

---

---

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD  
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE  
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

INFORME FINAL DEL SERVICIO  
SOCIAL POR INVESTIGACIÓN

**“TASA DE NITRIFICACIÓN EN LA ZONA DE  
CONSERVACIÓN PUENTE DE URRUTIA EN  
XOCHIMILCO”**

QUE PRESENTA EL ALUMNO (A)

**Fernando Capetillo Colín**

Matrícula: 2163026991

**ASESORES:**

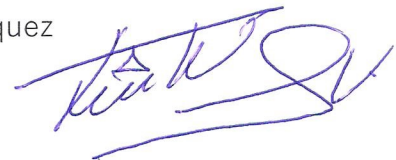
**Interno:** Dra. María Jesús Ferrara Guerrero

**No. Económico:** 22662



**Interno:** Dr. José Roberto Ángeles Vázquez

**No. Económico:** 39325



México, Ciudad de México

04 de Octubre de 2024

# ÍNDICE

<b>ÍNDICE</b>	<b>2</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>4</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>5</b>
<b>MARCO TEÓRICO</b>	<b>6</b>
<b>Humedales</b>	<b>6</b>
<b>Procesos en el sedimento</b>	<b>6</b>
<b>Ciclo del Nitrógeno</b>	<b>7</b>
<b>Fijación de Nitrógeno</b>	<b>7</b>
<b>Amonificación</b>	<b>8</b>
<b>Desnitrificación</b>	<b>8</b>
<b>Nitrificación</b>	<b>8</b>
<b>Anamox</b>	<b>9</b>
<b>Contaminación del agua por compuestos nitrogenados</b>	<b>9</b>
<b>OJETIVOS</b>	<b>11</b>
<b>General</b>	<b>11</b>
<b>Particulares</b>	<b>11</b>
<b>METODOLOGÍA</b>	<b>11</b>
<b>Área de estudio</b>	<b>11</b>
<b>I. Trabajo de campo</b>	<b>12</b>
I.1 Muestras de agua	12
I.2 Muestras de sedimento	14
<b>II. Trabajo de laboratorio</b>	<b>14</b>
II.1 Muestras de agua	14
II.2 Muestras de Sedimento	16
<b>III. Trabajo de Gabinete</b>	<b>16</b>
<b>ACTIVIDADES REALIZADAS</b>	<b>17</b>
<b>METAS ALCANZADAS</b>	<b>17</b>
<b>RESULTADOS</b>	<b>18</b>
<b>Perfil físico-químico</b>	<b>18</b>
<b>Oxígeno Disuelto (OD)</b>	<b>19</b>
<b>Materiales en Suspensión (MES)</b>	<b>20</b>
<b>Potencial de Óxido Reducción (ORP)</b>	<b>21</b>

<b>Nitrógeno inorgánico (amonio, nitrito y nitrato)</b>	<b>21</b>
<b>Ortofosfatos</b>	<b>24</b>
<b>Nitrógeno Total</b>	<b>24</b>
<b>Carbono Orgánico Total</b>	<b>25</b>
<b>Textura y Materia Orgánica de los sedimentos</b>	<b>26</b>
<b>Pigmentos fotosintéticos</b>	<b>27</b>
Clorofila a	27
Pigmentos accesorios	28
Feopigmentos a	30
<b>Tasas netas de nitrificación</b>	<b>31</b>
<b>Índice trófico</b>	<b>33</b>
<b>Análisis estadísticos</b>	<b>34</b>
ACC	34
ACP	35
<b><i>DISCUSIÓN</i></b>	<b>37</b>
<b>Perfil físico-químico</b>	<b>37</b>
<b>Temperatura</b>	<b>37</b>
<b>pH</b>	<b>38</b>
<b>Oxígeno</b>	<b>38</b>
<b>ORP</b>	<b>39</b>
<b>Conductividad y MES</b>	<b>40</b>
<b>Turbidez y Profundidad</b>	<b>41</b>
<b>Tasas de nitrificación y nutrientes nitrogenados</b>	<b>42</b>
<b>Contenido de C:N</b>	<b>44</b>
<b>Fósforo</b>	<b>44</b>
<b>Pigmentos fotosintéticos</b>	<b>45</b>
Clorofila a	46
Feopigmentos-a	46
Pigmentos accesorios	47
<b>Pigmentos y Tasas de nitrificación</b>	<b>48</b>
<b>Análisis de Componentes Principales y Pigmentos fotosintéticos</b>	<b>49</b>
<b>Caracterización de los Sedimentos</b>	<b>50</b>
Materia Orgánica y Textura	50
<b><i>CONCLUSIÓN</i></b>	<b>51</b>
<b><i>REFERENCIAS</i></b>	<b>52</b>

## RESUMEN

El nitrógeno es un componente esencial para los seres vivos, pero no siempre se encuentra en una forma asimilable para los organismos, por lo que necesita ser transformado a otras formas para que pueda ser aprovechado. Sin embargo, el progresivo aumento de estos compuestos en los cuerpos de agua ha provocado un desequilibrio en estos ecosistemas. Con el objetivo de contribuir en el conocimiento del proceso de nitrificación en el Polígono Puente de Urrutia y la relación que tiene con el perfil físico-químico en el agua de fondo y sedimentos superficiales, se realizó un muestreo en temporada de secas en seis sitios ecológicamente distintos, en cada uno se obtuvieron las tasas de nitrificación netas, así como valores de profundidad, turbidez, OD, conductividad, temperatura, pH, ORP, MES, concentración de amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos, Nitrógeno Total, Carbono Orgánico Total, pigmentos fotosintéticos (Cl-*a*, Cl-*b*, Cl-*c*, carotenoides y Feo-*a*), textura de los sedimentos y materia orgánica. Las tasas de nitrificación netas en agua de fondo fueron en promedio de  $0.34 \pm 0.41 \text{ N-NO}_3^- \text{ l}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , mientras que en el agua de poro de los sedimentos fue de  $58.86 \pm 42.74 \text{ N-NO}_3^- \text{ l}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , encontrando que los nitritos, nitratos, MES, profundidad, transparencia, COT y especialmente los pigmentos fotosintéticos, fueron las variables que tuvieron relaciones positivas con la nitrificación de acuerdo con un Análisis de Correspondencia Canónica. El Análisis de Componentes Principales mostró que las variables que más contribuyen en el estado del ecosistema fueron los pigmentos fotosintéticos, los MES, los nitritos, los nitratos, la profundidad y la transparencia. Se resalta la importancia que tienen los sedimentos y la interacción benéfica entre los microorganismos acuáticos (microalgas-bacterias) en el reciclamiento de nutrientes en los ecosistemas acuáticos, permitiendo al ecosistema seguir ofreciendo sus servicios ambientales.

**Palabras clave:** *Análisis de Correspondencia Canónica; Análisis de Componentes Principales; pigmentos fotosintéticos; sedimentos superficiales; relación microalgas-bacterias.*

## INTRODUCCIÓN

Los humedales son hábitats con características únicas y otras que comparten con los sistemas acuáticos y terrestres. Estos ecosistemas cumplen con funciones ambientales importantes, como refugio de aves migratorias, sirven como suministro de agua y como zonas de recreación y turismo, entre otras (Secretaría de la Convención de Ramsar, 1996; Aguilar, 2003; Moore, 2006; Tiner, 2012; en Heynes-Silerio, 2014).

En el agua de fondo de estos ecosistemas existen procesos importantes de intercambio de materia y energía (Becerril-Morales, 2016) y en la biopelícula sedimentaria se llevan a cabo procesos de óxido reducción con la participación de una gran variedad de especies químicas del nitrógeno (Morán-Villa, 2007). Se sabe que todos los organismos necesitan asimilar alguna forma de nitrógeno para sobrevivir, el cual puede encontrarse como nitrógeno molecular, en formas inorgánicas reducidas u oxidadas y en componentes orgánicos (Galloway *et al.*, 2003).

Estas transformaciones de nitrógeno se llevan a cabo en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, donde participan una gran diversidad de microorganismos (Andrade-Ochoa *et al.*, 2015) en sus diferentes etapas: la fijación de nitrógeno atmosférico, amonificación, nitrificación, desnitrificación y anamox (Madigan *et al.*, 2015).

El nitrógeno puede encontrarse en el medio acuático de forma natural o como derivado de la actividad humana, como las actividades agrícolas, industriales y urbanas principalmente (Claros-Bedoya, 2012).

En México, la zona lacustre de Xochimilco ha experimentado cambios que han deteriorado el ecosistema debido a la contaminación excesiva de sus cuerpos de agua por metales pesados, fosfatos y nitrógeno inorgánico (Bojórquez y Amaro, 2003; en Ferrara-Guerrero *et al.*, 2004). Debido a los pocos trabajos de investigación que se han realizado en cuerpos de agua mexicanos sobre el ciclo biogeoquímico del Nitrógeno y su contribución en el enriquecimiento por nitrógeno en forma de nitratos y nitritos de los mismos, el presente trabajo de Servicio Social tuvo como objetivo contribuir al conocimiento del comportamiento del proceso de nitrificación en esta zona, con respecto a las variaciones físicas y químicas del ambiente; para ello se calculó la tasa de nitrificación en los canales del Polígono Puente de

Urrutia que pertenece al Área Natural Protegida “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”.

## **MARCO TEÓRICO**

### ***Humedales***

Los humedales son hábitats distintivos y no sólo híbridos, entre los ecosistemas acuáticos y terrestres ya que poseen características únicas que no son compartidas con los ecosistemas adyacentes (Tiner, 2012; en Heynes-Silerio, 2014). Existe una gran variedad de ecosistemas que entran en la categoría de humedales (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2010).

Estos ecosistemas albergan a una gran cantidad de aves migratorias, gracias a su diversidad de flora y fauna, con un alto grado de especies endémicas (Aguilar, 2003; en Heynes-Silerio, 2014); también proporcionan bienes y servicios socioambientales, como el suministro de agua, alimentos y otras materias primas, mitigan el efecto de algunos fenómenos naturales, recargan los mantos freáticos, eliminan el exceso de nutrientes y metales pesados en el cuerpo de agua. Además, tienen un gran valor cultural y muchos de ellos son utilizados para actividades de recreación y turismo (Moore, 2006; Secretaría de la Convención de Ramsar, 1996; en Heynes-Silerio, 2014). Sin embargo, a pesar de su importancia socio-ecológica, éstos han sido sometidos a severos procesos de explotación y transformación (Cruz, 1994; Frazier, 1999; en Arias-García y Gómez-Zotano, 2015).

### ***Procesos en el sedimento***

El sistema bentónico podría ser visto como el punto de inflexión o intercambio de materia y energía entre el fondo y la columna de agua. Se han demostrado importantes procesos en los primeros centímetros del sedimento, en donde el tamaño del grano del que está conformado tiene una importante relevancia. Los granos finos forman capas de sedimento poco permeables a los flujos de materia orgánica y a compuestos oxigenados, provocando discontinuidades en los procesos redox. Por otro lado, los granos de mayor tamaño (limos y arcillas) permiten el paso de elementos hacia niveles inferiores del sedimento favoreciendo las reacciones de oxido-reducción (Becerril-Morales, 2016).

Estos estados redox son de gran importancia para la actividad de una amplia cantidad de especies químicas del nitrógeno. Morán-Villa (2007) señala que en la película superficial oxigenada del sedimento son más importantes los procesos de amonificación y nitrificación que los de desnitrificación, debido a la mineralización de materia orgánica.

### ***Ciclo del Nitrógeno***

El ciclo biogeoquímico del nitrógeno es uno de los más importantes de la biósfera (Galloway *et al.*, 2003; Eugercios-Silva *et al.*, 2017) y es en éste en el que existe la mayor participación de microorganismos de vida libre (Andrade-Ochoa *et al.*, 2015). Todas las formas de vida deben asimilar nitrógeno para desarrollarse, por lo que necesitan encausar ciertas transformaciones de nitrógeno (Madigan *et al.*, 2015).

En la atmósfera el nitrógeno puede encontrarse como nitrógeno molecular ( $N_2$ ), en formas inorgánicas reducidas: amoníaco ( $NH_3$ ) y amonio ( $NH_4^+$ ); en formas inorgánicas oxidadas: nitrito ( $NO_2^-$ ), óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $N_2O$ ), ácido nítrico ( $HNO_3$ ) y nitrato ( $NO_3^-$ ); y en componentes orgánicos como urea, aminas, proteínas y ácidos nucleicos (Galloway *et al.*, 2003), que pueden estar presentes naturalmente o como derivados de la actividad antropogénica, esto último ha incrementado el aporte considerable de nitrógeno en las corrientes de agua (Claros-Bedoya, 2012). Los principales procesos de transformación del nitrógeno en los ecosistemas son: fijación biológica, amonificación, desnitrificación, nitrificación y anamox (Madigan *et al.*, 2015).

### ***Fijación de Nitrógeno***

El nitrógeno atmosférico es la fuente principal de todas las especies de nitrógeno que se encuentran en el agua y en los suelos, sin embargo, éste no se encuentra directamente disponible para las plantas o animales debido a la gran demanda energética que conlleva romper el triple enlace  $N\equiv N$ , por lo tanto, el  $N_2$  debe ser transformado en otros compuestos de nitrógeno que sean asimilables para las formas de vida (Weiner, 2013).

Los diazótrofos (géneros como *Mesorhizobium*, *Desulfovibrio* y *Azotobacter*) fijan el  $N_2$  en amoníaco ( $N_2 + 8H^+ \rightarrow 2NH_3 + H_2$ ), el cual puede incorporarse como fuente de nitrógeno en las células. La fijación de nitrógeno es un proceso asimilador, que requiere de ATP y de la enzima Nitrogenasa, no obstante, la expresión de la Nitrogenasa se inhibe cuando hay

disponibilidad de amoníaco para las células o cuando hay presencia de oxígeno. El oxígeno inhibe de forma irreversible la nitrogenasa, por lo que diferentes organismos han desarrollado estrategias para proteger esta enzima del oxígeno (Madigan *et al.*, 2015).

### ***Amonificación***

Ocurre durante la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados como aminoácidos y nucleótidos, con la liberación de  $\text{NH}_3$ . También se genera  $\text{NH}_3$  mediante la reducción respiratoria de  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NH}_3$ , conocida como *reducción desasimiladora de nitrato a amoníaco* (DRNA, por sus siglas en inglés). El proceso de DRNA suele ser dominante en ambientes anóxicos reductores como los sedimentos orgánicos marinos (Madigan *et al.*, 2015).

### ***Desnitrificación***

Los organismos que llevan a cabo este proceso se encuentran repartidos en dos filos arqueanos y seis filos bacterianos (los géneros principales son *Paraccocus* y *Pseudomonas*), los cuales son normalmente aerobios facultativos y quimiorganotrofos. Los desnitrificantes pueden crecer por la respiración anaerobia de  $\text{NO}_2^-$  o  $\text{NO}_3^-$ , dando como producto gaseoso  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  o  $\text{N}_2$ . La desnitrificación requiere de varias etapas enzimáticas fundamentales y muchos reductores de nitrato poseen solo una parte de la ruta de desnitrificación, ya que son incapaces de reducir completamente el nitrato a nitrógeno molecular (Madigan *et al.*, 2015).

### ***Nitrificación***

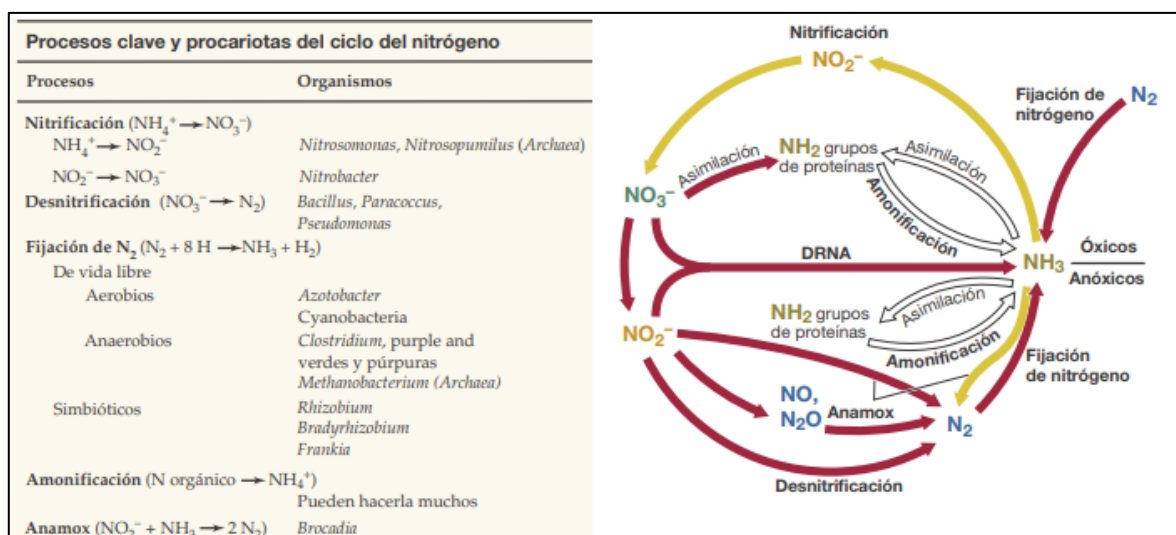
Los microorganismos nitrificantes pueden crecer de manera quimilitotrófica, son aerobios estrictos que pueden crecer de manera autotrófica o mixotrófica (Madigan *et al.*, 2015). Las bacterias (y arqueas) oxidantes del amonio (BOA) junto con las bacterias oxidantes del nitrito (BON) catalizan el proceso de nitrificación, teniendo una posición clave en el ciclo natural del nitrógeno (Koops *et al.*, 2006). La nitrificación es la conversión biológica del  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_3^-$  de dos pasos, el primero se enfoca en la oxidación del  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_2^-$  y posteriormente el  $\text{NO}_2^-$  es oxidado a  $\text{NO}_3^-$ . Cada paso es llevado a cabo por un grupo de microorganismos debido a que ningún microorganismo por sí solo es capaz de oxidar el amonio hasta nitrato (Kirchman, 2012). El primer paso lo llevan a cabo los microorganismos oxidantes del amonio (arqueas y bacterias), mientras que el segundo lo realizan los microorganismos nitrito-oxidantes (Caffrey *et al.*, 2007; en Andrade-Ochoa *et al.*, 2015).



Los principales géneros que llevan a cabo la oxidación de amonio son: *Nitrosomonas* y *Nitrosopumilus*, que oxidan el  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_2^-$ . Mientras que los oxidadores de nitritos pertenecen principalmente a los géneros *Nitrospira* y *Nitrobacter*, que se encargan de oxidar el  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  (Madigan *et al.*, 2015).

### Anamox

El amoniaco puede ser oxidado en condiciones anóxicas en un proceso llamado *anamox*, éste se oxida anaeróbicamente con nitrito como aceptor de electrones y como producto se libera  $\text{N}_2$  ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ ). Un organismo anamox importante es *Brocadia anammoxidans*, aunque también se conocen géneros como *Kuenenia*, *Anammoxoglobus*, *Jetenia* y *Scalindua*. Las bacterias anamox son autótrofas y fijan el  $\text{CO}_2$  a través de la ruta del Acetil-CoA (Madigan *et al.*, 2015).



**Figura 1.** Ciclo redox del nitrógeno. Las flechas en amarillo representan procesos de oxidación, las rojas los de reducción y las reacciones sin cambio redox aparecen en blanco (tomado de Madigan *et al.*, 2015).

### Contaminación del agua por compuestos nitrogenados

Los compuestos nitrogenados y fosfatados son los principales componentes celulares de los organismos, por lo que estos elementos pueden ser factores limitantes en la productividad de los organismos en los ecosistemas acuáticos y terrestres. La concentración de estos nutrientes es altamente dinámica debido a la utilización, almacenamiento y transformación que se da

de manera rápida y repetitiva por los distintos organismos acuáticos (Wetzel y Likens, 2000; Cárdenas-Calvachi y Sánchez-Ortiz, 2013; Ward y Jensen, 2014). Sin embargo, las elevadas concentraciones de nitrógeno y fósforo son alarmantes porque provocan la eutrofización de las aguas, lo que acarrea consigo florecimientos algales (sumado a que algunas pueden ser nocivas), aumento de la turbidez debido a los MES, disminución del OD, aumento de MO en los sedimentos, entre otras (Weiner, 2013; Eugercios-Silva *et al.*, 2017).

La contaminación por compuestos nitrogenados y fosfatados deriva principalmente de actividades antrópicas (agrícola, industrial y urbana) (Claros-Bedoya, 2012), por vertidos residuales o por lixiviación desde la superficie hasta los cuerpos de agua subterráneos y superficiales (Almasri, 2007; Cherry *et al.*, 2008; en Eugercios-Silva *et al.*, 2017).

El nitrógeno amoniacal, los nitritos y nitratos son buenos indicadores de contaminación orgánica (Chapman, 1998; en Robles-Pérez, 2005). Por lo que, la determinación de estos compuestos puede ser crucial para el desarrollo de propuestas que den solución a los problemas de contaminación que enfrenta México en sus recursos hídricos como es el caso de Xochimilco.

El humedal de Xochimilco ha sido reconocido como patrimonio de la humanidad por la UNESCO (Jefatura de Gobierno del Distrito Federal, 2016; en Mendoza-Correa, 2018), sin embargo, sus aguas están contaminadas principalmente por N y F, además de metales pesados, bacterias (coliformes y enteropatógenas) y plaguicidas (Espinosa, 2008; en Mendoza-Correa, 2018).

A través del tiempo, con el continuo crecimiento poblacional, la zona lacustre de Xochimilco se ha deteriorado por el incremento de descargas de aguas residuales, que han provocado la concentración de altos niveles de MO, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, nutrientes, etc. (Bojórquez y Amaro, 2003; en Ferrara-Guerrero *et al.*, 2014).

## OJETIVOS

### *General*

- Evaluar la tasa de nitrificación en seis estaciones de la zona de conservación Puente de Urrutia, Xochimilco y su variación vertical y horizontal de acuerdo con los cambios físicos y químicos en los sitios de muestreo.

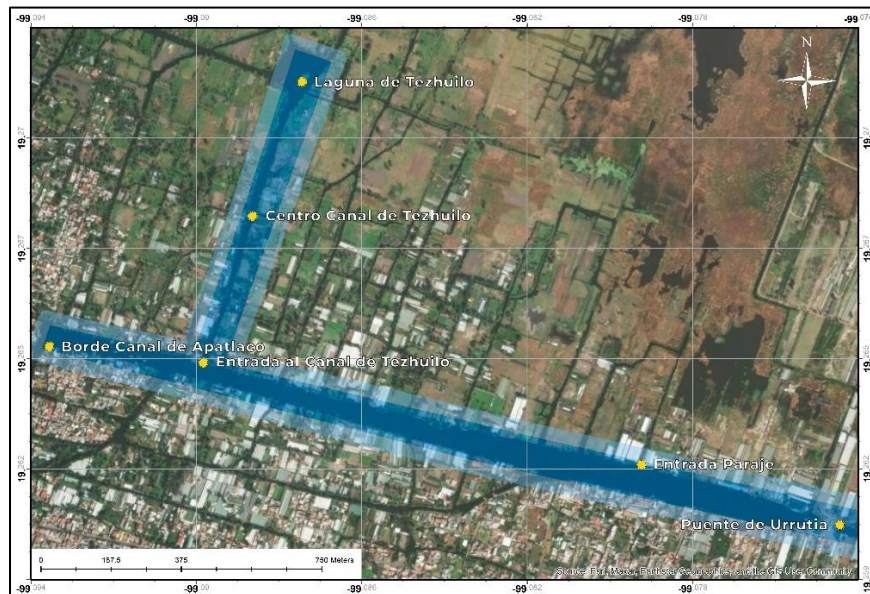
### *Particulares*

- Estimar la tasa de nitrificación en agua de fondo.
- Estimar la tasa de nitrificación en sedimentos superficiales.
- Relacionar la tasa de nitrificación con los cambios de los parámetros físico-químicos en seis estaciones de muestreo.

## METODOLOGÍA

### *Área de estudio*

El polígono Puente de Urrutia pertenece al Área Natural Protegida (ANP) “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, una zona sujeta a conservación ecológica, ubicada en las porciones centro y norte de la Delegación de Xochimilco (Presidencia de la república, 1992; en Mendoza-Correa, 2018).



**Figura 2.** Polígono Puente de Urrutia (tomado de Polo-Hernández, 2023).

Dentro del ANP existen zonas urbanizadas, en transición, de recreación, de completa protección, laguna de conservación y zonas chinamperas (Jiménez-Moreno, 2013; en Mendoza-Correa, 2018).

El área de estudio tiene la categoría de ser una zona urbana, según la zonificación propuesta por Merlo (2010; en Zambrano-González *et al.*, 2014). Esta zona se encuentra realmente afectada debido a la gran cantidad de asentamientos urbanos por los embarcaderos de las zonas turísticas de Caltongo (Zambrano-González *et al.*, 2014).

Puente de Urrutia se encuentra dentro de la división de San Gregorio Atlapulco y en él ya se han registrado algunos parámetros físico-químicos en temporadas secas y húmedas (Zambrano *et al.*, 2009).

**Tabla 1.** Variables físico-químicas en la estación Puente de Urrutia (Zambrano *et al.*, 2009).

	Secas	Lluvias
<b>Profundidad (m)</b>	1.87	1.82
<b>Temperatura (°C)</b>	20.2	16.3
<b>pH</b>	7.38	8.18
<b>OD (mg l<sup>-1</sup>)</b>	0.6	3.2
<b>Conductividad (µS cm<sup>-1</sup>)</b>	1127	740
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg l<sup>-1</sup>)</b>	16.31	14.48
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg l<sup>-1</sup>)</b>	0.68	2.78
<b>Turbidez (NTU)</b>		6.1
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg l<sup>-1</sup>)</b>		9.2

## ***I. Trabajo de campo***

### ***I.1 Muestras de agua***

#### ***I.1.1 Parámetros físicos y químicos***

Se realizaron salidas al área de estudio los días 15, 16, 22, 24 de febrero y el 03 de marzo de 2022, que corresponde a un periodo de secas. Se obtuvieron valores de turbidez y profundidad utilizando un disco de Secchi. Se midieron los valores de conductividad, temperatura, OD y Potencial de Óxido-Reducción (ORP) utilizando un medidor

multiparamétrico portátil “HANNA, HI98194”, así mismo se midió el pH utilizando un medidor de pH “HANNA, PH-210”.

Para la determinación de nutrientes, materiales en suspensión (MES) y pigmentos fotosintéticos se colectó agua con una botella Van Dorn horizontal, el agua superficial se colectó 10 cm por debajo de la superficie, mientras que el agua de fondo fue 10 cm por arriba del sedimento. Para la determinación de Nitrógeno Total (NT) y Carbono Orgánico Total (COT) del agua superficial y de fondo, se colocaron 100 ml de agua en frascos ámbar estériles de 125 ml y se mantuvieron congelados hasta su procesamiento en el laboratorio. Para la determinación de la concentración de amonio, nitritos, nitratos y ortofosfatos (en agua superficial y de fondo), las muestras de agua fueron filtradas con membranas Whatman GF/F y se colocaron 100 ml en frascos ámbar estériles de 125 ml y se congelaron hasta su procesamiento en el laboratorio.

Por otro lado, para la determinación de los MES en agua de fondo se filtró agua a través de membranas Whatman GF/C hasta su saturación (Banse *et al.*, 1963), mientras que para calcular pigmentos fotosintéticos (de agua superficial y de fondo) se utilizaron membranas GF/F como lo recomiendan en Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon (1999).

### ***1.1.2 Tasa de nitrificación (Bianchi *et al.*, 1994)***

Para calcular las tasas de nitrificación, las muestras de agua de fondo fueron filtradas como se indicó anteriormente, 1000 ml de la muestra filtrada se incubó por duplicado en frascos ámbar estériles. Las muestras se sometieron a diferentes tratamientos y se incubaron en contenedores plásticos con agua del sitio durante 12 h:

1. El primer par de frascos fueron muestras sin tratamiento (control).
2. Al segundo par de frascos se les agregó 10 ml de N-Alliltiurea a  $10 \text{ mg l}^{-1}$  como inhibidor de la oxidación del amonio (nitratación).
3. Al tercer par de frascos se les agregó 10 ml de clorato de sodio ( $\text{NaClO}_3$ ) a 10 mM (concentración final) como inhibidor de la nitrificación (nitritación).

Cada cuatro horas se tomaron submuestras de 100 ml para medir las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos en cada uno de los tratamientos. Las submuestras fueron colocadas en frascos ámbar estériles y almacenadas en congelación hasta su procesamiento

## ***1.2 Muestras de sedimento***

### ***1.2.1 Parámetros físicos y químicos***

Con una draga tipo pala se obtuvieron las muestras de sedimento y se retiró el primer centímetro de sedimento superficial. Se colocó un volumen de 600-800 ml de sedimento superficial en un frasco estéril de boca ancha para la obtención de agua de poro y medir las concentraciones iniciales de nutrientes inorgánicos nitrogenados. Para medir los pigmentos fotosintéticos se extrajeron 5 cm<sup>2</sup> del primer centímetro de sedimento superficial con una jeringa estéril sin punta y se colocó en un frasco ámbar estéril. Las muestras se congelaron hasta su procesamiento.

Se obtuvo 1 kg de sedimento y se colocó en bolsas de plástico herméticas para los análisis de textura. De la misma manera, se obtuvo ½ kg para medir la concentración de materia orgánica (MO) contenida en los sedimentos.

### ***1.2.2 Tasas de nitrificación***

En frascos de vidrio estériles se depositaron 200 ml de sedimento superficial y 800 ml de agua de fondo filtrada con membranas Whatman GF/F. Las incubaciones se hicieron por duplicado. A las muestras se les aplicó el mismo tratamiento que a las muestras de agua de fondo, se obtuvieron submuestras del agua cada 4 horas durante 12 horas para el análisis de amonio, nitrito y nitratos y se congelaron a -21°C inmediatamente hasta su análisis en laboratorio.

## ***II. Trabajo de laboratorio***

### ***II.1 Muestras de agua***

#### ***II.1.1 Determinación de amonio (Boyd y Tucker, 1992)***

A 10 ml de agua filtrada, se agregó 1 gota de *sulfato manganoso*, 0.5 ml de una *solución oxidante* (con hipoclorito sódico) y 0.6 ml de una *solución de fenato*. Se agitó y se dejó en reposo durante 30 minutos. Las muestras coloreadas se leyeron en espectrofotómetro “HACH, DR3900” a 630 nm.

Se realizó una curva patrón con cinco concentraciones conocidas diferentes de cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>Cl). Se obtuvo la gráfica de la absorbancia contra la concentración buscando la

recta mejor ajustada y utilizando la ecuación de la pendiente se calculó la concentración de amonio en cada uno de los sitios de estudio.

### ***II.1.2 Determinación de nitritos (Cervantes-Sandoval, 1990)***

A 50 ml de agua filtrada, se agregó 1 ml de *reactivo diazonizante* (sulfanilamida) agitando suavemente. Después de 2 a 4 minutos se agregó 1 ml de una *solución aglutinante* (diclorhidrato de N-(1-Naftil) – etilendiamina), se agitó fuertemente y se dejó reposar durante 10 minutos para la formación del azo-compuesto. Se midió la absorbancia en un espectrofotómetro “HACH, DR3900” a 530 nm.

Se realizó una curva patrón con cinco concentraciones conocidas diferentes de nitrito de sodio ( $\text{NaNO}_2$ ). Se obtuvo la gráfica de la absorbancia contra la concentración buscando la recta mejor ajustada y utilizando la ecuación de la pendiente para calcular la concentración de nitritos en las diferentes zonas de estudio.

### ***II.1.3 Determinación de nitratos (Strickland y Parsons, 1972)***

A 110 ml de la muestra se le añadieron 2 ml de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y se pasaron por la columna reductora; en este proceso se desechan los primeros 50 ml y con los 50 ml restantes se procede a realizar el análisis de nitritos por el método de diazonización descrito anteriormente. La concentración resultante corresponde a los nitritos originales en la muestra más los nitritos que se hallaban en forma de nitratos antes de su paso por la columna reductora, por lo tanto, la concentración de nitratos será la diferencia de los nitritos obtenidos después de la reducción con cadmio menos los nitritos antes del paso por la columna.

Se realizó una curva patrón con cinco concentraciones conocidas diferentes de nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ). Se obtuvo la gráfica de la absorbancia contra la concentración buscando la recta mejor ajustada y utilizando la ecuación de la pendiente para la obtención de la concentración de nitratos del área de estudio,

### ***II.1.4 Nutrientes totales, ortofosfatos, MES y pigmentos fotosintéticos***

La determinación de del COT se realizó mediante el “Método directo (15 a 150  $\text{mg l}^{-1} \text{ C}$ )” utilizando un kit HACH (No. 10173), mientras que para el NT fue a través del “Método de digestión con persulfato (2 a 150  $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ )” con un kit HACH (No. 10072). Los ortofosfatos

se determinaron con el “Método de molibdovanadato ( $0.3$  a  $45 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ )” con un kit HACH (No. 8114). Por otra parte, la determinación de los MES se hizo siguiendo la metodología descrita en Banse *et al.* (1963). Los pigmentos fotosintéticos cuantificados fueron la clorofila *a* (Cl-*a*), clorofila *b* (Cl-*b*), clorofila *c* (Cl-*c*), carotenoides y feopigmentos *a* (Feo-*a*), los cuales fueron obtenidos por el método espectrofotométrico descrito en Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon (1999) y en Baird *et al.* (2017).

## ***II.2 Muestras de Sedimento***

### ***II.2.1 Obtención de agua intersticial***

Antes de su procesamiento, las muestras de sedimento se dejaron descongelar durante una noche a  $4 \text{ }^\circ\text{C}$ . Después se centrifugaron submuestras de  $30 \text{ ml}$  de sedimento a  $4500 \text{ rpm}$  durante  $10$  minutos. Se obtuvo el sobrenadante y se repitió el proceso hasta obtener un volumen aproximado de  $90 \text{ ml}$  por frasco. Las muestras se filtraron a través de un swinnex utilizando una membrana de fibra de vidrio de  $0.7 \text{ }\mu\text{m}$  de diámetro de poro. Con el agua recuperada se determinaron las concentraciones de amonio, nitritos, nitratos y ortofosfatos iniciales, así como la concentración de nutrientes totales con las técnicas mencionadas previamente.

### ***II.2.2 Pigmentos fotosintéticos, granulometría y MO***

La determinación de pigmentos fotosintéticos se realizó con el agua intersticial obtenida de  $5 \text{ cm}^2$  del sedimento superficial ( $1 \text{ cm}$  de profundidad) siguiendo la metodología de Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon (1999) y de Baird *et al.*, (2017). El análisis de textura del sedimento se determinó por el método del Hidrómetro de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962), mientras que para calcular el contenido de MO en el sedimento se hizo mediante el Método Degtjareff descrito en Walkley y Black (1934) y en Walkley, (1947).

## ***III. Trabajo de Gabinete***

Se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) en el software “PAST, 4.13” y un análisis de componentes principales (ACP) en el software “R, 4.3.1” para conocer la relación que tienen las variables físicas y químicas sobre las tasas de nitrificación, así como la influencia que tienen estas variables en las seis estaciones de muestreo.



Para conocer el estado trófico del ecosistema se utilizó el índice TRIX propuesto por Vollenweider *et al.* (1998; en Moreno-Franco *et al.*, 2010; Muciño-Márquez *et al.*, 2017) y el índice TSI modificado por Aizaki *et al.* (1981).

La tasa de nitrificación se calculó utilizando una curva de producción de  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$  a través del tiempo después de ser usado cada uno de los inhibidores, utilizando el valor de la pendiente y el tiempo de incubación. La tasa de nitrificación total se calculó sumando la tasa de nitrificación y la tasa de nitratación.

## **ACTIVIDADES REALIZADAS**

- Obtención de parámetros físico-químicos del agua superficial y de fondo (profundidad, turbidez, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, Potencial de Óxido-Reducción y materiales en suspensión).
- Determinación de pigmentos fotosintéticos en agua superficial, agua de fondo y sedimentos superficiales (Cl-a, Cl-b, Cl-c, carotenoides y Feo-a).
- Medición de la concentración de nutrientes inorgánicos y orgánicos en agua superficial, agua de fondo y agua de poro de los sedimentos superficiales (amonio, nitrito, nitrato, ortofosfato, Nitrógeno Total y Carbono Orgánico Total).
- Determinación de textura y contenido de Materia Orgánica de los sedimentos.
- Obtención de las tasas de nitrificación en agua de fondo y sedimentos superficiales.
- Evaluación del estado trófico del ecosistema.
- Comparación de los resultados obtenidos a través de un análisis estadístico de Correspondencia Canónica del perfil físico-químico contra las tasas de nitrificación de agua de fondo y sedimentos superficiales
- Análisis de Componentes Principales del perfil físico-químico en agua de fondo y sedimentos superficiales.

## **METAS ALCANZADAS**

- Participación en el XIII Simposio Internacional del Carbono en México - 2022, con el trabajo “Dinámica espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en los canales del Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco”, el cual fue publicado en la Síntesis

2022, “Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México”.

- Participación en el evento del Día del Biólogo con el cartel titulado “Variabilidad de la tasa de nitrificación en la zona de conservación Puente de Urrutia en Xochimilco”, celebrado el día 25 de enero de 2024 en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.
- Elaboración de un informe final titulado “Tasa de nitrificación en la zona de conservación Puente de Urrutia en Xochimilco” para la liberación del Servicio Social, requisito para obtener el título de la Licenciatura en Biología.

## RESULTADOS

### *Perfil físico-químico*

Durante el periodo de muestreo, se observó que la temperatura ambiental presentó cambios considerables, ya que se registraron valores que van entre los 19 y los 26 °C. En el Borde Canal de Apatlaco se registró la profundidad más baja y la menor transparencia de los seis sitios (35 cm y 22 cm, respectivamente). Las profundidades más altas correspondieron a los sitios Entrada al Paraje y Puente de Urrutia (105 y 100 cm respectivamente) y fueron los sitios con la mayor transparencia (50 cm) (**Tabla 2**). Cabe señalar que debido a la poca profundidad en Borde Canal de Apatlaco y Centro Canal de Tezhuilo sólo se tomaron muestras en un nivel intermedio entre la superficie y el sedimento, por lo que los valores de los parámetros físicos y químicos de superficie y fondo para estos sitios son los mismos.

**Tabla 2.** Valores de profundidad, turbidez y temperatura ambiental registradas en cada uno de los sitios de muestreo.

	<b>Profundidad (cm)</b>	<b>Turbidez (cm)</b>	<b>T ambiental (°C)</b>
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	35	22	19
<b>Entrada Canal de Tezhuilo</b>	70	30	24
<b>Centro Canal de Tezhuilo</b>	43	30	25
<b>Laguna Tezhuilo</b>	72	26	26
<b>Entrada al Paraje</b>	105	50	23
<b>Puente de Urrutia</b>	100	50	20
<b>Promedio</b>	<b>71</b>	<b>35</b>	<b>23</b>
<b>±</b>	<b>28.6</b>	<b>12.2</b>	<b>2.7</b>

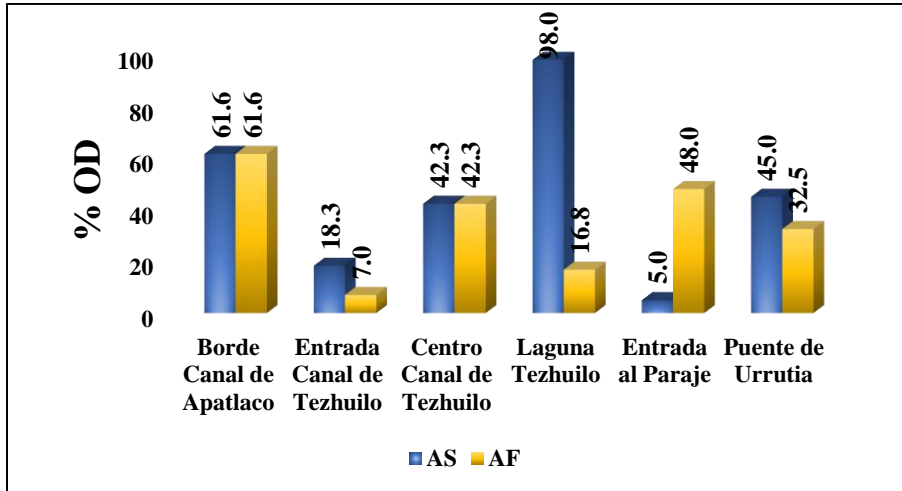
Se observó que la conductividad en la columna de agua no presentó variabilidad, con promedios de  $838 \pm 67.3 \mu\text{S cm}^{-1}$  y de  $834.8 \pm 65 \mu\text{S cm}^{-1}$  para el agua superficial (AS) y agua de fondo (AF), respectivamente. Sin embargo, los sitios se presentaron valores mínimos fueron en Laguna de Tezhuilo (entre  $749 \mu\text{S cm}^{-1}$  en AS y  $756 \mu\text{S cm}^{-1}$  en AF) y máximos en Puente de Urrutia ( $924 \mu\text{S cm}^{-1}$  en AS a  $926 \mu\text{S cm}^{-1}$  en AF). El pH en el agua presentó valores neutros con mínima variación, con promedios de  $7 \pm 0.3$  y de  $7 \pm 0.4$  para superficie y fondo, respectivamente, pero si entre estaciones; el valor más alto de pH se registró en la Laguna de Tezhuilo (7.5 en AS y 7.3 en AF). De igual manera, la temperatura del agua mostró poca variación en ambos niveles, para superficie se observó un promedio de  $16.9 \pm 0.6^\circ\text{C}$  y para fondo de  $16.4 \pm 1.1^\circ\text{C}$  (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Valores registrados de temperatura, conductividad y pH de la columna de agua en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

	T agua ( $^\circ\text{C}$ )		Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )		pH	
	AS	AF	AS	AF	AS	AF
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	17.1	17.1	854	854	7.0	7.0
<b>Entrada Canal de Tezhuilo</b>	17.0	15.4	828	810	6.9	7.3
<b>Centro Canal de Tezhuilo</b>	16.4	16.4	778	778	6.9	6.9
<b>Laguna Tezhuilo</b>	17.2	17.5	749	756	7.5	7.3
<b>Entrada al Paraje</b>	17.6	17.5	893	887	6.6	7.0
<b>Puente de Urrutia</b>	16.0	14.9	926	924	7.2	6.3
<b>Promedio</b>	<b>17</b>	<b>16</b>	<b>838</b>	<b>835</b>	<b>7</b>	<b>7</b>
<b><math>\pm</math></b>	<b>0.6</b>	<b>1.1</b>	<b>67.3</b>	<b>65.0</b>	<b>0.3</b>	<b>0.4</b>

### ***Oxígeno Disuelto (OD)***

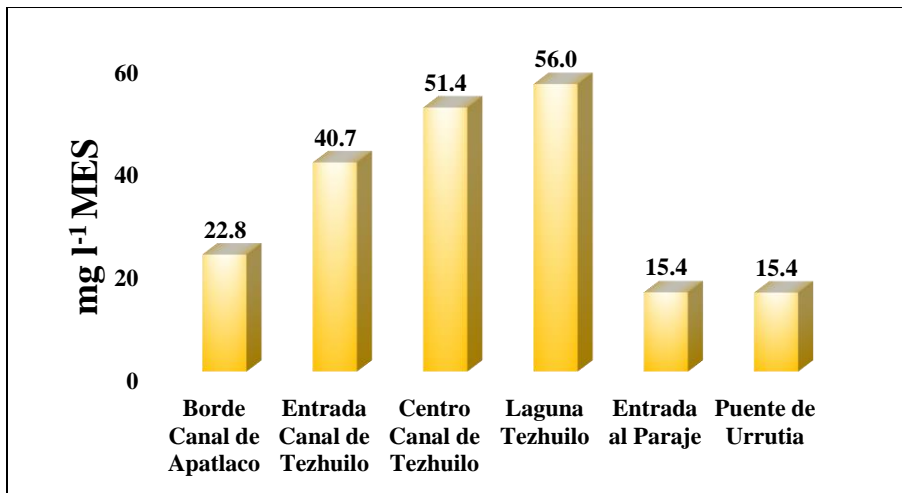
El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD) fue mayor en el AS (con un promedio de  $45 \pm 32.9\%$ ) y menor en el AF (promedio de  $34.7 \pm 20.3\%$ ), excepto en la Entrada al Paraje el porcentaje de saturación de OD fue 10 veces mayor en el AF (48%) que en la superficie (5%) (**Figura 3**). El AS de la Laguna Tezhuilo en el momento del muestreo se encontró con valores de saturación en OD (98%).



**Figura 3.** Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD) del agua en los canales del Polígono Puente de Urrutia. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

### *Materiales en Suspensión (MES)*

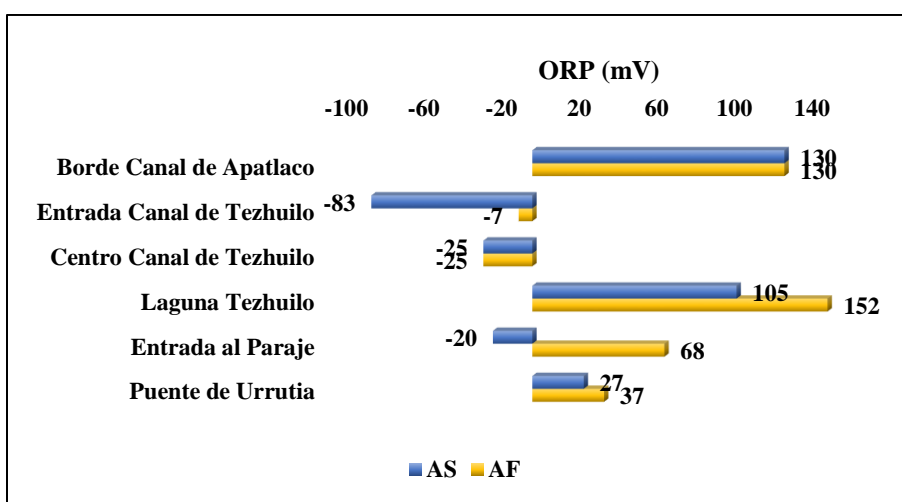
Con respecto a la concentración de MES en AF, los sitios con mayor concentración fueron el Centro Canal de Tezhuilo y en Laguna Tezhuilo con valores de 51.43 y 56 mg l<sup>-1</sup>, respectivamente, mientras que las concentraciones más bajas se registraron en Puente de Urrutia (15.38 mg l<sup>-1</sup>) y Entrada al Paraje (15.43 mg l<sup>-1</sup>) (**Figura 4**).



**Figura 4.** Concentración de materiales en suspensión (MES) en el agua de fondo de cada uno de los sitios de muestreo.

### ***Potencial de Óxido Reducción (ORP)***

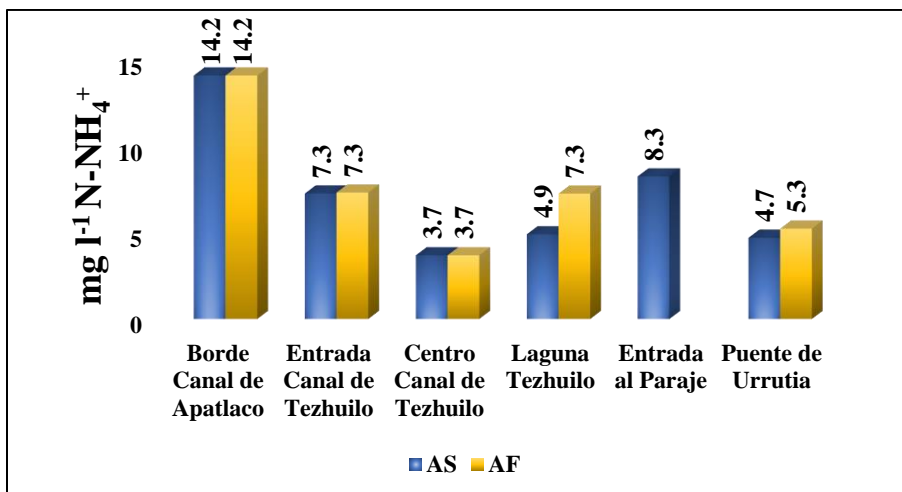
Los valores de potencial de óxido reducción (ORP por sus siglas en inglés) señalan que el ecosistema tiende a ser ligeramente un ambiente electropositivo, con un promedio de  $22 \pm 82$  mV en AS y de  $59 \pm 72$  mV en AF. Las estaciones Puente de Urrutia, Laguna de Tezhuilo y Borde Canal de Apatlaco mostraron que son sitios donde prevalecen actividades aerobias con valores electropositivos de ORP en todos los niveles, sobre todo en el borde del Canal de Apatlaco y en la Laguna Tezhuilo, mientras que en Entrada Canal de Tezhuilo y Centro Canal de Tezhuilo gobiernan los procesos de reducción en ambos niveles (**Figura 5**).



**Figura 5.** Medidas de ORP del agua en los canales del Polígono Puente de Urrutia. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

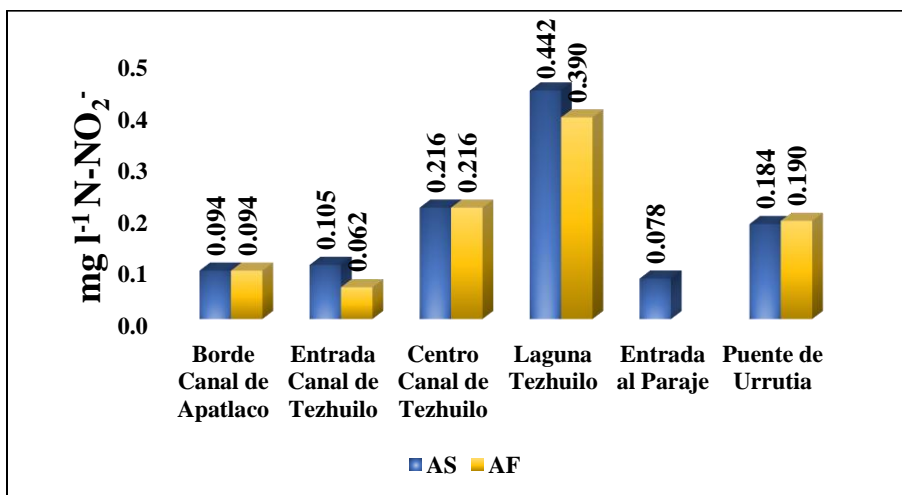
### ***Nitrógeno inorgánico (amonio, nitrito y nitrato)***

En cuanto a los nutrientes inorgánicos, el Nitrógeno en forma de amonio ( $N-NH_4^+$ ) no presentó variabilidad significativa en la columna de agua en todos los sitios de muestreo, su concentración promedio en superficie fue de  $7.18 \text{ mg l}^{-1} \pm 3.82$  y en fondo de  $7.55 \text{ mg l}^{-1} \pm 3.99$ . La estación con mayor concentración de  $N-NH_4^+$  fue Borde Canal de Apatlaco con valores de  $14.15 \text{ mg l}^{-1}$ , mientras que en Centro Canal de Tezhuilo se registraron las concentraciones más bajas ( $3.7 \text{ mg l}^{-1}$ ) en el AF (**Figura 6**).

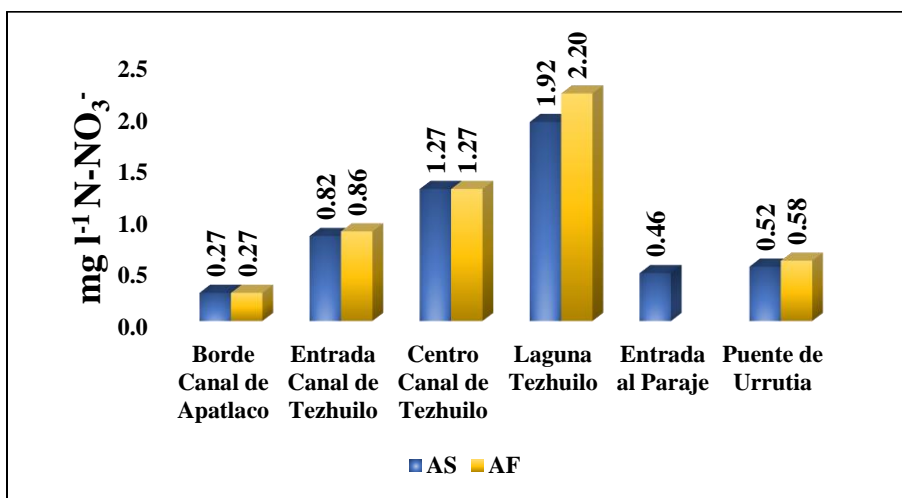


**Figura 6.** Concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en la columna de agua en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

La concentración de nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) en AS y AF tuvieron un promedio de  $0.19 \pm 0.14$  mg l<sup>-1</sup> y  $0.19 \pm 0.13$  mg l<sup>-1</sup>, respectivamente, sin embargo, existió una gran variabilidad entre los sitios muestreados ya que los mayores valores se registraron tanto en AS como en AF, en la Laguna Tezhuilo (0.442 mg l<sup>-1</sup> en AS y 0.39 mg l<sup>-1</sup> en AF) las concentraciones menores en el Borde Canal de Apatlaco (0.09 mg l<sup>-1</sup>) y la Entrada al Paraje (0.078 mg l<sup>-1</sup>) (**Figura 7**). Los nitratos se encontraron en concentraciones promedio de  $0.88 \pm 0.62$  mg l<sup>-1</sup> en AS y de  $1.04 \pm 0.75$  mg l<sup>-1</sup> en AF siguiendo un patrón de concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> muy semejante al del N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> con gran variabilidad entre los sitios de muestreo, pero con valores de nitratos tres veces mayores que la de nitritos (**Figura 8**).

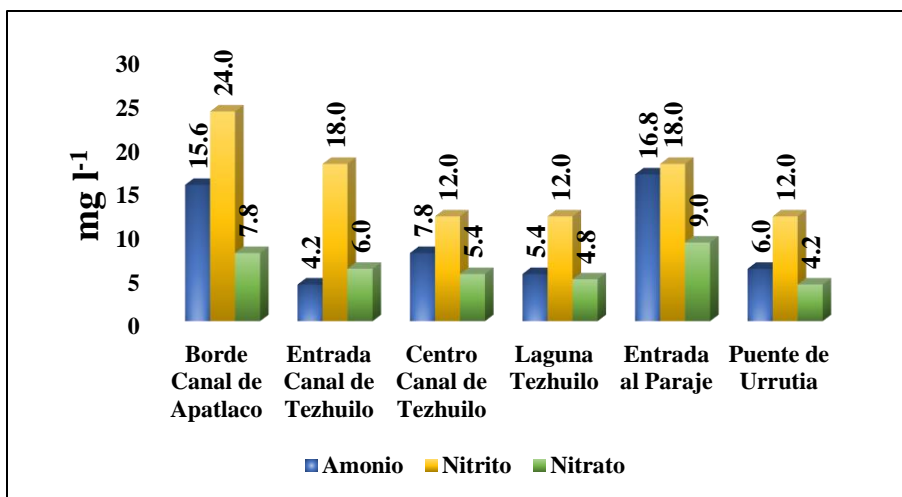


**Figura 7.** Concentración de  $\text{N-NO}_2^-$  de la columna de agua en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.



**Figura 8.** Concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  de la columna de agua en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

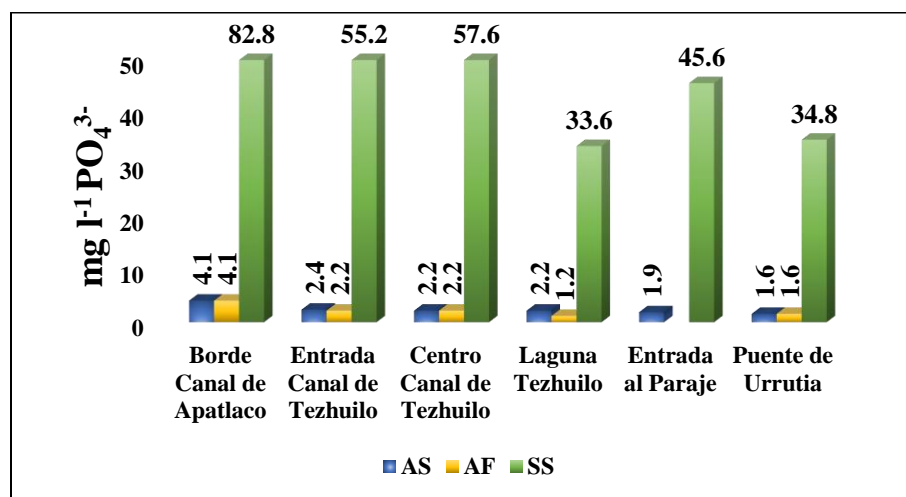
En los sedimentos superficiales (1 cm de profundidad), la concentración de  $\text{N-NO}_2^-$  (con un promedio de  $16 \pm 4.9 \text{ mg l}^{-1}$ ) fue hasta tres veces mayor en todos los sitios en comparación con el  $\text{N-NH}_4^+$  y el  $\text{N-NO}_3^-$  (promedio de  $9.3 \pm 5.5 \text{ mg l}^{-1}$  y de  $6.2 \pm 1.8 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente), siendo Borde Canal de Apatlaco la estación con mayor concentración de  $\text{N-NO}_2^-$  ( $24 \text{ mg l}^{-1}$ ). La Entrada al Paraje y el Borde Canal de Apatlaco fueron los sitios con los valores más altos de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $16.8 \text{ mg l}^{-1}$  y  $15.6 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente) y de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $9 \text{ mg l}^{-1}$  y  $7.8 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente) (**Figura 9**).



**Figura 9.** Concentración de nitrógeno inorgánico disuelto en el agua de poro en cada uno de los sitios de muestreo.

### *Ortofosfatos*

En cuanto a los ortofosfatos, su concentración fue ligeramente superior en el AS que en la de fondo en todos los sitios, con un promedio de  $2.4 \pm 0.9 \text{ mg l}^{-1}$  en AS y de  $2.26 \pm 1.1 \text{ mg l}^{-1}$  en AF. Sin embargo, en el agua de poro de los sedimentos se observaron concentraciones hasta 20 veces mayores que en la columna de agua, con un promedio de  $51.6 \pm 18.2 \text{ mg l}^{-1}$ . El sitio Borde Canal de Apatlaco fue en donde se registraron los valores más altos con una concentración de  $82.8 \text{ mg l}^{-1}$  (**Figura 10**).

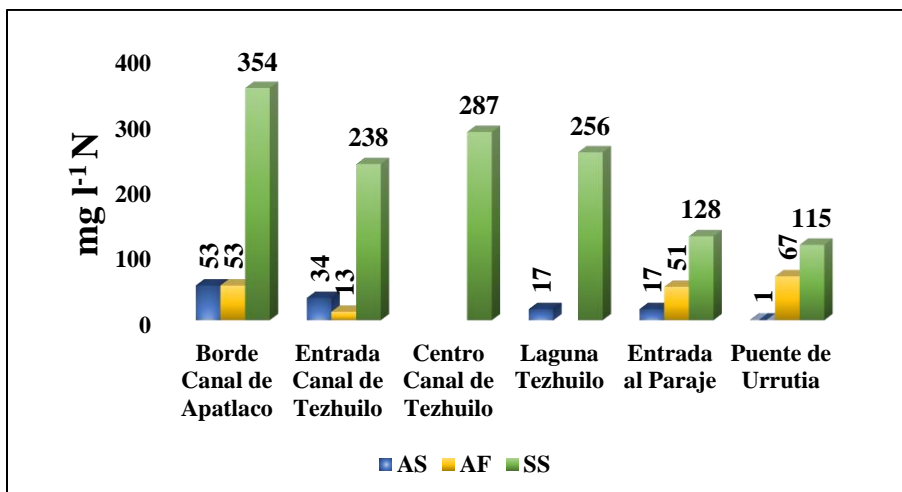


**Figura 10.** Variaciones en las concentraciones de ortofosfatos en los canales del Polígono Puente de Urrutia. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo; SS= Sedimento superficial.

### *Nitrógeno Total*

Las concentraciones de nitrógeno total presentaron valores promedio de  $24.4 \pm 19.8 \text{ mg l}^{-1}$  en AS y casi el doble en AF ( $36.25 \pm 27.1 \text{ mg l}^{-1}$ ) y casi cien veces mayores en el agua de poro ( $229.67 \pm 92.7 \text{ mg l}^{-1}$ ). Fue el sitio ubicado en el Borde Canal de Apatlaco en donde se registraron las concentraciones más altas en AS ( $53 \text{ mg l}^{-1}$ ) y en los sedimentos ( $354 \text{ mg l}^{-1}$ ), mientras que en Puente de Urrutia se presentó la mayor concentración en AF con  $67 \text{ mg l}^{-1}$  (**Figura11**).

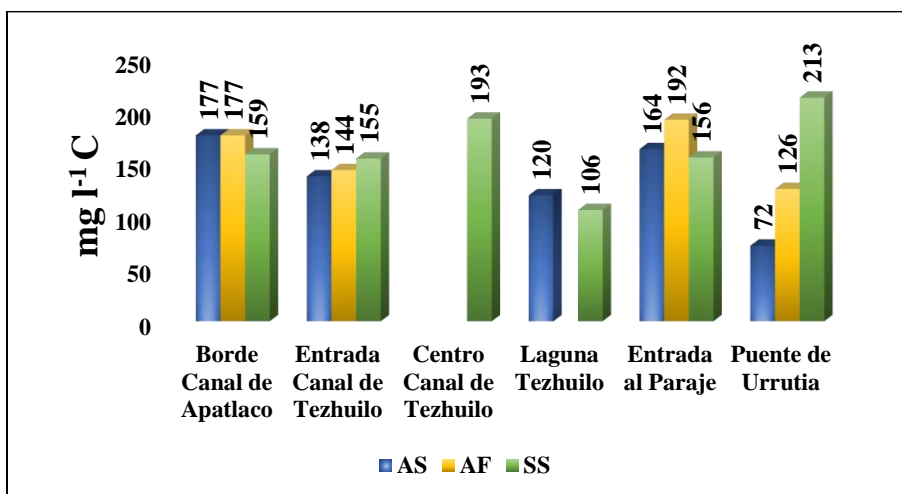




**Figura 11.** Concentración de nitrógeno total en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo; SS= Sedimento superficial.

### *Carbono Orgánico Total*

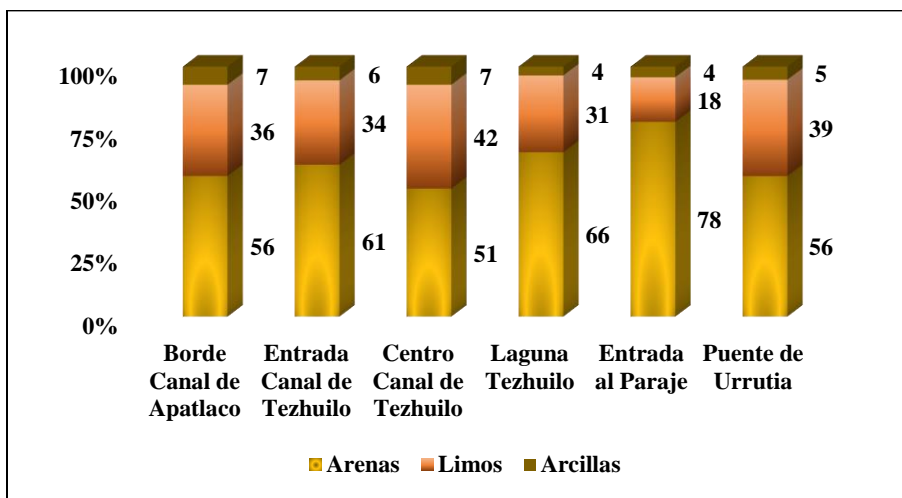
Con respecto al carbono orgánico total, se obtuvo una concentración promedio de  $134.2 \pm 41.2$  mg l<sup>-1</sup> en agua de superficie con una concentración máxima de 177 mg l<sup>-1</sup> en Borde Canal de Apatlaco, en el agua de fondo se registró un promedio de  $156.25 \pm 28.2$  mg l<sup>-1</sup> siendo Entrada al Paraje el sitio con mayor concentración (192 mg l<sup>-1</sup>). En cuanto al contenido de COT en el agua intersticial, se obtuvo un promedio de  $163.67 \pm 36.8$  mg l<sup>-1</sup> con una concentración máxima en Puente de Urrutia con 213 mg l<sup>-1</sup> (**Figura 12**).



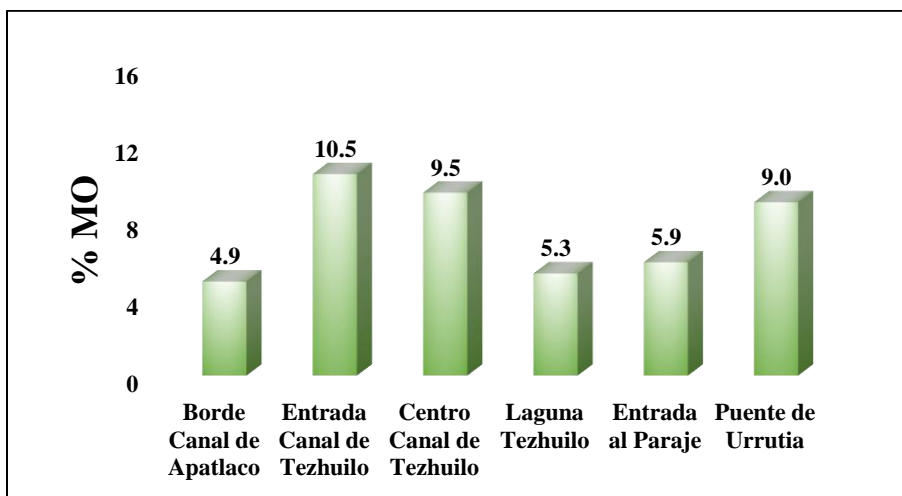
**Figura 12.** Concentración del carbono orgánico total (COT) en cada uno de los sitios de muestreo. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo; SS= Sedimento superficial.

### *Textura y Materia Orgánica de los sedimentos*

En cuanto a la composición del sedimento fue franco-arenosa en todos los sitios, con un porcentaje relativo de arenas entre 51 y 78%, de limos entre 18 y 42% y de arcillas entre 4 y 7% (**Figura 13**), ricos en materia orgánica con porcentajes que oscilaron entre 4.88% (Borde Canal de Apatlaco) y 10.46% (Entrada Canal de Tezhuilo) (**Figura 14**).



**Figura 13.** Composición de los sedimentos en los seis sitios de muestreo.

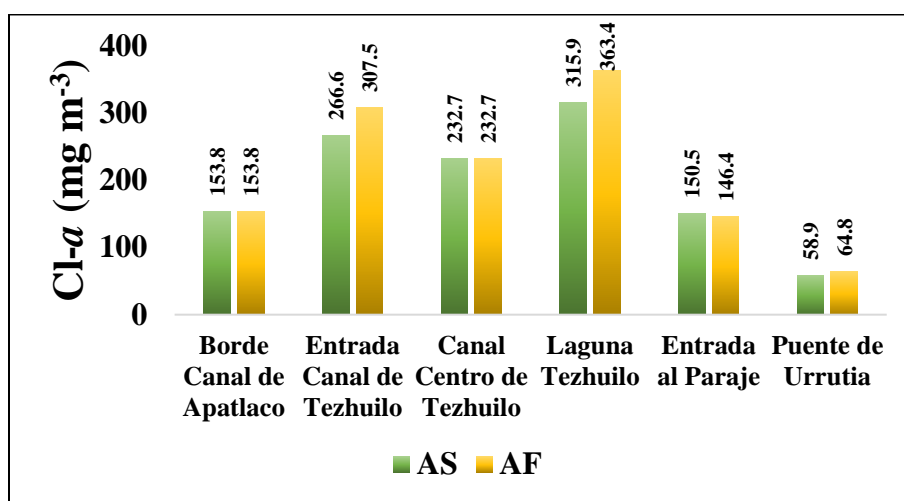


**Figura 14.** Contenido de materia orgánica de los sedimentos superficiales en los seis sitios de muestreo.

## Pigmentos fotosintéticos

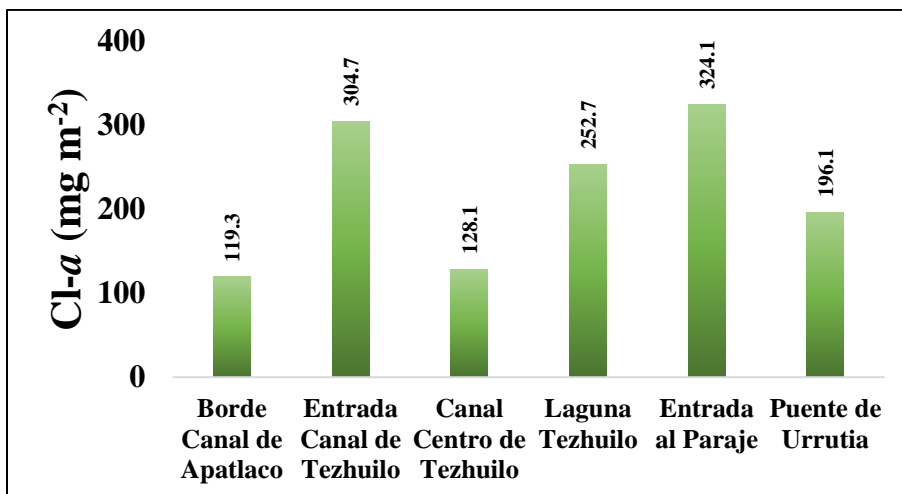
### Clorofila *a*

La concentración de Cl-*a* en AS y AF mostró poca variabilidad, su promedio en superficie fue de  $196.4 \pm 93.1 \text{ mg m}^{-3}$  y en fondo de  $211.4 \pm 111.2 \text{ mg m}^{-3}$ . La estación que presentó mayores concentraciones de Cl-*a* en AS y AF fue Laguna de Tezhuilo con  $315.88 \text{ mg m}^{-3}$  y  $363.37 \text{ mg m}^{-3}$ , respectivamente. Por el contrario, la estación con menor concentración de Cl-*a* en los dos niveles fue Puente de Urrutia con  $58.86 \text{ mg m}^{-3}$  en el agua superficial y con  $64.76 \text{ mg m}^{-3}$  en AF (**Figura 15**).



**Figura 15.** Variación de Clorofila *a* (Cl-*a*) de la columna de agua en cada uno de los sitios muestreados. AS=Agua superficial; AF=Agua de fondo.

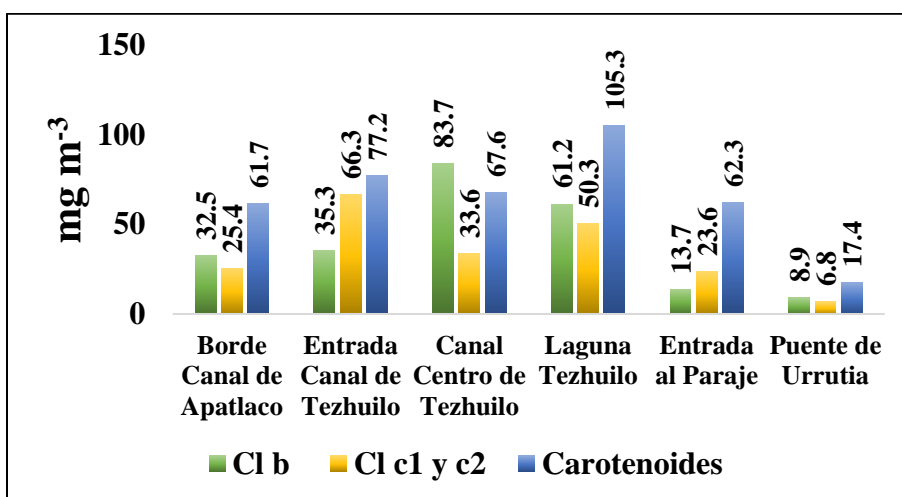
En el SS se obtuvo una concentración promedio de Cl-*a* de  $220.9 \pm 87 \text{ mg m}^{-2}$ . Las mayores concentraciones de Cl-*a* se registraron en la Entrada al Paraje ( $324.12 \text{ mg m}^{-2}$ ) y en Entrada Canal de Tezhuilo ( $304.71 \text{ mg m}^{-2}$ ) y la menor en Borde Canal de Apatlaco con  $119.31 \text{ mg m}^{-2}$  (**Figura 16**).



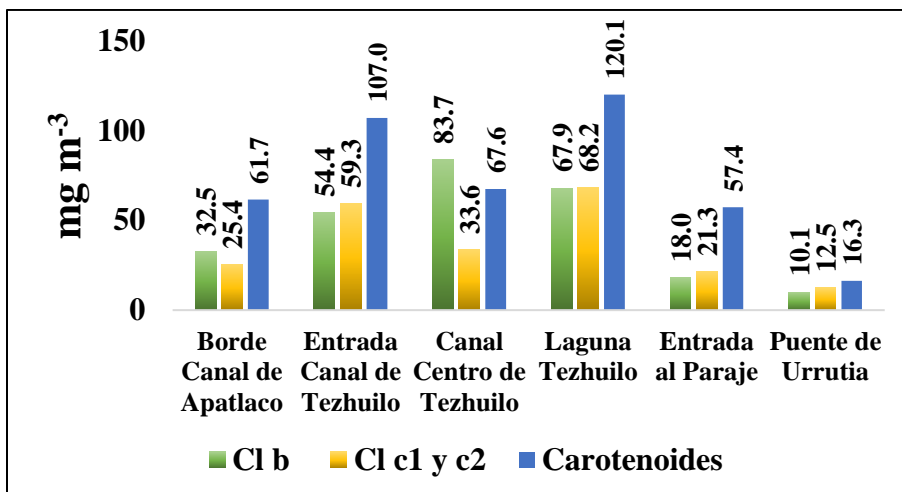
**Figura 16.** Variación de clorofila *a* (Cl-*a*) de los sedimentos superficiales en cada uno de los sitios muestreados.

### *Pigmentos accesorios*

Con respecto a los pigmentos accesorios en la columna de agua, se obtuvieron concentraciones ligeramente más bajas en la superficie que en el fondo, el promedio de Cl-*b* fue de  $39.2 \pm 28.6$  mg m<sup>-3</sup> en AS y de  $44.4 \pm 29$  mg m<sup>-3</sup> en AF, para la Cl-*c* se registraron valores de  $34.3 \pm 21.1$  mg m<sup>-3</sup> y de  $36.7 \pm 22.2$  mg m<sup>-3</sup> en superficie y fondo, respectivamente; la concentración de carotenoides en superficie fue de  $65.2 \pm 28.5$  mg m<sup>-3</sup> y en fondo de  $71.7 \pm 37.4$  mg m<sup>-3</sup> (Figuras 17 y 18).

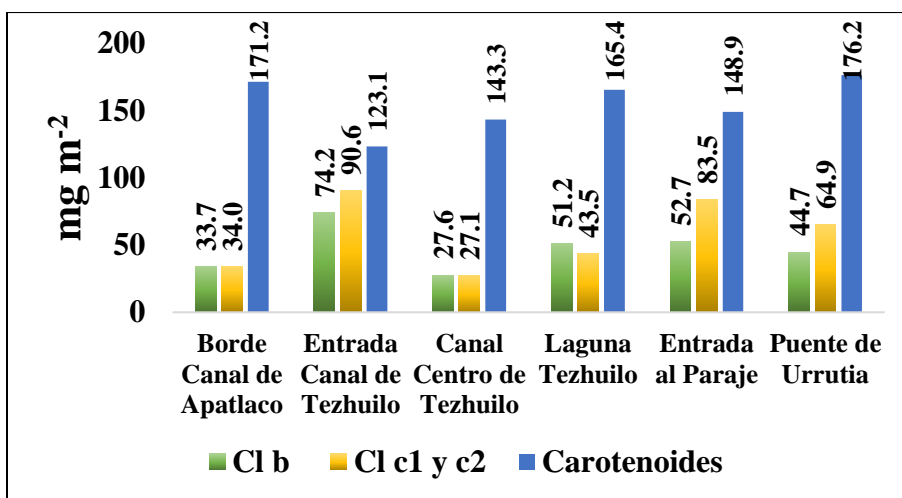


**Figura 17.** Concentración de pigmentos accesorios del agua superficial en cada uno de los sitios muestreados.



**Figura 18.** Concentración de pigmentos accesorios del agua de fondo en cada uno de los sitios muestreados.

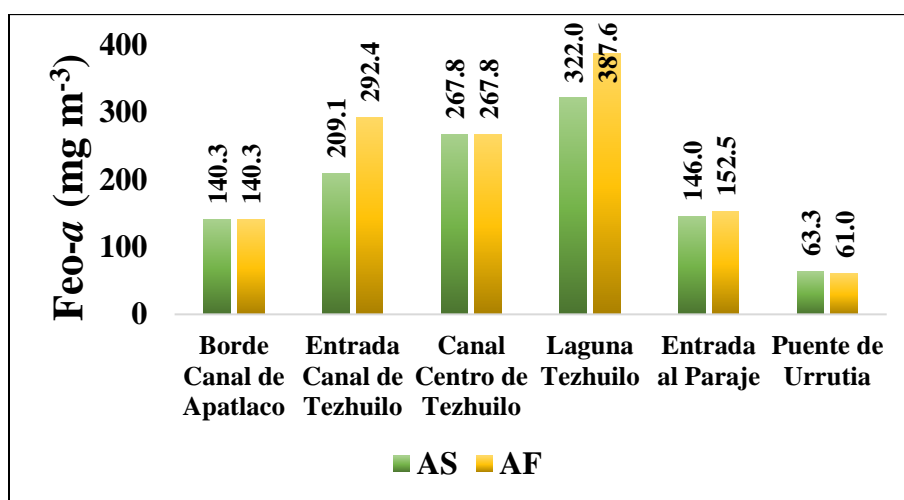
Al igual que en la columna de agua, en el sedimento superficial el promedio de carotenoides alcanzaron valores más altos ( $154.7 \pm 20.1 \text{ mg m}^{-2}$ ) en comparación con la concentración de Cl-*b* ( $47.4 \pm 16.4 \text{ mg m}^{-2}$ ) y Cl-*c* ( $57.3 \pm 26.5 \text{ mg m}^{-2}$ ), siendo Puente de Urrutia el sitio que registró los valores más altos de carotenoides ( $176.24 \text{ mg m}^{-2}$ ) y Entrada Canal de Tezhuilo en donde se observaron los valores más altos de Cl-*b* y Cl-*c* con concentraciones de  $74.15 \text{ mg m}^{-2}$  y de  $90.63 \text{ mg m}^{-2}$ , respectivamente (**Figura 19**).



**Figura 19.** Concentración de pigmentos accesorios del sedimento superficial (1 cm de profundidad) en cada uno de los sitios muestreados.

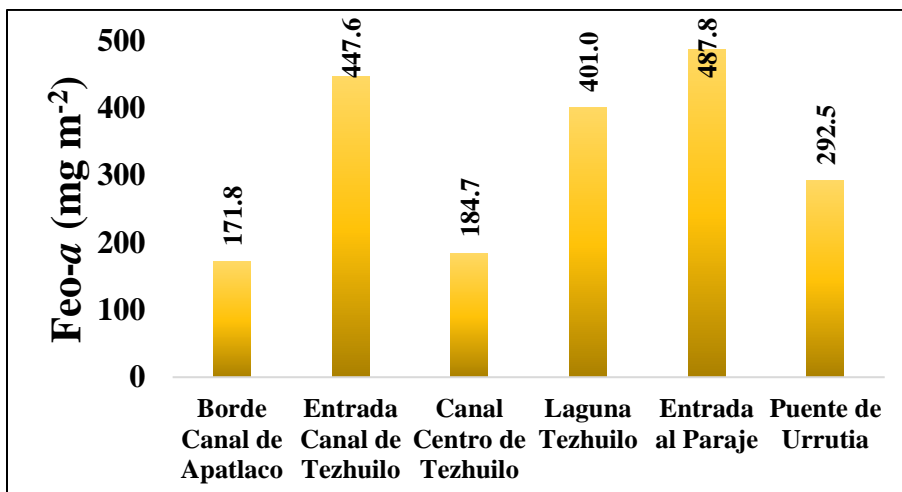
### *Feopigmentos a*

En el caso de los Feo-*a* en la columna de agua, se registraron concentraciones promedio de  $191.4 \pm 94.1 \text{ mg m}^{-3}$  en la superficie y de  $216.9 \pm 119.8 \text{ mg m}^{-3}$  en el fondo, siendo en Laguna de Tezhuilo en donde se registraron las mayores concentraciones con valores de  $322.04 \text{ mg m}^{-3}$  y  $387.61 \text{ mg m}^{-3}$  en AS y AF, respectivamente. Mientras que las concentraciones más bajas se registraron en Puente de Urrutia con  $63.28 \text{ mg m}^{-3}$  en superficie y con  $61 \text{ mg m}^{-3}$  en fondo (**Figura 20**).



**Figura 20.** Concentración d feopigmentos *a* de la columna de agua en cada uno de los sitios muestreados. AS=Agua superficial; AF=Agua de fondo.

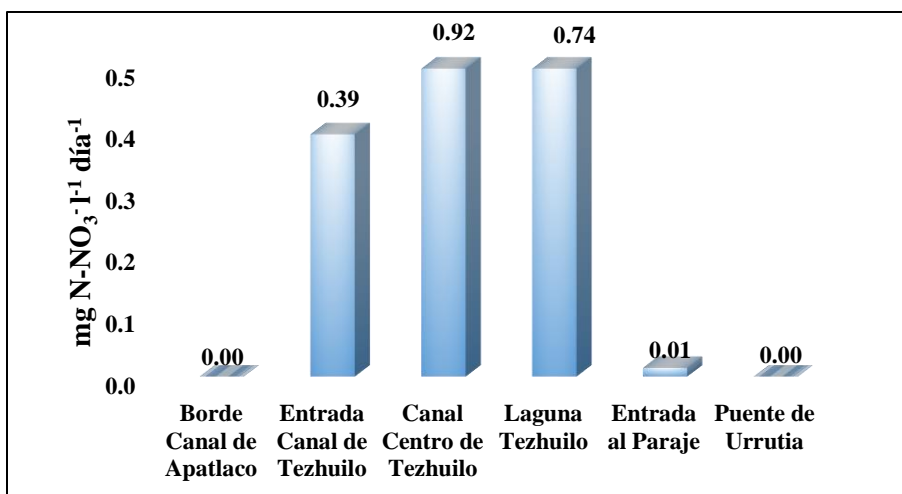
Con respecto a los Feo-*a* en el sedimento, se obtuvo una concentración promedio de  $330.9 \pm 135.2 \text{ mg m}^{-2}$ , siendo Entrada al Paraje en donde se observó la concentración más alta ( $487.80 \text{ mg m}^{-2}$ ) y Borde Canal de Apatlaco con la concentración más baja ( $171.76 \text{ mg m}^{-2}$ ) (**Figura 21**).



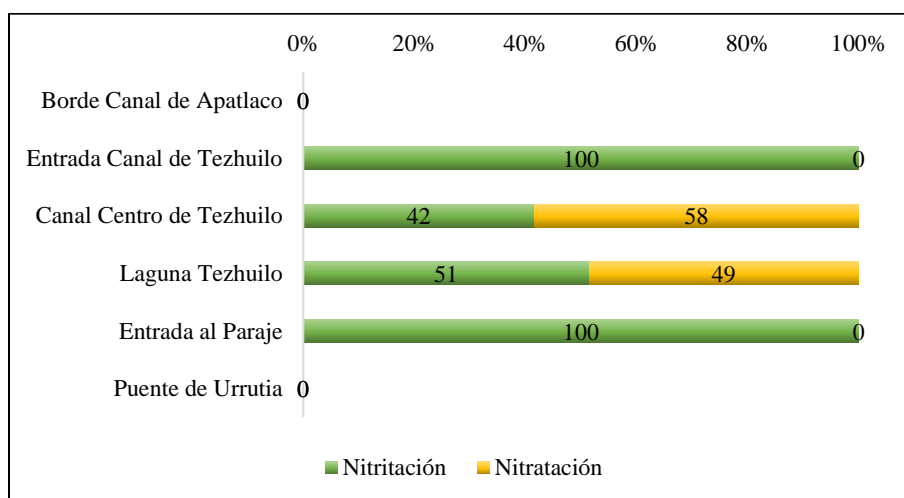
**Figura 21.** Concentración de feopigmentos *a* del sedimento superficial en cada uno de los sitios muestreados.

### *Tasas netas de nitrificación*

En el AF, las tasas netas de nitrificación fueron significativamente menores ( $0.34 \pm 0.41$  mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> l<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>) en comparación con los SS ( $58.86 \pm 42.74$  mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> l<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>). La tasa neta de nitrificación más alta en AF se registró en el Canal Centro de Tezhuilo con un valor de 0.92 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> l<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (**Figura 22**). Se observó que el proceso de nitrificación correspondió el 42% y la nitratación con el 58% (**Figura 23**). Por otra parte, en las estaciones Borde Canal de Apatlaco y Puente de Urrutia las tasas de nitrificación fueron nulas. Se pudo observar que en general, la nitrificación es el proceso dominante en AF, sobre todo en las estaciones ubicadas en la Entrada Canal de Tezhuilo y Entrada al Paraje donde el 100% de la tasa neta de nitrificación se debe al proceso de nitrificación.

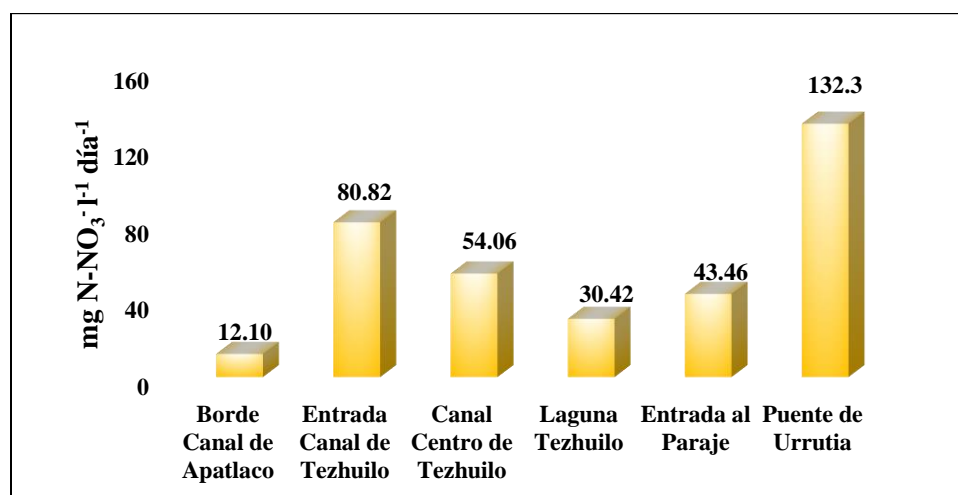


**Figura 22.** Valores de las tasas netas de nitrificación en el agua de fondo en cada uno de los sitios muestreados.



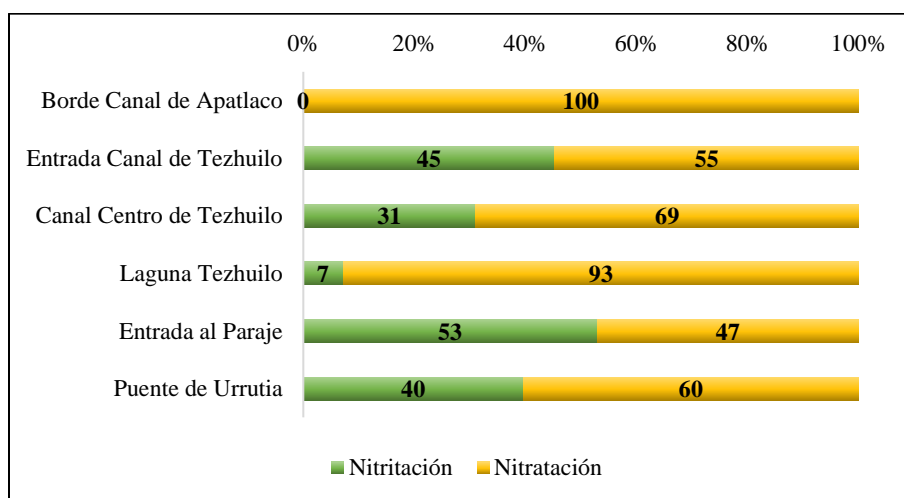
**Figura 23.** Porcentaje del proceso de nitritación y nitratación en el agua de fondo en cada uno de los sitios muestreados.

A diferencia del AF, en el SS el proceso de nitrificación se llevó a cabo en todos los sitios de muestreo y la tasa neta de nitrificación más alta se presentó en Puente de Urrutia ( $132.3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ) (**Figura 24**), en este sitio la nitritación representó el 40% de este proceso y el 60% restante se llevó a cabo a través del proceso de nitratación (**Figura 25**), mientras que la tasa neta de nitrificación más baja se obtuvo en el Borde Canal de Apatlaco con un valor de  $12.1 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1} \text{ día}^{-1}$  (100% por el de nitratación). Se pudo observar en el SS de la Entrada Canal de Tezhuilo, el Centro Canal de Tezhuilo y la Laguna Tezhuilo siguen un comportamiento inverso al agua de fondo.





**Figura 24.** Valores de las tasas netas de nitrificación en el sedimento superficial en cada uno de los sitios.



**Figura 25.** Porcentaje del proceso de nitritación y nitratación en el sedimento superficial en cada uno de los sitios de muestreo.

### Índice trófico

Según el índice TSI que toma en cuenta los valores de turbidez ( $TSI_{Ds}$ ),  $Cl-a$  ( $TSI_{Cl-a}$ ) y fósforo total ( $TSI_{Pt}$ ) el ecosistema se encuentra en un estado eutrófico-hipertrófico. Por otro lado, el índice TRIX que considera en conjunto las variables como  $Cl-a$ , OD, nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y FT, todos los sitios se clasifican como ecosistemas hipertróficos (Tabla 4).

**Tabla 4.** Valores de los índices tróficos (TRIX y TSI) en el agua de superficie y de fondo del Polígono Puente de Urrutia. AS= Agua superficial; AF= Agua de fondo.

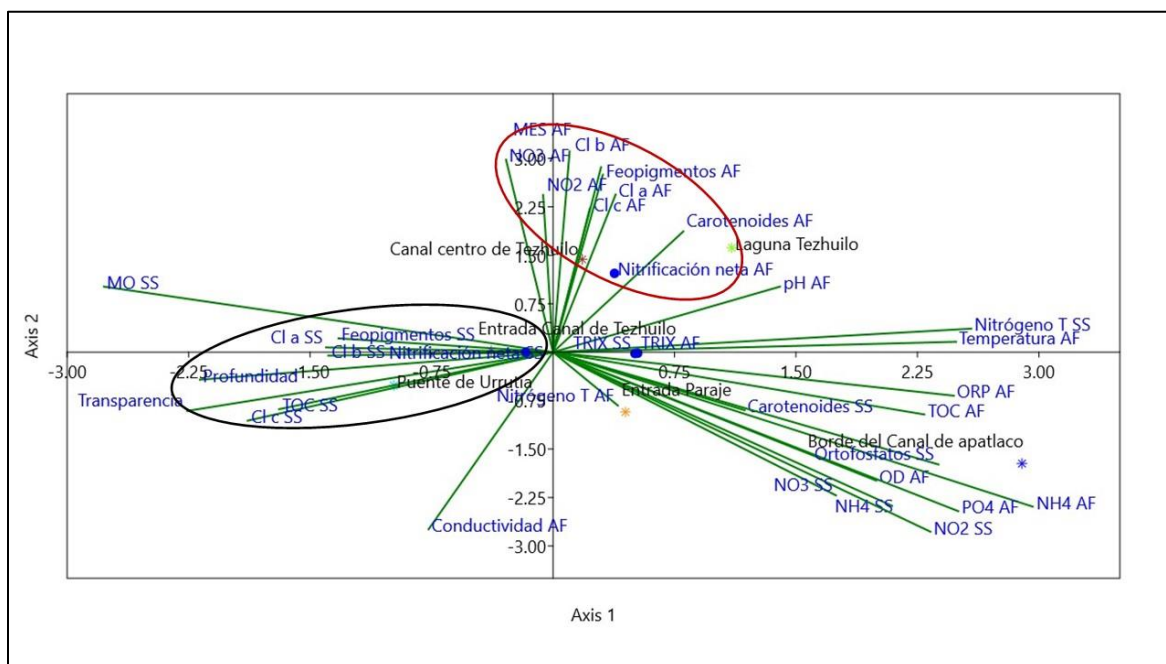
Sitio	Nivel	TRIX	$TSI_{Ds}$	$TSI_{Pt}$	$TSI_{Cl-a}$
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	AS	11	98	115	80
	AF	11		115	80
<b>Entrada Canal de Tezhuilo</b>	AS	11	89	108	86
	AF	11		107	87
<b>Centro Canal de Tezhuilo</b>	AS	11	79	107	84
	AF	11		107	84
<b>Laguna Tezhuilo</b>	AS	10	78	107	87
	AF	11		100	89
<b>Entrada al Paraje</b>	AS	11	76	106	79
	AF	11		106	79

<b>Puente de Urrutia</b>	<b>AS</b>	10	81	103	69
	<b>AF</b>	10		103	70
<b>PROMEDIO</b>		<b>11</b>	<b>84</b>	<b>107</b>	<b>81</b>
<b>ESTADO</b>		<b>Hipereutrífico</b>	<b>Eutrífico</b>	<b>Hipereutrífico</b>	<b>Eutrífico</b>

## *Análisis estadísticos*

### *ACC*

El análisis de correspondencia canónica mostró que en el AF de las estaciones Canal Centro de Tezhuilo y en Laguna Tezhuilo existe una relación positiva entre las tasas de nitrificación y las concentraciones de pigmentos fotosintéticos (Cl-a, Cl-b, Cl-c, carotenoides y Feo-a), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y MES (Figura 26).



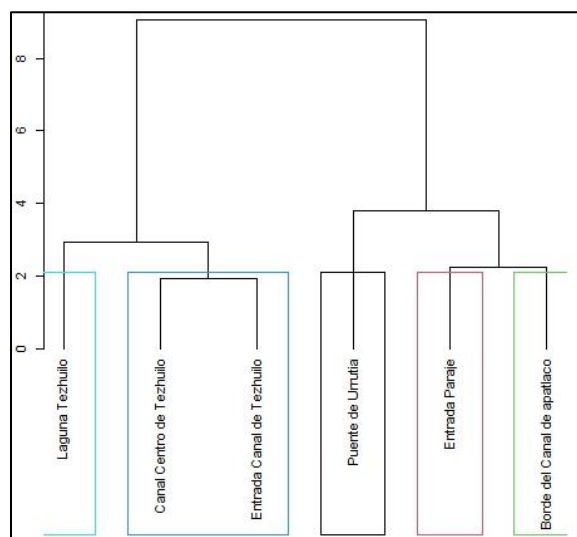
**Figura 26.** Análisis de correspondencia canónica que muestra en rojo relaciones de las tasas netas de nitrificación en el agua de fondo y en negro las relaciones en el sedimento superficial con respecto a las variaciones en el perfil físico y químico. AF= Agua de fondo; SS= Sedimento superficial.

Con respecto a lo que ocurre en los sedimentos superficiales, se puede observar que en Puente de Urrutia, en donde se presentan las tasas de nitrificación más altas, existe una asociación

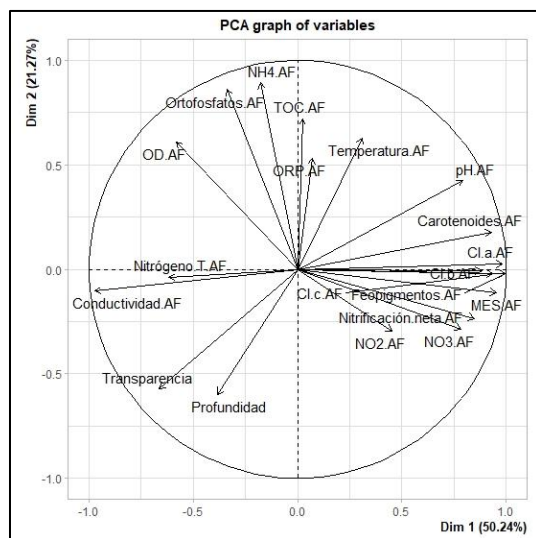
entre este proceso y los valores más altos de pigmentos fotosintéticos (excepto carotenoides), de TOC, de profundidad y de transparencia.

### ACP

El análisis clúster nos permite observar que existen dos grupos ecológicamente distintos. El primero conformado por Laguna Tezhuilo, Entrada Canal de Tezhuilo y Canal Centro de Tezhuilo (**Figura 27**), caracterizados por presentar las concentraciones más altas de pigmentos fotosintéticos, así como de MES,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  y las tasas más altas de nitrificación como se muestra en el Análisis de Componentes Principales. En el segundo grupo se encuentran Borde Canal de Apatlaco, Entrada al Paraje y Puente de Urrutia, en donde las concentraciones de pigmentos fotosintéticos fueron más bajas y no se registró actividad nitrificante o fue muy baja (**Figura 28**).

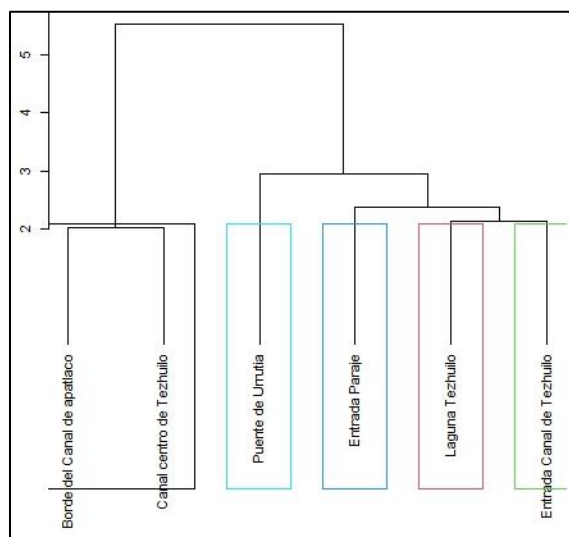


**Figura 27.** Análisis clúster del agua de fondo del Polígono Puente de Urrutia.

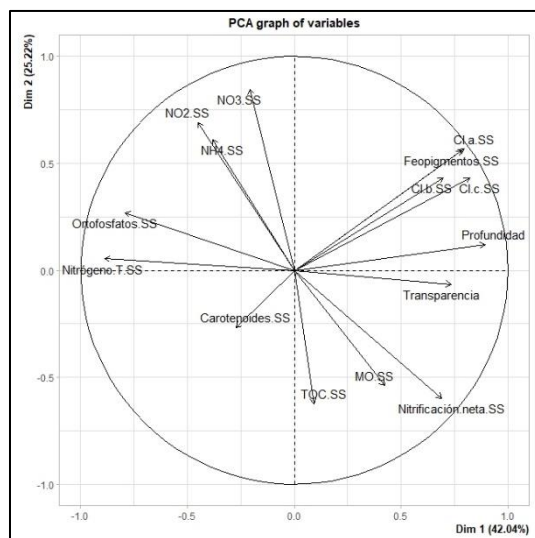


**Figura 28.** Análisis de Componentes Principales del agua de fondo del Polígono Puente de Urrutia.

Con respecto a los sedimentos superficiales, el análisis clúster arrojó un grupo conformado por Borde Canal de Apatlaco y Canal Centro de Tezhuilo, sitios caracterizados por presentar las concentraciones más bajas de pigmentos fotosintéticos (excepto carotenoides), además de que en esos sitios también se registraron las profundidades más bajas. Por otro lado, Laguna Tezhuilo y Entrada Canal de Tezhuilo presentaron una profundidad muy similar (72 y 70 cm, respectivamente) y se observaron las concentraciones más altas de pigmentos fotosintéticos (Figura 29 y Figura 30).



**Figura 29.** Análisis clúster del sedimento superficial del Polígono Puente de Urrutia.



**Figura 30.** Análisis de Componentes Principales del sedimento superficial del Polígono Puente de Urrutia.

## DISCUSIÓN

### *Perfil físico-químico*

Las tasas de nitrificación varían en gran medida en los ecosistemas acuáticos, por lo que es necesario comprender mejor los patrones espaciales y temporales de la nitrificación en estos ecosistemas (Bruesewitz *et al.*, 2012). Entre algunos de los factores que regulan las tasas de nitrificación en ecosistemas acuáticos se encuentran la concentración de amonio, sedimento suspendido, temperatura, salinidad, pH, oxígeno y disponibilidad de luz, entre otros (Ward, 2008; Beman *et al.*, 2012; Isnansetyo *et al.*, 2014; en Zheng *et al.*, 2017), sin embargo, los humedales son muy heterogéneos, ya que varían física, química y biológicamente en el espacio y tiempo (Larkin, 2018).

### *Temperatura*

La temperatura es uno de los parámetros ambientales que tiene un gran efecto sobre la actividad microbiana debido a su impacto inmediato en las reacciones enzimáticas que llevan a cabo los microorganismos y sobre las reacciones abióticas en el entorno microbiano (Kirchman, 2012). La nitrificación puede ocurrir normalmente a temperaturas entre 15 y 35 °C (con valores óptimos de 25 a 35°C), valores inferiores a los 15 °C pueden tener un efecto drástico sobre este proceso (Kadlec y Reddy, 2001; en Reddy y DeLaune, 2008). Aunque en

la zona muestreada se registraron temperaturas favorables (pero no óptimas) para que se lleve la nitrificación (excepto en la estación Puente de Urrutia), los valores observados de esta variable fueron bajos, pudiendo tener una influencia significativa sobre las tasas de nitrificación reportadas en el agua de fondo del presente estudio.

### ***pH***

El pH es una variable sumamente importante en los sistemas acuáticos, determina en parte la solubilidad del CO<sub>2</sub>, así como de la disponibilidad de nutrientes como el amonio y el fosfato, que limitan el crecimiento microbiano en muchos ecosistemas. Generalmente, los organismos no pueden tolerar valores de pH extremos (Atlas y Bartha, 2002), en el caso de las bacterias nitrificantes, su crecimiento óptimo es en un pH entre 7 y 8, ya que valores menores a 6 pueden inhibir su metabolismo (French *et al.*, 2012; en Másmela-Mendoza *et al.*, 2019). Por otro lado, Schmidt (1982; en Reddy y DeLaune, 2008) menciona que el pH óptimo para la tasa máxima de nitrificación está entre 6 a 8, ésta se vuelve más lenta en un rango de pH de 4 a 6 y puede inhibirse con valores menores a 4. Desde esta perspectiva, podemos afirmar que los valores de pH reportados en el agua de fondo del polígono Puente de Urrutia se encuentran dentro del rango para que se lleve a cabo el proceso de nitrificación. Se puede observar que la estación con el pH más bajo (Puente de Urrutia con 6.3) también es una de las estaciones en donde no se registró una tasa neta de nitrificación, sin embargo, esta variable no es la única limitante para que se lleven estos procesos metabólicos.

### ***Oxígeno***

El oxígeno es uno de los factores ambientales importantes que afectan la vida acuática, ya que el OD juega un papel fundamental en las reacciones biológicas y bioquímicas que se llevan a cabo en los ecosistemas acuáticos. El ingreso del oxígeno al agua proviene de la atmósfera o como un subproducto de la fotosíntesis oxigénica, éste es utilizado en muchas reacciones bioquímicas respiratorias, así como en reacciones químicas inorgánicas (Wetzel y Likens, 2000). El oxígeno es el aceptor de electrones más favorable en la oxidación del carbono, por lo tanto, separara a las comunidades en grupos de acuerdo a sus necesidades y tolerancia de oxígeno, es uno de los parámetros con una gran influencia sobre la composición de las comunidades microbianas no sólo en el agua, sino también en los sedimentos donde el

metabolismo de los microorganismos aerobios está regulado significativamente por el oxígeno contenido en el agua intersticial (Bertics y Ziebis, 2009; Hong *et al.*, 2019).

La nitrificación es un proceso aeróbico, por lo tanto, las bacterias y arqueas involucradas requieren de oxígeno para llevarlo a cabo (Kirchman, 2012), por otro lado, Reddy y DeLaune (2008) señalan que la nitrificación depende más del flujo de oxígeno en el sistema que del nivel de oxígeno en un momento dado. En un artículo de revisión sobre los factores que influyen en las tasas de nitrificación, Chen *et al.* (2006) señalan que el proceso de nitrificación se lleva a cabo en un rango de entre 0.6 y 3.4 mg l<sup>-1</sup> de OD, mientras que en concentraciones por debajo de los 0.2 mg l<sup>-1</sup> no se observa actividad nitrificante, sin embargo, estos datos se basan principalmente en sistemas de lodos activados o en condiciones de cultivo puro.

En el presente estudio, los sitios con las tasas de nitrificación más altas en el agua de fondo coinciden con aquellos con el porcentaje de saturación de OD más bajo (excepto en Centro Canal de Tezhuilo), probablemente por la demanda de oxígeno por parte de los microorganismos involucrados en la nitrificación.

### ***ORP***

El oxígeno (el aceptor de electrones más eficiente) y otros compuestos oxidantes y reductores contribuyen al potencial redox de un medio ambiente. Generalmente, los ambientes óxicos tienen un potencial redox alto por la gran capacidad para atraer electrones, mientras que en los ambientes con un ORP bajo abundan los compuestos reducidos que ya están repletos de electrones (Kirchman, 2012; Schlesinger y Bernhardt, 2020).

El ORP influye sobre la actividad microbiana, los valores de ORP positivos corresponden a los sistemas en donde gobiernan los procesos de oxidación, por otro lado, los valores negativos indican ambientes con dominancia de los procesos de reducción. Los microorganismos aerobios estrictos sólo son metabólicamente activos con valores de ORP positivos y los anaerobios estrictos lo son con potenciales redox negativos, mientras que los aerobios facultativos funcionan en un amplio margen de ORP (Atlas y Bartha, 2002).

Para el caso de los microorganismos que llevan a cabo la nitrificación, esta se lleva a cabo en condiciones aeróbicas moderadas y con un potencial redox igual o mayor a 250 mV por

bacterias autótrofas y heterótrofas, mientras que en condiciones anaeróbicas con un potencial redox inferior a -85 mV predomina la nitrificación heterótrofa (Reddy y DeLaune, 2008). De acuerdo con lo anterior, en el agua de fondo del polígono Puente de Urrutia no se presentaron valores superiores a los 250 mV, requisito para que se lleve a cabo la nitrificación autótrofa, por lo que podemos inferir que este proceso se lleva a cabo en mayor medida por la nitrificación heterótrofa, la cual ocurre durante la oxidación aeróbica del material orgánico por parte de bacterias y hongos, sin embargo, este tipo de nitrificación es hasta  $10^4$  más lenta que la nitrificación quimiolitautotrófica (Laughlin *et al.*, 2008; en Kirchman, 2012).

### ***Conductividad y MES***

Los principales iones que gobiernan en los ecosistemas de agua dulce están conformados por cuatro cationes ( $\text{Ca}_2^+$ ,  $\text{Mg}_2^+$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y cuatro aniones ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Cl}^-$ ) y la masa total de iones o fuerza iónica a menudo se mide como conductividad eléctrica (Schlesinger y Bernhardt, 2020), la cual es una medida de la capacidad que hay en un cuerpo de agua para transportar la corriente eléctrica (Solís-Castro *et al.*, 2018), por lo tanto, este parámetro está fuertemente asociado con los sólidos totales disueltos y principalmente con las sales minerales (Beita-Sandí, 2008).

Con respecto a la relación que tiene este parámetro (conductividad) con las tasas de nitrificación, se ha demostrado una correlación positiva entre los valores de conductividad eléctrica y el número de bacterias oxidantes de nitritos (BON) (Másmela-Mendoza *et al.*, 2019). Sin embargo, en el presente estudio no se observó alguna asociación de la conductividad con las tasas de nitrificación, ni tampoco de la conductividad con la concentración de MES, posiblemente porque dentro de ellos no gobiernan los compuestos iónicos, ya que además los materiales en suspensión (o sólidos totales suspendidos) constan de partículas orgánicas y minerales que no pasan a través de un filtro de  $0.45 \mu\text{m}$ , entre ellos incluyen material no disuelto como limo, arcilla, óxidos metálicos, algas, bacterias hongos, entre otros (Weiner, 2013).

Por otro lado, si se observó una asociación positiva entre los MES y las tasas de nitrificación en agua de fondo, ya que los sitios en donde se registraron las concentraciones de MES más altas (Canal Centro de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo) también se observaron las tasas de nitrificación más altas. Estos resultados coinciden con lo reportado por Hsiao *et al.* (2014);



Damashek *et al.* (2016); Sanders y Laanbroek (2018), quienes encontraron correlaciones positivas entre el proceso de nitrificación y la cantidad de partículas suspendidas, por lo que se podría deducir que los MES pueden tener un efecto significativo sobre las tasas de nitrificación ya que ofrece nichos ideales para el crecimiento de las bacterias nitrificantes (Robles-Pérez, 2005). Esta hipótesis ha sido demostrada en un estudio realizado en el Río Amarillo, China, por Xia *et al.* (2004), quienes encontraron mayores densidades de bacterias nitrificantes en aquellos sitios con mayor concentración de sólidos suspendidos y observaron que existe una relación positiva entre la concentración de sólidos suspendidos y las tasas de nitrificación. También en una bahía costera en el sur de China, Zheng *et al.* (2017) reportaron una correlación positiva entre las tasas de nitrificación y el total de sedimento suspendido en la columna de agua, porque además de que estas partículas ofrecen un área de superficie para que se lleve a cabo la actividad nitrificante, también sirven de protección contra la radiación ultravioleta. Otras ventajas de las superficies es que ofrecen un mayor acceso a los nutrientes, protección frente a los depredadores y a los cambios físico-químicos (Madigan *et al.*, 2015).

### ***Turbidez y Profundidad***

La turbidez del agua es causada por la materia suspendida orgánica e inorgánica (por ejemplo, arcillas, limos, materia orgánica fina, plancton, etc.), la cual hace que la luz se disperse y se absorba en lugar de transmitirse (Wetzel y Likens, 2000; Weiner, 2013). En el presente estudio el ACC nos muestra una asociación positiva entre las tasas de nitrificación en los sedimentos con la profundidad y la transparencia, ya que en la estación Puente de Urrutia que es el segundo sitio más profundo y con la mayor transparencia, también es donde se registró una mayor tasa de nitrificación, en contraste con lo que sucede en Borde Canal de Apatlaco (sitio más somero y con mayor turbidez) en donde se registró la tasa de nitrificación más baja, esto puede deberse a que al ser un sitio somero, la radiación solar alcanza fácilmente los sedimentos superficiales teniendo efectos perjudiciales sobre la microbiota, ya que incluso en la columna de agua de este sitio no se registró actividad nitrificante.

A pesar de que la radiación solar es indispensable para el metabolismo en los ecosistemas de agua dulce por los grandes efectos que tiene sobre los ciclos de los nutrientes, de la distribución de gases disueltos y de la biota (Wetzel y Likens, 2000), también puede resultar perjudicial a exposiciones altas (principalmente la radiación ultravioleta), ya que puede

inhibir el proceso fotosintético (con una notable disminución de los pigmentos fotosintéticos), influye sobre el crecimiento microbiano y puede provocar alteraciones en las moléculas de ADN, así como dañar las membranas celulares. Todo esto da como resultado un incremento en la mortalidad de organismos sensibles (Zagarese *et al.*, 1988), de hecho, se ha considerado que la radiación solar es un factor inhibitor del proceso de nitrificación, aunque las bacterias nitrificantes (tanto BOA como BON) han desarrollado mecanismos para recuperarse de la fotoinhibición durante los periodos de oscuridad (Abeliovich, 2006).

### ***Tasas de nitrificación y nutrientes nitrogenados***

El amonio es una fuente de nitrógeno importante para bacterias, algas y plantas de los ecosistemas acuáticos (Wetzel y Likens, 2000). Sin embargo, el progresivo aumento de la concentración de amonio en los cuerpos de agua ha convertido a la nitrificación en un proceso que afecta el ciclo global del nitrógeno (Andrade-Ochoa *et al.*, 2015). Dentro del ciclo del nitrógeno, las BOA utilizan el nitrógeno reducido ( $\text{NH}_3$  o  $\text{NH}_4^+$ ) como fuente de energía,  $\text{CO}_2$  como fuente de carbono y  $\text{O}_2$  como aceptor de electrones, sin embargo, algunas BOA tienen un metabolismo anaeróbico en donde utilizan el  $\text{NO}_3^-$  como aceptor de electrones y generan  $\text{N}_2$  como producto final; otros microorganismos que también tienen un papel importante en la oxidación del amoniaco son las arqueas (AOA) (Andrade-Ochoa *et al.*, 2015). Las BOA tienen diferentes constantes de afinidad por el amonio ya que han logrado adaptarse a una amplia gama de diferentes concentraciones de este nutriente en los diversos entornos, por lo tanto, la distribución de estos microorganismos dependerá de las fuentes (geológicas, biológicas y antropogénicas) de nitrógeno reducido (Koops *et al.*, 2006).

Se dice que la oxidación del amoníaco es el paso limitante de la velocidad en la nitrificación, ya que una vez que el amonio es oxidado a nitrito, éste pasa a oxidarse rápidamente hasta nitrato (Kirchman, 2012). Si partimos de este supuesto, la velocidad de nitrificación debería ser similar tanto en el agua de fondo como en los sedimentos, ya que no hay mucha diferencia entre las concentraciones de amonio registradas en el presente estudio en ambos niveles, lo que si ocurre con los nitritos y los nitratos, ya que la concentración de estos últimos es muy alta en los sedimentos en comparación con el agua de fondo. Esto sucede posiblemente porque las BOA son mejores en la interfase entre ambientes óxicos con altas concentraciones de oxígeno y ambientes anóxicos con altas concentraciones de amonio (Kirchman, 2012),

por otro lado, se ha reportado que las poblaciones de BON dominan en los sedimentos, lo que puede estar asociado a que es ahí donde existen los ambientes microaerófilos y anaerobios óptimos para los oxidantes de nitritos (Abeliovich, 2006; Másmela-Mendoza *et al.*, 2019). Reforzando este argumento, Pauer y Auer (2000) encontraron que no existe una nitrificación aparente en la columna de agua de un sistema hipertrófico (Lago Onondaga-Río Seneca, Nueva York) a pesar de los altos niveles de amoníaco (de 2 a 10 mgN l<sup>-1</sup>) y oxígeno suficiente. Estos autores también reportaron que este proceso se lleva a cabo principalmente en los sedimentos debido a las altas poblaciones de nitrificantes que en ellos se encuentran.

Normalmente las BON se encuentran asociadas con las BOA, ya que estas últimas les proporcionan su fuente de energía (Abeliovich, 2006), por lo tanto, como resultado de la oxidación aeróbica del amonio debe haber una producción de nitritos, los cuales serán utilizados por las BON en el segundo paso de la nitrificación, con una consecutiva producción de nitratos. Es evidente que, si en el agua de fondo no se llevó a cabo la oxidación del amonio, tampoco habrá una producción considerable de nitritos ni de nitratos, por lo que la concentración de estos nutrientes en el agua de fondo será baja, mientras que será alta en los sedimentos ya que es en donde se lleva a cabo la mayor parte de este proceso como se mencionó anteriormente. Esto es exactamente lo que se observa en el Polígono Puente de Urrutia, en donde las concentraciones de nitritos y nitratos en el agua de fondo son muy bajas en comparación con los sedimentos en donde se alcanzaron concentraciones muy elevadas.

Sin embargo, la forma en la que estos nutrientes se asocian con las tasas de nitrificación es diferente en ambos niveles. Por un lado, en el agua de fondo los sitios con las tasas de nitrificación más altas corresponden con las concentraciones más altas de nitritos y de nitratos, es decir, que existe una asociación positiva de este proceso con la concentración de estos nutrientes, por lo tanto, la concentración de estos nutrientes se ve fuertemente influenciada por el proceso de nitrificación en el Polígono Puente de Urrutia y viceversa. Por otro, en los sedimentos superficiales no existe una asociación positiva entre la concentración de nitritos y nitratos con las tasas de nitrificación, posiblemente porque la concentración de nitritos y nitratos en este nivel no se debe principalmente al proceso de nitrificación, sino a la acumulación de estos nutrientes a lo largo del tiempo por diferentes factores, resaltando el papel que tienen los sedimentos como un sumidero de nutrientes, pero también como una

fuerza éstos cuando los nutrientes son reintroducidos a la columna de agua para ser incorporados a la cadena trófica (Chen y White, 2004; en López-Jiménez, 2012).

### ***Contenido de C:N***

Los nitrificadores heterótrofos utilizan los compuestos orgánicos como fuente de energía y no obtienen energía de la oxidación del amonio. Estos microorganismos no acumulan grandes cantidades de productos finales ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) en comparación con los nitrificantes autótrofos. Además, algunos nitrificantes heterótrofos también pueden reducir el nitrato y el nitrito a nitrógeno gaseoso (Reddy y DeLaune, 2008). Lo anterior podría explicar las bajas concentraciones de nitritos y nitratos en el agua de fondo del Polígono Puente de Urrutia, ya que tal vez los microorganismos nitrificantes que dominan en este nivel podrían ser heterótrofos ya que además los valores de ORP encontrados en el presente estudio favorece a esta vía metabólica. Además, como se explicó anteriormente, la tasa de nitrificación por la vía heterotrófica es más lenta que por la autótrofa.

Por otro lado, la nitrificación autótrofa es dominante en ambientes con relaciones de C:N bajas, mientras que en relaciones altas de C:N domina la nitrificación heterótrofa (Kuenen y Robertson, 1994; en Reddy y DeLaune, 2008), esta premisa refuerza el supuesto de que en el agua de fondo del Polígono Puente de Urrutia la nitrificación podría ser llevada a cabo por microorganismos nitrificantes heterótrofos (con una relación promedio de C:N >5), mientras que en los sedimentos dominarían los nitrificantes autótrofos (con una relación promedio de C:N <1). Por otro lado, Starry *et al.* (2005) manipularon experimentalmente los suministros de C y N disueltos en el microcosmos de los sedimentos del arroyo Hugh White Creek (EE. UU.) y encontraron que a medida que disminuía la relación C:N (de 20 a 15) aumentaban considerablemente las tasas de nitrificación. Sin embargo, no podemos afirmar qué tipo de metabolismo nitrificante (autótrofo o heterótrofo) se está llevando a cabo en cada nivel en el Polígono Puente de Urrutia, pero si podemos concluir que la velocidad de este proceso si se ve influenciada por la relación C:N en el sistema estudiado.

### ***Fósforo***

El fósforo se considera como un oligoelemento ya que se necesitan cantidades pequeñas para el desarrollo de la vida acuática, por lo que un aumento de este elemento puede perjudicar la

dinámica de los ecosistemas de agua naturales (Abdul-Salim *et al.*, 2020). El fósforo es muy importante para la vida, forma parte de las moléculas de ADN, de ATP y ADP, así como de la membrana plasmática celular (Gatti, 2009).

A pesar de que las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  son altas en todo el sistema estudiado, en el Borde Canal de Apatlaco se registró la concentración más alta de ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), que es la forma más común en la que se puede encontrar el fósforo y la principal para el metabolismo biológico (Weiner, 2013). La alta concentración de este nutriente en esta zona puede deberse que fue ahí en donde se observó la mayor densidad de asentamientos urbanos, ya que el fósforo puede originarse por las aguas residuales de las diferentes actividades domésticas (baño, lavado de ropa, cocina, etc.), así como de los desechos humanos (orina y heces) (Mara, 2004; en Abdul-Salim *et al.*, 2020).

### ***Pigmentos fotosintéticos***

El fitoplancton es un componente fundamental en los ecosistemas acuáticos por encontrarse en los primeros niveles de las tramas tróficas, determinando la complejidad y contenido energético de éstas, además de su importante contribución en la oxigenación de los cuerpos de agua (Bonilla *et al.*, 2016). Además, las microalgas desempeñan un rol muy importante dentro del ciclo del nitrógeno, ya que varias especies (generalmente cianofitas) llevan a cabo la fijación de este elemento (Everard, 2018).

Los pigmentos de las microalgas son de gran relevancia en estudios de ecología y fisiología, éstos permiten inferir la composición, la cantidad y el estado fisiológico de los organismos; por ejemplo, la concentración de *C1-a* se ha utilizado como un indicador de la biomasa fitoplanctónica ya que este pigmento es el responsable de que se lleve a cabo la fotosíntesis y está presente en todos los organismos fitoplanctónicos, mientras que los demás pigmentos pueden ser indicadores de la composición específica del fitoplancton (Lorenzen, 1967; Rai, 1980; Jeffrey *et al.*, 1997; Roy *et al.*, 2011; en Bonilla *et al.*, 2016).

Los principales pigmentos fotosintéticos en las microalgas son las clorofilas, las ficobiliproteínas y los carotenoides, los cuales absorben energía radiante a diferentes longitudes de onda del espectro visible (Vera-López Portillo y Martínez-Jiménez, 2021). La importancia ecológica de que existan distintos pigmentos fotosintéticos es que permite que

diferentes organismos fotótrofos coexistan en el mismo hábitat, aprovechando longitudes de onda que otros no pueden absorber (Madigan *et al.*, 2015). Todos los pigmentos participan en la conversión de la energía electromagnética en energía química, pero sólo la Cl-*a* se encuentra en el centro de reacción, los demás se consideran pigmentos accesorios y tienen la función de captar y transferir la energía luminosa al centro de reacción (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007).

### ***Clorofila a***

La Cl-*a* es el principal pigmento de los organismos fotótrofos oxigénicos, absorbe a luz entre los 430 nm y 680 nm de longitud de onda (Madigan *et al.*, 2015). En ecosistemas hipereutróficos es común encontrar valores mayores a 100 mg m<sup>3</sup> de Cl-*a* (Conde, 2009; Aubriot *et al.*, 2011; en Bonilla *et al.*, 2016), lo que coincide con los valores encontrados en el Polígono Puente de Urrutia el cual ha sido clasificado como un sistema hipereutrófico desde hace varias décadas debido a que se han reportado valores que van desde los 8.02 hasta 460.5 mg m<sup>3</sup> de Cl-*a* en la columna de agua (por Reynoso, 1986; en Esquivel-Herrera y Soto-Castor, 2017).

En el presente estudio se puede observar que la concentración de pigmentos fotosintéticos en un metro cuadrado del sedimento superficial (de tan sólo 1 cm de profundidad) se asemeja a la concentración que existe en un metro cúbico de la columna de agua, resaltando la importancia que tienen los sedimentos en los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, hace falta aún un gran esfuerzo en el estudio de la composición de pigmentos fotosintéticos en los sedimentos de la Zona Lacustre de Xochimilco ya que no existe información referente al tema. Se ha reportado que el microfitorobentos juega un papel importante en los ciclos de los nutrientes y de la red trófica y se ha señalado que los valores de abundancia, biomasa y productividad por unidad de área del perifiton pueden superar en varios órdenes de magnitud a los del fitoplancton (Bonilla y Conde, 2016), lo cual se observa perfectamente con los resultados obtenidos en este trabajo.

### ***Feopigmentos-a***

La molécula de clorofila se degrada en moléculas de feopigmentos de forma natural (por ejemplo, feofitina o clorofilida), estos pigmentos degradados también presentan sus máximos

de absorbancia a las mismas longitudes de onda que la clorofila activa (en este caso de Cl-*a*). Por lo tanto, es recomendable calcular la relación ácida (RA) para tener una estimación de la calidad de los pigmentos, la cual se calcula con la división de la absorbancia a 665 nm antes y después de acidificar ( $A_{665na}/A_{665a}$ ) en donde 1.7 es el mayor valor para un extracto puro de Cl-*a* (con acetona al 90% como solvente), es decir, con una ausencia total de feopigmentos, por lo que este valor no puede ser mayor en una muestra natural; mientras que un valor de 1 indica que únicamente hay pigmentos de degradación (Lorenzen, 1967; Varela, 1981; Bonilla *et al.*, 2016).

En el Polígono Puente de Urrutia se obtuvo en promedio una RA de 1.21 en el agua superficial, de 1.20 en agua de fondo y de 1.05 en los sedimentos superficiales, lo que indica que la Cl-*a* existente está en su mayoría inactiva. Estos valores de RA (cerca de 1) son comunes en ambientes con altas concentraciones de MO particulada (Bonilla *et al.*, 2016); se puede observar que la calidad de Cl-*a* es relativamente mejor en el agua que en los sedimentos, esto puede deberse a que a medida que en la columna de agua los organismos fotosintéticos van produciendo pigmentos, éstos se van depositando gradualmente en los sedimentos (Antoniades y Daners, 2016), lo que explica las altas concentraciones de pigmentos registradas en la columna de agua en los canales del Polígono Puente de Urrutia, quedando como carbono primario disponible para los consumidores bentónicos.

### ***Pigmentos accesorios***

La Cl-*b* se encuentra en grupos como Cyanobacteria, Euglenophyta y Chlorophyta; la Cl-*c* en Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae y Dinophyceae (Bonilla *et al.*, 2016), por lo tanto, se puede inferir que en el Polígono Puente de Urrutia albergan una gran diversidad de microalgas pertenecientes a estos grupos en una proporción semejante tanto en AS, AF y en el SS, ya que no hubo una diferencia significativa entre la concentración de Cl-*b* y Cl-*c* en cada uno de los niveles. Aunque no hay estudios sobre la composición microalgal en el Polígono Puente de Urrutia, si existen trabajos que incluyen un listado del fitoplancton que se ha reportado en la Zona Lacustre de Xochimilco (Esquivel-Herrera y Soto-Castor, 2017). Por ejemplo, en un estudio realizado por Figueroa-Torres *et al.* (2015), reportan un total de 370 especies en el Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio

Atlapulco pertenecientes a seis Divisiones diferentes: (Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyceae, Dinophyceae y Chromophyta).

Con respecto a los carotenoides, éstos predominaron sobre los demás pigmentos en todas las estaciones del Polígono Puente de Urrutia (sin incluir Cl-*a* y Feo-*a*), esto se debe a que los carotenoides son los pigmentos accesorios más abundantes en los fotótrofos y son los que generalmente les confieren a las microalgas los colores característicos como amarillo, rojo, marrón, etc. Además de absorber luz y transferirla al centro de reacción, tienen una función primordial como agentes fotoprotectores contra las formas tóxicas del oxígeno (Madigan *et al.*, 2015). Los carotenoides incluyen una gran variedad de pigmentos y también suelen ser utilizados como marcadores de grupos de productores primarios o como indicadores de productividad general (como el  $\beta$ -caroteno) o de ciertos grupos algales (Antoniades y Daners, 2016).

### ***Pigmentos y Tasas de nitrificación***

En ambientes naturales, las microalgas y las bacterias ocupan los mismos hábitats, generando relaciones beneficiosas o perjudiciales (Rhee, 1972; en Mujtaba y Lee, 2016). El ACC nos muestra que existe una asociación positiva entre la comunidad fotosintética y los microorganismos involucrados en la oxidación del nitrógeno en el Polígono Puente de Urrutia, de tal forma que existe la posibilidad de que ambas comunidades se encuentren compartiendo un mismo hábitat, por ejemplo, formando parte de la biopelícula sedimentaria.

Se han documentado estudios en donde existe una relación beneficiosa entre las microalgas y la comunidad bacteriana, en donde las microalgas proporcionan nutrientes para el crecimiento bacteriano (proteínas, lípidos, ácidos nucleicos, etc.), los cuales liberan durante el proceso de crecimiento y descomposición de las células, mientras que las bacterias transforman ciertos compuestos en nutrientes (carbonatos, nitratos, fosfatos y sulfatos) y CO<sub>2</sub> que pueden utilizarse para el proceso fotosintético (Mujtaba y Lee, 2016).

Además, las microalgas producen oxígeno durante el proceso fotosintético, el cual es utilizado por la comunidad aeróbica microbiana como aceptor de electrones para degradar los compuestos orgánicos durante el proceso de mineralización, mientras que el CO<sub>2</sub> liberado durante este proceso de descomposición puede ser utilizado como fuente de carbono por las



microalgas para la fotosíntesis (Subaschandrabose *et al.*, 2011; Muñoz *et al.*, 2005; en Mujtaba y Lee, 2016).

De acuerdo con lo anterior, se puede inferir que en el Polígono Puente de Urrutia existe una relación beneficiosa entre las microalgas y las bacterias nitrificantes (tanto en agua de fondo como en el sedimento superficial), en donde los organismos fotosintéticos suministran de oxígeno a la comunidad aerobia, que incluye a las bacterias oxidadoras del amonio y del nitrito, además de que se puede generar un ambiente rico en amonio con la mineralización del material orgánico, influyendo en la composición de las comunidades de microorganismos oxidantes de amonio, mientras que los microorganismos nitrificantes proveen del principal sustrato utilizado por las microalgas, el  $\text{NO}_3^-$  (Andrade-Ochoa *et al.*, 2015; Mujtaba y Lee, 2016). El acoplamiento microalgas-bacterias heterótrofas es muy importante en ecosistemas someros en donde la interacción entre ambos grupos microbianos es intensa y eficiente para resistir los disturbios naturales a los que se ven sometidos.

### ***Análisis de Componentes Principales y Pigmentos fotosintéticos***

En el Análisis de Componentes Principales pudimos observar que los pigmentos fotosintéticos juegan un papel importante en la caracterización del ecosistema, por un lado, se encontraron las mayores concentraciones de pigmentos en aquellos sitios más conservados, es decir, en aquellos en donde no hay mucha influencia del ser humano, aunque si se observó que en esos sitios es más común la práctica agrícola, actividad que puede estar asociada con la concentración de pigmentos fotosintéticos, ya que estas prácticas contaminan el agua con nutrientes, sedimentos, minerales, los cuales entran al cuerpo de agua por procesos de escorrentía, filtración o lixiviación (Pérez-Espejo, 2012) . Con respecto a la dinámica de los pigmentos fotosintéticos en agua de fondo, también se observó que en aquellos sitios con la mayor concentración de pigmentos fotosintéticos, también fueron en donde se registraron las mayores concentraciones de nitritos y nitratos, así como de las mayores tasas de nitrificación, comportamiento que también se observó con el ACC, reforzando la hipótesis de que la actividad nitrificante está fuertemente asociada con la actividad fotosintética.

En los sedimentos superficiales también se observa una mayor concentración de pigmentos fotosintéticos en los sitios mejor conservados, excepto en aquellos sitios en donde la

profundidad es menor a los 50 cm y con una turbidez de entre 20 y 30 cm. Esto puede indicar que la profundidad y turbidez podrían tener un papel muy importante como indicadores de la dinámica del metabolismo microbiano, ya que actúan como reguladores de la cantidad y calidad de luz que entra hasta los sedimentos, que como ya se mencionó anteriormente, la radiación solar puede tener tanto efectos positivos sobre el metabolismo microbiano, así como efectos negativos en la inhibición de éste o daño en la membrana celular de los microorganismos (Zagarese *et al.*, 1988; Wetzel y Likens, 2000).

## ***Caracterización de los Sedimentos***

### ***Materia Orgánica y Textura***

Los humedales suelen acumular grandes cantidades de materia orgánica en los sedimentos debido a que generalmente, la producción primaria domina sobre los procesos de descomposición (Schlesinger y Bernhardt, 2020). La concentración de materia orgánica contenida en los sedimentos, así como la concentración de nutrientes, son indicadores del estado trófico y de la productividad del sistema (Meyers y Teranes, 2001; en Antoniades y Daners, 2016; Arocena, 2016).

La composición de los suelos puede clasificarse como orgánicos o inorgánicos, los primeros contienen al menos un 35% de materia orgánica, mientras que los suelos con menor contenido de materia orgánica son considerados suelos minerales (Hogan, 2018), de acuerdo con lo anterior, se podría clasificar el sedimento del Polígono Puente de Urrutia como un suelo mineral humoso, ya que en promedio tiene entre 6 y 10% de materia orgánica.

Los suelos inorgánicos o minerales también se pueden clasificar de acuerdo al tamaño y proporción de las partículas que lo conforman (arenas, limos y arcillas), cuyas características contribuyen en la permeabilidad y la capacidad de retención de agua (Hogan, 2018), estas propiedades son de gran relevancia ya que generalmente, en el agua intersticial de los sedimentos existe una mayor concentración de nutrientes en comparación con la columna de agua, es por esto que los sedimentos representan el sumidero de nutrientes más grande de los ecosistemas acuáticos, y por lo tanto, también son una fuente importante de éstos (Arocena, 2016; Baldwin, 2018).

El entorno del suelo está conformado por partículas inorgánicas y orgánicas separadas por el espacio poroso a través del cual pasa el aire y el agua. En suelos arenosos los poros suelen ser más grandes ( $> 10 \mu\text{m}$ ) que en suelos limosos y arcillosos ( $< 10 \mu\text{m}$ ), siendo estos últimos los que tienen más microporos, por lo que los suelos ricos en arcilla suelen estar menos aireados que los arenosos, ya que los poros más grandes permiten el movimiento del agua y el aire con mayor facilidad. El espacio de los poros, así como el tamaño, la forma y las conexiones entre los poros son importantes para comprender la vida microbiana en los suelos (Voroney, 2007; en Kirchman, 2012).

Aunque en este trabajo no se determinó la porosidad, si podemos inferir que la composición franco-arenosa que presentan los sedimentos del Polígono Puente de Urrutia favorece una buena circulación del oxígeno y de nutrientes a través del agua intersticial, indispensables para que se lleven a cabo múltiples procesos metabólicos, incluyendo el proceso oxidativo del ciclo del nitrógeno. Por ejemplo, Hong *et al.* (2019) sugieren que la interfaz aeróbica-anaeróbica de los sedimentos arenosos altamente permeables es un punto crítico de reacciones geoquímicas microbianas, además de que los múltiples procesos del ciclo del nitrógeno están activos y acoplados entre sí debido a los gradientes de oxidación-reducción que en ellos se presenta (Beman *et al.*, 2012).

## CONCLUSIÓN

La relación microalga-bacteria es un punto clave para el funcionamiento del ecosistema, ya que a pesar de las condiciones hipereutróficas en el Polígono Puente de Urrutia, el ecosistema sigue cumpliendo su papel en el reciclamiento de nutrientes (en este caso nitrógeno y carbono), lo cual es más notorio en los sedimentos, que por sus características físico-químicas y la gran diversidad de interacciones que en ellos ocurre, como la estrecha relación microbiana entre los productores primarios y las bacterias heterótrofas involucradas en el proceso oxidativo del ciclo del nitrógeno, les confiere a ellos un papel ecológico muy importante tanto en el reciclamiento de nutrientes como en el de fungir como sumideros y fuentes de nutrientes.

## REFERENCIAS

- Abdul-Salim, N. A., Hudai-Abdullah, N., Ahmad, N. y Hafiz-Puteh, M. 2020. Phosphorus and eutrophication in water. En: Hafiz-Puteh, M. y Hudai-Abdullah, N. (Eds). pp. 121-137. *Issues and Technology in water contaminants*. Malaysia: Penerbit UTM Press.
- Abeliovich, A. 2006. The Nitrite-Oxidizing Bacteria. En: Dworkin, M., Flakow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K. H. y Stackebrandt, E. (Eds.). *The Prokaryotes. A handbook on the Biology of Bacteria* (3ª ed.). Volumen 5: Proteobacteria: Alpha and Beta Subclasses. pp. 861-872. Singapore: Springer Science+Business Media.
- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M. y Muraoka, K. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 21(1): 675-681. DOI: 0.1080/03680770.1980.11897067.
- Andrade-Ochoa, S., Erosa-de la Vega, G. y Nevárez-Moorillón, G. V. 2015. Amonio-oxidasas bacterianas y arqueales involucradas en el ciclo del nitrógeno. *Terra Latinoamericana*, 33(3): 233-245.
- Antoniades, D. y Daners, G. 2016. Paleolimnología. En: Arocena, R. (Ed). *Principios y Métodos de Limnología: ejemplos de Uruguay*. pp. 271-285. Montevideo, Uruguay: DIRAC
- Arias-García, J. y Gómez-Zotano, J. 2015. La planificación y gestión de los humedales de Andalucía en el marco del Convenio Ramsar. *Investigaciones Geográficas*, (63): 117-129. DOI: 10.14198/INGEO2015.63.08.
- Arocena, R. 2016. Sedimentos. En: Arocena, R. (Ed). *Principios y Métodos de Limnología: ejemplos de Uruguay*. pp. 59-72. Montevideo, Uruguay: DIRAC.
- Arredondo-Vega, B. O. y Voltolina, D. 2007. Determinación de pigmentos por espectrofotometría. En: Arredondo-Vega, B. O. y Voltolina, D. (Eds). *Métodos y herramientas analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal*. pp. 59-68. Baja California Sur, México: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.
- Atlas, R. M. y Bartha, R. 2002. *Ecología microbiana y Microbiología ambiental* (4ª ed). Madrid: Pearson Educación.

- Baird, R. B., Eaton, A. D. y Rice, E. W. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23<sup>a</sup> ed.). Washington, DC: American Public Health Association Press / American Water Works Association / Water Environment Federation.
- Baldwin, D. S. 2018. Microbially mediated chemical transformations in wetlands. En: Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., van Dam, A. A. y Davidson, N. C. (Eds.). *The Wetland Book. I. Structure and Function, Management, and Methods*. pp. 265-275. The Netherlands: Springer Science+Business Media. DOI: 10.1007/978-90-481-9659-3.
- Banse, K., Falls, C. P. y Hobson, L. A. 1963. A gravimetric method for determining suspended matter in sea water using Millipore filters. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 10(5): 639-642. DOI: 10.1016/0011-7471(63)90005-6.
- Barreiro-Güemes, M. T. y Signoret-Poillon, M. 1999. *Productividad Primaria en Sistemas Acuáticos Costeros. Métodos de evaluación*. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Becerril-Morales, F. 2016. El bentos en el diluvio universal. *Ciencia*, 67(2): 58-67.
- Beita-Sandí, W. 2008. *Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Costa Rica.
- Beman, J. M., Bertics, V. J., Braunschweiler, T. y Wilson, J. M. 2012. Quantification of ammonia oxidation rates and the distribution of ammonia-oxidizing *Archea* and *Bacteria* in marine sediment depth profiles from Catalina Island, California. *Frontiers in Microbiology*, 3: 263. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00263.
- Bertics, V. J. y Ziebis, W. 2009. Biodiversity of benthic microbial communities in bioturbated coastal sediments is controlled by geochemical microniches. *The International Society for Microbial Ecology Journal*, 3(11): 1269-1285. DOI: 10.1038/ismej.2009.62.
- Bianchi, M., Morin, P. y Le Corre, P. 1994. Nitrification rates, nitrite and nitrate distribution in the Almeria-Oran frontal systems (eastern Alboran Sea). *Journal of Marine Systems*, 5(3-5): 327-342. DOI: 10.1016/0924-7963(94)90054-X.

- Bonilla, S., León, L. y Fabre, A. 2016. Fitoplancton. En: Arocena, R. (Ed). *Principios y Métodos de Limnología: ejemplos de Uruguay*. pp. 129-167. Montevideo, Uruguay: DIRAC.
- Bonilla, S. y Conde, D. 2016. Algas y cianobacterias del perifiton. En: Arocena, R. (Ed). *Principios y Métodos de Limnología: ejemplos de Uruguay*. pp. 169-183. Montevideo, Uruguay: DIRAC.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer Method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal*, 54(5): 464-465. DOI : 10.2134/agronj1962.00021962005400050028x.
- Boyd, C. E. y Tucker, C. S. 1992. *Water quality and pond soil analyses for aquaculture*. Alabama : Agricultural Experiment Station.
- Bruesewitz, D. A., Tank, J. L. y Hamilton, S. K. 2012. Incorporating spatial variation of nitrification and denitrification rates into whole-lake nitrogen dynamics. *Journal of Geophysical Research*, 117(G3): G00N07. DOI: 10.1029/2012JG002006, 2012.
- Cárdenas-Calvachi, G. L. y Sánchez-Ortiz, I. A. 2013. Nitrógeno en aguas residuales; orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1): 72-88.
- Cervantes-Sandoval, A. 1990. *Manual de Técnicas Básicas para el Análisis de Ambientes Acuáticos Séptimo Semestre de Biología. Material didáctico*. FEZ-Zaragoza, UNAM.
- Chen, S., Ling, J. y Blancheton, J. P. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Agricultural Engineering*, 34(3): 179-197. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.004.
- Claros-Bedoya, J. A. 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. Universidad Politécnica de Valencia.
- Damashek, J., Casciotti, K. L. y Francis, C. A. 2016. Variable nitrification rates across environmental gradients in turbid, nutrient-rich estuary waters of San Francisco Bay. *Estuaries and Coasts*, 39(4): 1050-1071. DOI: 10.1007/s12237-016-0071-7.

- Esquivel-Herrera, A. y Soto-Castor, R. 2017. Contaminación biológica en la Zona Lacustre de Xochimilco. En: Bojórquez-Castro, L. (Coord). *Contaminación química y biológica en la Zona Lacustre de Xochimilco*. pp. 171-219. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Eugercios-Silva, A. R., Álvarez-Cobelas, M. y Montero-González, E. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los sistemas acuáticos. *Ecosistemas*, 26(1): 37-44. DOI: 10.7818/ECOS.2017.26-1.06.
- Everard, M. 2018. Nutrient cycling in wetlands. En: Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., van Dam, A. A. y Davidson, N. C. (Eds.). *The Wetland Book. I. Structure and Function, Management, and Methods*. pp. 1437-1440. The Netherlands: Springer Science+Business Media. DOI: 10.1007/978-90-481-9659-3.
- Ferrara-Guerrero, M. J., Hernández-Hernández, M., Angeles-Vázquez, J. R., Ponce-Mendoza, A., Figueroa-Torres, M. G. y Vargas-Solís, R. C. 2014. *La nitrificación microbiana como indicadora de la calidad del agua en los canales de la zona chinampera de Xochimilco (México)*. En: Figueroa-Torres, M. G., Linares-Jauregui, F., Ferrara-Guerrero, M. J. y Castro-Mejía, J. (Eds.). pp. 35-44. Manejo integral de la cuenca de Xochimilco y sus afluentes. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Figueroa-Torres, M. G., Arana-Magallón, F., Almanza-Encarnación, S., Ramos-Espinosa, M. G. y Ferrara-Guerrero, M. J. 2015. Microalgas del Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, México. *CienciaUAT*, 9(2): 15-29.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B. y Cosby, B. J. 2003. The nitrogen cascade. *BioScience*, 53(4): 341-356. DOI: 10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2.
- Gatti, M. N. 2009. *Caracterización de las aguas residuales y calibración del modelo matemático BNRM1 para la simulación de los procesos de eliminación biológica de materia orgánica y nutrientes*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Heynes-Silerio, S. A. 2014. *Estructura y diversidad de vegetación de humedales de tres zonas ecológicas de la Sierra Madre Occidental, México*. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional.

- Hogan, D. 2018. Soils of wetlands and their ecosystem services. En: Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., van Dam, A. A. y Davidson, N. C. (Eds.). *The Wetland Book. I. Structure and Function, Management, and Methods*. pp. 1445-1452. The Netherlands: Springer Science+Business Media. DOI: 10.1007/978-90-481-9659-3.
- Hong, Y., Wu, J., Wilson, S. y Song, B. 2019. Vertical stratification of sediment microbial communities along geochemical gradients of a subterranean estuary located at the Gloucester Beach of Virginia, United States. *Frontiers of Microbiology*, 9: 3343. DOI: 10.3389/fmicb.2018.03343.
- Hsiao, S. S. Y., Hsu, T. C., Liu, J. W., Xie, X., Zhang, Y., Lin, J., Wang, H., Yang, J. Y. T., Hsu, S. C., Dai, M. y Kao, S. J. 2014. Nitrification and its oxygen consumption along the turbid Chang Jiang River plume. *Biogeosciences*, 11(7): 2083-2098. DOI: 10.5194/bg-11-2083-2014.
- Kirchman, D. L. 2012. *Processes in Microbial Ecology*. New York: Oxford University Press.
- Koops, H. P., Purkhold, U., Pommerening- Röser, A., Timmermann, G. y Wagner, M. 2006. The lithoautotrophic Ammonia-Oxidizing Bacteria. En: Dworkin, M., Flakow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K. H. y Stackebrandt, E. (Eds.). *The Prokaryotes. A handbook on the Biology of Bacteria* (3<sup>a</sup> ed.). Volumen 5: Proteobacteria: Alpha and Beta Subclasses. pp.778-811. Singapore: Springer Science-Business Media.
- Larkin, D. J. 2018. Wetland Heterogeneity. En: Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., van Dam, A. A. y Davidson, N. C. (Eds.). *The Wetland Book. I. Structure and function, management, and methods*. pp. 177-182. The Netherlands: Springer Science+Business Media. DOI: 10.1007/978-90-481-9659-3.
- López-Jiménez, M. A., Monks, S., Serrano, A., Pulido-Flores, G., Gaytán-Oyarzun, J. C. y López-Ortega, M. 2012. Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(2): 965-972.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2): 343-346. DOI: 10.4319/lo.1967.12.2.0343.

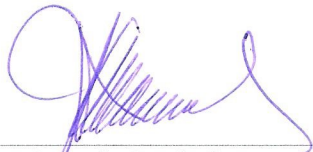


- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H. y Stahl, D. A. 2015. *Brock. Biología de los microorganismos* (14ª ed). Madrid, España: Pearson Educación.
- Másmela-Mendoza, J. E., Lizarazo-Forero, L. M. y Aranguren-Riaño, N. J. 2019. Bacterias nitrificantes cultivables de la zona limnética del lago de Tota, Boyacá. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 22(2): e1378. DOI: 10.31910/rudca.v22.n2.2019.1378.
- Mendoza-Correa, X. A. 2018. *Las chinampas del humedal de Xochimilco: sistemas de biorremediación para la sostenibilidad*. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Norte.
- Morán-Villa, V. L. (2007). *Influencia de los parámetros físicos y químicos sobre las tasas de fijación de nitrógeno atmosférico y de desnitrificación en la laguna de Sontecomapan, Veracruz*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Moreno-Franco, D. P., Quintero-Manzano, J. y López-Cuevas, A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78: 25-33.
- Muciño-Márquez, R. E., Aguirre-León, A. y Figueroa-Torres, M. G. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 27(3): 281-291. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n3/Mucino.
- Mujtaba, G. y Lee, K. 2016. Advanced treatment of wastewater using symbiotic co-culture of microalgae and bacteria. *Applied Chemistry for Engineering*, 27(1): 1-9. DOI: 10.14478/ace.2016.1002.
- Pauer, J. J. y Auer, M. T. 2000. Nitrification in the water column and sedimento of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water Research*, 34(4): 1247-1254. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00258-4.
- Pérez-Espejo, R. H. 2012. La contaminación agrícola del agua: aspectos generales y teoría. En: Pérez-Espejo, R. H. (Coord). *Agricultura y contaminación del agua*. pp. 23-44. México: UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas.
- Polo-Hernández, A. 2023. Tasa de nitrificación como indicador de los procesos de eutrofización dentro del Polígono Puente de Urrutia en Xochimilco. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana.

- Reddy, K. R. y DeLaune, R. D. 2008. *Biogeochemistry of Wetlands. Science and Applications*. New York: CRC Press.
- Robles-Pérez, E. J. 2005. *Estimación experimental de tasas de nitrificación en ríos de montaña - Quebrada Lejía*. Tesis de maestría. Universidad de los Andes.
- Sanders, T. y Laanbroek, H. J. 2018. The distribution of sediment and water column nitrification potential in the hyper-turbid Ems estuary. *Aquatic Sciences*, 80(4): 33. DOI: 10.1007/s00027-018-0584-1.
- Schlesinger, W. H. y Bernardt, E. S. 2020. *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change* (4ª ed). Academic Press, Elsevier. 762p. DOI: 10.1016/C2017-0-00311-7.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2010. *Manejo de humedales: Marcos para manejar Humedales de Importancia Internacional y otros humedales*. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª edición, vol. 18. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- Solís-Castro, Y., Zúñiga-Zúñiga, L. A. y Mora-Alvarado, D. 2018. La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(1): 35-46. DOI: 10.18845/tm.v31i1.3495.
- Starry, O. S., Valett, H. M. y Schreiber, M. E. 2005. Nitrification rates in a headwater stream: influences of seasonal variation in C and N supply. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4): 753-768. DOI:10.1899/05-015.1.
- Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R. 1972. *A practical handbook of seawater análisis* (2ª ed.). Ottawa: Fisheries Research Board of Canada.
- Varela, M. 1981. El problema de la determinación de la clorofila a en el fitomicrobentos: discusión sobre la metodología. *Oecologia Aquatica*, 5(5): 7-19.
- Vera-López Portillo, F. y Martínez-Jiménez, A. 2021. Pigmentos en microalgas: funciones, aplicaciones y técnicas de sobreproducción. *BioTecnología*, 25(5): 35-51.

- Walkley, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils-Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63(4): 251-264. DOI: 10.1097/00010694-194704000-00001.
- Walkley, A. y Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff Method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37(1): 29-38. DOI : 10.1097/00010694-193401000-00003.
- Ward, B. B. y Jensen, M. M. 2014. The microbial nitrogen cycle. *Frontiers in Microbiology*, 5(263): 553. DOI: 10.3389/fmicb.2014.00553.
- Weiner, E. R. 2013. *Applications of environmental aquatic chemistry. A practical guide* (3ª ed). New York: CRC Press.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. 2000. *Limnological Analyses* (3ª ed). New York: Springer Science+Business Media.
- Xia, X. H., Yang, Z. F., Huang, G. H., Zhang, X. Q., Yu, H. y Rong, X. 2004. Nitrification in natural waters with high suspended-solid content - A study for the Yellow River. *Chemosphere*, 57(8): 1017-1029. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.08.027.
- Zagarese, H. E., Cravero, W. R., Villafañe, V. y Helbling, W. 1998. Efecto de la radiación ultravioleta sobre los ecosistemas acuáticos. *Ciencia Hoy*, 8(45): 41-47.
- Zambrano, L., Contreras, V., Mazari-Hiriart, M. y Zarco-Arista, A. E. 2009. Spatial heterogeneity of water quality in a highly degraded tropical freshwater ecosystem. *Environmental management*, 43(2): 249-263. DOI: 10.1007/s00267-008-9216-1.
- Zambrano-González, L., Tovar-Garza, A., Sumano-Arias, C., Ayala-Azcárraga, C., Rubio-Lozano, M. y Trejo-Castillo, M. A. 2014. *Informe final. Rehabilitación de la red chinampera y del hábitat de especies nativas de Xochimilco*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Zheng, Z. Z., Wan, X., Xu, M. N., Hsiao, S. S. Y. Zhang, Y., Zheng, L. W., Wu, Y., Zou, W. y Kao, S. J. 2017. Effects of temperatura and particles on nitrification in a eutrophic coastal bay in southern China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(9): 2325-2337. DOI: 10.1002/ 2017JG003871.

**Visto Bueno**



---

**Dra. María Jesús Ferrera  
Guerrero (No. Eco. 22662)  
Departamento El Hombre y su  
Ambiente  
UAM Xochimilco**



---

**Dr. José Roberto Angeles Vázquez  
(No. Eco. 39325)  
Departamento El Hombre y su  
Ambiente  
UAM Xochimilco**