunos años como método de tratamiento para las aguas residuales de varias ciudades del país (León, Chinandega, Masaya, Granada, Rivas, Somoto, entre otras.) con el fin de evitar la proliferación de enfermedades causadas por bacterias y virus en las personas que entran en contacto con dichas aguas y también para protección de la flora y fauna presente en el cuerpo receptor, así como la realización de actividades que permitan la reutilización de estas aguas (ENACAL, 2003). Sin embargo la contaminación de numerosos cuerpos de agua en Nicaragua por vertidos de aguas residuales es una problemática actual; en verano los cuerpos de agua de las plantas de tratamiento pueden llegar a tal alto grado de contaminación que desprenden malos olores producto de la descomposición anaeróbica (Bonilla, 2009).

Por ende, la tendencia a que la contaminación de los cuerpos de agua incrementa es probablemente alta debido al aumento de la población en función del tiempo, tanto que podría llegar a límites peligrosos y perjudiciales debido a la falta de equilibrio entre la utilización del recurso natural y su capacidad de regeneración (Comisión Nacional del Agua, 2007). Ante tal situación, decidimos desarrollar por primera vez, el estudio sobre la dinámica ecológica acuática de este tipo de cuerpos de agua residuales (con alta eutrofización) haciendo énfasis en la evaluación de la concentración de los metabolitos energéticos libres en cada una de las fases de tratamiento.

2. Objetivos

Objetivo General

- ❖ Evaluar la relación de la concentración de metabolitos libres (glucosa y aminoácidos) y su relación con los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbidez) en las Pilas de Estabilización de Sutiava.

Objetivos Específicos

- ✓ Medir los parámetros fisicoquímicos temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbidez en las aguas de las Pilas de Estabilización.
- ✓ Determinar la fluctuación de las concentraciones de glucosa y aminoácidos libres en las aguas de las Pilas de Estabilización.

3. Marco Teórico

3.1 Aguas residuales (AR)

3.1.1 Concepto.

Son aquellas aguas cuyas características originales han sido modificadas por actividades antropogénicas y que, por su calidad requieren un tratamiento previo, antes de ser reusadas o vertidas a un cuerpo natural de agua, pues representan un peligro y por lo tanto deben ser desechadas debido a que contienen gran cantidad de sustancias y/o microorganismos patógenos. (Mara, 1986; Torres, 1994; Gonzáles at al., 2001; Bravo, Osorno y Salgado, 2016). . Bajo ese contexto, estas aguas residuales deben tratarse por los siguientes motivos principales:

- 1 - salud
- 2 - agua para reutilización
- 3 -evitar la contaminación del medio ambiente (Torres, 1994; Gonzáles at al., 2001; Bravo et al., 2016).

Dentro de este concepto, se puede clasificar las AR en dependencia de sus orígenes en:

- Aguas residuales domésticas o aguas negras: estas proceden de las heces y orina humanas, de la limpieza de la casa, del aseo personal y de la cocina. Suelen contener gran cantidad de materia orgánica y microorganismos, así como restos de jabones, detergentes, lejía y grasas.
- Aguas blancas: están constituidas fundamentalmente por aguas pluviales, las cuales son generadoras de grandes aportaciones intermitentes de caudales. Pueden ser de procedencia atmosférica (lluvia,) o del riego y limpieza de calles, parques y lugares públicos.
- Aguas residuales industriales: proceden de los procesamientos realizados en fábricas y establecimientos industriales y contienen aceites, detergentes, antibióticos, ácidos y grasas y otros productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal. Su composición es muy variable, dependiendo de las diferentes actividades industriales.

-Aguas residuales agrícolas: procedentes de las labores agrícolas en las zonas rurales. Estas aguas suelen participar, en cuanto a su origen, de las aguas urbanas que se utilizan, en numerosos lugares, para riego agrícola con o sin un tratamiento previo (Hernández, 2015).

3.1.2 Características físicas, químicas y biológicas de las AR

Tres grupos de caracteres se pueden tener en cuenta para los diferentes componentes de las AR (Muñoz, 2008):

- Físicos
- Químicos
- Biológicos

3.1.2.1 Características físicas.

Según Torres (1994) y Muñoz (2008) entre las principales características físicas presentes en el AR, podemos mencionar: la cantidad de sólidos presentes (suspendidos, sedimentales, disueltos), temperatura, olor, color, y turbidez

1-Sólidos: Materia sólida contenida en el agua ya sea disuelta o en suspensión (materia orgánica, arenas, arcillas, material coloidal y disuelto, etc.). Entre los efectos de los sólidos suspendidos en los cuerpos receptores lo más notable es que interfieren con la penetración de la luz solar (turbiedad) y el azolve de los cuerpos de agua.

2- Temperatura: El agua tiene una gran capacidad calorífica, es decir, requiere mucha mayor cantidad de energía para elevar 1°C su temperatura, que la que requieren otras sustancias. En ese contexto, en las aguas residuales la temperatura es un factor muy importante, debido a que un aumento de 10°C en el agua, duplica la actividad microbiana, es decir, el oxígeno disuelto se consume dos veces más rápido. Además el aumento de temperatura disminuye la solubilidad de gases (oxígeno), aumenta en general la de las sales y la velocidad de las reacciones del metabolismo, acelerando la putrefacción.

3- olor: Debido a los gases liberados de los procesos de descomposición de la materia orgánica.

4-color: El color es la capacidad del agua para absorber ciertas radiaciones del espectro visible. En general, el color es un parámetro a través del cual se pueden clasificar las AR, en dependencia del tiempo de existencia del AR así como los diferentes usos.

5- Turbidez: la turbidez en el agua se debe a la presencia de materia en suspensión, parámetro indicador de esta con respecto a la materia residual y coloidal en suspensión.

3.1.2.2 Características químicas.

De forma general, existen una serie de parámetros importantes para describir composición de las aguas residuales, de los cuales se pueden mencionar:

1- Materia orgánica:

Constituye la tercera parte de los elementos de las aguas residuales, siendo los principales compuestos que se pueden hallar: Proteínas (40-60 %), Carbohidratos (25-50 %), Grasas y aceites (10 %). Por otro lado, en las aguas residuales urbanas, la urea y el amoníaco constituyen las principales fuentes de nitrógeno, junto con las proteínas. La materia orgánica también puede aportar azufre, hierro y fósforo. Asimismo, la mayoría de los aminoácidos presentes en la naturaleza pueden detectarse en las aguas residuales, como producto de la descomposición de proteínas. Además, encontramos otros compuestos como los azúcares como la glucosa, lactosa, sacarosa, fructosa y galactosa; y los ácidos como el acético, propiónico, butírico, láctico y cítrico. También, se pueden encontrar celulosa, almidón y lignina (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

En otro aspecto, las grasas son descompuestas más lentamente por las bacterias, pero pueden actuar sobre ellas los ácidos minerales, dando glicerina y ácidos grasos; éstos, a su vez, pueden reaccionar con los álcalis, dando glicerina y jabones (sales alcalinas de ácidos grasos). Y debido a que son menos densas que el agua flotan, lo cual interfiere en los procesos de tratamiento y la vida biológica favoreciendo el ambiente anaerobio, en cuyas condiciones la degradación es más lenta y se desprenden gases que causan malos olores (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

Por otra parte, con respecto al tratamiento de las AR hay una serie de parámetros que son de gran interés debido a que permiten conocer el contenido en materia orgánica. Los más importantes son:

✓ Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): Es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para degradar la materia orgánica presente en el agua. Esta prueba se realiza durante 3 ó 5 días a 20 °C por lo que se expresa como DBO ó DBO₅, respectivamente. La determinación de la DBO₅ presenta como inconvenientes el largo tiempo del test y la imposibilidad de diferenciar entre demanda de oxígeno carbonado y demanda de oxígeno nitrogenado. Sin embargo, tiene la gran ventaja de indicarnos la cantidad de materia orgánica biodegradable, lo cual tiene una extraordinaria importancia para el tratamiento biológico (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

✓ Demanda química de oxígeno (DQO): Mide la cantidad de materia orgánica del agua, mediante la determinación del oxígeno necesario para oxidarla, pero en este caso proporcionado por un oxidante químico como el permanganato potásico (para aguas de consumo) o el dicromato potásico (aguas residuales). En otro aspecto, este parámetro no puede ser menor que la DBO, ya que es mayor la cantidad de sustancias oxidables por vía química que por vía biológica (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

2- **Materia inorgánica**

Los componentes inorgánicos de mayor interés, en las aguas residuales, son:

✓ pH: Este parámetro es muy importante en la determinación de la calidad del agua tanto para aguas naturales como AR, esto ligado a que la actividad biológica se desarrolla dentro de un intervalo de pH generalmente estricto. Así un pH que se encuentre entre los valores de 5 a 9, no suele tener un efecto significativo sobre la mayoría de las especies (aunque algunas especies requieren valores específicos).

Por otro lado, un aspecto importante del pH es la agresividad de las aguas ácidas, que da lugar a la solubilización de sustancias por ataque a los minerales. De este modo, un efluente con pH adverso puede alterar la composición y modificar la vida biológica de las aguas naturales. Las aguas residuales urbanas suelen tener

un pH próximo al neutro (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008). Aparte del efecto directo, el pH tiene un efecto indirecto debido a que puede propiciar la toxicidad de algunas sustancias, especialmente de aquellas en las que la toxicidad depende del grado de disociación (Becerra, 2001; Hernández, 2015).

✓ Alcalinidad: Se refiere a la cantidad de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos presentes en el agua. Estos iones se neutralizan con elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio, amoníaco, etc. El agua residual suele tener un cierto grado de alcalinidad, cuyo origen es el agua de suministro y el aporte por las sustancias de uso doméstico (Muñoz, 2008; Becerra, 2001).

✓ Nitrógeno: Es fundamental para el crecimiento de microorganismos y plantas, también es un contribuyente especial para el agotamiento del oxígeno y en la eutrofización de las aguas receptoras cuando se encuentra en altas concentraciones. Por consiguiente, el nitrógeno está presente en el agua residual en forma de urea y proteínas, sustratos fácilmente degradables por las bacterias, las cuales lo transforman en amonio y subsecuentemente en nitritos y nitratos.

Un aspecto que es importante tener en cuenta, es que las conversiones entre las distintas formas del nitrógeno, están influenciadas por el pH y la temperatura del medio. Por otro lado, al ser el amoníaco el primer producto de la degradación de la urea y del material proteico, se puede considerar como el mejor indicador químico indirecto de contaminación fecal reciente. Además, hay algunas especies que utilizan el amonio preferentemente al nitrato, cuando ambos están disponibles; e incluso, el amonio puede inhibir la captación de nitratos por los organismos. Sin embargo, el amonio resulta tóxico para algunas especies de microorganismos, sobretodo en forma de NH_3 , porque está descargado y es soluble en lípidos, lo que le facilita atravesar las membranas biológicas más rápidamente. Por lo tanto, esto puede interferir el tratamiento biológico de las aguas residuales (Muñoz, 2008; Becerra, 2001; Claros, 2012).

✓ Fósforo: Es otro elemento esencial para el crecimiento de los organismos. El fosfato satisface los requerimientos de fósforo de todos los organismos y se necesita en niveles mucho más bajos que el nitrógeno, y de la misma forma que éste último, es responsable de la producción de procesos de eutrofización; así el fósforo en las

AR se puede encontrar en las formas de ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico (Muñoz, 2008; Becerra, 2001; Rivera y Gómez, 2010).

✓ Azufre: Es requerido para la síntesis de proteínas y se libera cuando éstas se descomponen. Prácticamente, todos los microorganismos pueden usar el sulfato como fuente de azufre, pero algunas especies requieren compuestos en forma más reducida para la biosíntesis. Tal es el caso de las bacterias, las cuales en condiciones anaerobias pueden realizar esta reducción de los sulfatos a sulfuros y SH₂ (Muñoz, 2008; Becerra, 2001).

✓ Compuestos tóxicos: Algunos componentes de las aguas residuales son muy tóxicos para los organismos y microorganismos. Por ello, es de gran importancia en cuanto al vertido y tratamiento. Algunos de estos compuestos tóxicos son los metales pesados y los pesticidas que se acumulan en los tejidos de los seres vivos y no pueden ser desechados fácilmente, de esta forma, pueden llegar a concentraciones que provoquen daños severos o incluso la muerte. Su efecto sobre las plantas de tratamiento biológico puede ser drástico debido a que al morir por contaminación los microorganismos pueden todos los procesos. Es más, si se hace un vertido indiscriminado sobre masas de agua receptoras, pueden destruir la biota acuática o acumularse en ella, afectando a la cadena alimentaria y pudiendo llegar al hombre (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

✓ Gases: En las AR los gases que se encuentran con mayor proporción están: el oxígeno, nitrógeno, dióxido de carbono, amoníaco, sulfuro de hidrógeno (se forma por descomposición anaerobia de la materia orgánica azufrada, o por reducción de sulfatos y sulfitos minerales) y metano (el principal subproducto de la degradación anaerobia de la materia orgánica de las aguas residuales). Los tres primeros se encuentran en todas las aguas expuestas al aire, ya que son gases comunes en la atmósfera. El resto son resultado de la descomposición de la materia orgánica (Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008).

3.1.2.3 Características biológicas.

Las aguas residuales, dependiendo de su composición y concentración, pueden llevar en su seno gran cantidad de organismos. Bajo ese contexto, la temperatura y el pH influyen directamente en la presencia de estos, puesto que cada organismo

requiere unos valores determinados de estos dos parámetros para desarrollarse (Vargas, 1996; Muñoz, 2008; Silva, Torres y Madera, 2008). A continuación se describen los principales grupos de organismos que se encuentran:

✓ Bacterias: Pueden ser de origen fecal o bacterias implicadas en procesos de biodegradación, tanto en la naturaleza como en las plantas de tratamiento.

Por lo tanto, en las aguas residuales brutas, predominan las especies pertenecientes a los siguientes grupos: *Escherichia*, *Salmonella*, *estreptococos fecales*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Serratia*, *Bifidobacterium*, *Clostridium*, *Zooglea*, *Flavohacterium*, *Nocardia*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Mycobacterium*, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, entre otras. Además, las bacterias coliformes se utilizan como indicador de polución por vertidos de origen humano (Vargas, 1996; Utria et al., 2006; Salgado et al., 2012).

✓ Virus: Estos proceden de la excreción, por parte de individuos infectados, ya sean humanos o animales. Además poseen la capacidad de absorberse a sólidos fecales y otras materias particuladas, favoreciendo de esta forma su supervivencia durante tiempos prolongados en las aguas residuales. Por lo cual, se pueden encontrar virus pertenecientes a distintos grupos: Poliovirus, virus Echo, Coxsackievirus A y E, virus de la hepatitis, agente de Norwalk, Rotavirus, Reovirus, Adenovirus y Parvovirus (Torres, 1994, Vargas, 1996; Utria et al., 2006).

✓ Algas: Las AR son un medio idóneo para el rápido crecimiento de las algas, debido a la disponibilidad de distintas formas de fósforo y nitrógeno, así como de carbono y vestigios de elementos tales como hierro y cobalto, provocando su recubrimiento por colonias flotantes y dando lugar a procesos de eutrofización; este fenómeno está producido principalmente por algas de los géneros *Anacystis*, *Anabaena*, *Gleocystis*, *Spirogyra*, *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Stigeoclonium*, *Ulothrix*, *Chlorella*, *Euglena* y *Phormidium*, entre otras (Torres, 1994, Vargas, 1996; Bashan y Bashan et al., 2012; Rivera y Gómez, 2010; Medina et al., 2012).

✓ Protozoos: Dentro de este grupo los que se encuentran más frecuentemente en las aguas residuales son amebas, flagelados y los ciliados libres y fijos. Estos organismos juegan un papel muy importante en los procesos de

tratamiento biológico, especialmente en filtros percoladores y fangos activados. Pueden eliminar bacterias suspendidas en el agua, ya que éstos no sedimentan, evitando la producción de efluentes con turbidez (Torres, 1994, Vargas, 1996; Utria et al., 2006).

✓ Hongos: La mayoría son aerobios estrictos, pueden tolerar valores de pH relativamente bajos, y tienen baja demanda de nitrógeno. Esto les hace desempeñar una función importante en el tratamiento de aguas residuales industriales. Por lo cual, los géneros que pueden encontrarse son: Geotrichium, Mucor, Aureobasidium, Subbaromyces, Fusarium, Sepedonium y Sphaerotilus (Torres, 1994, Vargas, 1996; Utria et al., 2006).

3.1.2.4 Importancia

Actualmente el aumento de la población y la gran actividad desarrollada en las ciudades y regiones industriales traen como consecuencia la generación de un sin número de componentes residuales que presentes en las aguas de drenaje y descargadas en cuerpos receptores pueden ocasionar efectos negativos en el ambiente, lo cual trae como consecuencia una modificación de las características del mismo, haciéndolo inadecuado para las actividades del hombre y perjudicando el desarrollo de la fauna y flora. Dentro de los efectos negativos, cabe mencionar los siguientes:

1. Aparición de fangos y flotantes. La fracción sedimentable de los sólidos en suspensión origina sedimentos en el fondo de los cauces. Asimismo, la fracción no sedimentable da lugar a la acumulación de grandes cantidades de sólidos suspendidos en la superficie y/o en las orillas de los cauces receptores formando capas flotantes. Esta acumulación de materia orgánica en el fango o flotante generada por la diversidad de sustancias que portan las AR, y sobre todo, de los productos de la descomposición de éstas, especialmente en aquellos procesos anaerobios en los que se descompone materia orgánica, propician desprendimiento de gases.
2. Agotamiento del contenido de oxígeno presente en las aguas. A lo anterior hay que añadir a las causas naturales de olores y sabores: la proliferación de microorganismos, los procesos de descomposición, la presencia de vegetación

acuática, mohos, hongos, etc., y la reducción de sulfatos a sulfuros, en condiciones anóxicas. Es decir, que los componentes de las aguas residuales fácilmente oxidables comenzaran a ser degradados vía aerobia por la flora bacteriana de las aguas del cauce, las cuales desencadenaran el consiguiente consumo de parte del oxígeno disuelto en la masa líquida. Por lo tanto, si este consumo es excesivo, el contenido en oxígeno disuelto descenderá por debajo de los valores mínimos necesarios para el desarrollo de la vida acuática. Consumido el oxígeno disponible, los procesos de degradación vía anaerobia generaran olores desagradables al liberarse gases del cuerpo de agua.

3. Aportes excesivos de nutrientes. Las aguas residuales contienen nutrientes (N y P principalmente) causantes del crecimiento descontrolado de algas y otras plantas en los cauces receptores (eutrofización).

4. Daños a la salud pública. Los vertidos de aguas residuales sin tratar a cauces públicos pueden fomentar la propagación de organismos patógenos para el ser humano (virus, bacterias, protozoos y helmintos). En ese contexto, entre las enfermedades que pueden propagarse a través de las aguas contaminadas por los vertidos de aguas residuales urbanas, destacan: el tifus, el cólera, la disentería y la hepatitis A.

Bajo ese contexto, el vertido de aguas residuales sin depurar ocasiona daños, en ocasiones irreversibles, al medio ambiente, afectando a los ecosistemas acuáticos. Asimismo, el vertido de aguas residuales no tratadas supone riesgos para la salud pública, por tal razón, es preciso el tratamiento de estas aguas antes de su vertido. Por otro lado, para el tratamiento de las aguas residuales estas se someten a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos con la finalidad de reducir la concentración de los contaminantes y permitir el vertido de los efluentes depurados, minimizando los riesgos tanto para el medio ambiente, como para las poblaciones (Torres, 1994; Bravo, Osorno y Salgado, 2016).

3.1.3 Tratamiento de Aguas Residuales en Nicaragua

En Latinoamérica solamente el 10% de las aguas de alcantarillado recolectadas son sujetas a cualquier tipo de tratamiento (Reynolds, 2002). En Nicaragua según ENACAL (2003) se estima en 57.9 millones de metros cúbicos anuales el volumen

recolectado por los 27 sistemas de alcantarillados, de los cuales solo al 39.4% de esto se le da tratamiento.

Por otro lado, en el Marco legal nicaragüense sobre aguas residuales se establece en el DECRETO No. 33-95: “Disposiciones Para el Control de la Contaminación Provenientes de las Descargas de Aguas Residuales Domesticas, Industriales y Agropecuarias” en el artículo 19 del capítulo 10 se establece que: en los parámetros de calidad de vertidos líquidos que sean descargados en las redes de alcantarillado sanitario del país, provenientes de vertidos domésticos y actividades industriales y agropecuarias autorizadas deberán cumplir con los rangos y límites máximos permisibles planteados (Tabla 1) (Bravo et al., 2016).

Tabla 1. Límites máximos o rangos para parámetros físico químicos de vertidos líquidos. Tomado de Arto. 19 del cap. 10 del decreto No. 33 – 95. Disposiciones para el control de la contaminación proveniente de las descargas de aguas residuales domésticas, industriales y agropecuarias.

Parámetros	Límites máximos permisibles	
	Hasta 75,000 habitantes	Más de 75,000 habitantes
pH	6 – 9	6 – 9
Solidos suspendidos totales (mg/l).	100	80
Grasas y aceites (mg/l)	20	10
Solidos sedimentables (mg/l)	1.0	1.0
DBO ₅ (mg/l)	110	90
DQO (mg/l)	220	180
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	10,000	10,000
Sustancias activas al azul de metileno (mg/l).	3	3

Asimismo, en la Ley General del Medio Ambiente y los Recursos Naturales, ley No. 217 se establece lo siguiente:

Artículo 113.- Se prohíbe el vertimiento directo de sustancias o desechos contaminantes en suelos, ríos, lagos, lagunas y cualquier otro curso de agua.

El Ministerio de Salud en coordinación con el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales, dictará las normas para la disposición, desecho o eliminación de las sustancias, materiales y productos o sus recipientes, que por su naturaleza tóxica puedan contaminar el suelo, el subsuelo, los acuíferos o las aguas superficiales.

Artículo 125.- El Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales como autoridad competente determinará, en consulta con los sectores involucrados, el destino de las aguas residuales, las características de los cuerpos receptores y el tratamiento previo, así como las concentraciones y cantidades permisibles.

Artículo 141.- Toda persona que por acción u omisión deteriore el ambiente, está obligada a reparar los daños y perjuicios que ocasionen a los recursos ambientales, al equilibrio del ecosistema, a la salud y calidad de vida de la población.

Además debe cumplirse lo establecido en la NORMA TÉCNICA OBLIGATORIA NICARAGÜENSE PARA REGULAR LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES Y SU REUSO NTON 05 027-05.

Dicha norma tiene por objeto establecer las disposiciones y regulaciones técnicas y ambientales para la ubicación, operación y mantenimiento, manejo y disposición final de los desechos sólidos generados por los sistemas de tratamiento de las aguas residuales domésticas, industriales y agropecuarias; incluyendo el reusó de las aguas tratadas.

3.2 Tipos de Tratamientos de Aguas Residuales

Con respecto al tratamiento de las aguas residuales consiste en un conjunto de operaciones físicas, químicas y biológicas, cuyo objetivo es eliminar la mayor cantidad posible de contaminantes antes de su vertido. Bajo ese contexto, existen muchos métodos que varían en dependencia de los contaminantes y de las descargas que se quieran realizar en general se realizan los tratamientos preliminares, tratamientos primarios, tratamientos secundarios y tratamientos terciarios (García et al., 2012).

3.2.1 Tratamiento primario.

Este tratamiento es utilizado para realizar una reducción de aceites, grasas, arenas y solidos de tamaño considerablemente mayor. Este paso está enteramente hecho con maquinaria, de ahí conocido también como tratamiento mecánico (Torres, 1994). Este tipo de tratamiento está asociado a procesos que se mencionan a continuación:

✓ Remoción de sólidos: El afluente es filtrado en cámaras de rejillas para eliminar todos los objetos grandes que son depositados en el sistema de alcantarillado. Es el más usado, comúnmente mediante una pantalla rastrillada automatizada mecánicamente debido principalmente a que los tratamientos biológicos no están diseñados para tratar residuos sólidos (García et al., 2012).

✓ Remoción de arena: En este proceso se incluye un canal de arena donde la velocidad de las aguas residuales es cuidadosamente controlada para permitir que el área y las piedras de esta tomen partículas, pero todavía se mantiene la mayoría del material orgánico con el flujo. (García et al., 2012).

✓ Investigación y maceración: En este proceso el líquido libre de abrasivos es pasado a través de pantallas arregladas o rotatorias para remover material flotante y materia grande, así como partículas pequeñas. Por otro lado, los escaneos son recolectados y podrán ser regresados a la planta de tratamiento de fangos o podrán ser dispuestos al exterior, al campo o a su posible incineración. Así, en la maceración los sólidos son cortados en partículas pequeñas a través del uso de cuchillos rotatorios montados en un cilindro revolvente, es utilizado en plantas que pueden procesar esta basura en partículas (García et al., 2012).

✓ Sedimentación: En esta etapa, el agua residual se pasa a través de grandes tanques circulares o rectangulares comúnmente llamados clasificadores primarios o tanques de sedimentación primarios. Mediante esta etapa primaria se pretende producir un líquido homogéneo capaz de ser tratado biológicamente y unos fangos o lodos que puedan ser tratados por separado (García et al., 2012).

3.2.2 Tratamiento secundario.

El objetivo de esta etapa es degradar sustancialmente el contenido biológico del agua residual, el cual deriva de residuos de actividades humanas. La mayoría de las plantas municipales utilizan procesos biológicos aeróbicos para este fin (Edelovitch y Ringskog, 1997).

✓ Desbaste: Es un proceso de filtración empleado para proteger los equipos involucrados en las siguientes fases del tratamiento del agua residual, pues son utilizados para tratar cargas orgánicas fuertes o variables (del tipo industrial) (Buseti et al., 2005).

✓ Fangos activos: Estos sistema de fangos activos usan una gran variedad de mecanismos y procesos para usar oxígeno disuelto y promover el crecimiento de organismos biológicos que remueven substancialmente materia orgánica (García et al., 2012). Además, estos sistemas pueden atrapar partículas de material y en condiciones ideales, convertir amoniaco en nitrito y nitrato, y en última instancia a gas de nitrógeno (Seames et al., 2002).

3.2.3 Tratamiento terciario.

El objetivo de esta etapa consiste en garantizar el aumento de la calidad del efluente al estándar requerido antes de que sea descargado en el ambiente receptor (mar, rio, lago, campo, etc.). En esta etapa se puede utilizar más de un proceso de tratamiento. A continuación se mencionan:

✓ Filtración:

La filtración de arena remueve gran parte de los residuos de materia suspendida. El carbono activado sobrante de la filtración remueve las toxinas residuales (García et al., 2002). Dicho método puede utilizarse como etapa única de separación de sólidos en suspensión o con un tratamiento previo de coagulación-floculación permitiendo de esta manera separar los sólidos de menor tamaño y de materia coloidal (Otero, 2006).

✓ Lagunaje:

El objetivo primordial de este proceso es tratar de imitar a los procesos de autodepuración que somete un rio o un lago al agua residual de forma natural. Por lo tanto, este tratamiento al basarse en tecnología de procesos biológicos naturales, los rendimientos de depuración que se alcanzan están muy relacionados con las condiciones climáticas imperantes. Bajo ese contexto, el lagunaje consiste en el almacenamiento de las AR durante un tiempo variable en función de la carga aplicada y las condiciones climáticas, de forma tal que la materia orgánica resulte degradada mediante la actividad bacteriana heterótrofas presentes en el medio (La Iglesia, 2016). Además, los invertebrados pequeños que se alimentan por filtración tales como Daphnia y especies de Rotifera asisten grandemente al tratamiento removiendo partículas finas (García et al., 2012). Por otra parte, estos procesos

biológicos se ven muy afectados por la presencia en el agua residual de sustancias anómalas, procedentes de vertidos industriales que pueden llegar a hacer inviable su tratamiento (La Iglesia, 2016).

En otro aspecto, dado a la presencia de oxígeno disuelto en las lagunas de estabilización (resultado de la actividad de las algas microscópicas y la reaireación a través de la interface aire-agua) determina qué tipo de mecanismo van a ser responsables de la depuración, por lo cual los estanques de estabilización suelen clasificarse en aerobios, anaerobios y facultativos (La Iglesia, 2016).

3.3 Sistema de tratamiento: Lagunas de Estabilización

Las lagunas de estabilización según la Comisión Nacional del Agua (2007), se consideran como grandes depósitos de poca profundidad donde los microorganismos se encuentran en suspensión a lo largo de la columna de agua y prevalecen condiciones aerobias. Además, la población biológica está comprendida por bacterias y algas principalmente, protozoarios y rotíferos, en menor medida.

En ese contexto, las algas constituyen la mejor fuente de oxígeno, lo cual mantiene las condiciones aerobias, por su parte los protozoarios y rotíferos ayudan a mejorar la calidad del efluente al alimentarse de las bacterias (Bashan y Bashan, 2003; Medina et al., 2012). El oxígeno (O_2) liberado por las algas después de la fotosíntesis es utilizado por las bacterias en la degradación de la materia orgánica; por otro lado el dióxido de carbono (CO_2) y los nutrientes liberados por las bacterias son a su vez utilizados por las algas para la fotosíntesis, en ese contexto existe una relación simbiótica entre algas y bacterias en estas lagunas, la cual es fundamental para el proceso de depuración del agua en las lagunas de estabilización (Figura 1)(Bashan y Bashan, 2003; Comisión Nacional del Agua, 2007; Medina et al., 2012).

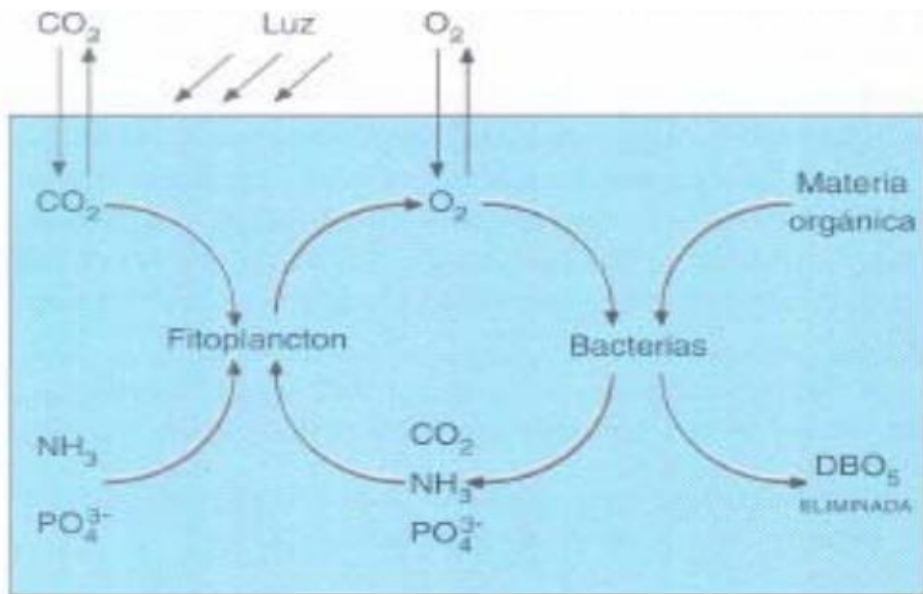


Figura 1. Esquema de la simbiosis algas/bacterias que tiene lugar en las lagunas de alta carga. Tomado de Fallowfield y Garret (1985).

Una laguna facultativa está caracterizada por presentar tres zonas bien definidas.

1. La zona superficial: En ella las bacterias y algas coexisten simbióticamente como en las lagunas aerobias.
2. La zona de fondo: Es de carácter anaerobio, y en ella los sólidos se acumulan por precipitación y son descompuestos fermentativamente.
3. La zona intermedia: Parcialmente aerobia y parcialmente anaerobia, en ella la descomposición de la materia orgánica se realiza mediante bacterias

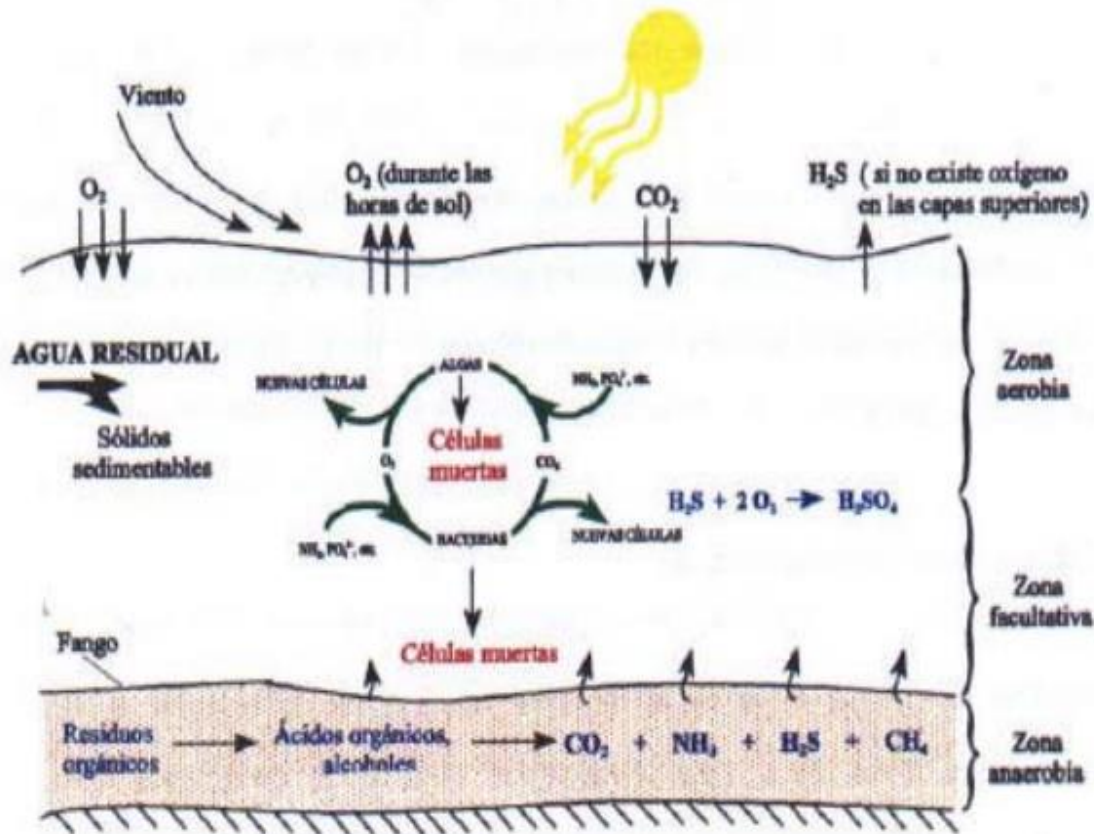


Figura 2. Zonas de una Laguna facultativa. Tomada de Mercado (2013).

aerobias, anaerobias y facultativas, como se muestra en la Figura 2. (García, Hernández y Mujeriego, 1998; Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1 Factores que definen el funcionamiento de las lagunas de estabilización.

Otro aspecto importante es el tipo de comunidad biológica que se desarrolla en las lagunas. Por lo tanto, la eficiencia del tratamiento depende de múltiples factores tales como calidad del agua a tratar, aspectos físicos, intensidad de la luz solar, viento, nubosidad, precipitación pluvial, infiltración y evaporación, temperatura, aspectos químicos, material disuelto y suspendido, oxígeno disuelto, dióxido de carbono, pH y nutrientes disueltos. A continuación se detallaran alguno de estos (García, Hernández y Mujeriego, 1998; Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1.1 Intensidad de la luz solar.

La energía solar es un factor clave en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos ya que influye sobre la tasa de fotosíntesis de los organismos acuáticos y la estructura vertical de las masas de agua (Castillo, 2007). Asimismo, la luz es fundamental para la actividad fotosintética, pues depende no solo de la luz que alcanza la superficie del agua, sino de la que penetra en profundidad. Asimismo, como la intensidad de la luz varía a lo largo del año, la velocidad de crecimiento de las algas cambia de la misma forma. Este fenómeno da lugar a dos efectos: el oxígeno disuelto y el pH del agua presentan valores mínimos al final de la noche, y aumentan durante las horas de luz solar hasta alcanzar valores máximos a media tarde (Rolim, 2000).

Bajo ese contexto, Rolim (2000) considera la fotosíntesis y, por lo tanto, la luz solar, como factores relevantes para el funcionamiento de las lagunas aerobias cuya oxigenación es suministrada parcialmente por algas, y que la mayoría de las veces la actividad biológica ocurre a 25 o 30 cm bajo la superficie.

3.3.1.2 Viento.

El viento interviene en el comportamiento de las lagunas, debido a que induce a la mezcla vertical del líquido de la laguna, por lo tanto una buena mezcla asegura una distribución más uniforme de DBO, oxígeno disuelto (importante para lagunas aerobias y facultativas), bacterias y algas y por lo tanto un mejor grado de estabilización del agua residual. No obstante, en ausencia de mezcla inducida por el viento, la población de algas tiende a estratificarse en banda estrecha, de unos 20 cm de ancho, durante las horas de luz del día, y esta banda concentrada de algas se mueve hacia arriba o hacia abajo en la capa superior (50 cm de espesor) (Comisión Nacional del Agua, 2007; Febles y Hoogesteijn, 2010).

3.3.1.3 Temperatura.

Las reacciones físicas, químicas y bioquímicas que ocurren en las lagunas de estabilización son muy influenciadas por la temperatura (Rolim, 2000; Comisión Nacional del Agua, 2007).

De forma general y para los intervalos de temperatura normales en las lagunas, se puede decir que la velocidad de degradación aumenta con la temperatura, en especial en lo que concierne a la actividad de las bacterias. Estos fenómenos son retardados por las bajas temperaturas (Rolim, 2000). Por lo tanto, una caída de 10°C en la temperatura reducirá la actividad microbiológica aproximadamente 50%, disminuyendo la eficiencia del tratamiento de las aguas en las pilas o lagunas de oxidación debido a que también se presenta una reducción de la población de algas y del metabolismo bacteriano, implicando una disminución de la eliminación de la contaminación orgánica y bacteriológica (Comisión Nacional del Agua, 2007). La actividad de fermentación del lodo no ocurre significativamente en temperaturas por debajo de 17° C (Rolim, 2000). El incremento por encima de 25 °C acelera los procesos de biodegradación, las temperaturas altas permiten el desarrollo de algas verdes-azules (*Cyanophytas*) pero su presencia se relaciona con la muerte de otro género de algas. En contraste, las bajas temperaturas disminuyen la eficiencia del tratamiento de las aguas en las pilas o lagunas de oxidación, cuando la temperatura disminuye se presenta una reducción de la población de algas y del metabolismo bacteriano implicando una disminución de la eliminación de la contaminación orgánica y bacteriológica (Comisión Nacional del Agua, 2007).

Los periodos de estratificación y mezcla pueden influir sobre procesos como la producción primaria y secundaria de un cuerpo de agua debido a que afectan la distribución de los nutrientes, oxígeno y la transparencia del agua. Esto es debido a que la densidad del agua cambia con la temperatura; es mínima a 4 °C y aumenta para temperaturas mayores. Por lo tanto, el agua más cálida es más ligera y tiende a flotar sobre las capas más frías (Rolim, 2000).

De esta forma, durante los meses de verano el calentamiento tiene lugar desde la superficie, por ende, las capas superiores están más calientes que las inferiores, pues son menos densas y flotan sobre ellas sin que se produzca la mezcla entre unas y otras (termoclina). Por otro lado, durante el invierno la mayoría de las lagunas tienen una temperatura casi uniforme, por lo tanto, se mezclan con facilidad gracias a las corrientes inducidas por los vientos.

Así, durante el periodo de estratificación, generalmente se observan diferencias en el pH, concentraciones de oxígeno y nutrientes entre las masas de agua superficiales y de fondo, mientras que durante el periodo de mezcla estas variables presentan valores similares (Castillo, 2007; Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1.4 Oxígeno disuelto.

El contenido en oxígeno disuelto (OD) es uno de los mejores indicadores sobre el funcionamiento de las lagunas. La principal fuente de oxígeno disuelto es la fotosíntesis, seguida por la reaireación superficial. Por otro lado, la concentración de OD presenta una variación sinodal a lo largo del día, y por lo tanto, el contenido en oxígeno es mínimo al amanecer y máximo por la tarde, y puede oscilar entre un valor nulo hasta la sobresaturación (Rolim, 2000). Durante el verano es posible encontrar que las capas superficiales de las lagunas están sobresaturadas de OD. Para que se lleve a cabo una adecuada estabilización se requiere de valores de OD comprendidos entre el valor de saturación y un mínimo de 2 mg/l (Comisión Nacional del Agua, 2007).

El OD presenta variaciones importantes en profundidad, de esta forma la concentración de OD es máxima en superficie y a medida que aumenta la profundidad va disminuyendo hasta agotarse. La profundidad a la que se agota el OD se llama oxipausa y su posición depende de la actividad fotosintética, el consumo de oxígeno por las bacterias y el grado de mezcla inducido por el viento (Rolim, 2000; Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1.5 Dióxido de carbono y pH.

El dióxido de carbono (CO_2) es altamente soluble y forma ácido carbónico el cual se disocia y libera iones hidronio. En sistemas donde los carbonatos son abundantes el pH es relativamente constante (Comisión Nacional del Agua, 2007). Por otro lado, el valor de pH en las lagunas viene determinado fundamentalmente por la actividad fotosintética del fitoplancton y la degradación de la materia orgánica por las bacterias. Las algas consumen anhídrido carbónico en la fotosíntesis, lo que desplaza el equilibrio de los carbonatos y da lugar a un aumento del pH. Por otra parte, la degradación de la materia orgánica conduce a la formación de dióxido de carbono como producto final, lo que causa una disminución de pH (Rolim, 2000).

Bajo ese contexto, durante las primeras horas del día, los valores de pH son bajos (menores a 7) debido al exceso de CO₂ producido por la respiración bacteriana aerobia durante la noche. Luego, en horas de la tarde, el pH aumenta debido a que las algas se encuentran en plena actividad fotosintética. Durante la noche el pH vuelve a declinar porque las algas dejan de consumir CO₂ y porque continua la producción de CO₂ por la respiración de las bacterias y algas (Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1.6 Turbidez.

De forma general, la turbidez del agua se genera por la presencia de partículas en suspensión, y se requieren tratamiento para lograr la sedimentación de las partículas pequeñas, pues es muy baja. Por otro lado, estas partículas en suspensión pueden ser de naturaleza inorgánica (arcillas, fangos y óxidos minerales) que provienen de la erosión del suelo, y otras de naturaleza orgánica (bacterias, parásitos, algas, zooplancton, ácidos fúlvicos y coloides húmicos). Además de las fuentes naturales, las actividades humanas generan efluentes cargados de estas partículas y el aporte de otras sustancias que pueden combinarse con ellas (virus entéricos, contaminantes químicos, cloro, etc.) tanto en el cuerpo de agua como en las plantas y redes de distribución. Según el tamaño, la composición química y otras variables dependientes del agua serán los tratamientos efectivos para eliminarlas (Marcó et al., 2004).

Por tal razón, elevados niveles de turbidez pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, y así estimular la proliferación de bacterias y aumentar la demanda de cloro (Comisión Nacional del Agua, 2007).

3.3.1.7 Materia orgánica.

Los compuestos orgánicos están formados principalmente por combinaciones de carbono, hidrogeno y oxígeno (también pueden estar presentes otros elementos como azufre, fosforo o hierro). Por lo cual, los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas (entre el 40 al 60%), hidratos de carbono (entre el 25 al 50%), y grasas y aceites (más o menos un 10%), otro compuesto orgánico con importante presencia en el agua residual es la urea, principal constituyente de la orina. Dicha materia organica está sujeta a la

degradación por acción de microorganismos descomponedores tales como las bacterias y hongos principalmente (Raffos y Ruiz, 2014).

3.4 Descomposición de la materia orgánica en ambientes acuáticos

En general, la descomposición es un proceso de vital importancia en el ecosistema, comparable a la producción primaria (Moorhead et al., 1996). Por lo cual, en ambientes acuáticos los microorganismos son agentes activos en el reciclado de minerales y en la biodegradación de la materia. Según Mason (1976) los procesos de descomposición se refirieren a la destrucción de la estructura natural de materiales orgánicos, ya sean de origen animal, vegetal o microbiano. Bajo ese contexto, Satchell (1974) menciona que el proceso de degradación se lleva a cabo mediante dos subprocesos que actúan de manera simultánea, como lo son la fragmentación de partículas de tamaño mayor a otras de menor tamaño y el catabolismo de compuestos orgánicos.

Por otro lado, la materia orgánica en ambientes acuáticos (autóctona u aloctona) está compuesta por dos conjuntos básicos de constituyentes: materia orgánica disuelta (DOM) (pequeñas fracciones menores a $0.2 \mu\text{m}$) y materia orgánica particuladas (POM). Otro aspecto importante es que el carbono detrítico representa un 50% del total del flujo de carbono en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos (Mann, 1988). Por lo cual, se estima que la relación entre materia orgánica viva (MOV) y materia orgánica muerta (MOM) es en el rango de 1:10 – 100 probando así la gran abundancia de material detrítico (Wetzel, 1992). Además, la proporción de DOM y POM es variable, pero oscila entre 1:6 y 1:10 para POM y DOM (Wetzel, 1990). La DOM, debido a su pequeño tamaño es mayormente consumida por hongos y bacterias principalmente, y diversos protozoos y componentes de la meiofauna. Estos microorganismos mueren y liberan otra vez la MO como DOM que es nuevamente asimilada. Este proceso es muy importante desde el punto de vista energético en todo el ecosistema, pues domina los procesos de regeneración de nutrientes y reciclado de carbono (Wetzel, 1999).

Varios estudios han demostrado que la actividad de varios tipos de bacterias con enzimas hidrolasas, es principalmente responsable de la descomposición y utilización de la materia orgánica en ambientes acuáticos. Las hidrolasas se encuentran localizadas en la superficie externa de la membrana celular y/o en los espacios periplasmáticos de las células bacterianas (exoenzimas) (Hernández et al, 2015).

3.4.1 Principales microorganismos descomponedores

3.4.1.1 Bacterias.

En los ecosistemas acuáticos las bacterias desempeñan un papel central en la transformación de la materia y en el flujo de energía, debido a que participan en el intercambio de elementos químicos en las fases suelo-agua y agua-atmósfera (Fenchel et al., 1998).

Por otro lado, es importante tener en cuenta que las bacterias tienen un estilo de vida en el cual se adhieren a una superficie formando biopelículas, en donde encuentran los requerimientos fundamentales para su desarrollo (Danese, Pratt y Kolter, 2000; Decho, 2000). Según Hernández et al (2015) la fase inicial del ataque microbiano se caracteriza por la rápida pérdida de materia orgánica fácilmente descomponible, es así como las moléculas mayores deben primero ser degradadas a moléculas más pequeñas por enzimas secretadas al exterior por la propia bacteria (exoenzimas). Estas exoenzimas son activas sobre sustratos tales como: proteínas, polisacáridos, lípidos y ácidos nucleicos entre otros (Lynd et al., 2002).

Estas enzimas pueden ser constitutivas (se sintetizan siempre) o inducibles (se sintetizan sólo cuando está presente su sustrato); es difícil determinar cuáles son los mínimos nutrientes necesarios para que la bacteria sobreviva y se multiplique (Atlas y Bartha, 2002; Forbes et al., 2002; Artijas, 2008; Felix et al., 2010).

En los tratamientos de las AR las bacterias constituyen la población mayoritaria, tanto en número como en biomasa en comparación con los hongos. Siendo los principales géneros de bacterias presentes en las biopelículas: *Zooglega*, *Pseudomona*, *Flavobacterium*, *Beggiatoa*, *Alcaligenes*, *Sphaerotilus*, *Nitrosomas* y *Nitrobacter* (Lee Man Chu y Wong, 2006)

3.4.1.2. Actinomicetos

Los actinomicetos son bacterias filamentosas Gram positivas, son procariontes que mineralizan la materia orgánica que hongos y bacterias verdaderas generalmente no degradan, son abundantes en suelos pero también encontradas en ambientes acuáticos dulceacuícolas y marinos. (Cross, 1981; Jensen y Fenical, 1994). Son capaces de degradar moléculas complejas y sustancias recalcitrantes como celulosa, lignocelulosa, xilano y lignina; adicionalmente juegan un importante papel en el proceso de descomposición de material orgánico, debido a sus enzimas líticas (González et al., 2009; Lynd et al., 2002). Por otro lado, dentro de los microorganismos capaces de degradar celulosa, Solans y Vobis (2003) demuestran que los actinomicetos y en especial los *Streptomyces* poseen cerca de un 33% de actividad degradadora de celulosa. Sin embargo, también se sabe que son capaces de producir otras enzimas degradadoras como: catalasa, amilasa, lipasa, celulasas y xilanasas que actúan en la descomposición de materia orgánica (Jiménez, 2011).

3.4.1.3. Hongos

Los hongos son heterótrofos, es decir que tiene que alimentarse de materia orgánica preformada, la cual utilizan como fuente de energía, también poseen una pared celular rígida formada por polisacáridos, polipéptidos y quitina. Debido a la rigidez de la pared celular no pueden fagocitar partículas alimenticias sino que absorben nutrimentos simples y solubles que obtienen al desintegrar polímeros mediante enzimas extracelulares. (Méndez, 2008). Por otro lado, los hongos al igual que las bacterias son comunes en las regiones aeróbicas de las biopelículas que se forman en las AR en condiciones de alto contenido de MO y a pH bajo. Dentro de los géneros más comunes en las AR se pueden mencionar: *Fusarium*, *Geotrichum*, *Penicillium*, *Mucor*, *Ascoidea*, *Subbaromyces* y *Sepedonium* (Lee Man Chu y Wong, 2006).

De forma general, los hongos degradan la MO por medio de la secreción de enzimas hidrolíticas que desempeñan un papel fundamental en la depolimerización de los componentes orgánicos de los diferentes residuos en el medio acuático (Marx et al., 2001). Por tanto, los hongos son unos de los grupos principales en los procesos de degradación de la materia orgánica, debido a que la producción de

estas enzimas extracelulares son potencialmente útiles en la degradación del sustrato ya que estas hidrolizan moléculas grandes como el almidón, celulosa, hemicelulosa, pectina, lípidos y ácidos nucleicos (Cruz et al., 2009). Entre estas enzimas las más importantes son celulasas, hemicelulasas, proteasas, lipasas, fosfatasas y arisulfatasas (Mondini et al., 2004).

3.4.1.4. Microalgas

Las microalgas también son capaces de realizar la producción de enzimas extracelulares, tales como; amilasa, proteasa, lipasa, celulasa y fosfatasa que participan en los procesos de degradación de la materia orgánica (Rodríguez, 2010); Bajo ese contexto, los géneros *Cholorococcum* y *Spongiococcum* producen enzimas proteolíticas extracelulares y enzimas amilolíticas (Deason, 1976), *Chlorella*, *Ankistrodesmus* y *Scenedesmus* poseen la habilidad de degradar gelatina y en diatomeas tales como *Navícula* y *Nitzschia* se ha descubierto actividad agarolítica, proteolítica, y fosfatasa (Tabla 2) (Tanaka y Ohwada, 1987).

Tabla 2. Microalgas empleadas en la degradación de diversos contaminantes. Tomado de Rawat (2001).

Microalga	Tipos de aguas residuales
<i>Prototheca zopfi</i>	Hidrocarburos derivados del petróleo.
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Tintes azoicos.
<i>Chlorella sp.</i>	Residuos de ganadería digeridos anaeróbicamente.
<i>Ankistrodesmus</i> y <i>Scenedesmus</i>	Aguas residuales de industria del papel y alperujos.
<i>Spirulina platensis</i>	Agua residual urbana.
<i>Chlorella sokoniana</i>	Agua residual heterotrofia sin luz.
<i>Botryococcus braunii</i>	Agua residual tras tratamiento secundario.
<i>Scenedesmus</i>	Altos niveles de amonio en efluente de digestión anaerobia.

3.4.2. Mecanismos de degradación de la materia orgánica

La materia orgánica está sujeta a la degradación microbiana. Los microorganismos tienen capacidad de producir exoenzimas degradadoras de compuestos orgánicos en las aguas a fin de generar sustratos más asimilables para su crecimiento y metabolismo (Rodríguez, 2010). Durante la descomposición, la materia orgánica se biodegrada transformándose en pequeñas moléculas con fracciones solubles en agua a un ritmo variable. Por lo tanto, los compuestos hidrolizados o fermentados se solubilizan y algunos de estos alcanzan la

mineralización rápidamente, como las proteínas y carbohidratos, mientras que los constituyentes de las membranas vegetales se descomponen lentamente (Gutiérrez *et al.*, 2008); entre ellos, las celulosas y hemicelulosas se degradan más rápido que las ligninas; esta primera etapa de descomposición da origen a precursores de cadenas alifáticas como péptidos, polisacáridos y aminoazúcares (Chaparro y Rosas, 2006).

3.5 Eutrofización

La eutrofización en los cuerpos de agua es producto del incremento de las concentraciones de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo que estimulan el crecimiento de algas. Por lo tanto, el estado trófico de un ecosistema acuático es el que determina la productividad del mismo. En las últimas décadas, el efecto del cambio climático y el crecimiento de la actividad industrial de la población, tales como diversas prácticas agrícolas, plantas de tratamiento de aguas servidas, escurrimiento urbano y la quema de combustibles fósiles han aumentado las aportaciones de nutrientes en los cuerpos de agua (Nebel y Wright, 1999; Bricker *et al.*, 1999). En consecuencia, los ecosistemas acuáticos eutrofizados experimentan una alteración de la biota y de la diversidad biológica, la cual es provocada por la proliferación de cianofitas y macrófitas en demasía. El desarrollo de estos organismos provoca opacidad que impide la penetración de la luz hasta regiones profundas de la columna de agua. Bajo ese contexto las consecuencias directas son la imposibilidad de llevar a cabo la fotosíntesis en lugares cada vez menos profundos y, por lo tanto, la disminución en la producción de oxígeno libre (Ackefors y Enell, 1992). Esta situación provoca que el fondo del ecosistema acuático se convierta de forma gradual en un ambiente anaerobio, y por ende, que se dé el aumento en la concentración de gases como anhídrido sulfuroso (H_2S), metano (CH_4) y anhídrido carbónico (CO_2), lo que hace poco factible la vida de la mayoría de las especies que forman dicho ecosistema. En consecuencia, se da la mortandad masiva de la biota acuática (Korhonen, 2012) debido a la acumulación de sustancias tóxicas que reducen las condiciones óptimas de bienestar animal y vegetal, facilitando la aparición de organismos patógenos y vectores de enfermedades (Ackefors y Enell, 1992).

Bajo ese contexto, en las aguas residuales provenientes de las actividades industriales como petroquímica, alimentos y fuente domestica constituyen las bases más importantes de residuos con elevados niveles de nitrógeno, el cual es un nutriente que provoca una de las formas más importantes de degradación de la calidad del agua, a lo que se conoce como eutrofización.

El nitrógeno es incorporado a las aguas por las descargas residuales domesticas e industriales, por arrastres de los suelos fertilizados con abonos nitrogenados, lo cual provoca la eutrofización de lagos y embalses (Charles, 1993). Además, en el caso de vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales es necesario la instalación de sistemas de tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En otras palabras, es necesario reducir el aporte de materia orgánica como los nutrientes que resultan de su descomposición.

Por tal razón, desde los años 60s se despertó el interés de estudiar el flujo de nutrientes (nitrógeno y fosforo) en los cuerpos de agua (NAS, 1969). Bajo ese contexto, Bustamante et al (2002) y Ruibal et al (1999) demostraron que las algas causantes de floraciones en el embalse San Roque en la ciudad de Córdoba, Argentina, son principalmente las cianobacterias *Anabaena spiroides* y *Microcystis aeruginosa*, y la pirrófita *Ceratium hirundinella*. Muchas especies de cianobacterias, en contraposición a la mayoría de algas, pueden acumularse para formar natas en la superficie, a menudo denominadas "afloramientos", con una densidad celular sumamente alta. Por lo tanto, una floración fuerte de cianobacterias puede reducir la visibilidad a uno o dos centímetros de profundidad, predominando la presencia de las cianobacterias en toda la columna de agua, por encima de otros organismos. Esto es debido, a que las cianobacterias en contraposición a las algas verdaderas poseen vesículas especializadas de gas intracelular que son pilas diminutas (< 300 nm) hechos de proteínas que mantienen un espacio lleno con gas en la célula que permite al microorganismo controlar su flotabilidad a lo largo de toda la columna de agua (Chorus, 2001; Cantoral, Asencio y Aboal, 2017).

3.5.1 Principales elementos químicos involucrados en la eutrofización.

▪ **Fosforo:**

▪ El fosforo favorece la eutrofización. Además, se ha demostrado que la ausencia de este elemento es más importante que la del nitrógeno para limitar el crecimiento de las algas plantónicas, especialmente en algunos tipos (algas “azules-verdes”), capaces de fijar nitrógeno atmosférico. Según Ronzano y Dapena, (2015) el fosforo aparece como fosfato en las formas siguientes :

✓ Ortofosfatos solubles: Fácilmente precipitables, pueden proceder directamente de los vertidos o del resultado de una degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos.

✓ Polifosfatos: Orgánicos o inorgánicos, que pueden bien degradarse en ortofosfatos, o bien permanecer inertes. A su vez pueden estar en solución o en suspensión más o menos sedimentable.

La relación entre estas diversas formas es muy variable y no se pueden proporcionar datos demasiado concretos:

✓ En una ARU (Agua Residual Urbana) bruta, los ortofosfatos pueden representarse del 15% al 35% de los fosfatos totales.

✓ En las ARU decantadas, la proporción aumenta en un 5% a un 10%.

✓ En una ARU con tratamiento secundario (Biológico), la fracción de ortofosfatos llega a alcanzar el 50% o incluso el 90%.

✓ Si comparamos las formas inorgánicas y orgánicas, estas últimas representarían del orden de un 30% (Ronzano y Dapena, 2015).

▪ **Nitrógeno:** Las dos principales fuentes de contaminación nitrogenada son los vertidos de proteínas y urea; algunos autores clasifican esta última independientemente. La fracción orgánica degradable se transforma, por acción enzimática, en forma amoniacal, mediante el proceso denominado amonificación. La cinética de esta reacción es muy rápida para la urea, pero inferior para las proteínas (Ronzano y Dapena, 2015).

4. Materiales y Métodos

4.1 Área de estudio

El estudio se realizó en Las Pilas de Tratamiento de Aguas Residuales de Sutiava del Departamento de León, Nicaragua. El sistema de tratamiento cuenta con 4 pilas (2 primarias y 2 secundarias) (Figura 3).



Figura 3. Pilas de Tratamiento Sutiava-León 12°25'19.3" N 86°54'02.9"W. Tomado de Google. (s.f.). [Mapa de León, Nicaragua en Google maps].

4.2 Metodología para la toma de muestras

Los muestreos se realizaron una vez al mes, en el periodo de marzo-agosto 2015.

El procedimiento para la realización de la toma de muestras fue el siguiente:

1. Los parámetros fisicoquímicos (pH, Turbidez, Oxígeno disuelto (OD) y Temperatura °C), se midieron por triplicado y se calculó una media aritmética.
2. Las muestras de agua para la evaluación de cada uno de los parámetros de análisis (glucosa y aminoácidos) se realizó usando el procedimiento que se muestra en la Figura 4.

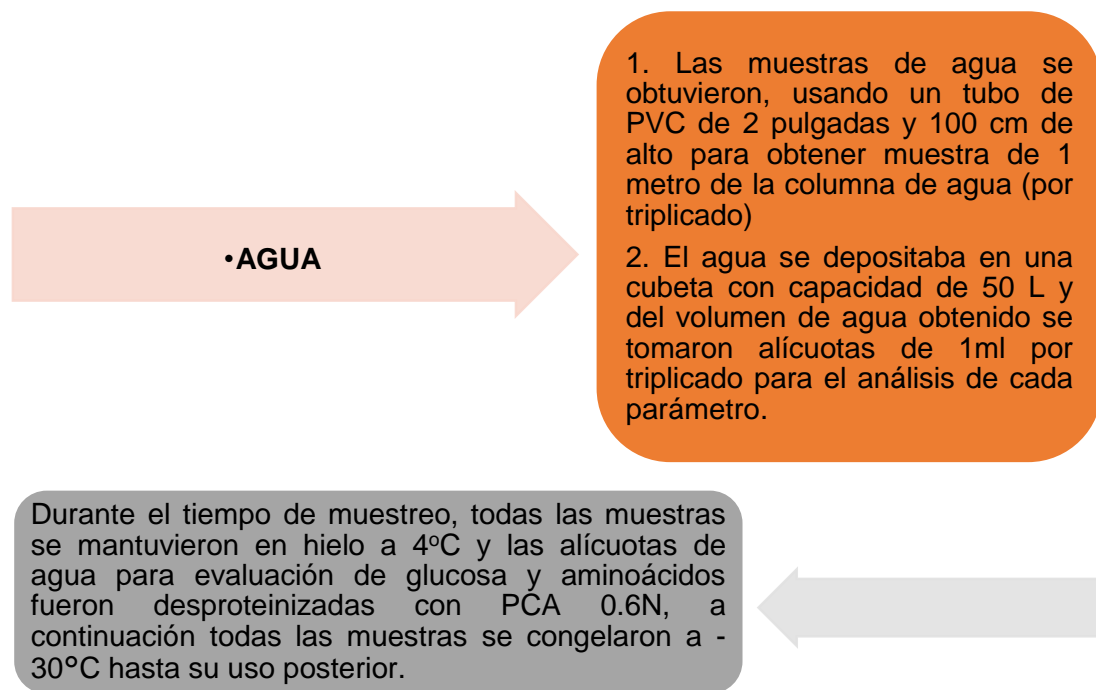


Figura 4. Toma de muestras de agua.

4.3 Determinaciones Analíticas

4.3.1. Cuantificación de niveles de metabolitos libres en el cuerpo de agua.

Procedimiento previo a la realización del análisis de las muestras para evaluar glucosa y aminoácidos (Figura 5):

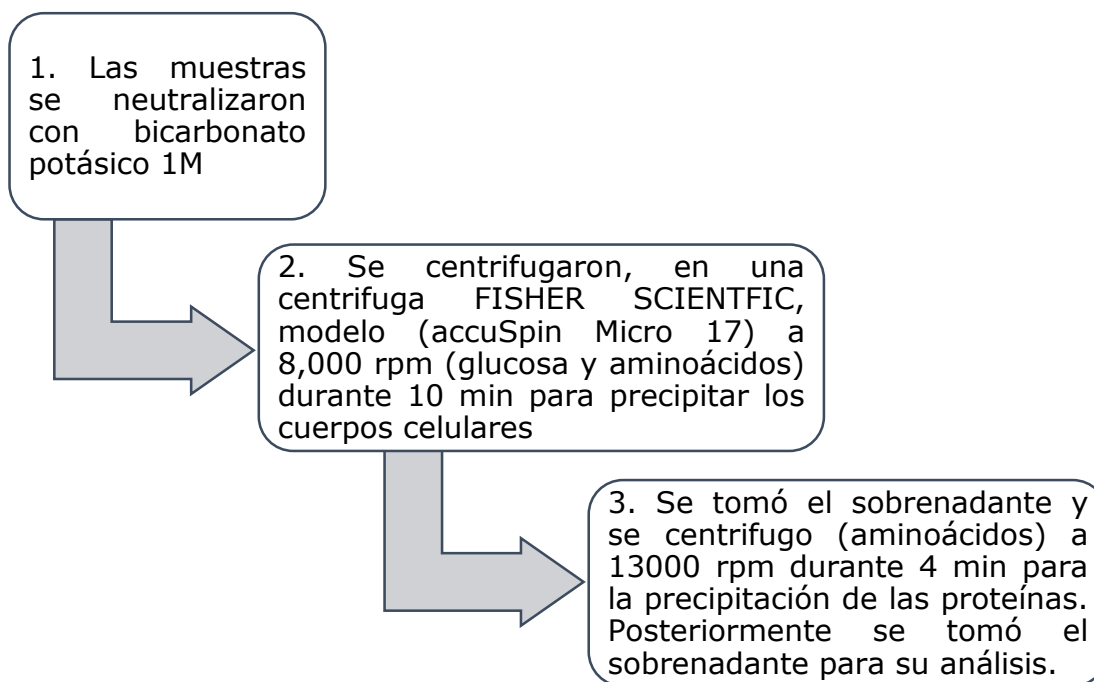


Figura 5. Procesamiento de muestras previo al análisis de glucosa y aminoácidos.

En cada ensayo experimental las muestras siempre se analizaron en paralelo con la curva de calibración dentro de la microplaca; a partir de la cual se extrapolaron los valores de concentraciones de las muestras.

4.3.1.1. Glucosa.

En todos los experimentos los niveles de glucosa libre en agua se determinaron enzimáticamente utilizando un kit comercial (Spinreact, España) adaptado al formato de microplacas (Figura 6).

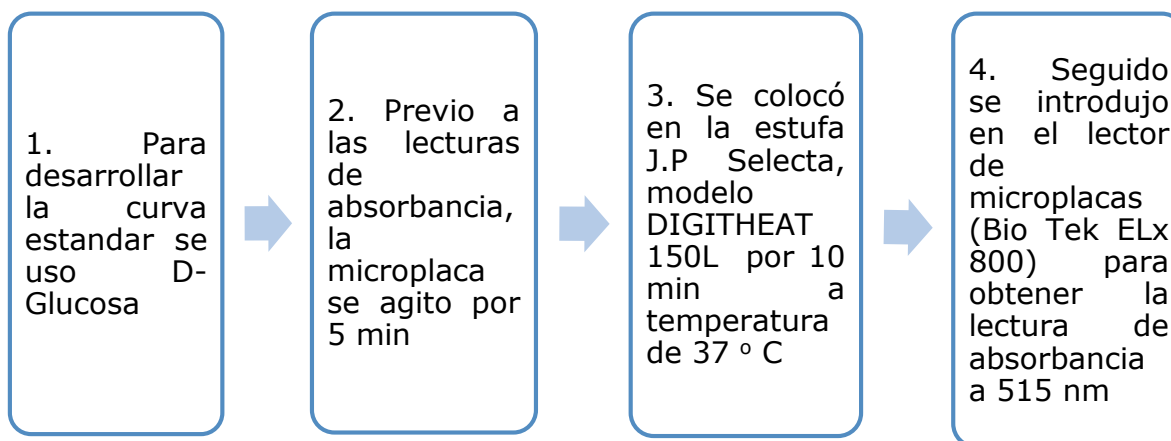


Figura 6. Pasos para el análisis de glucosa.

4.3.1.2. Aminoácidos.

Los niveles de aminoácidos libres en agua, una vez obtenido el sobrenadante (apartado 4.3.1), se cuantificaron usando el método colorimétrico de la Ninhidrina propuesto por Moore (Figura 7) (1968).

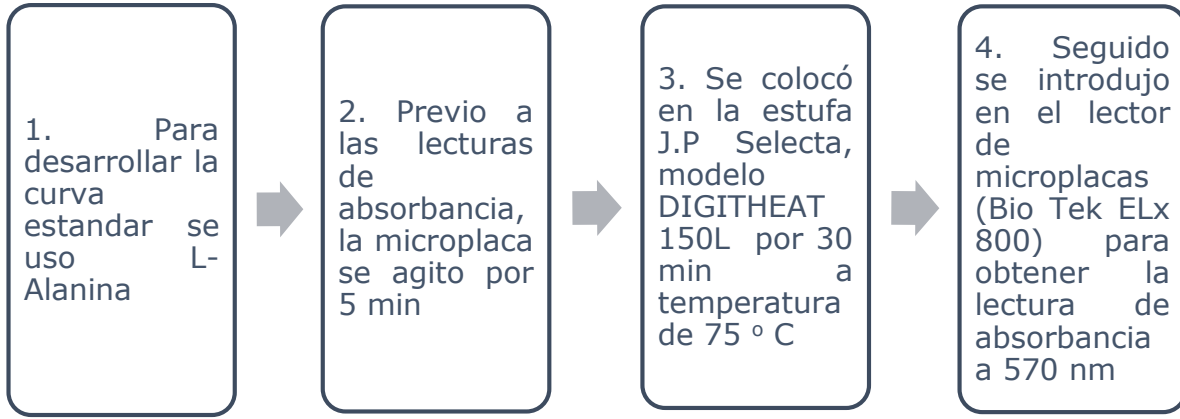


Figura 7. Pasos para el análisis de aminoácidos.

4.4 Análisis Estadístico

En el experimento la comparación entre los grupos se realizó usando el software SigmaPlot (SPSS Inc., Chicago, IL) versión 12.5 para Microsoft Windows. Los datos fueron analizados mediante una prueba de normalidad (Shapiro-Wilks) y de homogeneidad de varianzas (prueba C de Cochran). Los datos se muestran como media \pm E.E.M. de cada grupo y las diferencias entre ellos se evaluaron mediante un ANOVA de una vía. Tras los análisis de varianza se realizó el test de comparaciones múltiples de Student Newman Keuls. En todos los casos el nivel de significación se estableció con un valor de $P < 0.05$.

5. Resultados

5.1 Fluctuación de los parámetros fisicoquímicos

5.1.1 Oxígeno Disuelto.

La figura 8 muestra la fluctuación de los niveles de oxígeno disuelto en los bloques A y B de las pilas estabilización de Sutiava. Asimismo, se muestran las concentraciones de oxígeno disuelto en las pilas primarias y secundarias de cada bloque. De manera general, nuestros resultados muestran que en todos los meses de estudio las concentraciones de oxígeno disuelto presentan tendencia creciente de las concentraciones en el sentido pila primaria-pila secundaria, a excepción del mes de marzo. Por otro lado, es importante destacar que se observó diferencia significativa entre pila primaria y secundaria en algunos meses, entre pilas primarias (marzo, mayo, agosto) y entre pilas secundarias (marzo, abril, mayo, junio, julio).

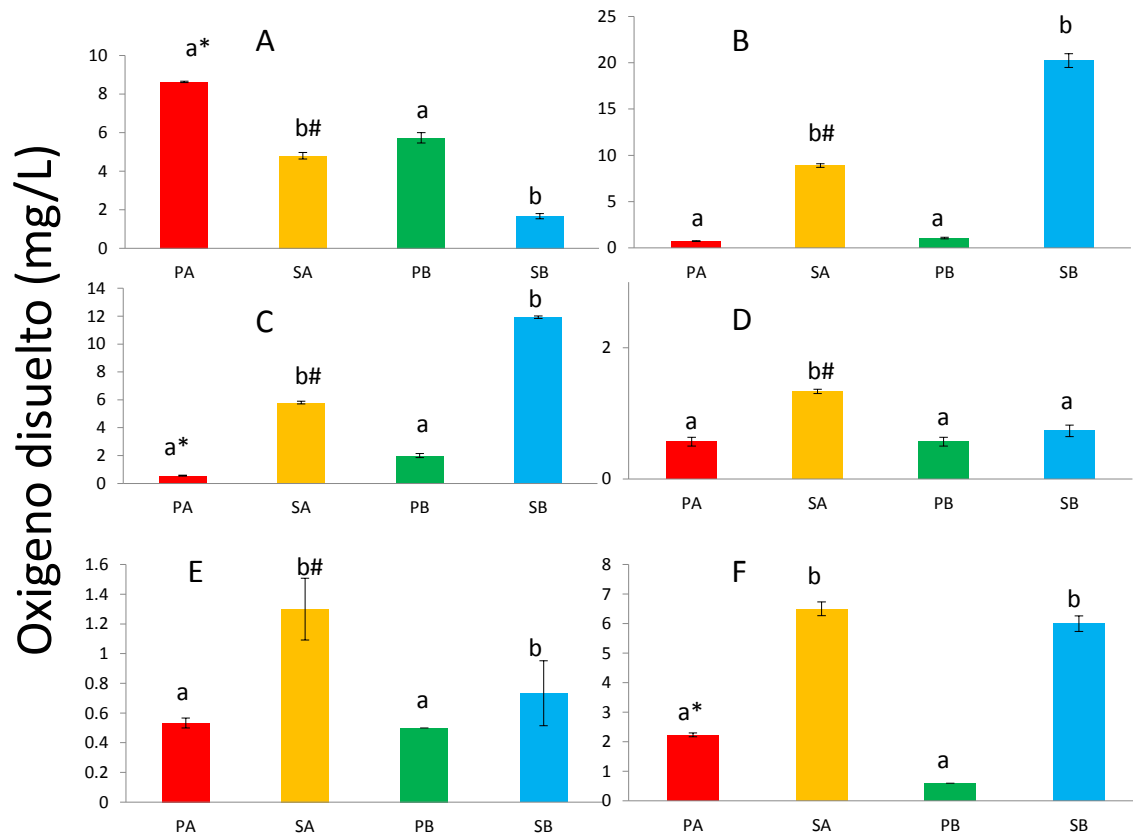


Figura 8. Concentración de los niveles de oxígeno disuelto en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León. PA=Primaria módulo A, SA=Secundaria módulo A, PB=Primaria módulo B, SB=Secundaria módulo B. A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$). *, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

5.5.2 pH.

La figura 9 muestra la fluctuación de los niveles de pH en los bloques A y B de las pilas estabilización de Sutiava en el periodo de marzo-agosto. Asimismo, se muestran los niveles de pH en las pilas primarias y secundarias de cada bloque. De manera general, nuestros resultados muestran que en todos los meses de estudio los niveles de pH presentan tendencia creciente de en el sentido pila primaria-pila secundaria, a excepción del mes de los meses de julio y agosto en las pilas del bloque B. Se observó diferencia significativa entre pila primaria y secundaria solamente en el mes de mayo.

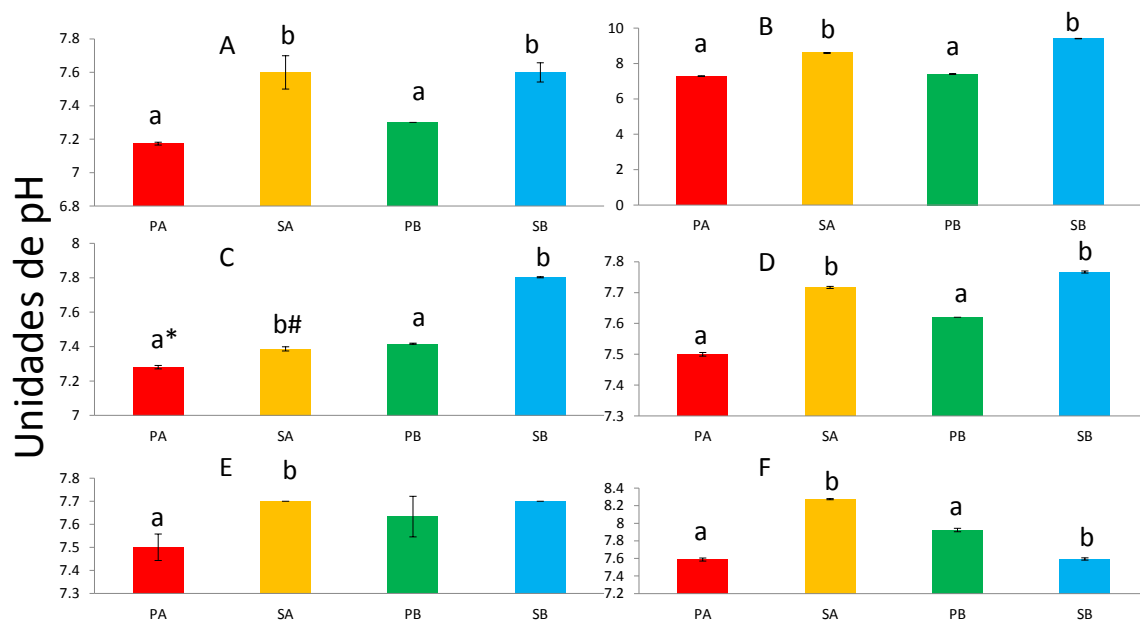


Figura 9. Concentración de los valores de pH en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León. PA=Primaria modulo A, SA=Secundaria módulo A, PB=Primaria modulo B, SB=Secundaria módulo B. A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).*, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

5.1.3 Turbidez.

La figura 10 muestra la fluctuación de los niveles de turbidez de la columna de agua en los bloques A y B de las pilas estabilización de Sutiava en el periodo de marzo-agosto. Asimismo, se muestran los valores en las pilas primarias y secundarias de cada bloque. De manera general, nuestros resultados muestran que en todos los meses de estudio los valores de turbidez presentan tendencia decreciente en el sentido pila primaria-pila secundaria, a excepción del mes de mayo. . Por otro lado, es importante destacar que se observó diferencia significativa entre pila primaria y secundaria, a excepción del mes de mayo.

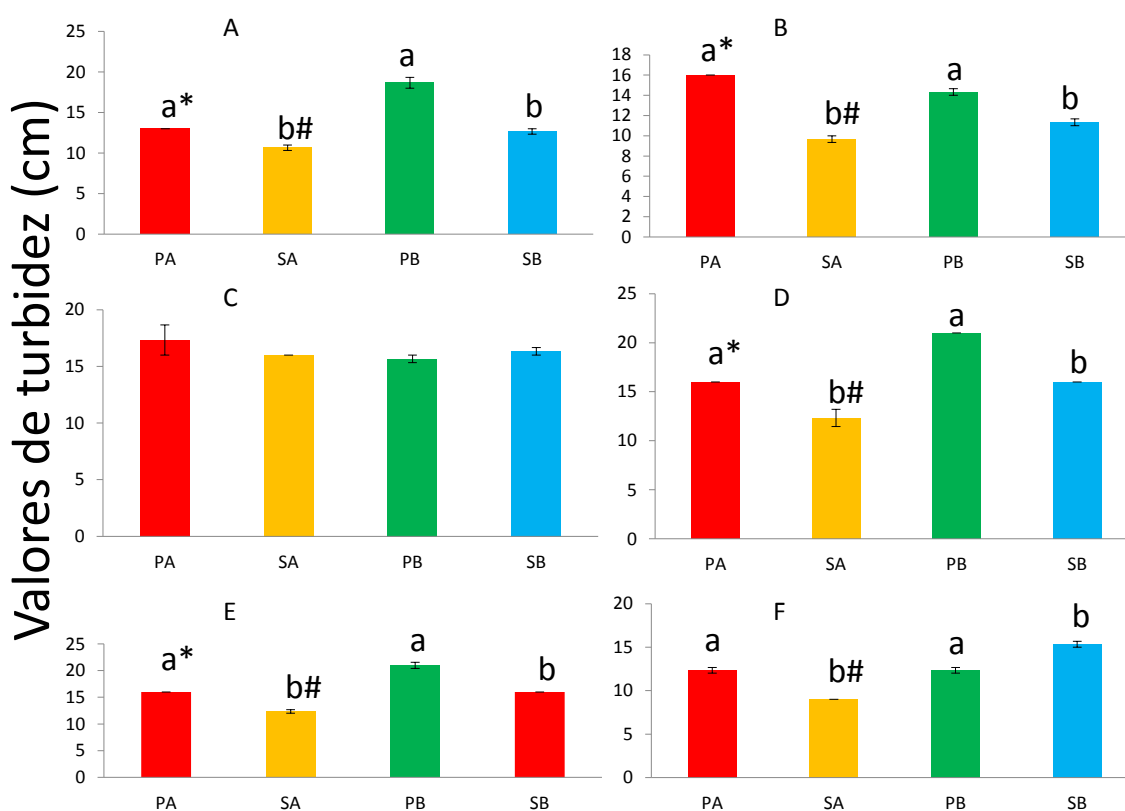


Figura 10. Concentración de los valores de turbidez en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León. PA=Primaria modulo A, SA=Secundaria módulo A, PB=Primaria modulo B, SB=Secundaria módulo B. A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).*, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

5.1.3 Temperatura.

La figura 11 muestra la fluctuación de los valores de temperatura en los bloques A y B de las pilas de estabilización de Sutiava, en el periodo de marzo-agosto. Asimismo, se muestran los valores de temperatura en las pilas primarias y secundarias de cada bloque. De manera general, nuestros resultados muestran que no hay diferencias significativas de los valores de temperatura entre bloques ni entre las pilas de cada bloque.

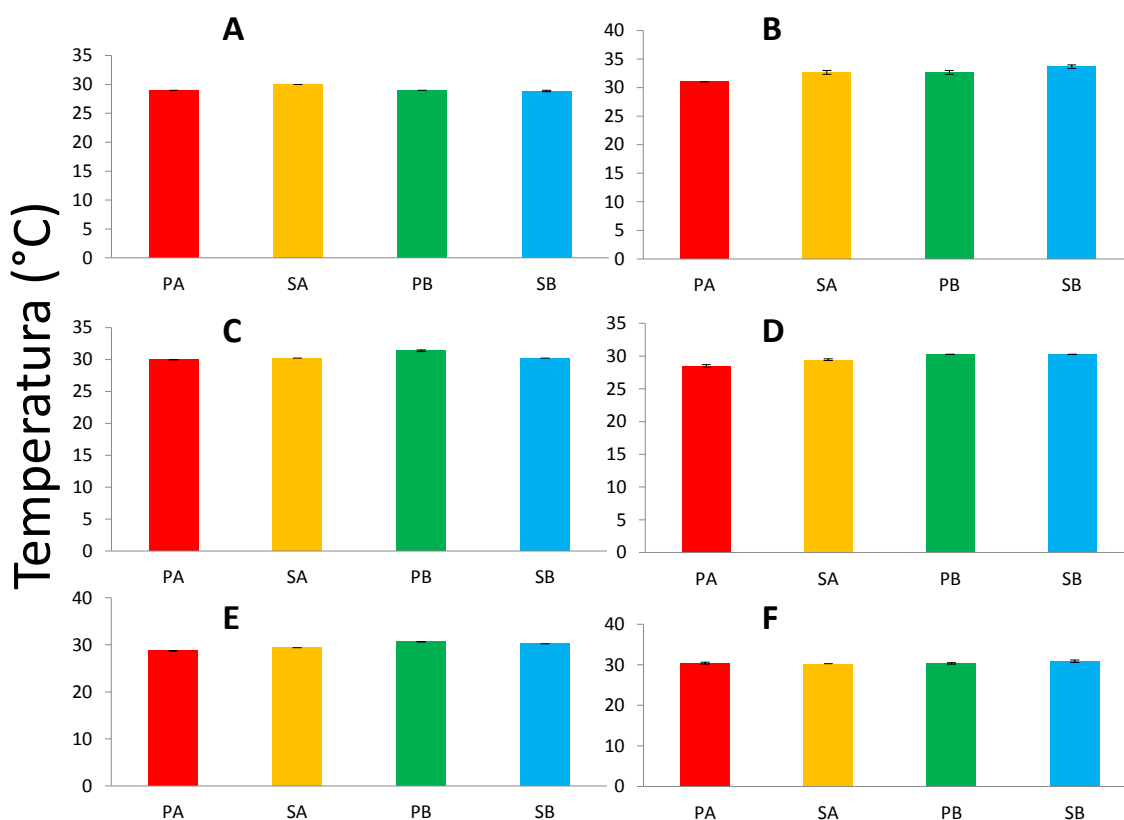


Figura 11. Concentración de los valores de temperatura en las pilas de los módulos A y B de Sutiava, ENACAL-León. PA=Primaria modulo A, SA=Secundaria módulo A, PB=Primaria modulo B, SB=Secundaria módulo B. A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$). *, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

5.2 Fluctuación de metabolitos libres

5.2.1 Concentración de aminoácidos y glucosa en pilas del bloque A.

La figura 12 muestra la fluctuación de los niveles de aminoácidos y glucosa en el bloque A de las pilas estabilización de Sutiava. Asimismo, se muestran las concentraciones de ambos metabolitos en las pilas primaria y secundaria. De manera general, nuestros resultados muestran que los aminoácidos presentan mayor concentración que la glucosa en todos los meses de estudio. Por otro lado, es importante destacar que no se observó diferencia significativa de los aminoácidos entre pila primaria y secundaria, a excepción de los meses de mayo y julio donde las concentraciones de aminoácidos fueron mayores en las pilas primarias.

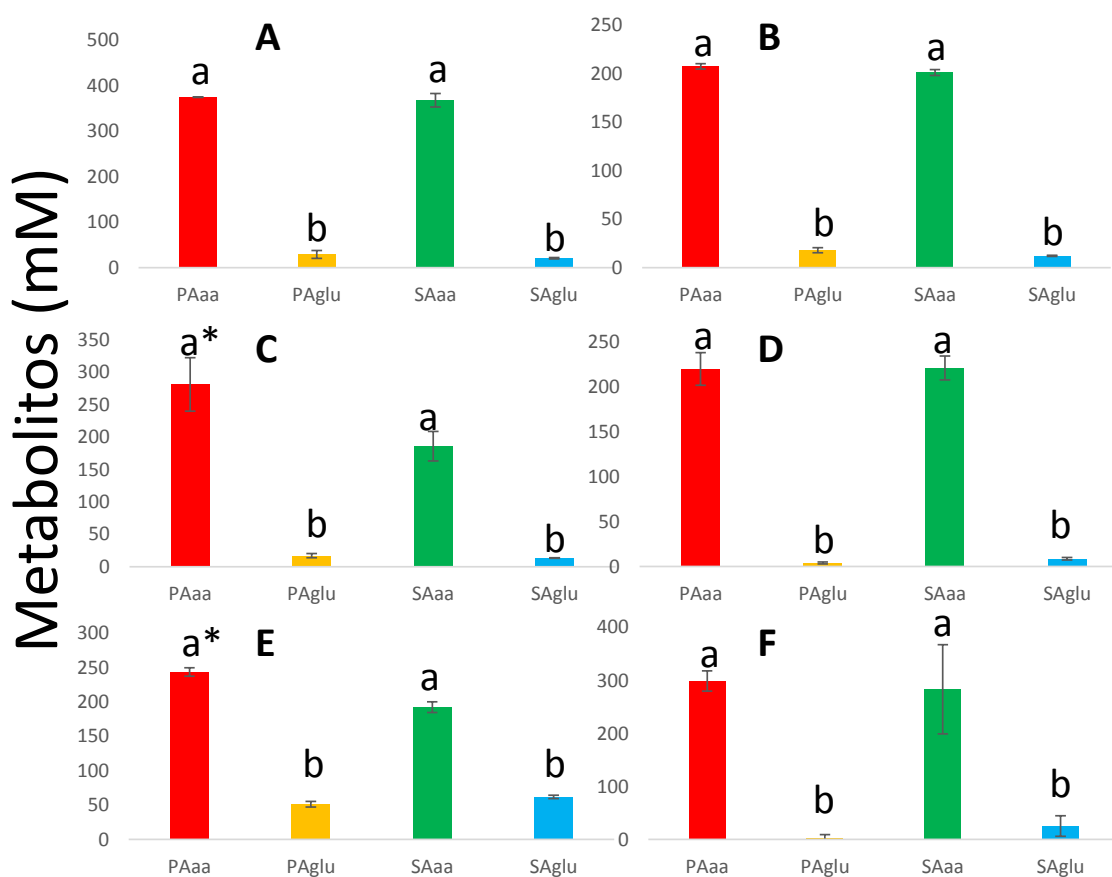


Figura 12. Concentración de metabolitos en las pilas del módulo A de Sutiava, ENACAL-León. PAaa=Primaria módulo A, aminoácidos; PAglu= Primaria módulo A, glucosa; SAaa=Secundaria módulo A, aminoácidos; A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).*, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

5.2.2 Concentración de aminoácidos y glucosa en pilas del bloque B.

La figura 13 muestra la fluctuación de los niveles de aminoácidos y glucosa en los bloques B de las pilas estabilización de Sutiava. Asimismo, se muestran las concentraciones de ambos metabolitos en las pilas primaria y secundaria. De manera general, nuestros resultados muestran que los aminoácidos presentan mayor concentración que la glucosa en todos los meses de estudio. Por otro lado, es importante destacar que se observó diferencia significativa de los aminoácidos entre pila primaria y secundaria, a excepción de los meses de mayo y julio donde las concentraciones fueron similares.

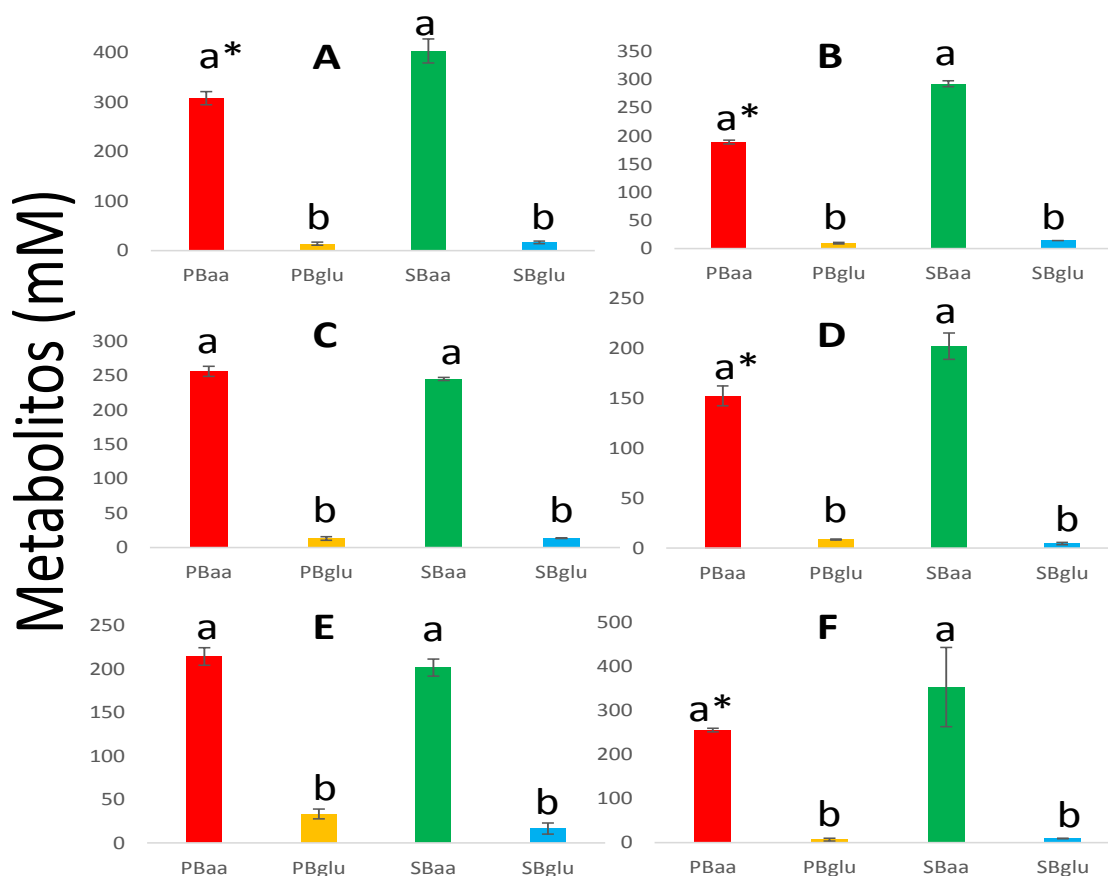


Figura 13. Concentración de metabolitos en las pilas del módulo B de Sutiava, ENACAL-León. PBaa=Primaria módulo B, aminoácidos; PBglu= Primaria modulo B, glucosa; SBaa=Secundaria módulo B, aminoácidos; SBglu= Secundaria módulo B, glucosa. A= Marzo, B=Abril, C=Mayo, D=Junio, E=Julio, F=Agosto. Cada valor corresponde a la media \pm EEM. N=3. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$). *, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas primarias de los módulos A y B. #, indica diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las pilas secundarias de los módulos A y B.

6. Discusión

6.1 Caracterización preliminar del área de estudio

Las lagunas de estabilización de Sutiava constan de dos bloques, cada uno está compuesto por una pila primaria donde se realiza el mayor proceso de sedimentación y una pila secundaria donde se continúa el proceso de sedimentación y degradación de la materia orgánica por los diferentes microorganismos (Guzmán et al., 2011). Por tal razón, son consideradas como embalses artificiales donde se realiza el proceso de depuración o auto purificación, de manera similar al fenómeno observado en los embalses de origen natural donde se presentan los fenómenos fisicoquímicos y biológicos (Comisión Nacional del Agua, 2007). Por tanto, el sistema de tratamiento de aguas residuales se emplea con la única finalidad de producir un efluente cuya carga orgánica sea menor a la entrante para que el cuerpo receptor (rio, lago o laguna) lo asimile de manera tal, que provoque el mínimo impacto en la composición biológica y evolución de los fenómenos físicos y químicos (Mara y Pearson, 1986).

6.2 Fluctuaciones de los parámetros fisicoquímicos

Se sabe, que los cuerpos de agua que presentan descargas con alto contenido de nutrientes tienden a presentar modulaciones en los parámetros físicos y químicos en oposición a lo definido para un cuerpo de agua considerado soluble (Constanza et al., 1992). Las pilas de estabilización muestreadas en el desarrollo de nuestra investigación presentan un sistema artificial similar al denominado en la naturaleza como sistema de cuenca exorreica, donde se mantiene constante la entrada y salida de agua en el sitio reservorio. Estudios similares realizados por investigadores de nuestro laboratorio en las pilas de sedimentación San Isidro presentan similares resultados en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos testados. Sin embargo, es importante destacar algunas diferencias con respecto a que la concentración de oxígeno disuelto en la mayoría de pilas primarias de la pila Sutiava presenta valores de oxígeno disuelto inferiores a los encontrados por nuestros investigadores en las pilas de San Isidro (Datos no publicados). Otros estudios en cuerpos de agua que reciben volúmenes de agua con altos niveles de nutrientes, caso del río Estero Real, presentan resultados similares a los observados en las pilas primarias de nuestra área de estudio y opuestos a los observados en las pilas secundaria debido a que los valores observados durante el día; en las pilas presenta valores por encima de 5 mg/L mientras que en el Estero Real los valores son menores (Osorio y Prado, 2014; Méndez y López, 2014; Vanegas, 2015).

6.2.1 Oxígeno.

Nuestros resultados muestran, de manera general, diferencias significativas de los valores de oxígeno disuelto entre las pilas primarias y secundarias, en las pilas primarias se observan valores entre 0.5-2 mg/L mientras que en las pilas secundarias los valores son superiores a los 5 mg/L, tanto en los módulos de pilas A y B. Por consiguiente, el fenómeno observado en las pilas primarias sobre los valores de la concentración de oxígeno disuelto que se muestran en nuestros resultados, no coincide con lo reportado en estudios en las pilas de estabilización de San Isidro, por investigadores de nuestro laboratorio (datos en edición). Sin embargo, otros investigadores han reportado un comportamiento similar al observado en nuestra investigación, en el cual denotamos un patrón ascendente de la concentración de oxígeno disuelto en la ruta pila primaria-secundaria, similar a lo reportado por Kwong y colaboradores (s.f.) en las lagunas facultativas de la planta de Maracaibo sur, cuando la concentración de materia orgánica presenta tendencia decreciente a lo largo del sistema de tratamiento.

Bajo ese contexto, se deduce que al principio el oxígeno producido se utiliza para la degradación aeróbica y a medida que la materia orgánica disminuye, más oxígeno es liberado al agua producto de la fotosíntesis y menos oxígeno es requerido para las funciones metabólicas de los microorganismos. Por consiguiente, nuestros resultados coinciden con lo reportado por otros investigadores donde afirman que las concentraciones de O₂, incrementan en el sentido entrada-salida (Abreu et al., 2002).

6.2.2 pH.

El parámetro pH presentó valores de entre 7.2 y 10 a lo largo de nuestro periodo de estudio. Asimismo, la fluctuación de los valores de pH denotaron similar comportamiento al observado en la concentración de oxígeno disuelto en la vía Pilas primaria-secundaria, en ambos módulos (A y B). Por consiguiente, independientemente de la entrada de grupos fosfatados u otros que modifican los valores de pH, las variaciones observadas en la vía entrada-salida del agua podrían deberse a la característica ecológica acuática referida a la modulación paralela O₂-pH en un cuerpo de agua. Kwong et al. (s.f.) afirman que en una pila de oxidación, esta variable, es en general, difícil de controlar debido a la dependencia altamente no lineal entre los reactivos que ingresan al sistema y el pH que se establece, de ahí que a veces al disminuir el flujo de algún reactivo, se produce una disminución de pH y en otras al aumentar el flujo se produce de igual modo una disminución del pH.

El pH del agua es fundamental en los ecosistemas acuáticos, debido a que en dependencia de su valor fluctúan las concentraciones de diversos metabolitos producidos por la biota bacteriana. La reducción del sulfato por bacterias anaeróbicas genera sulfuro como producto final, que se disocia y mantiene un equilibrio químico entre S_2^- , HS^- y H_2S , controlados principalmente por el pH. Además, las concentraciones de sulfuro son fitotóxicas y están determinadas por el pH del agua, donde la mayoría se encuentra como H_2S ($pK_1 = 6.9$) y HS^- ($pK_2 = 11.9$). Esto indica que la relación de H_2S y HS^- es de aproximadamente 50% a pH 7; sin embargo, a pH 6 los niveles de sulfuro se incrementan a aproximadamente 90%, mientras que a pH 8 se reduce a aproximadamente 10% (Korhonen et al., 2012).

Por tanto, este fenómeno podría estar generando severos daños a la biodiversidad de microalgas que habitan ese ecosistema acuático. Y, aunque en este periodo de la investigación no evaluamos los valores de pH al final del tiempo de oscuridad, podemos hipotetizar que la alta concentración de CO_2 , producto de la respiración nocturna, disminuye más el valor del pH en la noche (Boyd, 1978), facilitando la producción de sulfuro tóxico. Además, se sabe que concentraciones de sulfuro entre 1 y 10 μM en células eucariotas inhiben el citocromo c oxidasa (Fenchel et al., 1998) y que concentraciones en el sedimento menores que 5000 μM limitan el crecimiento de las macrófitas en los humedales (Koch y Mendelssohn, 1989; Koch et al., 1990; Erskine y Koch 2000).

En ese sentido, los valores de pH encontrados a lo largo del periodo de estudio denotan que las concentraciones de SH_2 son bajas durante el día, lo cual concuerda con el casi indetectable olor a huevo podrido, contrario a lo que ocurre por la noche donde el olor se siente en todos los alrededores de las pilas. Por consiguiente, cabe mencionar que el incremento de los niveles de O_2 disuelto a medida que se avanza en el proceso de tratamiento propicia paralelamente el incremento del pH, repercutiendo de forma inversa en la producción de SH_2 .

6.2.3 Turbidez y Temperatura.

Los resultados muestran que, de manera general, el parámetro turbidez presentó un comportamiento decreciente de los valores de disco de Secchi en el sentido pila primaria-secundaria, lo cual se traduce como que la pila primaria presenta menor turbidez que la pila secundaria. Asimismo, se observa que el bloque de pilas A presentan, de manera general, mayor turbidez que el bloque de pilas B.

En primer instancia, al evaluar el comportamiento entre pilas primarias-secundarias observamos que la tendencia es creciente, por consiguiente, nuestros resultados muestran un comportamiento de los valores de turbidez entre pilas primaria-secundaria (en ambos bloques) similares a lo observado en el comportamiento de la fluctuación de los niveles de oxígeno disuelto y el pH.

Delgadillo et al (2010) y Marcó et al (2004) afirman que una elevada turbidez (menor valor de disco de Secchi) puede afectar al proceso de depuración de aguas debido a que se protege a los microorganismos patógenos de los efectos de la desinfección por acción de la luz solar o estimulando la proliferación de bacterias. Además, que se puede llegar a disminuir la capacidad de fotosíntesis de muchos productores primarios acuáticos y un aumento en la temperatura superficial del agua en el momento en que las partículas en suspensión difunden la luz solar y absorben el calor. Cabe mencionar, que en nuestro estudio los elevados niveles de turbidez observados en las pilas secundarias no propiciaron diferencias significativas de la temperatura con respecto a las pilas primarias, situación que sugiere que los niveles de turbidez podrían estar siendo mediados por presencia de microalgas y no por material coloidal suspendido en la columna de agua (Queralt, 2003).

6.3 Metabolismo Acuático

El interés de estudiar el impacto del cambio climático global y el efecto de la actividad humana sobre la estructura y función de los ecosistemas acuáticos ha venido creciendo en los últimos años (Gutiérrez et al., 2008; 2012). La gravedad de estos impactos puede depender tanto de su intensidad o frecuencia debido a que los organismos a menudo exhiben diferentes tolerancias a los factores de estrés o diferentes capacidades de recolonización (Gutiérrez et al., 2012). Nuestros resultados muestran, por primera vez en Nicaragua, la dinámica fluctuante del metabolismo acuático intermedio en pilas de tratamiento de aguas residuales, evaluando los niveles de aminoácidos y glucosa.

6.3.1 Fluctuación de los niveles de metabolitos libres.

Se sabe que el proceso de degradación de la materia orgánica puede ser llevado a cabo de diferentes maneras y por diferentes especies de microorganismos (Erijman et al., 2011). De tal forma que los resultados sobre los niveles de aminoácidos y glucosa, presentes en estado libre en las aguas de las pilas de tratamiento, puede ser producto de la actividad de cualquier miembro de la población microbiana (Rodríguez, 2010; Erijman et al., 2011).

Nuestros resultados muestran que la concentración de aminoácidos es mayor que la concentración de glucosa en todas las pilas de tratamiento, lo que invita a sugerir mayor cantidad de enzimas proteolíticas que glucolíticas que podrían estar siendo liberadas al medio acuoso por los diferentes microorganismos (Rodríguez, 2010; Erijman et al., 2011). Por otro lado, cabe la posibilidad de que la glucosa presente en el cuerpo de agua este siendo usada en mayor proporción que los aminoácidos, por consiguiente, la alta demanda de los microorganismos por este

metabolito energético podría estar propiciando la permanencia de los bajos niveles de glucosa.

De manera general, se sabe que todos los microorganismos requieren algún tipo de sustrato energético para su funcionamiento metabólico y que para lograr obtenerlo del medio acuoso necesita liberar exoenzimas capaces de desdoblar cadenas de polímeros hasta unidades basales y luego obtenerlas para su metabolismo (Rodríguez, 2010).

Además, se sabe que algunas clorofitas como *Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.*, *Oocystis sp.* y *Scenedesmus sp.* y algunas cianofitas tienen capacidad de liberar exoenzimas tales como amilasa, lipasa, proteasa, fosfatasa, celulasa y ureasa, y que investigadores del laboratorio de Fisiología Animal han reportado que en estas pilas de tratamiento el género *Chlorella sp.* es la microalga que más prevalece (datos no publicados). Por consiguiente, podemos hipotetizar que en el cuerpo de agua de las pilas de tratamiento de Sutiava *Chlorella sp.* podría estar ejerciendo algún efecto sobre la degradación de las proteínas, en sinergia con la presencia bacteriana (Rodríguez, 2010).

Algunos investigadores han comparado la biomasa microbiana (hongos, bacterias y microalgas) y la actividad de enzimas extracelulares usadas para la descomposición de la materia orgánica entre diferentes sustratos béticos (hojas y ramas de árboles), encontrando alta actividad peptidasa en momentos de alta concentración de biomasa algal y que la biomasa de hongos y bacterias incrementa con la degradación de celulosa y hemicelulosa proveniente del tejido de las hojas (Artigas, 2008). En ese sentido, cabe mencionar que probablemente la diferencia entre las concentraciones de aminoácidos y glucosa, en el cuerpo de agua, podría ser debido a la alta concentración de *Chlorella sp.* que podría estar facilitando la actividad peptidasa. Por tal razón, aunque nuestro estudio solamente implica evaluar los metabolitos libres, podemos hipotetizar que la alta concentración de *Chlorella sp.* y algunas cianofitas encontradas en las aguas de las pilas de tratamiento por investigadores de nuestro laboratorio (datos aun no publicados), en ese mismo periodo, y algunas bacterias pueden estar ejerciendo un efecto sobre la degradación de la materia orgánica, con el subsecuente incremento de los niveles de aminoácidos con respecto al nivel de glucosa libre en el cuerpo de agua (Saborío, 2002).

Por otro lado, cabe mencionar que al analizar el comportamiento de la concentración de metabolitos, las pilas secundarias del módulo B siempre presentaron mayor concentración de aminoácidos que las pilas primarias (en todo el periodo de estudio), a excepción de los meses de mayo y junio, comportamiento que coincide con el observado en el oxígeno, pH y turbidez. Sin embargo, estos resultados no permiten hacer una comparación más específica entre los dos módulos, por lo que consideramos que deben hacerse estudios que abarquen otras variables para lograr una explicación más coherente del fenómeno.

7. Conclusiones

1) En todos los meses de estudio, en los módulos A y B, los niveles de oxígeno disuelto presentaron comportamiento creciente de la concentración en el sentido Pilas primaria-secundaria; en las pilas primarias siempre se observaron valores inferiores a los 2.5 mg/L y en las secundarias los valores oscilaron entre 5-18 mg/L, a excepción del mes de marzo.

2) De manera similar a lo observado con el comportamiento de los niveles de oxígeno, el pH presentó comportamiento creciente en el sentido pila primaria-secundaria, en el tiempo, en ambos módulos, a excepción del módulo B en el mes de agosto.

3) De manera general, los niveles de turbidez presentan tendencia creciente de los niveles de turbidez en el sentido pila primaria-secundaria, en ambos módulos, en todos los meses de estudio.

4) Los valores de temperatura no muestran diferencias entre todas las pilas ni en el tiempo.

5) La concentración de aminoácidos siempre fue superior a la concentración de glucosa en todas las pilas.

6) De manera general, en el módulo B la pila primaria siempre presentó menor concentración de aminoácidos que la pila secundaria en los meses de marzo, abril, junio y agosto, no encontrando diferencias significativas en los meses de mayo y julio.

En resumen, nuestros resultados muestran, por primera vez en Nicaragua, que en las pilas de tratamiento de Sutiava los niveles de los parámetros Oxígeno disuelto, pH y turbidez presentan un comportamiento creciente de los valores en el sentido pilas primarias-secundarias, en los módulos A y B, y que este mismo comportamiento se observa, de manera general, con los niveles de aminoácidos en el módulo de pilas B. Por consiguiente, podemos decir que la dinámica del metabolismo acuático intermedio del módulo de pilas B presenta mayor eficiencia en el proceso de degradación de la materia que el módulo de pilas A.

8. Recomendaciones

1) Realizar un monitoreo permanente en todas las pilas de estabilización de la ciudad de León para evaluar la dinámica ecológica acuática de cada pila, situación que permitirá hacer mejoras en el sistema de tratamiento.

2) Hacer investigaciones que permitan la inclusión de variables microbiológicas y de metabolitos indicadores de eutrofización para determinar con más precisión los fenómenos de degradación de la materia, situación que facilitará el inicio de estudios biotecnológicos

9. Referencias bibliográficas

- Abreu, S., Carrasquero, E., Gutiérrez, E., López, F. (2002). Distribución de la concentración de la clorofila en la Laguna Facultativa de una planta de tratamiento de aguas residuales. Universidad de Zulia. Facultad de Ingeniería Química.
- Ackefors, H. y Enell, M. (1992). Pollution loads derived from aquaculture: land-based and waterbased systems. Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, Christian-Albrechts- University of Kiel, Alemania. 3-4.
- Artigas, J. (2008). The role of fungi and bacteria on the organic matter decomposition process in stream: Interaction and relevance in biofilm. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología Acuática. Universidad de Girona. España.
- Atlas, R., y Bartha, R. (2002). Ecología microbiana y Microbiología ambiental. (4ta ed) Madrid: Pearson Education. S. A.
- Bashan, L., y Bashan, Y. (2003). Bacterias promotoras de crecimiento de microalgas: una nueva aproximación en el tratamiento de aguas residuales. Revista Colombiana de Biotecnología, (2), 85-90.
- Becerra, E. (2001). Procesos biológicos aplicados al Tratamiento de agua residual. Ingeniería hidráulica y ambiental, (22), 4.
- Bonilla S. (2009). Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe. PHI-VII/Documento Técnico N° 16. 37-63.
- Boyd, C., Davis, J. y Johnston, E. (1978): «Die-offs of the blue-green algae, *Anabaena variabilis*, in fish ponds». Hidrobiología, 61: 129-133.
- Bravo, C., Osorno, C., y Salgado, E. (2016). Propuesta de un tratamiento para aceites y grasas de las aguas residuales de la microempresa “Productos verdes” laboratorio de biotecnología, UNAN –Managua, marzo - julio 2016. Departamento de química. Facultad de ciencias e ingenierías. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, UNAN-Managua.
- Bricker, S., Clement, C., Pirhalla, D., Orlando, S. y Farrow, D. (1999). National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 71.
- Busetti, F., Badoer, M., Cuomo, B., Rubino, P. y Travers, A. (2005). Occurrence and Removal of Potentially Toxic Metals and Heavy Metals in the Wastewater Treatment Plan of Fusina (Venice, Italy). Industrial & Engineering Chemistry Research. (44), 9264-9272.
- Bustamante M., Granero M., Bonetto C., Morillo S., y Lopez, F. (2002). The role of nutrients, physical processes and climatological factor on cyanophytes and dinoflagellates

summer blooms, 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality, Ceske Budejovice, Rep. Checa.

- Campos, E. y Gómez, A. (2009). Tratamiento de aguas residuales mediante irradiación gamma. *Quivera*, 11 (1), 12-21.
- Cantoral, E., Asencio, A. y Aboal, M. (2017). Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención. *Hidrobiológica*, (272), 241-251.
- Castillo, M. (2007). Componentes abióticos de un ecosistema acuático. Septiembre-Diciembre 2007. 1-5.
- Charles, M. (1993). Remoción de los Compuestos Nitrogenados en un Sistema Piloto de Estabilización. Tesis de Grado. Facultad de Ingeniería. División de Postgrado. Universidad del Zulia. Venezuela.
- Chaparro, D y Rosas, D. (2006). Aislamiento y evaluación de la actividad enzimática de hongos descomponedores de la madera en la reserva natural La montaña del ocaso, Quimbaya-Quindío. Proyecto previo a la obtención del título de Microbiólogo Industrial. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia.
- Chorus, I. (Ed.). 2001. Cyanotoxins, occurrence, causes, consequences. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany. 357.
- Claros, J. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia.
- Comisión Nacional del Agua. (2007). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, Diseño de Lagunas de Estabilización. Diciembre. ISBN: 978-968-817-880-5. C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.7-19.
- Costanza, R. (1992). Toward and operational definition of ecosystem health. En Costanza, R., Norton, B.G. y Haskell, B. D. (eds), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington, D.C.: 239–256.
- Cross, T. (1981). Aquatic Actinomycetes: A critical survey of the occurrence, growth and role of Actinomycetes in aquatic habitats. *Journal of Applied Bacteriology*, (50): 397-423.
- Cruz, N., Castellanos, D. y Arguello, H. (2009). Degradación de celulosa y xilano por microorganismos aislados de dos tipos de compost de residuos agrícolas en la Sabana de Bogotá. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*. 3(2):237-249.
- Danese, P., Pratt, L. y Kolter, R. (2000). Exopolysaccharide production is required for development of *Escherichia coli* K-12 biofilm Architecture. *Journal of Bacteriology* (182):3593-3596.
- Deason, T. (1976). The genera *Spongiococcum* and *Neospongiococcum*. III. New species, biochemical characteristic and a summary key. *Phycologia*. (15):197-213.
- Decho, A., (2000). Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. *Continental Shelf Research* 820): 1257-1273.

- Delgadillo O., Camacho A., Perez L. y Andrade M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA).
- Edelovitch, E., y Ringskog, K. (1997). Directions & Development: Wastewater Treatment in Latin America, Old and New Options, World Bank, Washington, D.C.
- ENACAL. (2003). Plantas de tratamiento de aguas residuales de Nicaragua. Taller Regional de Tratamiento Sostenible de Aguas Residuales. San Pedro Sula, Honduras.
- Erijman, L., Figuerola, E., Guerrero, L. y Ayarza, J. (2011). Impacto de los recientes avances en el análisis de comunidades microbianas sobre el control del proceso de tratamiento de efluentes. *Revista Argentina de Microbiología*. 43: 127-135.
- Erskine, J. y Koch, M. (2000). Sulfide effects on *Thalassia testudinum* carbon balance and adenylate energy charge. *Aquat. Bot.* 67:275–285.
- Fallowfield, H., y Garret, M. (1985) The treatment of wastes by algal culture. *Journal of Applied Bacteriology*. 53rd Symposium Supplement.187-205.
- Fenchel, T., King, G. y Blackburn, T. (1998). *Bacterial Biogeochemistry: the Ecophysiology of Mineral Cycling*. Academic Press. San Diego. CA. 307.
- Félix, J., Serrato, R., Armenta, A., Rodríguez, G., Martínez, R., Azpiroz, H. y Olalde, V. (2010). Microbiological properties of mature composts produced with different organic matter. *Ra Ximhai* 6 (1): 105-113.
- Febles, J., y Hoogesteijn, A. (2010). Evaluación preliminar de la eficiencia en las lagunas de oxidación de la ciudad de Mérida, Yucatán. *Ingeniería*, 14 (2), 127-137.
- Forbes, B., Saham, D. y Weissfeld, A. (Eds.). (2002). *Bailey y Scott's. Diagnostic Microbiology*. (11th.ed). St. Louis, Missouri. Mosby.
- García, E. y Pérez, A. (1985). Aspectos sanitarios del estudio de las aguas. Universidad de Granada. Servicio de Publicaciones. Granada.
- García, J., Hernández., y Mujeriego, R. (1998). Tratamiento de aguas residuales urbanas Mediante lagunas de alta carga: Evaluación experimental. 5, (2), 35.
- García, N., Villanueva, P., Campos, E. y Velazquez, A. (2012). Analisis de la adsorsion como metodo de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, Universidad Autonoma del Estado de Mexico. Mexico, 12, (1), 109-129.
- Google. (s.f.). San Isidro. [Mapa de León, Nicaragua en Google maps]. Recuperado el 2 de abril, 2018, de: <https://www.google.com.ni/maps/place/12%C2%B025'27.5%22N+86%C2%B053'22.1%22W/@12.4240429,86.8907436,714m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x0:0x0!7e2!8m2!3d12.4243031!4d-86.8894579?dcr=0>
- Google. (s.f.). Sutiava. [Mapa de León, Nicaragua en Google maps]. Recuperado el 2 de abril, 2018, de: <https://www.google.com.ni/maps/place/Barrio+Sutiava,+Le%C3%B3n/@12.4376867,86.9122187,189m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x8f711ffd31e37cdb:0x78210f0c8aca3325!8m2!3d12.4290065!4d-86.8997918?dcr=0>

- Google. (s.f.). El Cocal. [Mapa de León, Nicaragua en Google maps]. Recuperado el 2 de abril, 2018, de: <https://www.google.com.ni/maps/place/Barrio+Sutiava,+Le%C3%B3n/@12.4249648,86.889773,260m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x8f711ffd31e37cdb:0x78210f0c8aca3325!8m2!3d12.4290065!4d-86.8997918?dcr=0>
- González, J.; Bécares, E. y Luis, E. (2001). Limnología de sistemas experimentales de lagunaje para el tratamiento de aguas residuales. *Limnetica*, 20(2): 267-277.
- González, A., Robles, L., Nuñez, A., Strip, J. y Crawford, D. (2009). Molecular and cultural analysis of seasonal actinomycetes in soils from *Artemisia tridentata* habitat. *Journal of Experimental Botany*. (78): 83-90.
- Gutiérrez, C. (2012). Impact of chronic and pulse dilution disturbances on metabolism and trophic structure in a saline Mediterranean stream. *Hidrobiología*. 686: 225-239
- Gutiérrez, V., Pinzón Á., Casas, J., y Martínez, M. (2008). Determinación de la actividad celulolítica del suelo proveniente de cultivos de *Stevia rebaudiana* Bertoni. *Agronomía Colombiana*. 26(3):497-504.
- Guzmán, G., Thalasso, F., Ramírez, E., Rodríguez, S., Guerrero, A y Avelar, F. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río san pedro en el estado de aguas calientes, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27(2): 89-102.
- Hernandez, I., Alejo, K., Mendez, L., Garcia, A., Cordova, A. y Garcia, A. (2015). Estudio Cinetico enzimatico de la Hidrolasa a partir de citricos. *Avances en Ciencias e Ingenieria, Executive Bussines School. La Serena, Chile.*, 6, (3): 1-8.
- Jensen, P. y Fenical, W. (1994). Strategies for the discovery of secondary metabolites from marine bacteria: Ecological perspectives. *Annual Review of Microbiology* (48): 559-84.
- Jiménez, V. (2011). Aislamiento, Selección e Identificación de Actinomicetos, Bacterias Fotosintéticas No Sulfurosas y Bacterias Ácido Lácticas con Potencial Biofertilizante, a Partir de Suelos Asociados al Cultivo de Plátano en la Costa Atlántica Colombiana. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Biotecnología Bogotá, Colombia.
- Koch, M. y Mendelssohn, I. (1989). Sulfide as a soil phytotoxin: Differential responses in two marsh species. *J. Ecol.* 77:565–578.
- Koch, M., Mendelssohn, I. y McKee, K. (1990). Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnol. Oceanogr.* 35: 399–408.
- Korhonen, L., Macias, V., Abdala, R., Figueroa, F. y Cabello, A. (2012). Effect of sulfide concentration, pH, and anoxia on photosynthesis and respiration of *Zostera marina*. *Ciencias Marinas*. 38(4): 625-633.
- Kwong, Ch., Salas, N., Gutiérrez, E. y López, F. (s.f.) Distribución del oxígeno disuelto, pH y temperatura, de la laguna facultativa de la Planta Maracaibo Sur.
- La Iglesia, J. (2016). Lagunaje. Módulo Gestión de Aguas Residuales y Reutilización. Escuela de Organización Industrial.

- López, J. y Méndez, A. (2014). Evaluación de la concentración de los grupos de fitoplancton: Diatomeas, Cianofitas, Clorofitas y Dinoflagelados y su relación con los parámetros fisicoquímicos, en las aguas del Río Estero Real, período junio-noviembre 2013. Tesis de grado. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León. Nicaragua.
- Lynd, L., Weimer, P., Zyl, W. y Pretorius, I. (2002). Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology *Microbiology and Molecular Biology Reviews* (66): 506-577.
- Mann, K. (1988). Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 33(4): 910-930.
- Mara, D. y Pearson, H. (1986). Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: Rehm, H.-J., Reed, G. (Eds.). VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, *Biotechnology*, (8), 177-206.
- Marcó, L., Azario, R., Metzler, C. y Garcia, M. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósitos del estudio del Sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). Departamento de materias básicas. Fac. Regional Concepción del Uruguay. Universidad Tecnológica Nacional. *Revista Higiene y Salud Ambiental*, (4): 72-82.
- Mason, C. (1976). Relative importance of fungi and bacteria decomposition of *Phragmites* leaves. *Hidrobiología* (51): 65-69.
- Marx, M., Wood, M. y Jarvis, S. (2001). A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. (33), 1633-1640.
- Medina, A., Piña, M., Nieves, J., Arzola, F. y Guerrero, M. (2012). La importancia de las microalgas. *CONABIO Diversitas*, 103. Recuperado de: <http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv103art1.pdf>
- Méndez, L. (2008). Estructura y fisiología de los hongos patógenos. En: López, R., Méndez L.J., Hernández, F. (Ed.). *Actualidades en Micología Médica* (4ta Ed) México: UNAM.
- Mercado, A. (2013). Lagunas de estabilización. Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental UMSS Santa Cruz agosto 2013
- Mondini, C., Farnasier, F y Sinicco, T. (2004). Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology and Biochemistry*. (36): 1587-1594.
- Moorhead, D., Sinsabaugh, R., Linkins, A. y Reynolds, J. (1996). Decomposition processes: modelling approaches and applications. *The Science of the Total Environment*, (183): 137-149.
- Moore, S. (1968). Amino Acid Analysis: Aqueous Dimethyl Sulfoxide As Solvent for the Ninhydrin Reaction. *Journal of Biological Chemistry*, 243(23): 4283-6281.
- Muñoz, A. (2008). Caracterización y tratamiento de las aguas residuales. Tesis de grado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Recuperado de: http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/Caracterizacion%20y%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales.pdf;jsessionid=878EF52FF4F6905_A9E0BA0F8667C6F6C?sequence=1

- NAS (National Academy of Sciences). 1969. Eutrophication: Causes, consequences, correctives, Washington, D.C. 661.
- Nebel, B. y Wright, R. (1999). Ciencias Ambientales: Ecología y Desarrollo Sostenible. 6th ed. México: Pearson-Prentice Hall.698.
- Ortiz, N. y Carmona, J. (2015). Aprovechamiento de cromo eliminado en aguas residuales de curtiembres (San Benito, Bogotá), mediante tratamiento con sulfato de sodio. Revista Luna Azul, (40), 117-126.
- Osorio, K. y Prado, M. (2014). Evaluación de la concentración de proteína y metabolitos libres (glucosa y aminoácidos) en el río Estero Real y su relación con los parámetros físicos y químicos. Periodo mayo – octubre 2013. Tesis de grado. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. UNAN-León. Nicaragua.
- Otero, C. (2006). Filtración de aguas residuales para reutilización. Universidad de la Laguna. Soporte Audiovisuales e Informativos. Serie Tesis Doctorales. Curso 2006-2007. ISBN:978-84-7756-780-6.
- Queralt, R. (2003). Tratamiento de aguas residuales industriales: Generalidades. Fundacion Universitaria Iberoamericana. Barcelona.
- Raffo, L. y Ruiz, L. (2014). Caracterizacion de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Peru. ISSN: 1560-9146. Industrial Data, 17,(1), 71-80.
- Rodríguez, S. (2010). Evaluación de microalgas y de bacterias asociadas productoras de exoenzimas para tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite de palma. Tesis doctoral. Universidad del Zulia. Maracaibo. Venezuela.
- Reynolds, K. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica. Identificación del problema. Universidad de Arizona. Laboratorio de Investigación Ambiental del Departamento de Suelos, Agua y Ciencias Ambientales.
- Rivera, M. y Gómez, L. (2010). Identificación de cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas en la curva de salguero del Río cesar. Luna azul. (31):17-25.
- Rolim, M. (2000). Lagunas de Estabilización. En: Como utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistemas de Regadío. Santa Fé de Bogotá. McGraw-Hill
- Ronzano, E. y Dapena, J. (2015). Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales. Ediciones Diaz de Santos, 2015 (Version electrónica). ISBN: 978-84-9052-014-7, 135-137.
- Ruibal, A., Bustamante, A., Granero, M., Lopez, F., Girbal, A., Lammel, E., Simonin, M. y Busso F. (1999). Estudio de la evolución de la calidad del agua del Embalse del Dique San Roque (Cordoba) asociado al desarrollo de floraciones de *Ceratium*, Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctrico, San Martín de los Andes. Argentina.
- Saborío, A., Almanza, M., Sandoval, E, y Obregón, A. (2002). Calidad de agua en efluentes y afluentes de catorce granjas camaroneras. Encuentro. N0 6: 7-20.
- Salgado, I., Durán, C., Cruz, M., Carballos, M. y Martínez, A. (2012). Bacterias rizosféricas con potencialidades fisiológicas para eliminar materia orgánica de aguas residuales. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 28 (1), 17-26.

- Satchell, J. (1974). Litter-interface of animate/inanimate matter. En *Biology of Plant Litter Decomposition*. 1. C.H. y G.J.F. Pugh (Eds). Academic Press. London.
- Silva, J., Torres, P., y Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26 (2), 347-359.
- Solans, M. y Vobis, G. (2003). Actinomycetes saprofíticos asociados a la rizósfera y rizoplano de *Discaria trinervis*. *Ecología Austral*. 13: 97-107.
- Tanaka, N y Ohwada, K. (1987). Decomposition of Agar, Protein, and Organic Phosphate by Marine Epiphytic Diatoms. *University of Tokyo, Nakao, Tokio*. 54 (4): 725-727.
- Torres, E. (1994). Proyecto de una planta de tratamiento de aguas residuales domesticas para Reuso del agua en la agricultura. Tesis de Maestría. Universidad autónoma de Nuevo León. Facultad de Agronomía. Marín, Nuevo León, México.
- Utria, E., Reynaldo, I., Cabrera, A., Morales, D., Morúa, A., y Álvarez, N. (2006). Caracterización de los biosólidos de aguas residuales de la estación depuradora de aguas residuales "quibú". *Cultivos Tropicales*, 27 (3), 83-87.
- Vargas, C. (1996). Características microbiológicas de las aguas residuales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. División de Salud y Ambiente.-Lima, Perú.
- Vanegas, E. (2015). Evaluación de la Concentración de Proteína y Metabolitos Libres en el Rio Estero Real y su Relación con los Parámetros Fisicoquímicos, en el Periodo noviembre 2013 - abril 2014. Tesis de grado. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León. Nicaragua.
- Wetzel, R. (1990). Land-water interfaces. Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 6 -24.
- Wetzel, R. (1992). Gradient-dominated ecosystem: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystem. *Hydrobiologia* 229: 181-198.
- Wetzel, R. (1999). Biodiversity and shifting energetic stability within freshwater ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie. Spec Issues Advance. Lomnol* (54): 19-32.