



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

MAESTRÍA EN ECOLOGÍA APLICADA

IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS

**Tasa de nitrificación como indicador de los procesos de
eutrofización dentro del Polígono Puente de Urrutia en
Xochimilco.**

LÍNEA DE GENERACIÓN Y APLICACIÓN DE CONOCIMIENTO:

ECOLOGÍA APLICADA A SISTEMAS MICROBIANOS.

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN ECOLOGÍA APLICADA

PRESENTA

Biol. Polo Hernández Alejandro

Comité tutorial

Directora

Dra. María Jesús Ferrara Guerrero

Codirectora

M. en C. María Guadalupe Figueroa Torres

Asesor

Dr. José Roberto Angeles Vázquez

Ciudad de México

Fecha: 23 noviembre del 2023

El jurado asignado por la Comisión Académica de la Maestría en Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, aprobó la Idónea Comunicación de Resultados titulada:

Tasa de nitrificación como indicador de los procesos de eutrofización dentro del Polígono Puente de Urrutia en Xochimilco.

Que presentó:

Biol. Alejandro Polo Hernández

El día 23 de noviembre del 2023 en la Ciudad de México para obtener el grado de Maestro en Ecología Aplicada

JURADO DEL EXAMEN

Presidente: Dra. María Soledad Vásquez Murrieta.

Secretario: Dra. Patricia Castilla Hernández

Vocal: Dr. José Roberto Angeles Vázquez

Resumen

El Polígono Puente de Urrutia se encuentra ubicado en el límite sur del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, por lo que se encuentra bajo una fuerte presión antrópica como consecuencia del vertimiento de aguas residuales, materia orgánica y fertilizantes nitrogenados utilizados en la actividad agropecuaria. Este sobre enriquecimiento de nutrientes ha ocasionado cambios en las comunidades microbiológicas y perturbaciones en los ciclos biogeoquímicos, en especial el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, poniendo en riesgo los servicios ecosistémicos que el sistema proporciona y acelera el proceso de eutrofización.

Con el fin de evaluar la dinámica del proceso de la nitrificación y el efecto del perfil físico-químico y las actividades antrópicas sobre este proceso, se realizaron muestreos durante dos temporadas (lluvias y secas) en seis sitios con diferentes actividades antrópicas. La tasa de nitrificación se calculó por medio de la inhibición de la nitrificación con 1-alil-2-tiourea e inhibición de la nitratación con clorato de sodio. Además, se calculó el índice trófico dentro de los sitios de muestreo y los datos se incorporaron en una base de datos georreferenciada para la elaboración de mapas temáticos como transferencia tecnológica.

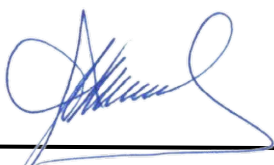
Se observó que en agua de fondo las mayores tasas de nitrificación se registraron durante la temporada de lluvias ($1.30-9.52 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y las menores tasas durante la temporada de secas (menores a $1 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$), por el contrario, en el sedimento superficial se observó que las menores tasas de nitrificación se obtuvieron durante la temporada de lluvias ($9.59-29.36 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y que las tasas incrementaron drásticamente durante la época de secas ($14.42-132.30 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$).

El análisis estadístico mostró que para el agua de fondo las tasas de nitrificación se asociaron con la temperatura elevada, mayor porcentaje de oxígeno disuelto, elevada concentración de pigmentos fotosintéticos y elevado MES. Mientras que durante la temporada de secas el incremento de nutrientes ocasionó que las tasas de nitrificación descendieran, asociándose principalmente con un MES elevado. En el caso del sedimento superficial las tasas de nitrificación se asociaron directamente con las altas concentraciones de pigmentos fotosintéticos y elevado COT.

Para el estado trófico fueron observados cambios en el nivel calculado según el parámetro utilizado por cada índice. El TSI basado en la clorofila a y la transparencia caracterizaron el sitio con un grado eutrófico, mientras que el TSI que considera al fósforo total y el índice TRIX caracterizaron al sistema con un estado hipertrófico. El análisis de componentes principales agrupó a los sitios en función del perfil físico-químico, permitiendo observar cinco grupos los cuales fueron el sitio con presencia de asentamientos humanos, actividad agrícola, zona de transición, zona de conservación y relleno de canal con bomba.

La propuesta para la transferencia tecnológica permitió obtener nueve mapas que reflejan con gran precisión la dinámica del porcentaje de oxígeno disuelto, de la concentración de clorofila α y las tasas de nitrificación en agua de fondo y sedimento superficial. Estas representaciones facilitaron la interpretación de la información evidenciando la variabilidad espacial y temporal del sistema lo que puede ser de gran utilidad para evaluar la evolución del sistema. Si bien los mapas de isóneas mostraron ser sumamente efectivos, el éxito en la aplicación de los mapas recae directamente en reforzar la transferencia de conocimientos, así como la retroalimentación de la información que permita continuar actualizando la información presente en los mapas.

Palabras Clave: Lago Urbano, Nitrificación, Nitratación, Ciclo Biogeoquímico del Nitrógeno, Estado trófico.



VoBo. Dra. María Jesús Ferrara Guerrero
Directora

Índice

Introducción General	1
Referencias.....	10
Capítulo 1. Producción de Óxidos Nitrosos Asociada a los Procesos Bacterianos de Nitrificación y Desnitrificación. Avances Metodológicos para su Investigación	13
Resumen.....	13
Abstract	14
Introducción	15
Métodos	18
Resultados.....	19
<i>Técnicas de Inhibición, Reactivos y Procesos</i>	21
<i>Técnica de Emparejamiento Isotópico</i>	23
<i>Cromatografía de Gases</i>	24
<i>Método del equilibrio de la fase gaseosa (“head-space”)</i>	25
<i>Cámaras fijas</i>	25
<i>Espectroscopía</i>	26
<i>Desarrollo de Modelos para la Determinación de Emisiones de Óxidos Nitrosos</i>	26
Conclusiones	29
Referencias.....	31
Capítulo 2. Influencia de los Cambios Estacionales y de las Actividades Antrópicas Sobre las Tasas de Nitrificación Dentro del Polígono Puente de Urrutia en Xochimilco.....	35
Resumen.....	35
Abstract	37
Introducción	39
Revisión Bibliográfica.....	40
<i>Características Principales de los Humedales</i>	41
<i>El Nitrógeno en los Humedales</i>	43
<i>Ciclo del Nitrógeno</i>	43
<i>Técnicas de Inhibición para la Determinación de Tasas de Nitrificación y Desnitrificación</i>	50

Objetivos	51
Métodos	51
<i>Área de Estudio</i>	51
<i>Trabajo de Campo y de Laboratorio</i>	52
<i>Análisis de Datos</i>	58
Resultados.....	59
<i>Perfil Físico-químico del Agua de Fondo y Sedimento Superficial</i>	59
<i>Perfil Físico-químico del Sedimento Superficial</i>	61
<i>Nutrientes Totales e Inorgánicos</i>	62
<i>Pigmentos Fotosintéticos</i>	65
<i>Tasas de Nitrificación Neta en Agua de Fondo y Sedimento Superficial</i>	67
<i>Producción de Nitritos y Nitratos en Agua de Fondo y Sedimento Superficial</i>	68
Discusión	71
Conclusiones	89
Referencias.....	91
Capítulo 3. Índices tróficos.	98
Resumen.....	98
Abstract	99
Introducción	100
Revisión Bibliográfica.....	101
<i>Indicadores e Índices Tróficos</i>	101
Objetivos	106
Métodos	106
<i>Obtención de los Índices Tróficos</i>	106
Resultados.....	108
<i>Índice del Estado Trófico (TSI)</i>	108
<i>Índice TRIX</i>	110
<i>Análisis de Componentes Principales ACP</i>	111
Discusión	113
Conclusión	121
<i>Referencias</i>	123

Capítulo 4. Transferencia de Conocimiento y Transferencia Tecnológica. Elaboración y uso de los mapas de isolíneas para conocer la evolución de los procesos de nitrificación en el Polígono Puente de Urrutia	127
Resumen	127
Abstract	129
Introducción	130
Revisión bibliográfica	130
<i>Transferencia de Conocimiento y Transferencia Tecnológica</i>	130
<i>Mapas Temáticos y de Isolíneas</i>	131
<i>Sistemas de Información Geográfica</i>	133
Objetivo	133
Métodos	134
<i>Transferencia de Conocimiento</i>	134
<i>Transferencia tecnológica</i>	134
Resultados	134
<i>Transferencia de Conocimiento</i>	134
<i>Transferencia de tecnología</i>	138
Discusión	147
Conclusión	149
Literatura citada	150

Índice de Figuras

Figura 1. Principales rutas de formación de óxidos nitrosos durante los procesos biogeoquímicos de nitrificación y desnitrificación donde se producen óxidos nitrosos.	17
Figura 2. Características ecológicas de los humedales en los ciclos biogeoquímicos.....	41
Figura 3. Características del sedimento en los Humedales.....	42
Figura 4. Ciclo biogeoquímico del N	44
Figura 5. Fijación biológica del nitrógeno.....	45
Figura 6. Asimilación del N	45
Figura 7. Proceso de amonificación y mineralización	46
Figura 8. Reacciones del proceso de nitrificación u oxidación del amonio	47
Figura 9. Reacciones en la nitrificación u oxidación del nitrito	48
Figura 10. Reacción de la oxidación anaeróbica del amonio	49
Figura 11. Técnicas de inhibición con alitiourea y clorato de sodio durante la nitrificación	51
Figura 12. Área de estudio y estaciones de muestreo en el Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco, México.....	52
Figura 13. Textura del sedimento superficial en el Polígono Puente de Urrutia en la temporada de lluvias (junio 2021).....	62
Figura 14. Tasas de nitrificación en el agua de fondo durante la temporada de lluvias (2021) y secas (2022).	67
Figura 15. Tasas de nitrificación en el sedimento superficial durante la temporada de lluvias (2021) y secas (2022).....	68
Figura 16. Producción de nitrito (Nitritación) y producción de nitrato (Nitrificación) en agua de fondo durante la temporada de lluvias (2021).	69
Figura 17. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitrificación) en agua de fondo durante la temporada de secas (2022).....	70
Figura 18. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitrificación) en sedimento superficial durante la temporada de lluvias (2021)	71

Figura 19. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitratación) en sedimento superficial durante la temporada de secas (2022).....	71
Figura 20. Análisis de Correspondencia Canónica del perfil físico-químico y tasas de nitrificación durante la temporada de lluvias (julio 2021).....	82
Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica del perfil fisicoquímico y tasas de nitrificación durante la temporada de secas (febrero 2022).	86
Figura 22. ACP determinado con los perfiles fisicoquímicos y las actividades nitrificantes durante la temporada de lluvias 2021	112
Figura 23. ACP determinado con los perfiles fisicoquímicos y las actividades nitrificantes durante la temporada de secas 2022.....	113
Figura 24. Constancia del Séptimo Congreso Sobre Diversidad Biológica Internacional (mayo 2022).....	135
Figura 25. Constancia del Tercer Congreso sobre "Manejo Integral Sustentable Transdisciplinario de la Cuenca de Xochimilco y sus Afluentes (julio 2022).....	136
Figura 26. Pláticas sobre la calidad del agua y cultivo de alga Espirulina de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (mayo 2022).	137
Figura 27. Hoja de asistencia a las pláticas sobre calidad del agua y cultivo de agua Espirulina de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco	138
Figura 28. Mapa base para georreferenciar y delimitar la zona de estudio.	139
Figura 29. Mapa de isolíneas del porcentaje de oxígeno disuelto en agua de fondo durante la temporada de lluvias (junio 2021).....	140
Figura 30. Mapa de isolíneas del porcentaje de oxígeno disuelto en agua de fondo durante la temporada de secas (febrero 2022).	141
Figura 31. Mapa de distribución de los cambios espaciales de la clorofila α en agua de fondo durante la temporada de lluvias (junio 2021).....	142
Figura 32. Mapa de distribución de los cambios espaciales de la clorofila α en agua de fondo durante la temporada de lluvias (junio 2021).....	143
Figura 33. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en agua de fondo durante la temporada de lluvias (junio 2021).....	144

Figura 34. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en agua de fondo durante la temporada de secas (febrero 2022).	145
Figura 35. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en sedimento superficial durante la temporada de lluvias (junio 2021).	146
Figura 36. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en sedimento superficial durante la temporada de secas (febrero 2022).	147

Introducción General

Los humedales son considerados sistemas estratégicos para la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades humanas. En 2013 la Convención sobre los Humedales incorporó a su definición a todos los lagos, ríos, acuíferos subterráneos, pantanos, marismas, turberas, oasis, manglares, deltas y arrecifes coralinos, además de algunos sitios artificiales como estanques piscícolas, reservorios y salinas (Ramsar, 2013). Al ser considerados zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, sus principales características son el suelo hídrico saturado (Ley de Aguas Nacionales, 2022), ya sea por aguas dulces, salobres o marinas (Mulkeen et al., 2017), por poseer una gran cantidad de nutrientes y por la presencia de una gran diversidad de especies de aves, peces y demás grupos de animales, así como una gran variedad de vegetación hidrofílica (Tiner, 2005).

Aunque solamente cubren cerca del 6% de la superficie terrestre (Mitsch et al., 2013), el papel ecológico de los sistemas de humedales es fundamental, aportando, según Landgrave y Moreno-Casasola (2012), más del 40% de funciones ecosistémicas globales, como la regulación climática y de los regímenes hidrológicos, la formación del suelo, las funciones de hábitat para la flora y fauna, la productividad a partir de los procesos fotosintéticos y la producción de gran cantidad de biomasa y recursos genéticos (Ramsar, 2013).

Estas funciones se pueden traducir en una serie de bienes y servicios de utilidad para las comunidades humanas, como, el almacenamiento y recarga de mantos acuíferos, la retención de sedimentos y contaminantes, la purificación del agua derivada de los procesos fotosintéticos (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2017), capacidad para fungir como reservorio de gases de efecto invernadero y estabilización de las condiciones climáticas locales (Miller & Spoolman, 2012).

El desconocimiento de los beneficios que estos sistemas proporcionan en el ámbito científico y social; así como su estructura compleja y dinámica frágil, los convierten en ambientes vulnerables a la degradación (Semarnat, 2012), pudiendo sufrir daños que en

ocasiones son irreparables (IPCC, 2014). Este deterioro puede deberse a dos tipos de procesos:

- Procesos naturales: Fenómenos climáticos extremos (sequías e inundaciones), la fragilidad de la flora y fauna endémica, la colmatación y eutrofización natural (Moya et al., 2005; Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).
- Procesos antrópicos: El cambio en el uso de suelo (Foley et al., 2005); la desecación y disminución de su superficie debida a la expansión de la mancha urbana, el dragado y canalización de sus afluentes (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012; Semarnat, 2012) y el cambio en el contenido de nutrientes producido por descargas de aguas residuales, municipales, agropecuarias e industriales (Moya et al., 2005; Bojórquez et al., 2017), además del incremento en la demanda de los bienes y servicios que estos sistemas proporcionan (Wigle, 2010); lo que da como resultado que la mayor parte de la degradación de los humedales se produzca de manera antrópica (Landgrave & Moreno-Casasola, 2012).

Estas circunstancias han ocasionado la pérdida de entre un 64 a 71% de humedales a nivel global y de los servicios ambientales que aportan (Ramsar, 2013) y se observan especialmente en países en desarrollo y sistemas periurbanos donde el crecimiento de la mancha urbana ejerce gran presión sobre estos ecosistemas (Bojórquez Castro et al., 2017).

Un ejemplo de estos escenarios se encuentra en el Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, sistema perteneciente a la Cuenca del Valle de México, como parte de uno de los cinco lagos que originalmente la conformaban, y los cuales han sufrido grandes alteraciones antrópicas (Narchi, 2013). Actualmente, este sistema está se compone de una serie de canales, lagunas y apantles, los cuales representan su último remanente (Wigle, 2010; Narchi y Canabal, 2017), razón por la cual se identifica entre uno de los 142 humedales de importancia mundial y reservas ecológicas de México (Consultores en Gestión Política y Planificación Ambiental, 2012).

El sistema lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, está ubicado en un suelo de conservación, considerado único en el mundo debido a su riqueza biológica,

presencia de estructuras arqueológicas y del sistema de cultivo característico creado por los pueblos originarios, conocido como Chinampa (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004). Corresponde a un paisaje que es resultado de la interacción sociedad-naturaleza y que a pesar del impacto ambiental que ha recibido aún conservan ciertas características bióticas, abióticas y culturales, que lo ubican como una de las reservas ecológicas más importantes de la Ciudad de México (Wigle, 2010; Consultores en Gestión Política y Planificación Ambiental, 2012).

Debido a las características del paisaje chinampero, el sistema fue declarado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en 1987 como “Patrimonio de la Humanidad” bajo los criterios II, III, IV y V¹, con el fin de que, a través de su conservación sustentable, políticas adecuadas se pudiera asegurar la conservación del entorno lacustre y de esta manera asegurar la permanencia de sus valores patrimoniales² excepcionales (UNESCO, 1987). En 1992 se publicó en el Diario Oficial de la Federación la declaración como Área Natural Protegida (ANP) bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2006; en Figueroa-Torres et al., 2015).

En 2004 el humedal de Xochimilco fue incluido en la Lista de Humedales de Importancia Internacional, bajo la denominación de “Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, reconociendo su importancia para la conservación de endemismos; y para mantener la dinámica del acuífero del suelo de conservación de la Cuenca de México y hábitats asociados preservando el equilibrio ecológico (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004). Así mismo, fue reconocido por la FAO en 2018, como Sistema de Patrimonio Agrícola de Importancia Global (sitio SIPAM), destacando por su gran biodiversidad, la preservación de conocimientos y tecnologías agrícolas ancestrales, su gran resiliencia y

¹ **Criterio II:** Atestiguar intercambios de influencias considerables, durante un periodo concreto o área cultural determinada en: arquitectura, tecnología, artes monumentales, planificación urbana o creación de paisajes; **Criterio III:** Aportar un testimonio único sobre una tradición, civilización o cultura viva o desaparecida; **Criterio IV:** Constituir un ejemplo representativo de paisaje que ilustre varios periodos significativos de la historia humana; **Criterio V:** Ser ejemplo de formas tradicionales de asentamientos humanos, utilización de tierras o interacción hombre-entorno natural.

² Información sobre el valor patrimonial excepcional disponible en <https://whc.unesco.org/en/list/412>

paisajes agroecológicos que proveen múltiples servicios ecosistémicos a la Ciudad de México. Sus técnicas agropecuarias únicas e ingeniosas en las que se puede alcanzar una sostenibilidad de la actividad humana indica que la designación como patrimonio agrícola mundial podría apoyar a su conservación (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2017).

El Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco posee gran valor biológico, social, económico y cultural que lo convierte en un sistema capaz de prestar diversas funciones y servicios ambientales a las poblaciones humanas, a pesar de lo anterior se han identificado diversas problemáticas que ponen en riesgo la extensión y adecuado funcionamiento de este sistema.

El cambio en el uso del suelo³, la acelerada urbanización y la sobreexplotación de sus depósitos hídricos son factores fundamentales dentro en el deterioro del Sistema Lagunar (Wigle, 2010; Consultores en Gestión Política y Planificación Ambiental, 2012), llegando a afectar directamente las redes tróficas y aumentando la presión de la mancha urbana sobre estos ecosistemas. El cambio de uso de suelo y la urbanización derivan de una serie de fenómenos sociales (Narchi & Canabal-Cristiani, 2017) que tienen su inicio en el abandono de tierras y de prácticas agrícolas ancestrales, la introducción de nuevos sistemas incompatibles con las características del sitio y la invasión de tierras (Merlín-Uribe et al., 2012). Estos procesos van acompañados del azolvamiento y desecación intencional de los canales y desmonte de vegetación, transformándolos en áreas de transición, entre las zonas naturales y urbanas, facilitando el proceso de urbanización gradual (Narchi y Canabal, 2017).

El incremento de la infraestructura urbana irregular produjo que la demanda del recurso hídrico aumentara haciendo necesaria la desviación de los manantiales para intentar satisfacer esta necesidad de agua potable por parte de la población (Narchi & Canabal-

³ Definiendo el uso de suelo como las decisiones de los principales actores sobre la forma en la que se utilizara la cobertura del suelo, como un fenómeno de agregación de la toma de decisiones individuales de varios actores que conlleva la transformación del paisaje en el tiempo, según factores económicos, sociales y políticos y ecológicos (Foley et al., 2005).

Cristiani, 2017). Esto provocó, como menciona González-Pozo (2010), que el agua disponible fuera agotándose paulatinamente, poniendo en peligro la extensión del cuerpo de agua remanente, especialmente en la zona sur-este del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. Como contramedida, se decidió inyectar agua parcialmente tratada dentro de los canales, con la finalidad de reabastecer al sistema (Bojórquez Castro et al., 2017), medida que, aunada a la introducción de nuevas técnicas de cultivo, la urbanización sin infraestructura de drenaje y la pérdida de vegetación en la zona, promovieron la degradación de la calidad y disponibilidad de agua en la zona (Merlín-Uribe et al., 2012).

Los contaminantes identificados en el sistema, que ingresan a causa de las prácticas de riego en las chinampas, descargas de sólidos y líquidos provenientes de drenajes clandestinos municipales e industriales y la introducción de aguas tratadas deficientemente (Narchi & Canabal-Cristiani, 2017) pueden dividirse en inorgánicos y biológicos.

Entre los contaminantes inorgánicos se encuentran diversas sales, óxidos de nitrógeno, azufre, ozono, metales pesados como el cadmio, el cromo y el plomo y metaloides (Bojórquez Castro et al., 2017), los cuales se encuentran dentro de la lista negra elaborada por la Comunidad Europea (Mason, 1996; en Bojórquez Castro et al., 2017).

Entre los contaminantes biológicos se encuentran elevadas concentraciones de bacterias coliformes (por encima de 500 NMP ml⁻¹), así como otro tipo de bacterias, hongos y protozoos patógenos para el hombre y los animales que habitan en este sistema (Esquivel y Soto, 2017 en Bojórquez Castro et al., 2017). El flujo constante de nutrientes, compuestos nitrogenados y fosfatados, provenientes de la actividad agrícola de invernadero ha provocado que existan concentraciones atípicas y muy elevadas de estos nutrientes, incluso para humedales (Mendoza Correa, 2018).

Por sus características, el Sistema Lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco tiene la capacidad de sostener diversas funciones ecosistémicas de las que destacan las clasificaciones de: a) regulación, b) hábitat, c) producción e d) información. Cada una de estas funciones provee una amplia gama de bienes y servicios de gran importancia para la

Ciudad de México. Es por esto que es necesario reconocer el valor intrínseco e instrumental que posee y lo que aporta a la urbe, como la región emblemática y representativa de identidad que es para sus habitantes (Groot et al., 2002; Faber et al., 2002).

a) Funciones de Regulación

El Sistema Lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco provee funciones de regulación de gases mediante la captura de carbono; Regulación climática y de la temperatura local a través de las diferentes épocas del año; como un vaso regulador para la zona sur de la ciudad, regulación de la calidad del agua del sistema mediante la autodepuración, filtración y retención de aguas, regulación de la disponibilidad de nutrientes, regulación biológica mediante las interacciones de las especies que habitan el sitio a través de sus redes tróficas (Faber et al., 2002; Groot et al., 2002 ; Zambrano et al., 2016 en Mendoza-Correa, 2018).

b) Funciones de Hábitat

Las funciones de hábitat de este humedal pueden clasificarse en zonas de refugio representado por la gran cantidad de hábitats que permiten al sistema albergar al menos 140 especies de aves que habitan en él, incluyendo aves migratorias de invierno, y a funciones de crianza gracias a la heterogeneidad del sistema que presenta las condiciones ideales para la reproducción de animales endémicos como el ajolote, el acocil y el charal, así como a las especies de aves migratorias. A pesar de estar inmerso dentro de la Ciudad de México, este sistema en donde las condiciones naturales de un humedal se combinan con la actividad chinampera tradicional, permite que exista una alta biodiversidad en la región (Groot et al., 2002; Faber et al., 2002; Zambrano et al., 2016 en Mendoza- Correa, 2018).

c) Funciones de producción

En el caso del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco las funciones de producción se extienden desde la producción de alimenticia natural y antrópica chinampera, materias primas como maderas y fibras; recursos genéticos

invaluables como especies endémicas; recursos medicinales; recursos ornamentales como diversas plantas producidas en la zona (Groot et al., 2002; Faber et al., 2002; González-Pozo, 2010).

d) Funciones de Información

Las funciones de información son las características más reconocidas dentro del sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. Estas funciones son estéticas, culturales, artísticas, espirituales, históricas, turísticas y educativas altamente reconocidas a nivel mundial. El paisaje de chinampas, definido como un bien cultural nacional e internacional ha permitido la preservación de las creencias, las tradiciones y las costumbres relacionadas con la vida cotidiana alrededor de este sistema lacustre. Además, del atractivo turístico de la presencia de diversas especies endémicas, así como los canales rodeados de ahuejotes, que son un atractivo turístico considerado como una fuente de inspiración para artistas, escritores, pintores, fotógrafos y cineastas (González-Pozo 2010).

A pesar del valor biológico, ecológico, ecosistémico y cultural del Sistema lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, este sistema se encuentra en riesgo debido a la constante presión de la mancha urbana sobre la zona, en especial en los límites del área de conservación, donde la presencia de asentamientos humanos y las actividades antrópicas tienen tener mayor impacto (González-Pozo et al., 2010). El aumento en la materia orgánica y compuestos como el amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) derivados principalmente de actividades agropecuarias, así como la composición de las comunidades de algas, reducen las concentraciones de oxígeno y tienen un impacto directo en la dinámica de los ciclos biogeoquímicos, en especial sobre los grupos funcionales asociados al ciclo del nitrógeno y carbono, disminuyendo la capacidad del sistema para procesar y depurar estos contaminantes, acelerando el proceso de eutrofización.

Debido a lo anterior, la presente investigación se desarrolló en El Polígono Puente de Urrutia, ubicado en la porción sur del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio

Atlapulco, con la finalidad de poder conocer la dinámica en los procesos de la nitrificación, y su relación con el estado trófico del sistema.

Para poder cubrir los objetivos planteados, la presente investigación está dividida en cuatro capítulos. El capítulo 1. *Producción de óxidos nitrosos asociada a los procesos bacterianos de nitrificación y desnitrificación. Avances metodológicos para su investigación.* Estuvo enfocado en una revisión bibliográfica donde se analizan los últimos reportes sobre los procesos microbiológicos asociados al ciclo del nitrógeno, específicamente la nitrificación y desnitrificación, además de su relación con la producción de N₂O en sistemas acuáticos naturales con diferentes grados de eutrofización y los avances metodológicos que ha tenido su estudio. El capítulo 2. *Tasas de nitrificación influenciadas por los cambios estacionales y actividades antrópicas dentro del Polígono Puente de Urrutia en Xochimilco.* Se centró en el análisis de la información obtenida durante los muestreos realizados en la época de lluvias julio 2021 y secas (febrero 2022), mediante el cálculo de las tasas de nitrificación en los sitios que componen el polígono y la evaluación del efecto de los cambios estacionales en los perfiles físico-químicos del agua de fondo y sedimento superficial sobre las tasas de nitrificación, identificando así que parámetros influyen en la actividad nitrificante y de qué manera las actividades antrópicas moldean este comportamiento. El capítulo 3. *Índices tróficos en el Polígono Puente de Urrutia,* se analizaron los datos obtenidos durante los dos muestreos para determinar el estado trófico del sistema y evidenciar si existen cambios en los comportamientos de los indicadores utilizados, de igual manera se seleccionó aquel índice que representó de mejor manera el comportamiento del sistema. Mientras que el Capítulo 4. *Transferencia de Conocimiento y Transferencia Tecnológica.* Como el título lo indica este capítulo abordó la transferencia del conocimiento generado y de su aplicación para el desarrollo de una herramienta que permitiera facilitar la comprensión de la información generada. Se utilizó la información obtenida para la elaboración de mapas de isolíneas que serán entregados a la comunidad como una herramienta que brinde información relevante para la toma de decisiones y el manejo del suelo de conservación.

Referencias

- Bojórquez Castro, J. L., Esquivel Herrera, A., Arana Magallón, F., Latournerié Cervera, J., Rosiles Martínez, R., & Soto Castor, R. (2017). *Contaminación química y biológica en la zona lacustre de Xochimilco*. México DF: UAM-X, CBS, El hombre y su ambiente.
- Cámara de Diputados de H. Congreso de la Unión. (1992, 1° de diciembre). *Ley de Aguas Nacionales*. Diario Oficial de la Federación 08-05-2023 <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN>.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (02 de Febrero de 2017). *La CONANP ayuda a proteger a los humedales*. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conanp/prensa/la-conanp-ayuda-a-proteger-los-humedales>
- Consultores en Gestión Política y Planificación Ambiental. (2012). *Tendencias y propuestas sobre el hundimiento de la zona de ANP "Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco"*. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. http://centro.paot.org.mx/documentos/paot/estudios/informe_final
- Faber, S. C., Constanza, R., Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41. 375–392
- Figueroa-Torres, M. G., Arana-Magallón, F., Almanza-Encarnación, S., Ramos-Espinosa, M. G & Ferrara-Guerrero M. J. (2015). *Microlgas del área natural protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, México*. *CienciaUAT* 9(2). 15-29
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, S. M., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, j. h., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005). *Global Consequences of Land Use*. *Science*, 309(5734), 570-574. DOI:10.1126/science.1111772
- González Pozo, A. (2010). *Las Chinampas de Xochimilco al despuntar el siglo XXI: inicio de su catalogación*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*. *Ecological Economics*, 41, 393 - 408. <https://www.sciencedirect.com/journal/ecological-economics>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:Wetlands*. IPCC. Switzerland. <https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/>.
- Landgrave, R., & Moreno-Casasola, P. (2012). *Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México*. *Investigación Ambiental*. *Ciencia y Política Publica*, 4, 19-35. DOI:10.5194/bg-12-6059-2015.
- Mendoza Correa, X. A. (2018). *Las Chinampas del Humedal de Xochimilco: Sistemas de Biorremediación para la Sostenibilidad*. [Tesis de maestría, CICESE, Tijuana, B. C.,

- México]. Catálogo de tesis CICESE.
<https://biblioteca.cicese.mx/catalogo/tesis/ficha.php?id=25386>.
- Merlín-Urbe, Y., Contreras-Hernández, A., Astier-Calderón, M., Jensen, O. P., Zaragoza, R., & Zambrano, L. (2012). *Urban expansion into a protected natural area in Mexico City: alternative management scenarios*. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56, 1-14. DOI:10.1080/09640568.2012.683686
- Miller, G. T., & Spoolman, S. E. (2012). *Living in the Environment (17 ed.)*. California, USA: Brooks/ Cole, Cengage Learning.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, U., Zhang, L., Anderson, C. J., & Brix, H. (2013). *Wetlands, carbon and climate change*. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597. DOI:10.1007/s10980-012-9758-8
- Moya, B. V., Hernández, A. E., & Borrell, H. E. (2005). Los humedales ante el cambio climático. [sesion de conferencia] *Investigaciones Geográficas*, 37(37), 127-132. DOI:10.14198/INGEO2005.37.07
- Mulkeen, C. J., Gibson-Brabazon, E., Carlin, C., Williams, C. D., Healy, M. G., Mackey, P., & Gormally, J. (2017). *Habitat suitability assessment of constructed wetlands for the smooth newt (Lissotriton vulgaris [Linnaeus, 1758]): A comparison with natural wetlands*. *Ecological Engineering*, 106, 532 – 540. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.06.005.
- Narchi, N. E. (2013). *Deterioro Ambiental en Xochimilco: Lecciones para el cambio climático global*. *Veredas, Revista del Pensamiento Sociológico*, 27, 177-197.
- Narchi, N. E., & Canabal-Cristiani, B. (2017). *Percepciones de la degradación ambiental entre vecinos y chinamperos del Lago de Xochimilco*, México. *Sociedad y Ambiente*, 5(12), 5-29. DOI:10.31840/sya.y0i12.1740
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2017). *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Sistemas de Importancia del Patrimonio Agrícola Mundial en el Mundo*: <https://www.fao.org/giahs/giahsaroundtheworld/designated-sites/latin-america-and-the-caribbean/chinampa-system-mexico/detailed-information/es/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (1987). *UNESCO World Heritage Convention*. Centro Histórico de México y Xochimilco. Consultado el 30 de abril de 2022. <https://whc.unesco.org/es/list/412>
- Ramsar. (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía de la Convención Sobre los Humedales (RAMSAR, Irán, 1971) (Vol. 6)*. Secretaría de la Convención de los Humedales de Importancia Internacional RAMSAR.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. (2004, 16 de enero). *Ficha informativa de los Humedales de Ramsar*. RAMSAR. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1363RIS.pdf>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *Los Humedales en México. Oportunidades para la sociedad*. Talleres Gráficos de México.
- Tiner, R. W. (2012). *Defining hydrophytes for wetland identification and delineation*. Cold Regions Research and Engineering Laboratory, U. S. Fish and Wildlife Service the U.S. Army Corps of Engineers, 18.

Wigle, J. (2010). *The "Xochimilco model" for managing irregular settlements in conservation land in Mexico City*. *Cities The International Journal of Urban Policy and Planning*, 27(5), 337-347. DOI:10.1016/j.cities.2010.04.003

Capítulo 1. Producción de Óxidos Nitrosos Asociada a los Procesos Bacterianos de Nitrificación y Desnitrificación. Avances Metodológicos para su Investigación

Resumen

Las actividades antrópicas han demostrado el potencial de alterar directamente la composición global de la atmósfera, principalmente debido al aporte de CO₂, CH₄ y N₂O. Sin embargo, aún se desconoce cómo diversas actividades antrópicas influyen en la emisión de gases de efecto invernadero asociados al ciclo del nitrógeno, en especial del óxido nítrico y óxido nitroso proveniente de los sistemas acuáticos contaminados. El objetivo del presente capítulo fue realizar una revisión bibliográfica enfocada a conocer los avances metodológicos, así como ventajas y desventajas de los métodos y técnicas empleadas en el estudio de la producción de N₂O de origen metabólico bacteriano.

De los métodos identificados durante esta revisión el más utilizado fue la cromatografía de gases, este es un método sumamente preciso pero que requiere de equipo y consumibles costosos; en segundo lugar, se encontraron las técnicas de inhibición y la elaboración de modelos para predecir emisiones de N₂O, ambos métodos son económicamente accesibles y precisos si se toman en cuenta factores que pueden influir en su desempeño, sin embargo pueden ser sensibles a interferencias derivadas de otros procesos como la desnitrificación en el caso de las inhibiciones o suelen requerir una cantidad muy amplia de datos para mejorar su predicción en el caso de los modelos. Las técnicas menos utilizadas fueron las de emparejamiento isotópico y las espectroscópicas, si bien ambos métodos son sumamente precisos, los costos suelen ser mucho más elevados con respecto a las técnicas anteriores.

Debido al análisis anterior y a la eficiencia, bajo costo y accesibilidad de los recursos para evaluar la tasa de nitrificación, los métodos seleccionados para evaluar la actividad nitrificante durante esta investigación fueron las inhibiciones de la nitrificación con 1-alil-2-tiourea (ATU) y la inhibición de la nitrificación con clorato de sodio (NaClO₃).

Palabras Clave: Gases de efecto invernadero, Ciclo biogeoquímico, Nitrógeno.

Abstract

Anthropic activities have demonstrated the potential to modify the global composition of the atmosphere, due to the contribution of CO₂, CH₄ and N₂O. However, it is still unknown how the anthropogenic activities influence the emission of greenhouse gases associated with the biogeochemical cycle of the nitrogen, mainly nitric oxide and nitrous oxide emissions from contaminated aquatic systems. The objective of this chapter was to carry out a bibliographic review focused on the methodological advances, advantages and disadvantages of the study of N₂O production of bacterial metabolic origin.

The most used method identified during this review was gas chromatography. This is a very accurate method but requires expensive equipment and consumables; Secondly, inhibition techniques and the development of models to predict N₂O emissions were another two methods found. Both of them are economically accessible and accurate if factors that can influence their performance are considered. However, they can be sensitive to interference derived from other processes such as denitrification in the case of inhibitions or usually require a very large amount of data to improve their prediction in the case of models. The least used techniques were isotopic pairing and spectroscopic techniques. Although these methods are extremely precise, the costs are usually much higher compared to previous techniques.

Due to the previous analysis and the efficiency, low cost and accessibility of resources to evaluate the nitrification rate, one of the most recommended methods is inhibitions, specifically the inhibition of nitritation with 1-allyl-2-thiourea (ATU) and inhibition of nitration with sodium chlorate (NaClO₃). Palabras Clave: Gases de efecto invernadero, Ciclo biogeoquímico, Nitrógeno.

Due to the previous analysis, the efficiency, low cost and accessibility of resources to evaluate the nitrification rate, the methods selected to evaluate the nitrifying activity during this investigation were the inhibitions of nitritation with 1-allyl-2-thiourea (ATU). and the inhibition of nitration with sodium chlorate (NaClO₃).

Introducción

Desde la revolución industrial a la fecha, se ha observado que diversas actividades antrópicas directa e indirectamente han mostrado tener la capacidad de alterar la composición global de la atmósfera, vinculándose con el aumento en las concentraciones de diversos gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el ozono (O_3) y los óxidos nitrosos (N_2O) (World Wildlife Fund, 2020). Si bien, existe bastante información sobre el impacto que tiene el cambio climático sobre los sistemas acuáticos y su estado trófico, poco se sabe sobre los aportes de los sistemas acuáticos con un estado de eutrofización avanzado al cambio climático, a través del incremento de las emisiones de GEI como el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O) (Mitsch et al., 2013).

Tanto el NO como el N_2O son compuestos de gran importancia ambiental ya que, por un lado el NO es responsable de la degradación de la capa de ozono (O_3) presente en la atmósfera para formar NO_2^- (Spinelli et al., 2018) y por otro, el N_2O es uno de los seis gases de efecto invernadero el cual posee un potencial de calentamiento 265-286 veces mayor al del CO_2 (EPA, 2022), con un periodo de vida de 100 años y una concentración atmosférica que se ha ido incrementando en las últimas décadas en un 0.2-0.3%, alcanzando una concentración en la tropósfera de 325 ppm, contribuyendo así significativamente al calentamiento global del planeta (5 a 7%) con respecto al resto de los GEI (IPCC, 2014).

Según el informe del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (2021) la abundancia del N_2O en la atmósfera ha incrementado cerca del 23% desde el inicio de la época industrial hasta alcanzar, en fechas recientes, cerca de las 332 ppm en la atmósfera. De estas emisiones de N_2O , se estima que cerca del 45% se atribuyen a diversas actividades antrópicas, entre las que destacan las actividades agrícolas, seguidas de procesos industriales, tratamiento de aguas y quema de biomasa y combustibles fósiles. Mientras que el 55% restante proviene de emisiones derivadas de procesos naturales asociados al ciclo del N, principalmente los relacionados con el flujo de este elemento a través de las

plantas, los animales y en especial los microorganismos que habitan en la tierra, en el agua y en sus interfases (EPA, 2022).

Si bien se reconoce la importancia del aporte del N_2O desde los sistemas acuáticos naturales a la atmósfera, aún se desconoce cómo el nitrógeno reactivo proveniente de las actividades antrópicas ingresa a los sistemas acuáticos y cómo influye en las emisiones de N_2O al promover desequilibrios en las tasas con las que estos compuestos fluyen en dichos ecosistemas (IPCC, 2014).

Dentro del ciclo biogeoquímico del nitrógeno, el N_2O es un producto intermedio de la oxidación del amonio (NH_4^+) durante la nitrificación, proceso efectuado en la zona óxica de la columna de agua; y de la reducción del nitrito (NO_2^-) en la desnitrificación, proceso efectuado en la zona anóxica de la interfase agua- sedimento (Castro-González & Torres-Valdés, 2015).

La nitrificación, es un proceso de dos pasos efectuado por bacterias quimiolitótrofas, el primero consiste en la oxidación del amonio a nitrito por bacterias y arqueas oxidadoras de amonio, y el segundo en la oxidación del nitrito a nitrato, efectuada por bacterias oxidadoras de nitrito (Kirchman, 2012). En condiciones ideales este proceso se efectúa de manera consecutiva dando como resultado final la producción de nitrato, sin embargo como lo mencionan Zhu et al. (2013), en condiciones con baja disponibilidad de O_2 se produce óxido nitroso mediante dos procesos biológicos: 1) la oxidación de la hidroxilamina (Figura 1, inciso a) y 2) en el proceso de nitrificación-desnitrificante (Figura 1, inciso b), donde el NO_2^- puede ser reducido a NO y posteriormente a N_2O , ocasionando su acumulación (Wrage-Mönnig et al., 2018).

Por otro lado, la desnitrificación, que es un proceso secuencial de reducción desasimilatoria del NO_3^- a N_2 puede ocasionar la acumulación de N_2O en condiciones con poca disponibilidad de carbono o con la inhibición de la enzima *óxido nitroso reductasa* en presencia de O_2 en el último paso de sus reacciones químicas (Figura 1 inciso c) (Thakur & Medhi, 2019).

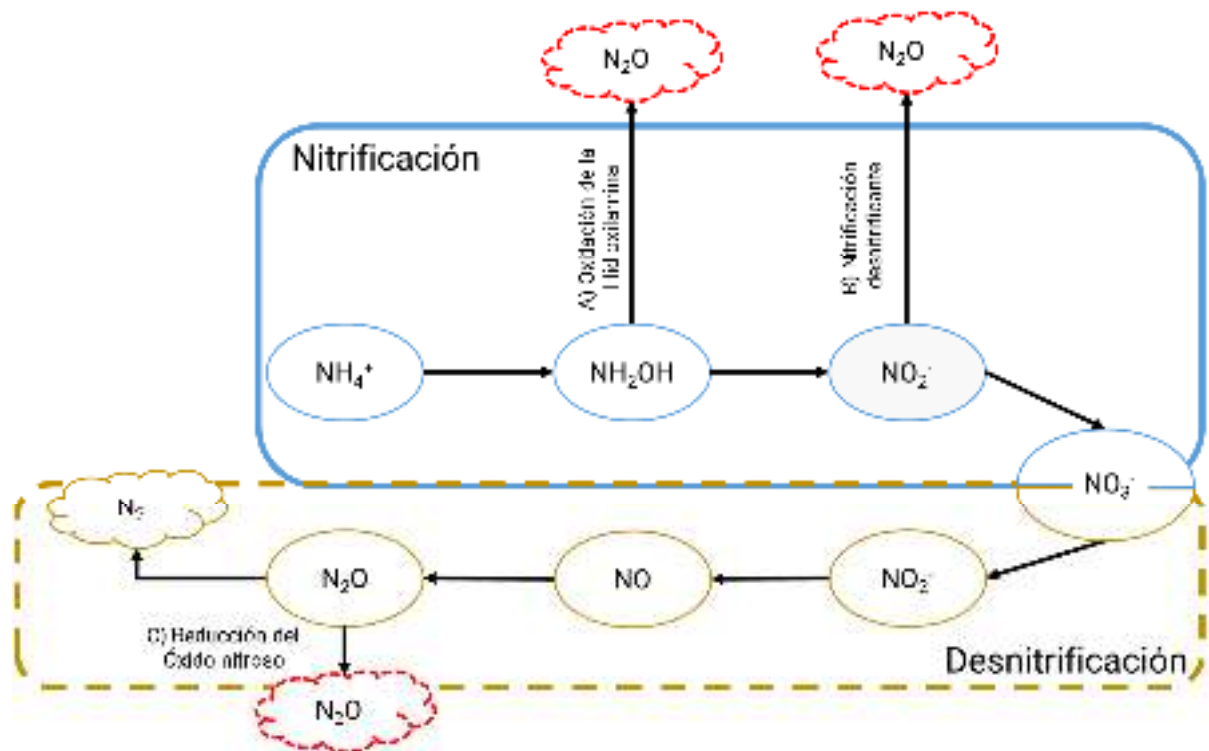


Figura 1. Principales rutas de formación de óxidos nitrosos durante los procesos biogeoquímicos de nitrificación y desnitrificación donde se producen óxidos nitrosos. Donde A) corresponde a la oxidación de la hidroxilamina; B) el proceso de nitrificación desnitrificante y C) la reducción del óxido nítrico modificado de Thakur & Medhi (2019).

En resumen, estos procesos bacterianos controlan en gran medida la dinámica de las emisiones de N_2O en los sistemas acuáticos y participan en las transformaciones de los compuestos nitrogenados en el suelo y los sedimentos (Casciotti & Buchwald, 2012), y suelen verse afectados por la disponibilidad de carbono, nitrógeno y O_2 , así como por las características del suelo y los sedimento (Stocker et al., 2013).

Debido a la necesidad de un mayor conocimiento sobre las diferentes vías metabólicas de producción de N_2O se han desarrollado varios métodos que ofrecen un mejor entendimiento de estos procesos. Algunos de estos avances es la utilización de isótopos de nitrógeno y de oxígeno, “*tracer methods*”, además del desarrollo de modelos de producción y emisión de N_2O . Por otra parte, se han desarrollado muchos estudios moleculares enfocados en la identificación de comunidades nitrificantes y desnitrificantes, lo que ha incrementado el entendimiento de las diferentes vías metabólicas y composición de especies que intervienen en la producción de N_2O (Wrage-Mönnig et al., 2018).

Por lo anterior, el objetivo de este capítulo consistió en realizar una revisión bibliográfica enfocada en los últimos reportes sobre los avances metodológicos para el estudio de la producción de N₂O en sistemas acuáticos naturales con diferentes grados de eutrofización y los procesos biológicos asociados al ciclo biogeoquímico del N relacionado con dichas emisiones.

Métodos

Se realizó una revisión bibliográfica enfocada a identificar las técnicas y métodos utilizados para determinar la concentración y producción de N₂O derivados de procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación en sistemas acuáticos naturales, con la finalidad de describir de manera integrada dichas técnicas y sus alcances.

Durante la revisión se utilizaron diversos motores de búsqueda como las bases de datos disponibles en la Biblioteca Digital de la Universidad Autónoma Metropolitana, en Scholar Google, en Science Direct, además de motores de búsqueda especializados como la base de datos de la Asociación para las ciencias de Limnología y Oceanografía (ASLO) y las Actas de la Academia Nacional de Estados Unidos de América (PNAS). Las palabras clave utilizadas con mayor frecuencia durante la búsqueda fueron: Nitrificación, desnitrificación, óxidos nitrosos, sistemas acuáticos, y emisiones de N₂O.

Para la integración de la revisión bibliográfica se utilizaron tres criterios principales de selección, los cuales fueron: i) haber sido publicados entre el mes de enero del 2012 y septiembre del 2022, ii) que fueran sobre sistemas acuáticos perturbados o sin perturbar que pudieran ser considerados como sistemas naturales y iii) que el análisis de N₂O estuviera enfocado a procesos asociados a microorganismos que participan en la transformación del N dentro de su ciclo biogeoquímico.

Datos importantes de los artículos obtenidos fueron ingresados en una matriz bibliográfica que permitió realizar el primer análisis e identificar la información principal de cada artículo como título, autor, año de publicación, ubicación geográfica de los estudios y centro de documentación utilizado, además de filtrar los artículos según tres categorías esenciales planteadas para esta revisión: la primera establece la necesidad de abordar la

producción de N_2O en sistemas acuáticos naturales, la segunda está enfocada a que la producción estuviera asociada a procesos específicos de nitrificación y desnitrificación y la tercera en la emisión neta de N_2O de estos sistemas acuáticos y de esta manera poder estimar el aporte de diversos sistemas acuáticos a la producción y concentración de N_2O atmosférica global.

Posteriormente, aquellos artículos que contenían al menos dos de las tres categorías planteadas en la matriz bibliográfica ingresaron a una matriz analítica, en la cual se hizo énfasis en los métodos utilizados en cada uno de los artículos analizados para medir las tasas de nitrificación, desnitrificación, producción de N_2O , e identificación de los grupos bacterianos que intervienen en el ciclo biogeoquímico del N y emisiones de óxidos nitrosos a la atmósfera.

Resultados

De la revisión bibliográfica fueron seleccionados un total de 26 artículos que cumplieron con los criterios de selección establecidos para el presente trabajo y que componen la matriz bibliográfica utilizada (Tabla 1), cuyas categorías esenciales se utilizaron para realizar un segundo análisis del cual se obtuvo una matriz analítica.

Los 17 artículos que cumplieron con dos de las tres categorías establecidas fueron utilizados para la elaboración de una matriz analítica (Tabla 2), con los cuales se profundizó en los métodos y técnicas utilizados para la determinación de la concentración, tasa de producción derivada de procesos de nitrificación y desnitrificación y emisiones de óxidos nitrosos a la atmósfera.

Tabla 1. Matriz bibliográfica con información de los trabajos consultados, clasificación como natural, producción y emisión de óxidos nitrosos (NOX).

Cita	Sistema acuático natural	NOX producidos por nitrificación y desnitrificación	Emisión general de NOX
(Beaulieu et al., 2014)	X		X
(Castro-González & Torres-Valdés, 2015)		X	X
(Audet et al., 2014)	X		X
(Castro-González & González, 2019)	X	X	X
(Bao et al., 2018)			
(Bartosiewicz et al., 2021)	X		X
(Rissanen et al., 2013)	X	X	X
(Baxter et al., 2012)	X		
(Betancourt-Portela et al., 2013)	X		X
(Castro-González & Torres-Valdés, 2015)			
(Damashek et al., 2016)			
(Myrstener et al., 2016)	X	X	X
(Fu et al., 2018)	X	X	X
(Wrage-Mönnig et al., 2018)			
(Qiu et al., 2021)		X	
(Peralta et al., 2016)		X	
(Lauerwald et al., 2019)	X	X	X
(Wells et al., 2018)	X		X
(Yan et al., 2012)	X		X
(Yao et al., 2016)		X	
(Miettinen et al., 2015)	X		X
(Hama-Aziz et al., 2017)	X	X	X
(Outram & Hiscock, 2012)	X		X
(Xu et al., 2021)	X		X
(Yao et al., 2020)	X		X
(Maavaraet al., 2019)	X	X	X

Tabla 2. Matriz analítica sobre los métodos utilizados para la determinación de producción de óxidos nitrosos, los lugares donde se realizaron los estudios y el tipo de cuerpos de agua.

Cita	Ubicación	Tipo de cuerpo de agua	Métodos utilizados				
			Ih	Ei	CG	M	E
(Castro-González & Torres-Valdés, 2015)	Colombia	Represa	X		X		
(Audet et al., 2014)	Dinamarca	Humedal ribereño			X		
(Castro-González & Torres-Valdés, 2015)	Colombia	Humedal urbano	X		X		
(Bartosiewicz et al., 2021)	Quebec-Canadá	Lago somero			X		
(Rissanen et al., 2013)	Zona boreal	Lagos		X			
(Betancourt-Portela et al., 2013)	Caribe Colombiano	Laguna costera			X		
(Myrstener et al., 2016)	Suecia	Lago	X		X		
(Fu et al., 2018)	EE.UU.	Cuenca de río					X
(Lauerwald et al, 2019)	Finlandia, Suecia, China, Irlanda, Canadá y EE.UU.	Lagos					X
(Wells et al., 2018)	Australia	Estuario					X
(Yao et al., 2016)	China	Lago urbano	X		X		
(Yan et al., 2012)	China	Río estuarino			X		
(Miettinen et al, 2015)	Finlandia	Lago			X		
(Hama-Aziz et al., 2017)	Reino Unido	Río			X		
(Outram & Hiscock, 2012)	Inglaterra	Cuenca			X		
(Yao et al., 2020)	Global	Cuencas fluviales					X
(Maavara et al., 2019)	Global	Ríos-estuarios					X

Ih: por Inhibición, Ei: por emparejamiento isotópico, CG: con cromatografía de gases, M: mediante modelos y E: por espectroscopía

Técnicas de Inhibición, Reactivos y Procesos

Los procesos microbiológicos de nitrificación (oxidación del NH_4^+ a NO_3^-) y desnitrificación (reducción del NO_3^- a N_2) están controlados por enzimas ubicadas en la membrana celular. Esto hace posible la inhibición de ciertas etapas del proceso para su análisis individual en el laboratorio. El bloqueo se realiza utilizando sustancias que

bloquean las enzimas, permitiendo determinar las tasas a las que estos procesos se llevan a cabo y la velocidad con la que el N_2O se produce en cada uno de ellos.

Los procesos microbiológicos de nitrificación (oxidación del NH_4^+ a NO_3^-) y desnitrificación (reducción del NO_3^- a N_2) están controlados por enzimas ubicadas en la membrana celular, las cuales pueden ser bloqueadas mediante reactivos específicos para estudiar ciertas etapas de ambos procesos en laboratorio. Estas inhibiciones permiten determinar las tasas a las que estos procesos se llevan a cabo y la velocidad con la que el N_2O se produce en cada uno de ellos.

Las técnicas de inhibición fueron identificadas en cuatro trabajos de investigación, que corresponden al 23% del total de los consultados y se lograron identificar principalmente dos reactivos utilizados.

El primero de los compuestos de inhibición reportados, el compuesto 1-Alil-2-Tiourea (ATU) es utilizado para la inhibición de la enzima “amonio oxigenasa”, responsable de la oxidación del amonio o nitrificación. Este compuesto mostró un rango de efectividad que es considerado como dependiente de la concentración del reactivo. Se puede lograr hasta un 80% de inhibición de la nitrificación con concentraciones de $1 \mu M$; la inhibición total de la nitrificación se obtiene después de 10 minutos con concentraciones de $10 \mu M$ y un bloqueo instantáneo de la actividad a concentraciones de $86 \mu M$, sin que se observen afecciones en otros procesos como la desnitrificación (Ginestet et al., 1998). En otros estudios, concentraciones de entre 1 a 100 mg L^{-1} de ATU fueron utilizadas con éxito para efectuar la inhibición de la nitrificación y determinar así la producción de N_2O asociada a este proceso en agua y sedimentos superficiales (Castro-González y Torres-Valdés, 2015; Castro-González y González, 2019).

El segundo compuesto identificado dentro de las publicaciones que utilizaron inhibidores para determinar la producción de N_2O es el acetileno. Este compuesto tiene como proceso objetivo la desnitrificación, debido a que inhibe la actividad de la enzima óxido nitroso reductasa, bloqueando la reducción del N_2O a N_2 . Este compuesto ha sido utilizado a concentraciones de 7% relación v/v (Myrstener et al., 2016) y de 10% v/v (Liu et al., 2015)

en agua de fondo y sedimento, aunque su potencial puede llegar hasta el 15% v/v (Ginestet et al., 1998). Si bien esta técnica puede presentar ciertas interferencias como la potencial inhibición de la nitrificación y por lo tanto del suministro de NO_3^- para los organismos desnitrificantes estudiados, la descomposición del acetileno por bacterias degradadoras de acetileno y la poca difusión del reactivo en ciertas fases, continúa siendo considerado como una técnica fiable para la determinación de la producción de N_2O por procesos de desnitrificación.

Técnica de Emparejamiento Isotópico

Debido a que la desnitrificación parte del NO_3^- presente en la columna de agua y el producido por nitrificación en el sedimento superficial, se han desarrollado métodos enfocados en la producción de N_2 proveniente de esas vías, tal es el caso de la Técnica de emparejamiento Isotópico. Esta técnica se basa en el uso de marcadores de isótopos estables y la abundancia natural de éstos, específicamente el ^{15}N , el cual se encuentra presente solo en un 0.36 % del medio, en comparación con la forma más abundante, el ^{14}N que está presente en un 99.64% en la naturaleza.

Sobre esta técnica únicamente se registró un artículo (0.6%) donde la desnitrificación fue medida en un laboratorio (Rissanen et al., 2013) utilizando tubos de plexiglass, con K^{15}NO_3 a diferentes concentraciones (40, 80, 120 y 160 $\mu\text{mol L}^{-1}$) y realizando incubaciones de 3 a 6 h. La actividad microbiana es finalizada añadiendo 1 ml de ZnCl_2 a una concentración de 1 g ml^{-1} . Las muestras se homogenizan junto con su fase gaseosa y se toma una muestra para analizarla en un espectrómetro de masas. Se utilizaron las ecuaciones de Nielsen (1992) para calcular la tasa de desnitrificación del $^{15}\text{NO}_3$ partiendo de las especies de ^{15}N formadas y la desnitrificación natural a partir del $^{14}\text{NO}_3$.

Este método ha sido exitoso en ensayos de “*batch model*” (Steingruber et al. 2001 en Rissanen et al., 2013) teniendo mayor precisión que las técnicas de inhibición, algunas de sus limitación están asociadas a asumir que el $^{15}\text{NO}_3^-$ añadido no interfiere con la desnitrificación *in situ*, que la desnitrificación del nitrato tiende a aumentar linealmente con su concentración, que en agua y sedimento el $^{15}\text{NO}_3$ es homogéneo y que un gradiente de

concentración estable debe ser establecido inmediatamente después de añadir el $^{15}\text{NO}_3^-$ pudiendo llegar a subestimar las tasas de desnitrificación en ambientes acuáticos someros, debido a las turbulencias durante las tomas de muestras.

Cromatografía de Gases

En el presente estudio, se encontró que 11 (65%) de los artículos analizados utilizaron la técnica de cromatografía de gases para medir las concentraciones de N_2O , de los cuales ocho realizaron estas mediciones mediante la técnica de espacio de cabeza (“Head-space”) y dos mediante la técnica de cámaras estáticas.

La cromatografía de gases (CG) es una técnica analítica para la investigación de compuestos volátiles (Klob & Etre, 2006), es ampliamente utilizada para identificar y cuantificar diferentes compuestos de una mezcla con la ventaja de detectar concentraciones muy bajas. La CG se divide en una fase móvil comprendida por un gas acarreador, generalmente, helio, argón o nitrógeno y una fase estacionaria (Saynes-Santillan & Ramírez-Bribiesca, 2018). En la cromatografía se llevan procesos en donde los componentes de una mezcla, disueltos en la fase móvil, se desplazan a diferente velocidad hacia la fase estacionaria, lo que permite la separación de los solutos, los cuales pueden ser identificados por su particular velocidad de avance (Sgariglia et al., 2010).

Un sistema cromatográfico consta de cuatro partes fundamentales (Stashenko & Martínez, 2009):

- 1) **Sistema de aplicación.** Tiene la función de transferir la muestra hacia la columna.
- 2) **Sistema de separación.** Es en donde se lleva a cabo la separación de todos los componentes de la mezcla.
- 3) **Sistema de detección.** Este componente, permite diferenciar las moléculas del analito extraído de la columna.
- 4) **Sistema de datos.** Es el elemento unificador y coordinador de todo el sistema cromatográfico, en el sentido que permite: controlar y fijar los parámetros operacionales

del cromatógrafo, adquiere los datos experimentales y los puede almacenar y reprocesar a través de un software especializado

Método del equilibrio de la fase gaseosa (“head-space”)

Se conoce como espacio de cabeza o “head-space” a la fase gaseosa en contacto y en equilibrio con una muestra no volátil (o menos volátil) (Klob & Ettre, 2006). Este es un método simple que se ha aplicado ampliamente en los estudios para evaluar la concentración de N₂O, el cual se basa en la relación teórica de reparto de N₂O entre la fase gaseosa y la fase acuosa en condiciones conocidas (temperatura, salinidad, y presión ambiental), este método puede funcionar extrayendo una muestra de la fase gaseosa o realizando mediciones directamente de las concentraciones de gas en este espacio libre de los contenedores (Li-Yang et al., 2012).

El proceso para la técnica del espacio de cabeza o “head-space” requiere inicialmente que el compuesto que se desea medir sea volátil a la fase gaseosa, ya que debe estar constante intercambio entre la fase gaseosa y la muestra obtenida reaccionando con la misma. Este proceso continúa hasta que los compuestos se equilibran entre las fases del contenedor, dicho equilibrio está controlado por una constante (constante de distribución, coeficiente de partición, constante de la Ley de Henry). Por último, la muestra obtenida de este espacio puede medirse mediante diversas técnicas analíticas, por ejemplo, por métodos espectroscópicos o por espectroscopía infrarroja, pero la cromatografía de gases es más adecuada para tales mediciones.

Cámaras fijas

De los artículos consultados en esta revisión únicamente el 11% de ellos utilizaron las cámaras estáticas para determinar la producción de N₂O. A pesar de esto, las cámaras estáticas han sido ampliamente utilizadas en las determinaciones de GEI debido a su adaptabilidad (Collier et al., 2014). Éstas se componen de dos partes, una fija cuyo objetivo es conservar las características del medio y otra que corresponde al área de intercambio gaseoso, que es un compartimiento donde se almacena la fase gaseosa que es analizada.

Su adaptabilidad a diferentes sistemas acuáticos es demostrada en los artículos analizados, por ejemplo, Audet et al. (2014), utilizaron una cámara estática de dos fases elaborada con PVC (55 x 55 cm) adaptada con un ventilador, tubos de ventilación, un sensor de temperatura y un septo de hule para la extracción de 20 ml de muestra con ayuda de jeringas. Por su parte, Betancourt et al. (2013), desarrollaron un diseño elaborado del mismo material y con un área de intercambio gaseoso de 213.8 cm² para la extracción de 15 ml de muestra y un volumen inferior, con alturas dependientes de las zonas inundables y un área de inserción para evitar pérdida lateral de gas, adaptable a la textura y profundidad del sedimento.

Espectroscopía

Se registró una investigación (0.6% del total de artículos en la matriz analítica) en donde midieron la concentración de N₂O por métodos espectroscópicos (Wells et al., 2018) bombeando agua hacia un intercambiador de gases conectado a un analizador de concentración de gases marca Picarro, modelo G2308, este dispositivo es capaz de medir el N₂O con base en la técnica de espectroscopía de anillo descendente de cavidad (CRDS *por sus siglas en inglés*).

En los métodos espectroscópicos existe una interacción entre la radiación electromagnética (fotones) y la materia (átomos, moléculas o iones) en donde ésta absorbe una radiación incidente, la cual se rige por la ley de Beer-Lambert. La CRDS es una técnica de absorción directa de ultra sensibilidad de nueva generación que fue iniciada por O'Keefe y Deacon en el año de 1988. Algunas de las ventajas de la técnica CRDS es que la señal puede detectarse en tiempo real, no se requiere una calibración secundaria, puede ser aplicable a la detección de átomos, moléculas y radicales en fase gaseosa y posee una alta sensibilidad permitiendo detectar mínimas concentraciones de materia (Maity et al., 2022).

Desarrollo de Modelos para la Determinación de Emisiones de Óxidos Nitrosos

Los modelos son simplificaciones de la realidad que ayudan a analizar algunos aspectos del funcionamiento de un sistema. Son de gran utilidad en la toma de decisiones sobre el manejo del ecosistema sin abarcar toda su complejidad. Algunos de los objetivos de los

modelos son explicar y/o predecir cómo funciona o está constituido un sistema. Cuando el objetivo es explicar cómo funciona un ecosistema es necesaria una descripción específica de los procesos ecológicos y cómo están unidos entre sí. Por otro lado, cuando el objetivo es intentar predecir el estado del ecosistema debe basarse en la representación de los procesos ecológicos claves relevantes para el problema de interés (Blanco, 2013).

Los modelos que simulan estos procesos son los llamados “modelos mecanicistas”, éstos incluyen todas las características relevantes del mecanismo, las actividades que lo componen, sus propiedades y su organización. Son herramientas muy útiles para controlar y manipular fenómenos (Craver, 2006). Por ejemplo, Maavara et al. (2019) desarrollaron un modelo de balance de masa mecanicista para representar flujos y transformaciones de N en ríos, embalses y estuarios, utilizando funciones de densidad de probabilidad para asociar los parámetros cinéticos del cuerpo de agua con los procesos físicos y bioquímicos, además de que hicieron uso de bases de datos (*Global Reservoirs and Dams* (GRanD), *Hydrosheds 15s* e *Hydro1K*) para calcular las descargas continuas de NT en el río, embalse y estuario. Realizaron un análisis llamado Monte Carlo para generar una base de datos hipotética de la dinámica mundial de N, incluyendo la producción y emisión de N₂O para aguas continentales abiertas. También, integraron el método Runge-Kutta 4 para determinar las transformaciones y flujos de N a través de varios reservorios (NO₃⁻, NH₄⁺, nitrógeno orgánico disuelto y nitrógeno orgánico particulado).

Lauerwald et al. (2019) utilizaron el modelo de balance mecanicista establecido por Maavara et al. (2010) y que se aplicó a cuerpos de agua a una escala global. Estos investigadores manejaron bases de datos como *Hydrolakes* que contiene información de 1.4 millones de cuerpos de agua lénticos (SWBs por sus siglas en inglés) tales como: lagos naturales, embalses y lagos naturales hidrológicamente regulados por presas construidas.

Una de las desventajas del desarrollo de los modelos mecanicistas es que son más difíciles de calibrar, por lo que incorporan más incertidumbre que los modelos empíricos (Blanco, 2013). Es muy importante someter los modelos a procesos de calibración y validación para garantizar que éstos arrojen un comportamiento lo más realista posible. Sin

embargo, una dificultad particular es la escasa cantidad de datos medidos a gran escala para la calibración o validación de los nuevos modelos producción de N_2O (Guo & Vanrollenghem, 2014). Otra característica importante para considerar es elegir la estructura del modelo que permita describir mejor los datos. Por ejemplo, para el diseño de modelos sobre la producción de N_2O es importante considerar las diferentes vías por la que este gas se produce y/o se emite, por lo tanto, los modelos pueden variar según el sustrato y donador de electrones de la reacción correspondiente de cada vía (Domingo-Félez et al. 2017).

Un modelo ampliamente utilizado para el manejo de cuencas es el de *Soil and Water Assessment Tools* (SWAT), el cual puede simular la fase terrestre del ciclo hidrológico como la fase de circulación de agua (Sanchez-Galindo et al., 2017). Fu et al. (2018) desarrollaron un modelo SWAT- N_2O para simular emisiones directas e indirectas de N_2O de varias cuencas hidrográficas en el sureste de Minnesota, USA. El SWAT- N_2O cuenta con tres módulos: el primero simula las emisiones directas basándose en los módulos existentes de nitrificación y desnitrificación de la superficie del suelo; el segundo simula las emisiones indirectas con base en los módulos existentes para modelar el flujo NO_3^- ; el tercero es un esquema de calibración automática con el objetivo de optimizar los parámetros introducidos en el modelo. Además, agregaron el modelo Century (en SWAT) para modelar los ciclos de carbono y nitrógeno del suelo. Utilizaron la eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) para la calibración y validación del modelo y un análisis Monte Carlo a un total de 40,000 conjuntos de parámetros.

Por otro lado, Yao et al., (2020) elaboraron un modelo de N_2O fluvial con base en el modelo de ecosistema terrestre dinámico (DLEM, por sus siglas en inglés), acoplado un esquema hidrológico adaptable a la escala y a la biogeoquímica fluvial para simular los flujos de agua, carbono, nitrógeno y emisiones de GEI. El modelo se basó en muchos factores, tales como el clima (radiación, precipitación, temperatura), el uso y cobertura de la tierra y los aportes de nitrógeno (fertilizantes, deposición, aguas residuales). Las descargas fluviales simuladas y las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ y nitrógeno orgánico disuelto se calibraron mediante observaciones de 50 grandes cuencas de todo el mundo. Además, realizaron

experimentos factoriales para atribuir la contribución de cada factor a las emisiones fluviales de N_2O .

Conclusiones

En los 17 artículos que conformaron la matriz analítica se identificaron 5 métodos o técnicas que son utilizadas para el estudio de la producción de óxidos nitrosos en sistemas acuáticos naturales, además de poder determinar la tasa con la que los procesos de nitrificación y desnitrificación son efectuados. Las técnicas encontradas fueron: las técnicas de inhibición, el emparejamiento isotópico, la cromatografía de gases, la espectroscopia y la elaboración de modelos.

El método más utilizado para estudiar la producción de óxidos nitrosos fue la cromatografía de gases. Este método se clasifica como un método sumamente preciso pero que requiere de un equipo y consumibles costosos para efectuar el análisis, a pesar de lo anterior, su amplia adaptabilidad al estudio de diferentes sistemas lo coloca como la técnica más utilizada para dichos análisis.

En segundo lugar, tanto las técnicas inhibitorias como la elaboración de modelos fueron utilizados en 4 de los artículos consultados. En el caso de las técnicas inhibitorias estas han sido ampliamente utilizadas debido a la accesibilidad económica y los materiales y consumibles requeridos para llevarlas a cabo; si bien son técnicas cuya precisión depende de que factores como las concentraciones óptimas para lograr la inhibición total del proceso a estudiar y de la presencia de otros procesos que puedan interferir con la medición, han demostrado tener una gran precisión para medir los procesos de nitrificación y desnitrificación. En el caso de los modelos si bien son de gran utilidad para estimar las emisiones de N_2O , las tasas de nitrificación y desnitrificación, requieren de gran cantidad de información previamente obtenida para lograr una calibración óptima y una fiabilidad aceptable, siendo más una herramienta a utilizar cuando ya se cuenta con un análisis profundo del proceso y el sistema.

Por último, los métodos menos utilizados, que únicamente se encontraron en 1 artículo de los consultados fueron las técnicas de emparejamiento isotópico y de espectroscopia.

En estos casos, ambas técnicas son consideradas sumamente precisas para la medición de la producción de N_2O y de los procesos de nitrificación y desnitrificación, sin embargo, son técnicas cuyo costo supera al del resto de técnicas mencionadas, obteniendo grandes beneficios por costos sumamente elevados.

Debido al análisis anterior y a la disponibilidad de recursos y materiales, para la presente investigación se decidió utilizar las técnicas de inhibición, enfocándose en la inhibición de los dos procesos de nitrificación (la nitritación con alitiourea y la nitratación con Clorato de sodio). Siendo técnicas cuya vigencia no puede ser negada y que permitirán reflejar de manera cercana la dinámica de la nitrificación en el sistema.

Referencias

- Audet, J., Hoffmann, C. C., Andersen, P. M., Baattrup-Pedersen, A., Johansen, J. R., Larsen, S. E., Kjaergaard, C. & Elsgaard, L. (2014). Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: Emission, uptake and controlling factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 291 - 299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.011>.
- Bao, Z., Ribera-Guardia, A., Spinelli, M., Sun, D., & Pijuan, M. (2018). The effect of temperature shifts on N₂O and NO emissions from a partial nitrification reactor treating reject wastewater. *Chemosphere*, 212, 162 - 169. DOI.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.090.
- Bartosiewicz, M., Maranger, R., Przytulska, A., & Laurion, I. (2021). Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake. *Elsevier Water Research*, 196(1), 12. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116985.
- Baxter, A. M., Johnson, L., Edgerton, J., Royer, T., & Leff, L. G. (2012). Structure and function of denitrifying bacterial assemblages in low-order Indiana streams. *Freshwater Science*, 31(2), 304 - 317. DOI:10.1899/11-066.1.
- Beaulieu, J. J., Smolenski, R. L., Nietch, C. T., Townsend-Small, A., Elovitz, M. S., & Schubauer-Berigan, J. P. (2014). Denitrification alternates between a source and sink of nitrous oxide in the hypolimnion of a thermally stratified reservoir. *Limnology Oceanography*, 59(2), 495–506. DOI:10.4319/lo.2014.59.2.0495.
- Betancourt-Portela, J. M., Parra, J. P., & Villamil, C. (2013). Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42(1), 131 - 152. DOI: 10.25268/bimc.invemar.2013.42.1.64.
- Blanco, J. A. (2013). Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. *Ecosistemas*, 22(3), 1 - 5. DOI: 10.7818/ECOS.2013.22-3.01.
- Casciotti, K. L., & Buchwald, C. (2012). Insight on the marine microbial nitrogen cycle from isotopic approaches to nitrification. *Frontiers in Microbiology*, 3(356), 14.
- Castro-González, M., & González, A. (2019). La producción neta de óxido nitroso en un humedal urbano en Colombia es principalmente influenciada por cambios estacionales. *Limnetica*, 39(2), 693 - 709. DOI: 10.23818/limn.39.45.
- Castro-González, M., & Torres-Valdés, V. (2015). Gases Invernadero en aguas con bajo oxígeno en el reservorio eutrófico de Prado (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana*, 39(152), 399-407. DOI: <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.228>.
- Collier, S. M., Ruark, M. D., Oates, L. G., Jokela, W. E., & Dell, C. J. (2014). Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. *Journal of Visualized Experiments* (90), 8. DOI: 10.3791/52110.
- Craver, C. F. (2006). When mechanistic models explain. *Synthese*, 153(3), 355 - 376.
- Damashek, J., Casciotti, K. L., & Francis, C. A. (2016). Variable Nitrification Rates Across Environmental Gradients in Turbid, Nutrient-Rich Estuary Waters of San Francisco Bay. *Estuaries and Coast*, 39, 1050-1071. DOI: 10.1007/s12237-016-0071-7.
- Domingo-Félez, C., Pellicer-Nacher, C., Petersen, M. S., Jensen, M. M., Plósz, G., & Smets, B. F. (2017). Heterotrophs are key contributors to nitrous oxide production in activated

- sludge under low C-to-N ratios during nitrification-Batch Experiments and Modeling. *Biotechnology and Bioengineering*, 114(1), 132 - 140. DOI: 10.1002/bit.26062.
- Environmental protection (14 de junio de 2022). Emisiones de óxido nítrico. <https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/emisiones-de-oxido-nitroso#N2O%20references>.
- Fu, C., Lee, X., Griffis, T. J., Baker, J. M., & Turner, P. A. (2018). A modeling study of direct and indirect N₂O emissions from a representative catchment in the U.S. Corn Belt. *Water Resources Research*, 54(5), 1 - 22. DOI: <https://doi.org/10.1029/2017WR022108>.
- Ginestet, P., Audic, J.-M., Urbain, V., & Block, J.-C. (1998). Estimation of nitrifying bacterial activities by measuring oxygen uptake in presence of the metabolic inhibitors allylthiourea and azide. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(6), 2266 - 2268. DOI: 10.1128/AEM.64.6.2266-2268.1998.
- Guo, L., & Vanrolleghem, P. A. (2014). Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no.1 (ASMG1): Prediction of temperature-dependent N₂O emissions dynamics. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37, 151 - 163. DOI:10.1007/s00449-013-0978-3.
- Hama-Aziz, Z. Q., Hiscock, K. M., & Cooper, R. J. (2017). Indirect Nitrous Oxide Emission Factors for Agricultural Field Drains and Headwater Streams. *Environmental Science & Technology*, 51(1), 301 - 307. DOI: 10.1021/acs.est.6b05094.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC. Switzerland. <https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). Climate Change 2021. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on. Cambridge University Press, Cambridge. DOI:10.1017/9781009157896.
- Kirchman, D. L. (2012). Processes in microbial ecology (Vol. 1). New York: Oxford University Press.
- Klob, B., & Ettre, L. S. (2006). Static headspace-gas chromatography: Theory and Practice (2da ed.). EE.UU.: Wiley-Interscience.
- Lauerwald, R., Regnier, P., Figueiredo, V., Enrich-Prast, A., Bastviken, D., Lehner, B. & Raymond, P. (2019). Natural lakes are a minor globe source of N₂O to the atmosphere. *Global Biogeochemical Cycle*, 33, 1564 - 1581. DOI: <http://doi.org/10.1029/2019GB006261>
- Liu, W., Wang, Z., Zhang, Q., Cheng, X., Lu, J., & Liu, G. (2015). Sediment denitrification and nitrous oxide production in Chinese plateau lakes with varying watershed land uses. *Biogeochemistry*, 123(3), 379 - 390. DOI:10.1007/s10533-015-0072-9
- Li-Yang, Z., Li-Qi, C., Jie-Xia, Z., & Qi, L. (2012). A system for the automated static headspace analysis of dissolved N₂O in seawater. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 93(8), 1 - 15. DOI: 10.1080/03067319.2012.702273.

- Maavara, T., Lauerwald, R., Laruelle, G. G., Akbarzadeh, Z., Bouskill, N. J., Van Capellen, P., & Regnier, P. (2019). Nitrous oxide emissions from inland waters: Are IPCC estimates too high?. *Global Change Biology*, 25(2), 473 - 488. DOI: 10.1111/gcb.14504
- Maity, A., Maithani, S., & Pradhan, M. (2022). Cavity ring-down spectroscopy: Recent technological advancements and applications. *Analytical Chemistry* 93(1), 388-416. DOI: 10.1021/acs.analchem.0c04329.
- Miettinen, H., Pumpanen, J., Heiskanen, J. J., Aaltonen, H., Mammarella, I., Ojala, A., Levula, J. & Rantakari, M. (2015). Towards a more comprehensive understanding of lacustrine greenhouse gas dynamics - two-year measurements of concentrations and fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O in a typical boreal lake surrounded by managed forests. *Boreal Environment Research*, 20(1), 75 - 89.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, U., Zhang, L., Anderson, C. J., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597. DOI:10.1007/s10980-012-9758-8.
- Myrstener, M., Jonsson, A., & Bergström, A.-K. (2016). The effects of temperature and resource availability in denitrification and relative N₂O production in boreal lake sediments. *Journal of Environmental Sciences*, 47, 9.
- Nielsen, L. P. (1992). Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiological Letters*, 86, 357 - 362.
- Outram, F. N., & Hiscock, K. M. (2012). Indirect nitrous oxide emissions from surface water bodies in a lowland arable catchment: A significant contribution to agricultural greenhouse budgets?. *Environmental Science & Technology*, 46, 8156 - 8163. DOI: dx.doi.org/10.1021/es3012244.
- Peralta, A. L., Johnston, E. R., Matthews, J. W., & Kent, A. D. (2016). Abiotic correlates of microbial community structure and nitrogen cycling functions vary within wetlands. *Freshwaters Science*, 32(2), 573 - 588. DOI: 10.1086/685688.
- Qiu, S., Li, Z., Hu, Y., Yang, Q., Chen, L., Liu, R., & Zhan, X. (2021). N₂O generation via nitrification at different volumetric oxygen transfer levels in partial nitrification-anammox process. *Journal of Cleaner Production*, 293, 10. DOI: http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126104.
- Rissanen, A. J., Tirola, M., Hietanen, S., & Ojala, A. (2013). Interlake variation and environmental controls of denitrification across different geographical scales. *Aquatic Microbial Ecology*, 69, 1 - 16. DOI: 10.3354/ame01619
- Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Beber, J. D. (2017). Modelo hidrológico de la cuenca río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 141 - 156. DOI:10.24850/jtyca-2017-05-10.
- Saynes-Santillan, V., & Ramírez-Bribiesca, E. (2018). El uso de la cromatografía de gases en investigaciones de emisiones de gases de efecto invernadero del sector pecuario (Vol. 11). *Agroproductividad*.
- Sgariglia, M. A., Soberón, J. R., Sampietro, D. A., & Vattuone, M. A. (2010). Cromatografía: Conceptos y aplicaciones. *Revista Arakuku*, 2(1), 1 - 6. DOI: http://dx.doi.org/www.csnat.unt.edu.ar/academica/publicaciones/revista%E2%80%9090arakuku

- Spinelli, M., Eusebi, A. L., Vasilaki, V., Katsou, E., Frison, N., Cingolani, D., & Fatone, F. (2018). Critical analyses of nitrous oxide emissions in a full scale activated sludge system treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 190, 517 - 524. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.04.178
- Stashenko, E. E., & Martínez, J. R. (2009). Algunos aspectos de la detección en cromatografía de gases y cromatografía de gases acoplada a espectrofotometría de masas. Selectividad e identificación. *Scientia Chromatographica*, 1(3), 31 - 49.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., & Nauels, Y. X. (2013). *The Physical Science Bases. Contributions of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535.
- Thakur, I. S. & Medhi, K. (2019). Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and oportunities. *Bioresource Tecnology*, 282, 502 - 513. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.069>.
- Wells, N. S., Maher, D. T., Ertler, D. V., Hipsey, M., Rosentreter, J. A., & Eyre, B. D. (2018). Estuaries as Sources and Sinks of N₂O Across a Land Use Gradient in Subtropical Australia. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 877 - 894. DOI: 10.1029/2017GB005826.
- World Wildlife Fundation (2020). *Clima y energía*. Consultado el 2023 de mayo de 01. https://wwf.panda.org/es/que_hacemos/clima_y_energia/.
- Wrage-Mönnig, N., Horn, M. A., Well, R., Müller, C., & Velthof, G. (2018). The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. *Soil Biology and Biochemistry*, 123, 14. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.020>.
- Xu, R., Tian, H., Pan, N., Thompson, R. L., Canadell, J. G., Davidson, E. A. & Zhou, F. (2021). Magnitude and Uncertainty of Nitrous Oxide Emissions From North America Based on Bottom-Up and Top-Down Approaches: Informing Future Research and National Inventories. *Geophysical Research Letters*, 48, 12. DOI: <https://doi.org/10.1029/2021GL095264>.
- Yan, W., Yang, L., Wang, F., Wang, J., & Ma, P. (2012). Riverine N₂O concentrations, exports to estuary and emissions to atmosphere from the Changjiang River in response to increasing nitrogen loads. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(4), 1 - 15. DOI: 10.1029/2010GB003984.
- Yao, L., Jiang, X., Chen, C., Liu, G., & Liu, W. (2016). Within-lake variability and environmental controls of sediment denitrification and associated N₂O production in a shallow eutrophic lake. *Ecological Engineering*, 97, 251 - 257. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.023>.
- Yao, Y., Tian, H., Shi, H., Pan, S., Xu, R., Pan, N., & Candell, J. G. (2020). Increased global nitrous oxide emissions from streams and rivers in the Anthropocene. *Nature Climate Change*, 10, 138 - 142. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0665-8>.
- Zhu, X., Burger, M., Doane, T. A., & Horwarth, W. R. (2013). Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), 6328 - 6333. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1219993110>.

Capítulo 2. Influencia de los Cambios Estacionales y de las Actividades Antrópicas Sobre las Tasas de Nitrificación Dentro del Polígono Puente de Urrutia en Xochimilco.

Resumen

El Polígono Puente de Urrutia se encuentra ubicado dentro de la zona urbana de la Ciudad de México, en la porción sur del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, por lo que se encuentra bajo una fuerte presión antrópica como consecuencia del vertimiento de aguas residuales, materia orgánica y fertilizantes nitrogenados y fosfatados utilizados en la actividad agropecuaria. Este sobre enriquecimiento de nutrientes ha ocasionado cambios en las comunidades microbiológicas y perturbaciones en los ciclos biogeoquímicos, en especial el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, poniendo en riesgo los servicios ecosistémicos que el sistema proporciona y acelera los procesos de eutrofización. Con el fin de evaluar la dinámica del proceso de la nitrificación y el efecto del perfil físico-químico y las actividades antrópicas sobre este proceso se realizaron muestreos durante dos temporadas (lluvias y secas) en seis sitios con diferentes actividades antrópicas. La tasa de nitrificación se calculó por medio de la inhibición de la nitrificación con 1-alil-2-tiourea e inhibición de la nitratación con clorato de sodio.

Se observó que en agua de fondo las mayores tasas de nitrificación se registraron durante la temporada de lluvias ($1.30-9.52 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y las menores tasas durante la temporada de secas (menores a $1 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$), por el contrario, en el sedimento superficial se observó que las menores tasas de nitrificación se obtuvieron durante la temporada de lluvias ($9.59-29.36 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y que las tasas incrementaron drásticamente durante la época de secas ($14.42-132.30 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$).

El análisis estadístico mostró que para el agua de fondo las tasas de nitrificación se asociaron con la temperatura elevada, mayor porcentaje de oxígeno disuelto, elevada concentración de pigmentos fotosintéticos y elevado MES. Además, durante la temporada de secas el incremento de nutrientes ocasionó que las tasas de nitrificación descendieran, asociándose principalmente con un MES elevado. En el caso del sedimento superficial las tasas de nitrificación se asociaron directamente con las altas concentraciones de pigmentos fotosintéticos, elevado COT y PT. En cuanto a la influencia de las actividades antrópicas se identificó que las tasas de nitrificación se efectuaron de manera completa en aquellos sitios que se adentran al área de conservación, mientras que en los sitios que presentan una mayor actividad antrópica (presencia de

asentamientos humanos, actividad agrícola y turística) la tasa de nitrificación se efectúa de manera incompleta en alguno de los sustratos o temporadas.

Palabras clave: Nitritación, Nitratación, Actividad antrópica

Abstract

The Puente de Urrutia Polygon is located within the urban zone of Mexico City, in the southern portion of the Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, and is therefore under strong anthropogenic pressure as a result of the discharge of wastewater, organic matter and nitrogen and phosphate fertilizers used in agricultural activity. This over-enrichment of nutrients has caused changes in the microbiological communities and disturbances in the biogeochemical cycles, especially in the biogeochemical nitrogen cycle, putting at risk the ecosystem services provided by the system and accelerating the eutrophication process. In order to evaluate the dynamics of the physical-chemical profile and anthropogenic activities on nitrification process, sampling was carried out during two seasons (rainy and dry) in six sites with different anthropogenic activities. The nitrification rates were calculated with the inhibition of nitritation with 1-allyl-2-thiourea and inhibition of nitration with sodium chlorate.

It was observed that in bottom water the highest nitrification rates were recorded during the rainy season ($1.30-9.52 \text{ mg N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) and the lowest rates during the dry season (less than $1 \text{ mg N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), on the contrary, in surface sediment it was observed that the lowest nitrification rates were obtained during the rainy season ($9.59-29.36 \text{ mg N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) and the rates increased drastically during the dry season ($14.42-132.30 \text{ mg N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$).

Statistical analysis showed that from the bottom water the nitrification rates were associated with elevated temperature, higher percent dissolved oxygen, elevated photosynthetic pigment concentration and elevated MES. In addition, during the dry season the increase in nutrients caused nitrification rates to decrease, mainly associated with elevated MES. In the case of the superficial sediment, nitrification rates were directly associated with high TOC, and TP. Regarding the influence of anthropogenic activities, it was identified that nitrification rates were complete in those sites that enter the conservation area, while in sites with greater anthropogenic activity (presence of human

settlements, agricultural and tourist activity) the nitrification rate was incomplete in some of the substrates or seasons.

Keywords: Nitrition, nitration, Antropic activity.

Introducción

El Sistema Lagunar de Xochimilco funciona como un gran humedal (Buendía-Flores et al., 2015), cuyas características le dan la capacidad de jugar un papel esencial en la dinámica de los ciclos biogeoquímicos de diversos elementos, entre los que destaca el del nitrógeno (N), siendo esta una de sus funciones ecosistémicas de mayor relevancia (Everard, 2018). A pesar de que el reservorio más grande de nitrógeno se encuentra en la atmósfera, es en los sistemas acuáticos donde se encuentran las condiciones aeróbicas y anaeróbicas necesarias para que este elemento sufra diversas transformaciones, las cuales están mediadas principalmente por microorganismos. La presencia del nitrógeno en sus formas orgánicas e inorgánicas dependen principalmente de sus fuentes y de las tasas con las que los organismos lo transforman dentro del sistema (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Las alteraciones del ciclo biogeoquímico del N derivado de diversas actividades antrópicas como la agricultura, la quema de combustibles y de biomasa y el vertimiento directo de compuestos nitrogenados, han modificado de manera importante su ciclo biogeoquímico y la dinámica de los microorganismos asociados a él (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2021). Entre las comunidades de gran importancia ecológica dentro del ciclo del nitrógeno se pueden encontrar a las bacterias responsables del proceso de nitrificación, que junto con las comunidades desnitrificantes son responsables de depurar y devolver a la atmósfera el nitrógeno presente en exceso en los sistemas acuáticos (Everard, 2018) o de transformarlo en compuestos de importancia ambiental como el óxido nítrico y óxido nitroso.

La colindancia con la zona urbana en la porción sur del Polígono Puente de Urrutia y la estructura de sus canales ocasionan que los sitios estudiados presenten diferentes grados de alteración, amenazando la extensión del sistema derivado del cambio de uso de suelo, la desecación de sus canales y la posterior expansión de la urbanización (Narchi & Canabal-Cristiani, 2017). Además de alteraciones en la calidad de sus aguas, derivadas de la introducción y vertimiento de aguas residuales, aguas tratadas deficientemente y al cambio

en las prácticas agrícolas tradicionales por la implementación de invernaderos, y el uso de agroquímicos, fertilizantes nitrogenados y fosfatados (Bojórquez Castro et al., 2017).

El aumento atípico en la materia orgánica y la concentración de compuestos como el amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) (Mendoza Correa, 2018), tiene el potencial de causar efectos en cadena en las comunidades fitoplanctónicas, en el metabolismo ecosistémico, y especialmente en la dinámica del nitrógeno dentro del sistema (Damashek et al., 2016) poniendo en peligro sus servicios ecosistémicos intrínsecos.

Debido a lo anterior, el entendimiento de la dinámica del nitrógeno y en especial aquellos procesos que determinan la capacidad y velocidad con la que estos compuestos son procesados y depurados mediante la actividad nitrificante son fundamentales para el desarrollo de estrategias de manejo que permitan la conservación de las condiciones del sistema.

Revisión Bibliográfica

Como se ha mencionado anteriormente, los humedales son ecosistemas complejos que además de contribuir al bienestar humano y a la biodiversidad (Semarnat, 2012), presentan características que promueven distintos procesos e interacciones físicas, químicas y biológicas, las cuales son responsables de configurar la dinámica de los nutrientes y sustentar sus servicios ecosistémicos (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018); destacando su papel como sistemas críticos en la regulación de los ciclos biogeoquímicos y el flujo de distintos elementos y contaminantes entre las fases atmosférica, terrestre y acuática (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Características Principales de los Humedales

Entre las características principales que poseen los humedales (Figura 2) y que les otorga su papel dentro de los ciclos biogeoquímicos, se encuentran:

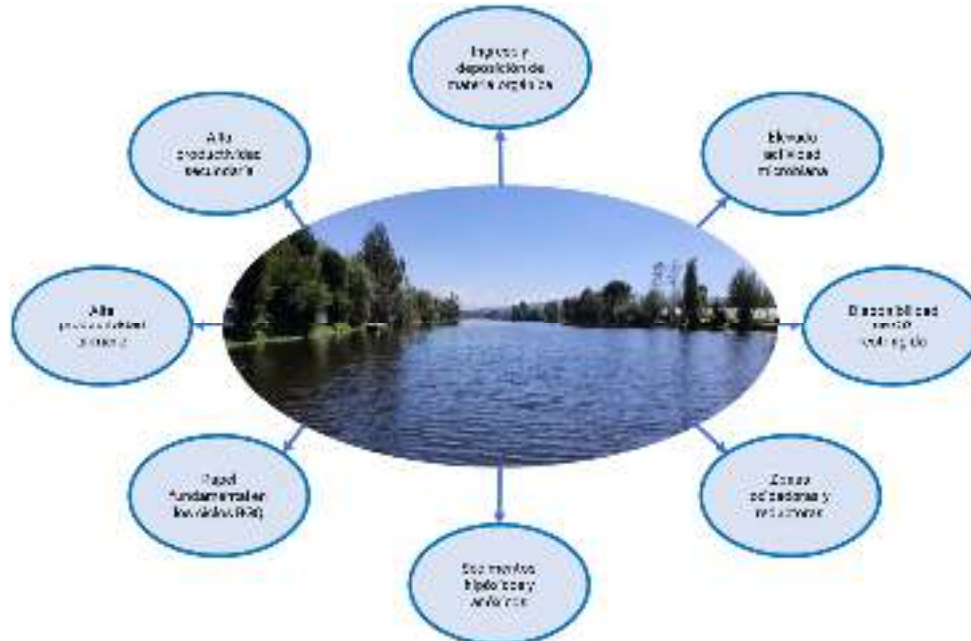


Figura 2. Características ecológicas de los humedales de importancia en los ciclos biogeoquímicos (Elaboración propia basada en Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Keddy 2013; Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018).

1. La elevada producción primaria, la cual ha sido estimada en diversos humedales y cuya capacidad se encuentra en un rango de 100 a 5500 g C peso seco m^{-2} año⁻¹, da como resultado la acumulación de carbono, materia orgánica y soporte de oxígeno en el ecosistema (Keddy, 2013). Esta característica se encuentra estrechamente relacionada con los regímenes hidrológicos y climáticos, la calidad del agua y la carga de nutrientes (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018).
2. La elevada actividad primaria provee el sustrato necesario para el desarrollo de una gran cantidad de organismos en sus distintos niveles tróficos. La elevada producción de biomasa animal, la cual en algunos casos es considerada hasta 3.5 veces superior a la de otros sistemas terrestres o acuáticos (Keddy, 2013) da como resultado una alta producción secundaria, formando parte de los servicios de soporte y abastecimiento que brindan los ecosistemas de humedales (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018).

3. A pesar de ser consumidos por los productores secundarios, tanto los productores primarios, como la elevada carga de la materia orgánica y recursos producidos en estos sistemas se van sedimentando y acumulando en el agua de fondo y los sedimentos, donde, de manera paulatina pueden ser aprovechados por los organismos descomponedores que se alimentan de este detrito, estos organismos se componen en un 10% de invertebrados y la gran mayoría corresponden a organismos bacterianos presentes en la columna de agua y los sedimentos (Keddy, 2013).

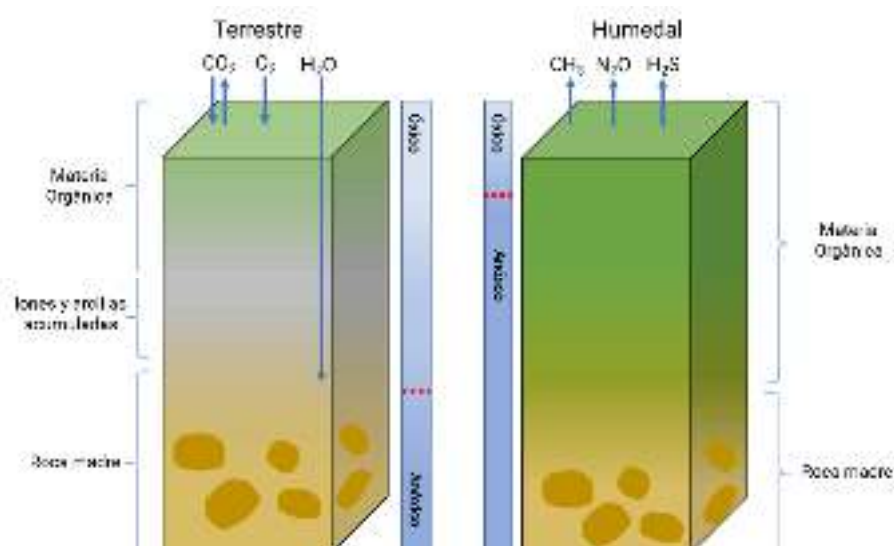


Figura 3. Características del sedimento en los Humedales (Modificación realizada a Reddy, 2013).

4. Las elevadas tasas de descomposición de la materia orgánica principalmente por bacterias, y el hecho de que el oxígeno en la zona bentónica de los humedales tenga su ingreso mediante procesos de difusión son los causantes principales de que los sedimentos en los humedales presenten condiciones microaerofílicas o anóxicas (Figura 3) con gran cantidad de materia orgánica y acumulación de elementos en formas reducidas (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018); estas son condiciones únicas donde se llevan a cabo transformaciones fundamentales dentro de los ciclos biogeoquímicos globales, especialmente en el ciclo del Nitrógeno (Keddy, 2013).

Estas características determinan la capacidad de un humedal para fungir como un sumidero (mediante la acumulación y deposición de compuestos no asimilables), un emisor (cuando un compuesto se transporta a otro sistema o a la fase atmosférica como el N_2O) y como un sitio de transformación de contaminantes (cuando estos compuestos se transforman en compuestos asimilables, menos dañinos o no reactivos) como el caso de la reducción del NO_3^- a N_2 (Keddy, 2013).

El Nitrógeno en los Humedales

El nitrógeno es uno de los elementos de mayor importancia dentro de los ecosistemas acuáticos y es considerado como uno de los nutrientes limitantes para los organismos primarios debido a que el abastecimiento tanto por la fijación del nitrógeno, como por la introducción de amonio, nitrito y nitrato a menudo limitan el crecimiento de la biomasa primaria y por ende, de todos los organismos que componen los diferentes niveles tróficos de un sistema (Kirchman, 2012; Madigan et al., 2015).

Este elemento puede encontrarse tanto en formas orgánicas como proteínas, ácidos nucleicos, azúcares amino y urea, o en formas inorgánicas en forma de nitrógeno atmosférico (N_2), Amonio (NH_4^+), amoniaco (NH_3), Nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O) y sus proporciones relativas dependerán de la entrada y salida del N en el sistema (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Kirchman, 2012; Keddy 2013).

Ciclo del Nitrógeno

El ciclo biogeoquímico del N es uno de los ciclos más complejos, en él se llevan a cabo importantes reacciones redox debido a la capacidad de este elemento para encontrarse en diferentes estados de oxidación, estos van de -3 en el caso del NH_4^+ hasta el +5 en el caso del NO_3^- (Kirchman, 2012). Durante sus diversas fases el N es utilizado por diversos organismos para incorporarlo metabólicamente en actividades anabólicas para la biosíntesis de componentes celulares, y actividades catabólicas para la obtención de energía (Atlas & Bartha, 2002).

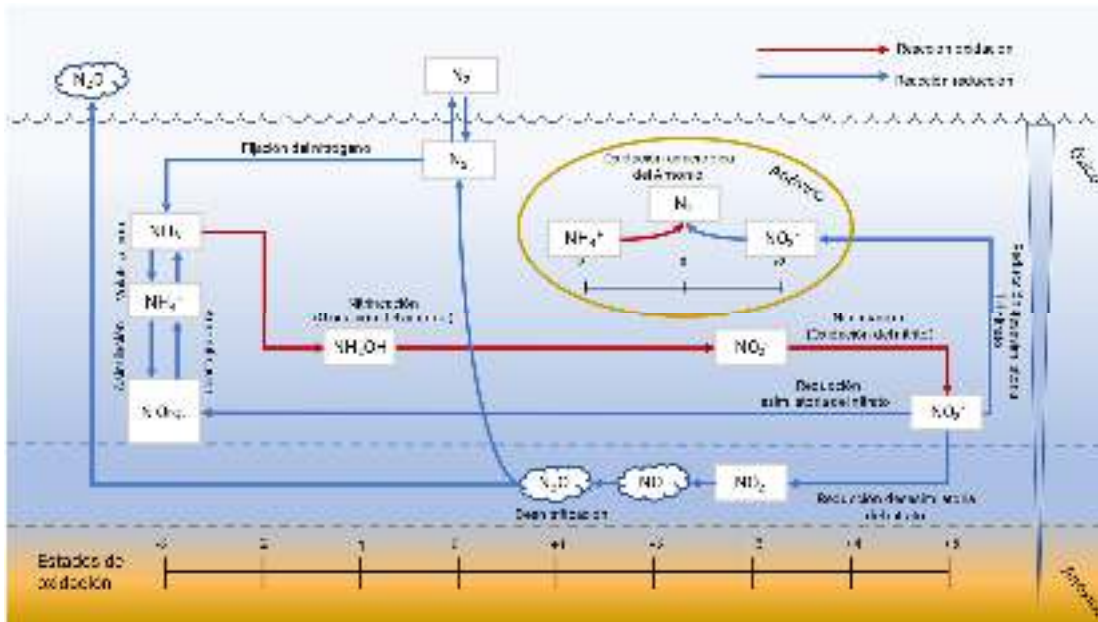


Figura 4. Ciclo biogeoquímico del N (Elaboración propia con información obtenida de Atlas & Bartha, 2002; Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Kirchman, 2012).

Si bien el N es un elemento relativamente abundante en la atmósfera ya que comprende cerca del 78% de la misma, la mayor parte de éste se encuentra en su forma no reactiva de nitrógeno atmosférico o dinitrógeno (N_2) y solamente algunos organismos conocidos como fijadores del N tienen acceso a este reservorio.

Fijación del Nitrógeno

La fijación biológica del nitrógeno (FBN) es el proceso de reducción del N atmosférico a NH_4^+ efectuado por organismos diazótrofos⁴, los cuales se distribuyen en la columna de agua y sedimentos como microorganismos de vida libre (Ej. El género *Clostridium*) o asociados a las raíces de la vegetación en una relación simbiótica (Ej. El género *Rhizobium*) (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008). El hecho de que solo algunos microorganismos posean la capacidad de fijar el N se debe a su elevado requerimiento energético, así como a la participación de un complejo enzimático único de dos proteínas, la dinitrogenasa y la dinitrogenasa reductasa (Kirchman, 2012) el proceso se representa en la figura 5.

⁴ Los organismos diazótrofos son aquellos microorganismos que pueden llevar a cabo la fijación biológica del nitrógeno, estos organismos se pueden encontrar como géneros de bacterianos de vida libre o en asociaciones mutualísticas con plantas (Atlas & Bartha, 2002)

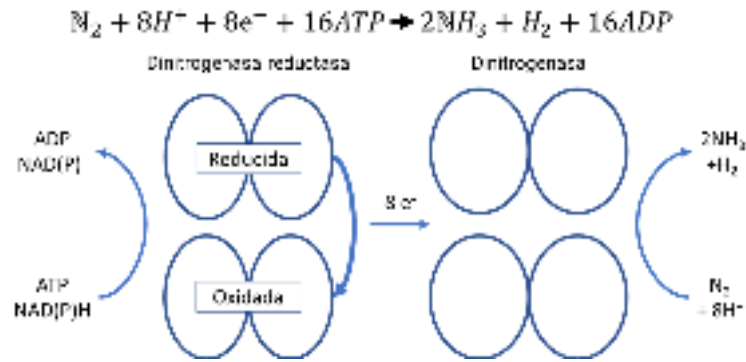


Figura 5. Fijación biológica del nitrógeno (Kirchman 2012)

Asimilación

Una vez que el N ha sido fijado, el amonio es incorporado a la biomasa de plantas y microorganismos para la síntesis de compuestos nitrogenados como aminoácidos y proteínas (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008). La asimilación del nitrógeno por el fitoplancton está directamente relacionada con la fijación fotosintética del carbono, debido a que ambos elementos son fundamentales para la síntesis de tejido celular (Gruber, 2008).

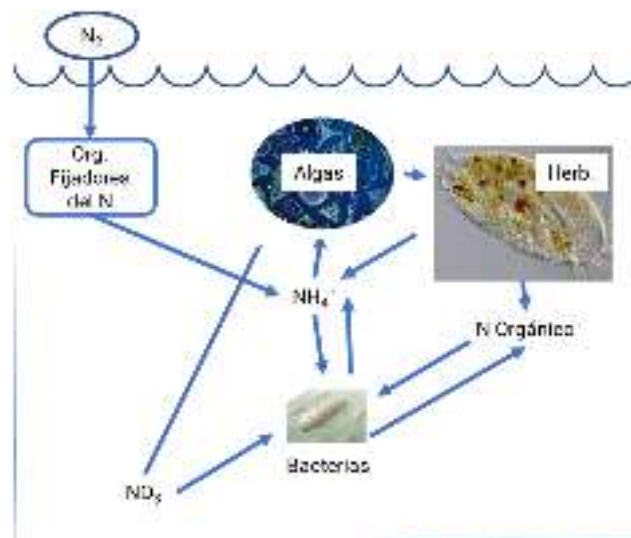


Figura 6. Asimilación del N (Kirchman, 2012).

Existen dos mecanismos para llevar a cabo esta asimilación, la vía de la enzima glutamato sintasa, desarrollada en ambientes con altas concentraciones de amonio y la vía de la enzima glutamina- α -oxoglutarato para ambientes con bajas concentraciones de NH_4^+ (Kirchman, 2012). Gracias a los organismos diazótrofos el N ingresa en las redes tróficas por

diversos mecanismos (Figura 6) entre los que se encuentran la herbivoría, la excreción y la lisis celular.

Amonificación y Mineralización

La amonificación es el proceso inverso a la asimilación del N, durante el cual diversos organismos heterótrofos llevan a cabo la degradación de materia orgánica (Figura 7) para obtener energía liberan NH_4^+ (Gruber, 2008). Este proceso puede ocurrir en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, aunque su velocidad es mayor en condiciones óxicas y decrece conforme el oxígeno es consumido (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Kirchman, 2012).



Figura 7. Proceso de amonificación y mineralización (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Kirchman, 2012).

Nitrificación

La nitrificación es un proceso estrictamente aerobio mediante el cual el amoniaco (NH_3) es oxidado a NO_2^- y posteriormente a NO_3^- , la energía liberada de la nitrificación es utilizada para la asimilación del CO_2 (Atlas & Bartha, 2002). La capacidad para llevar a cabo la oxidación del amonio se distribuye en tres clases de organismos: las bacterias quimioautótrofas, las bacterias oxidadoras del metano y las bacterias y hongos heterótrofos. Debido a sus requerimientos dentro de los humedales este proceso se encuentra restringido a las zonas aeróbicas de la columna de agua, de la interface agua-sedimento y en las raíces de plantas (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008). A pesar de su ser considerado como un proceso completo, la nitrificación requiere de la participación de al menos dos poblaciones de microorganismos diferentes en dos procesos consecutivos, la nitrificación y la nitratación (Madigan et al., 2015).

La Nitritación

La nitritación, que es la oxidación del NH_3^+ a NO_2^- conocida también como la oxidación del amonio vía hidroxilamina, es efectuada por dos grupos de organismos, las arqueas oxidadoras del amonio (AOA) y las bacterias oxidadoras del amonio (BOA) (Sánchez &

Sanabria, 2009); los generos *Nitrosomonas*, *Nitrococcus* y *Nitrospira* son considerados los más dominantes en los ambientes óxicos. Debido a su poca distribución entre las especies, su alto requerimiento de O₂ y a sus bajas tasas metabólicas la nitrificación es usualmente considerada como el factor limitante de la nitrificación (Kirchman, 2012).

En este proceso participan secuencialmente las enzimas amonio monooxigenasa, la cual incorpora O₂ atmosférico para la reducción del NH₃ a hidroxilamina (NH₂OH). Posteriormente la enzima hidroxilamina oxidoreductasa produce ácido nitroso e hidrógeno a partir de la hidroxilamina (Figura 4) y, por último, una oxidasa terminal incorpora los H⁺ a oxígeno para dar como resultado la síntesis de NO₂⁻ y H₂O (Atlas & Bartha, 2002); esta serie de reacciones son comúnmente representadas como ecuaciones secuenciales o como una ecuación estequiométrica simple (Figura 8).

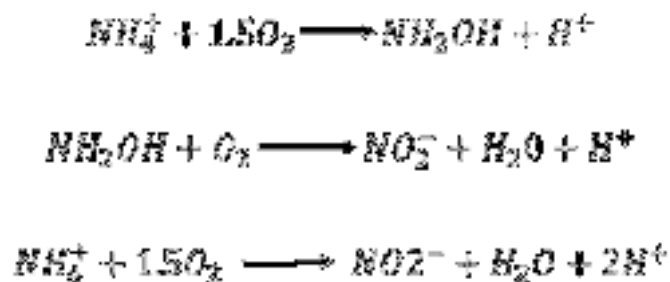


Figura 8. Reacciones del proceso de nitrificación u oxidación del amonio (Sánchez & Sanabria, 2009; Kirchman 2012).

Según Kirchman (2012), los factores que limitan en mayor medida este proceso son:

- Su bajo rendimiento energético, razón principal por la que la abundancia de las AOA y BOA no son tan abundantes al tener desventajas competitivas con algas y bacterias heterótrofas
- La disponibilidad de OD debido a su alto requerimiento de O₂, distribuyéndose en aquellas zonas óxicas donde además abunde el NH₃.
- La inhibición potencial por la luz en la superficie y los rangos de pH, viéndose afectadas especialmente en aquellos sistemas que tienden a la acidez, proceso

ligado a que estos pH promueven la presentación del sustrato en forma de NH_4^+ , privando a estos organismos del sustrato NH_3^+ .

La Nitratación

La nitratación es considerada como la segunda fase de la nitrificación y el paso que permite completar la oxidación del NO_2^- al NO_3^- (Kirchman, 2012). Los organismos que llevan a cabo este proceso se denominan bacterias oxidadoras del nitrito (BON) y son quimioautótrofos obligados entre los que destacan *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* y *Nitrospina* (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008). La enzima que cataliza esta transformación es conocida como nitrato deshidrogenasa, la cual obtiene el O_2 necesario para la oxidación de una molécula de H_2O , este proceso usualmente es representado mediante una única ecuación (Figura 9) que da como resultado la obtención de una cantidad relativamente pequeña de energía en comparación con la nitrificación (Atlas & Bartha, 2002)



Figura 9. Reacciones en la nitratación u oxidación del nitrito (Athlas & Bartha, 2002; Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Oxidación Anaeróbica del Amonio

Anteriormente, se creía que la oxidación del NH_3 a NO_3^- se restringía a zonas óxicas donde los organismos nitrificantes se encontraban en las condiciones ideales para llevar a cabo este proceso. Sin embargo, se han identificado procesos anaeróbicos que llevan a cabo esta oxidación y que son termodinámicamente viables debido a la existencia de otras alternativas al O_2 con el potencial de actuar como aceptores de electrones, tal es el caso del NO_2^- (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008). El proceso denominado como oxidación anaeróbica del amonio (Anammox) es llevado a cabo por un grupo limitado de organismos bacterianos pertenecientes al Phylum Planctomycetes, los cuales poseen una estructura intracelular conocida como anammoxosoma, lugar donde se lleva a cabo el proceso de oxidación del NH_3 utilizando el NO_2^- como el aceptor final de electrones (Figura 10) dando como resultado la formación de N_2 (Kirchman, 2012).



Figura 10. Reacción de la oxidación anaeróbica del amonio o ANNAMOX (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008; Kirchman, 2012).

Ecológicamente el anammox adquirió relevancia en sistemas continentales, donde se ha determinado que cerca del 67% de N_2 producido corresponde a este proceso, especialmente en sistemas con alta disponibilidad de NO_2^- , NO_3^- , materia orgánica y presencia de compuestos oxidantes como el hierro y el manganeso (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Reducción Asimilatoria del NO_3^- y Desnitrificación

El NO_3^- producido durante la nitrificación puede ser incorporado a la materia orgánica y material celular mediante un proceso conocido como reducción asimilatoria del nitrato, donde diversos complejos enzimáticos como las reductasas de nitrato y nitrito, reducen compuestos oxidados de N a moléculas de NH_4^+ , no obstante, debido a su requerimiento energético y a la potencial inhibición de la asimilación en presencia de NH_4^+ la asimilación directa del NH_3 es el mecanismo principal para la asimilación del Nitrógeno (Atlas & Bartha, 2002).

En condiciones anóxicas, un grupo de bacterias facultativas tienden termodinámicamente a utilizar el NO_3^- como aceptor final de electrones en un proceso conocido como desnitrificación, este proceso se define como la reducción biológica del NO_3^- o del NO_2^- en reacciones reductoras secuenciales hasta la obtención de N_2 (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Estas transformaciones son catalizadas por diferentes enzimas nitrógeno oxido reductasas, las cuales son responsables de efectuar cada uno de los procesos reductores: Inicialmente una nitrato reductasa (Nar), la cual posee un cofactor de molibdeno, se encarga de reducir el NO_3^- a NO_2^- , después una nitrito reductasa (Nir) compuesta con un co-factor de cobre, se encarga de reducir el NO_2^- a óxido nítrico (NO) el cual continuará siendo metabolizado por una enzima óxido nítrico reductasa (Nor) a óxido nitroso (N_2O), generalmente este compuesto es una etapa de transición hasta que el suministro adecuado

de equivalentes reducidos, permitirán que la enzima óxido nitroso reductasa (Nos) lo metabolice para generar N_2 , sin embargo, fuera de sus condiciones óptimas y en pH ácidos, el N_2O puede acumularse y ser el producto final (Sánchez y Sanabria, 2009; Kirchman, 2012).

A pesar de que solo un número de organismos limitados tienen la capacidad de utilizar los compuestos nitrogenados oxidados como aceptores de electrones, existen organismos que tienen la capacidad de efectuar uno o dos pasos de estos procesos, adquiriendo la denominación en conjunto de organismos desnitrificantes (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Técnicas de Inhibición para la Determinación de Tasas de Nitrificación y Desnitrificación

El estudio de las bacterias nitrificantes y desnitrificantes ha tomado gran importancia debido a la capacidad que tienen para definir los procesos de autodepuración de los cuerpos de agua. Su ubicuidad e importancia ambiental dentro de las dinámicas del sistema y su dependencia con la estructura de otras comunidades acuáticas ha permitido plantear el análisis de estos procesos como una herramienta en los estudios de ecología microbiana y pueden ser utilizados como indicadores de las condiciones ambientales del sistema (Capone & Montoya, 2001).

La nitrificación y la desnitrificación pueden ser medidas a conveniencia en distintos sistemas mediante la inhibición de uno de los dos procesos. Las técnicas de inhibición han sido utilizadas para determinar la actividad nitrificante y desnitrificante en los diferentes metabolismos bacterianos.

Como se mencionó en el capítulo 1 de este documento, en el proceso de nitrificación se han utilizado dos compuestos que inhiben selectivamente procesos estratégicos de oxidación. La alitiourea (ATU) ha sido utilizada para inhibir la oxidación del amonio, la rapidez en la que ocurre este proceso ha sido medida y se ha encontrado que en concentraciones de $8 \mu\text{M}$ de ATU tarda aproximadamente 10 minutos y a $980 \mu\text{M}$ el proceso de inhibición es instantáneo. Esta reacción se explica debido a que la ATU es considerada un reactivo quelante del cobre presente en el sitio activo de la enzima amoniomono

oxigenasa. Por su parte el clorato de sodio (NaClO_3) ha sido utilizado para detener la oxidación del nitrito en sedimentos y lodos activos, dentro del tratamiento de aguas residuales (Ginestet et al., 1998).

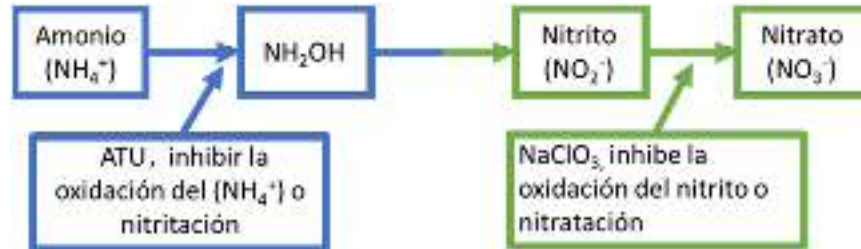


Figura 11. Técnicas de inhibición con alitiourea y clorato de sodio durante la nitrificación (Elaboración propia)

Objetivos

- Calcular las tasas de nitrificación durante las épocas de lluvias y secas.
- Relacionar el efecto de los cambios estacionales de los parámetros físico-químicos de la columna de agua y de los sedimentos superficiales sobre las tasas de nitrificación.
- Evaluar el impacto de las actividades antrópicas sobre las tasas de nitrificación.

Métodos

Área de Estudio

El polígono Puente de Urrutia está compuesto por una serie de canales ubicados en el límite sur del área de conservación “Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” con coordenadas centrales de $19^{\circ} 15' 58''$ N $99^{\circ} 05' 06''$ W. Sus características y ubicación la han transformado en una zona de transición impactada por la proliferación de asentamientos humanos irregulares, vertimientos clandestinos y un rápido cambio en el uso de suelo y las prácticas agrícolas tradicionales, convirtiéndolo en una zona crucial para el estudio de sitios con diferentes grados de perturbación.

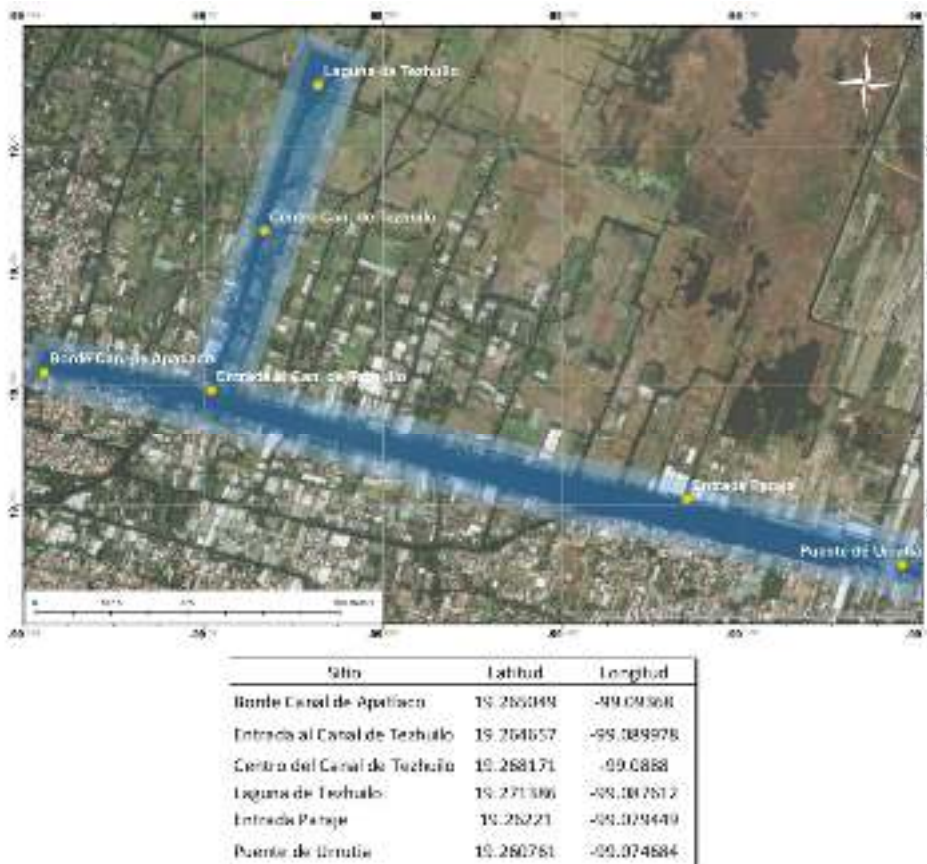


Figura 12. Área de estudio y estaciones de muestreo en el Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco, México.

Se realizaron dos muestreos, uno en el mes de junio y agosto (temporada de lluvias 2021) y otro en febrero (temporada de secas 2022) se establecieron 6 sitios distribuidos en los canales del polígono (Figura 12) a partir de sus características ecológicas y el tipo de las actividades antrópicas aledañas como: mayor concentración de asentamientos humanos: Sitio 1. Borde Canal de Apatlaco, presencia de actividad agrícola en chinampas e invernaderos. Sitio 2. Entrada al Canal de Tezhuilo y Sitio 5. Entrada Paraje, vertimiento de relleno mediante esclusa del Puente de Urrutia, Sitio 6. Puente de Urrutia y dos sitios que se adentran al área de conservación que son el Sitio 3. Centro Canal de Tezhuilo y el Sitio 4. Laguna Tezhuilo.

Trabajo de Campo y de Laboratorio

Debido a que el proceso de nitrificación se restringe a zonas óxicas y a que en los humedales los sedimentos son los mayores proveedores de amonio y nitratos para la

columna de agua, la presente investigación se enfocó en los estratos de agua de fondo y sedimento superficial. La medida de los parámetros físicos y químicos fueron realizadas en agua de fondo (diez cm por encima del sedimento), sedimento superficial (correspondiente al primer cm del sedimento) para la caracterización del sedimento y algunas tomas de parámetros justo sobre el sedimento superficial, (1-2 cm sobre el mismo).

Para calcular las tasas se obtuvieron muestras de agua de fondo y de sedimento superficial (1 cm de profundidad).

Trabajo realizado en campo

Agua de Fondo

Las muestras de agua de fondo para la determinación del perfil físico-químico de cada uno de los sitios de muestreo, así como las muestras para la determinación de las tasas de nitrificación fueron obtenidas utilizando una botella Van Dorn horizontal de 2 L de capacidad.

Perfil Físico-químico

Para el análisis del perfil físico-químico (Tabla 4) se midieron la profundidad y turbidez (Ds) utilizando un disco de Secchi de 20 cm de diámetro; la temperatura, el pH, el porcentaje de oxígeno disuelto (%OD), el potencial de oxido-reducción (ORP) y la conductividad (σ) mediante un aparato multiparamétrico de mano marca HANNAH; la salinidad con un refractómetro de campo marca ATAGO MILL-E con precisión $1\pm\%$ y los materiales en suspensión (MES) según lo indicado por Banse et al. (1963).

Pigmentos Fotosintéticos del Fitoplancton

Las muestras de agua para la determinación de pigmentos fotosintéticos fueron filtradas con un sistema Millipore y membranas de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47 mm de diámetro (\emptyset) y 0.45 μm de poro (Θ) hasta su saturación. Los cuales fueron depositados en tubos de vidrio forrados en aluminio para evitar la fotodegradación de los pigmentos, previamente humedecidas con una solución de carbonato de magnesio para la estabilización del núcleo de magnesio y evitar la acidificación. Los tubos fueron almacenados en una hielera con sílica

gel hasta su procesamiento en laboratorio de acuerdo con las recomendaciones de Barreiro Güemes & Signoret Poillon (1999).

Toma de Muestras de Agua para Nutrientes Inorgánicos y Totales

El agua previamente filtrada sobre las membranas Whatman GF/F se almacenó en frascos ámbar de vidrio de 125 ml y se mantuvo en congelación para determinar la concentración de nutrientes inorgánicos (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y ortofosfatos) por los métodos espectrofotométricos recomendados por APHA (2017). Otra muestra de agua sin filtrar se transportó de manera similar para determinar en laboratorio la concentración de Nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y carbono orgánico total (COT) con kits reactivos marca HACH rango medio y alto (MR y HR) para la determinación de nutrientes.

Toma de Muestras de Sedimento

Las muestras de sedimento superficial se obtuvieron con ayuda de una draga tipo pala y nucleadores manuales, empujando mediante un émbolo el sedimento y cortando con una espátula únicamente lo correspondiente al primer centímetro del mismo, este procedimiento se repitió hasta obtener 600 ml de muestra. El sedimento obtenido fue depositado en frascos de vidrio estériles con tapa de rosca y se preservaron a -20°C para la extracción de agua intersticial en laboratorio y la determinación de nutrientes inorgánicos y totales.

Pigmentos Fotosintéticos del Fitobentos

Una segunda muestra de 5 ml de sedimento fue obtenida para la determinación de pigmentos fotosintéticos fitobentónicos. Las muestras se estabilizaron con carbonato de magnesio y fueron almacenadas de la misma manera que las muestras para determinar los pigmentos de agua de fondo (Barreiro Güemes & Signoret Poillon, 1999).

Caracterización del Sedimento

Se obtuvieron muestras para la determinación de granulometría con el método del hidrómetro de Bouyucos (Bouyucos, 1951) y el porcentaje de carbono orgánico (%CO)

utilizando la técnica de oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio (Walkley & Black, 1934).

Tasa de Nitrificación

Las tasas de nitrificación fueron estimadas utilizando el método de inhibición de la actividad quimioautótrofa de los organismos nitrificantes, basándose en el cambio en las concentraciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- ocurridos en incubaciones *ex situ* por periodos de tiempo definidos (Feliatra, 2001).

Para la inhibición de la nitrificación se utilizó el reactivo 1-allil-2-tiourea (ATU) a una concentración final de 10 mg L^{-1} , mientras que para la inhibición del proceso de nitrificación se utilizó clorato de sodio (NaClO_3) a una concentración final de $10 \text{ }\mu\text{M}$. Para cada serie de incubaciones se realizó un ensayo control sin reactivos adicionales (CTRL) y un ensayo con cloruro de amonio (NH_4Cl) a concentración final de $10 \text{ }\mu\text{M}$, cada tratamiento fue realizado por duplicado para agua de fondo y sedimento superficial.

Para las incubaciones realizadas en Agua de Fondo (AF) se utilizaron 8 litros de AF previamente filtrada con membranas GF/C de 0.45 cm de diámetro (\emptyset) y $1.2 \text{ }\mu\text{m}$ de poro (Θ), los cuales fueron repartidos en botellas ámbar de 1L y procesadas con los 4 tratamientos descritos anteriormente.

En el caso de las incubaciones con los sedimentos superficiales se utilizaron frascos ámbar estériles de 1 L de boca ancha con tapa de baquelita. A 8 frascos se le añadieron 200 mL de sedimento superficial y 800 mL de AF filtrada, dos por cada tratamiento.

Las incubaciones se realizaron *ex situ* durante 12 horas en contenedores con agua del sitio y a temperatura ambiente y a ciclos naturales de luz/oscuridad. Cada 4 horas se extrajeron alícuotas de 250 mL de cada uno de los tratamientos, las cuales fueron filtradas con membranas GF/C de 0.45 cm \emptyset y $1.2 \text{ }\mu\text{m}$ Θ para estimar las variaciones en las concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- por técnicas colorimétricas (APHA, 2017).

Trabajo Realizado en Laboratorio

Agua de Fondo

Pigmentos Fotosintéticos en Agua de Fondo

Para la extracción y determinación de los pigmentos fotosintéticos obtenidos en agua de fondo se utilizó como disolvente recomendado acetona aforada al 90% y se dejó actuar durante 24 horas a 4°C (Barreiro Güemes & Signoret Poillon, 1999). Posteriormente se maceró el filtro y se centrifugó a 4 500 rpm durante 15 minutos, el sobrenadante fue depositado en celdas de cristal de 2.54cm de recorrido óptico para la medición de su absorbancia con ayuda de un espectrofotómetro HACH DR3900 a longitudes de onda de 750, 664, 647, 630 y 665 nm para la determinación de clorofila a, b y c utilizando las fórmulas de Jeffrey y Humphrey (1975) en Barreiro Güemes & Signoret Poillon (1999). Además, las muestras fueron acidificadas con HCl al 0.3 M y sus absorbancias fueron medidas a 750 y 650 nm para la determinación de feopigmentos y carotenoides utilizando las fórmulas propuestas por Lorenzen (1967) y Strickland y Parsons (1972) en Barreiro Güemes & Signoret Poillon (1999).

Determinación de Nutrientes Inorgánicos y Totales en Agua de Fondo

Como se señaló anteriormente, los nutrientes inorgánicos (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- y P-PO_4^{3-}) se estimaron utilizando las técnicas espectrofotométricas recomendadas por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, 2017). El NH_4^+ mediante la reacción de Berthelot con fenol e hipoclorito alcalino (Scheiner, 1976); para el NO_2^- fue utilizada el método de Shinn descrito por Strickland y Parsons (1972); la determinación de NO_3^- mediante la técnica de dosificación de iones NO_2^- obtenidos de la reducción cuantitativa del NO_3^- con cadmio (Joandomenec, 1979); mientras que para la determinación de ortofosfatos se utilizó la técnica del molibdavanadato usando un kit hach para la determinación de ortofosfatos ($0.3 - 45 \text{ mg L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$) y su lectura en un espectrofotómetro Hach Dr3900.

Para la determinación de nutrientes totales se utilizaron kits reactivos marca Hach rango alto (HR) para el análisis de sistemas acuáticos eutróficos, hipertróficos y aguas residuales. En el caso del nitrógeno total (NT) fue utilizada la técnica de Digestión con persulfato con un kit para NT (2.0

- 150 mg L⁻¹ N) para NT RH; el fósforo total (PT) fue determinado mediante la técnica de digestión de molibdovanadato con persulfato ácido, utilizando el kit para PT (1.0 - 100 mg L⁻¹ PO₄³) y el cálculo de la concentración de carbono orgánico total (COT) se realizó mediante la técnica de ácido carbónico y haciendo uso del kit para COT (15 - 150 mg L⁻¹ C).

Caracterización del Sedimento Superficial

Determinación de Nutrientes Inorgánicos y Nutrientes Totales en el Sedimento Superficial

Para la extracción de agua intersticial se colocaron 45 ml de sedimento en tubos Eppendorf de 60 ml, los cuales fueron centrifugados durante 10 minutos a 4 500 rpm. El sobrenadante fue separado con ayuda de jeringas estériles y filtrado a través de un swinex con una membrana de fibra de vidrio de 0.47 µm Ø. Este proceso fue repetido hasta la obtención de 100 ml de muestra, la cual fue procesada inmediatamente para la determinación de nutrientes inorgánicos y nutrientes totales mediante técnicas espectrofotométricas utilizando kits marca Hach rango alto (HR) para la determinación de nutrientes totales e inorgánicos y un espectrofotómetro Hach modelo 3900.

Pigmentos Fotosintéticos Fitobentos

Para la extracción y determinación de pigmentos fotosintéticos correspondientes al fitobentos se utilizó una muestra de 25mL de sedimento a la cual se le añadió como solvente acetona aforada al 90% y se dejó reposando durante 24 horas a 4°C según lo recomendado por Barreiro Güemes & Signoret Poillon (1999). Posteriormente el macerado fue procesado y leído como se describió anteriormente para los pigmentos en agua de fondo.

Granulometría y Contenido de Materia Orgánica

Las muestras obtenidas del sedimento superficial fueron utilizadas para la determinación de granulometría mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos, basado en las proporciones de arenas, limos y arcillas con un diámetro menor a 2mm (Bouyoucos, 1951). Por otro lado, se determinó el contenido de materia orgánica mediante el método de la

oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio y un medio de ácido sulfúrico, así como su posterior titulación con sulfato ferroso (Walkley & Black, 1934).

Tasas de Nitrificación

Para el cálculo de las tasas de nitrificación en agua de fondo y sedimento superficial, cada una de las alícuotas obtenidas durante las incubaciones de los cuatro tratamientos fue analizada para determinar el cambio en las concentraciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- durante lo que Bianchi et al. (1994) consideran como el periodo de incremento exponencial en la actividad nitrificante, periodo que se encuentra entre las 4 a 12 horas de la incubación, la determinación de nutrientes se realizó según lo descrito anteriormente para agua de fondo y sedimento superficial.

Análisis de Datos

Cálculo de las Tasas de Nitrificación

El proceso de nitrificación u oxidación del NH_4^+ fue calculado a partir de la pendiente de la curva obtenida al graficar los cambios en la concentración del NO_2^- en el tratamiento 4 (muestra + NaClO_3), la cuantificación de la nitrificación u oxidación del NO_3^- se calculó como la diferencia entre la producción de NO_2^- en el tratamiento 4, menos la tasa de producción de NO_2^- en tratamiento 1 (Ensayo Control). La suma de ambos procesos, nitrificación + nitrificación dan como resultado la actividad nitrificante total (Bianchi et al., 1994; Feliatra, 2001).

Análisis Estadísticos

Para el análisis estadístico de los datos se realizó inicialmente un análisis de correspondencia canónica (ACC) con la finalidad de establecer la asociación entre los parámetros que componen el perfil físico-químico y las tasas de nitrificación, para lo cual se tomaron como variables dependientes los parámetros físicos y químicos que componen el perfil de agua y sedimento, nutrientes totales, nutrientes inorgánicos y los pigmentos fotosintéticos fitoplanctónicos y fitobentónicos, mientras que como variables dependientes

se establecieron los procesos de nitritación, nitratación y la tasa neta de nitrificación, en este caso se utilizó el software PAST 4.09.

Resultados

Perfil Físico-químico del Agua de Fondo y Sedimento Superficial

Los perfiles físico-químicos del agua de fondo (AF) (tabla 3) y del sedimento superficial (SS) (Tabla 4) permitieron observar las variaciones entre los sitios muestreados en el polígono y las temporadas de lluvias (junio-agosto, 2021) y secas (febrero-marzo, 2022).

Algunos parámetros para el AF como la profundidad, la transparencia, el pH y la salinidad no mostraron diferencias significativas entre las temporadas muestreadas. La profundidad osciló entre los 40 – 105 cm, mientras que la transparencia se encontró en un intervalo de 15 – 55 cm. El Borde de Apatlaco (Sitio 1, Figura 12) fue el sitio más somero y con menor transparencia, mientras que la Entrada al Paraje (Sitio 5) presentó la mayor profundidad y transparencia en ambas temporadas.

El pH se mantuvo con valores neutros a ligeramente ácidos, con valores de 6.3 – 7.4. Mientras que la salinidad obtenida corresponde a un sistema dulceacuícola con valores que no excedieron las 0.36 ppm.

Los valores de la temperatura, el oxígeno disuelto (% OD), el potencial de oxidación-reducción (ORP) y los materiales en suspensión (MES) fueron espacial y temporalmente más heterogéneos. Las temperaturas más altas en el AF se registraron durante la temporada de lluvias con valores por encima de los 21°C, mientras que durante la temporada de secas las temperaturas registradas no excedieron los 17.5°C.

A pesar de su variación temporal, los valores de %OD dentro del polígono corresponden a un sistema subóxico, la temporada de lluvias registró los valores de saturación de OD más bajos, y oscilaron entre 3.8 - 15.4 % OD. Los sitios ubicados en el Centro Canal de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo registraron los menores porcentajes, mientras que los mayores se obtuvieron en el Borde del Canal de Apatlaco. El % OD registró un incremento durante la

temporada de secas, donde sus valores oscilaron entre el 7% en la Entrada Canal de Tezhuilo hasta 61.6% en el Borde de Apatlaco.

Los valores de ORP mostraron un comportamiento reductor con una dinámica asociada al % OD; estos valores que tienden ligeramente a la electronegatividad durante la temporada de lluvias y a la electropositividad en la temporada de secas (Tabla 3).

Tabla 3. Perfil fisico-químico del agua de fondo de los seis sitios muestreados durante las temporadas de lluvias y secas.

Temporada de Lluvias									
Sitio	Prof. (cm)	D _s (cm)	T°C _{Fondo}	pH	%OD	Salinidad (ppm)	ORP (mV)	σ (μs/cm)	MES
Borde de Apatlaco	40	15	24.3	7	15.4	0	-30.3	620	11.8
Entrada al Canal de Tezhuilo	80	25	22.2	7.4	5.4	0	5.7	566	9.2
Centro Canal de Tezhuilo	75	45	21.8	6.5	4	0	11.3	572	2.7
Laguna de Tezhuilo	75	50	22.1	7.2	3.8	1	-4.7	568	25.8
Entrada Paraje	105	55	21.8	7.3	6.1	0	32.1	702	12.4
Puente de Urrutia	40	40	22.7	7.4	4.7	0.36	36	704	12.9
Temporada de Secas									
Sitio	Prof. (cm)	D _s (cm)	T°C _{Fondo}	pH	%OD	Salinidad (ppm)	ORP (mV)	σ (μs/cm)	MES
Borde de Apatlaco	35	22	17.05	7	61.6	0	130	854	22.8
Entrada al Canal de Tezhuilo	70	30	15.4	7.3	7	0	-7	810	40.7
Centro Canal de Tezhuilo	43	30	16.37	6.9	42.3	0	-25.2	778	51.4
Laguna de Tezhuilo	72	26	16.57	7.3	16.8	0	152.2	756	56.0
Entrada Paraje	105	50	17.47	7	48	0	68.1	887	15.4
Puente de Urrutia	100	50	14.89	6.3	32.5	0	37	924	15.4

Prof: profundidad expresada en cm; Ds: la transparencia, ambos parámetros obtenidos con el disco de Sechi; T°C fondo temperatura del agua de fondo, %OD es el porcentaje de oxígeno disuelto; ORP es el potencial óxido reducción; σ es la conductividad y MES es el material en suspensión.

Perfil Físico-químico del Sedimento Superficial

En cuanto al sedimento, los valores de pH variaron de neutros a ligeramente básicos o ácidos (6.7 – 8.4), siendo únicamente los sitios que se adentran al área de conservación los que presentaron valores menores a 7 (Tabla 4). En el caso del ORP en fondo (0-10 cm sobre el sedimento) los valores obtenidos se inclinaron a la electronegatividad, oscilando entre -168.7–134 mV.

Tabla 4. Perfil fisicoquímico del sedimento superficial en los seis sitios muestreados durante las temporadas de lluvias y secas.

Temporada de Lluvias					
Sitio	pH	T°C _{A-SS}	ORP (mV)	σ ($\mu\text{s/cm}$)	MO %CO
Borde de Apatlaco	8.2	23.5	-39.3	647	6.2
Entrada al Canal de Tezhuilo	7.3	22.1	-33	575	7.3
Centro Canal de Tezhuilo	7.3	21.7	-56.8	573	6
Laguna de Tezhuilo	6.7	21.7	-168.7	579	5.2
Entrada Paraje	8.2	21.8	-30.2	692	9.6
Puente de Urrutia	8.4	22	27.4	693	7.7
Temporada de Secas					
Sitio	pH	T°C _{A-SS}	ORP (mV)	σ ($\mu\text{s/cm}$)	MO %CO
Borde de Apatlaco	7.4	16.91	33	842	5.2
Entrada al Canal de Tezhuilo	7.3	15.39	-6.5	800	9.3
Centro Canal de Tezhuilo	6.9	16.22	-29.8	774	3.8
Laguna de Tezhuilo	7.3	16.34	134	751	4.7
Entrada Paraje	8.02	16.75	-57	897	9.1
Puente de Urrutia	8.11	14.67	32.4	921	8.3

T°C A-SS: la temperatura medida de 0-10 cm sobre el sedimento superficial; ORP: potencial óxido reducción medido de 0-10 cm sobre el sedimento superficial; σ : conductividad medida de 0-10 cm sobre el sedimento superficial y MO: materia orgánica obtenida.

En general, las concentraciones de MO mostraron poca variación entre las dos temporadas, siendo ligeramente mayores durante la temporada de lluvias, con valores de 5.2 – 9.6 %CO, mientras que en la temporada de secas los valores se mantuvieron en un

intervalo de 3.8 – 9.3 %CO. Se observó que las menores concentraciones de MO se obtuvieron, en aquellos sitios que se adentran al área de conservación, en la temporada de lluvias, alcanzando valores de 5.2 - 6 %CO y descendiendo a valores de 3.8 - 4.7 %CO durante la temporada de secas.

Mientras que el análisis de granulometría permitió identificar la prevalencia de sedimentos con alto porcentaje de arenas (51.2 % a 77.9 %), seguida de limos (17.8 % a 41.5 %), y arcillas (3.54 % a 7.36 %), por lo que el sedimento puede clasificarse como franco-arenosos, siendo el sitio 5 Entrada al Paraje, el que presentó mayor porcentaje de arenas (Figura 13).

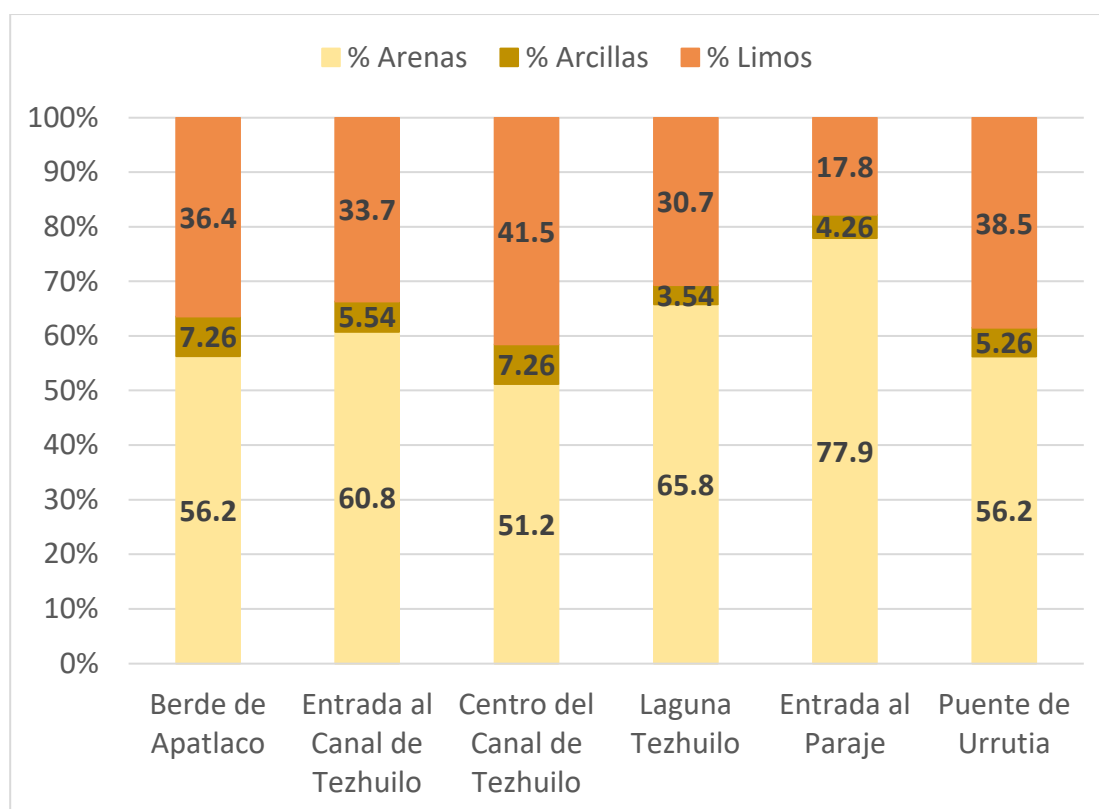


Figura 13. Textura del sedimento superficial en el Polígono Puente de Urrutia en la temporada de lluvias (junio 2021).

Nutrientes Totales e Inorgánicos

Para la determinación de nutrientes totales se tomó la decisión de eliminar las muestras del Centro Canal de Tezhuilo (Sitio 3) y Laguna de Tezhuilo (sitio 4) obtenidas durante la

temporada de secas debido a problemas en su almacenamiento, lo cual impidió su preservación en congelación y por ende la fiabilidad de los datos.

A pesar de lo anterior, los datos obtenidos durante los dos muestreos permitieron observar un comportamiento espacial y temporalmente heterogéneo en la concentración de nutrientes totales (Tabla 5), obteniéndose las mayores concentraciones para agua de fondo durante la época de secas, con valores que fluctuaron de 13 - 67 mg L⁻¹ para el nitrógeno total (NT), de 3 - 33.4 mg L⁻¹ para el fósforo total (PT) y de 126 - 192 mg L⁻¹ para el carbono orgánico total (COT), a diferencia de los obtenidos durante la temporada de lluvias, los cuales fueron de 2-21 mg L⁻¹, 0.2 - 6.2 mg L⁻¹ y 1 - 34 mg L⁻¹ para el NT, PT y COT respectivamente.

Además, la determinación de nutrientes totales en agua intersticial, la cual fue efectuada únicamente durante la temporada de secas para poder comparar las concentraciones entre el agua de fondo y el sedimento superficial. Estas mediciones mostraron valores de NT en los sedimentos superficiales hasta 5 veces mayores a los obtenidos para AF, los cuales fluctuaron entre 115 - 354 mg L⁻¹, mientras que no se registraron incrementos drásticos en las concentraciones de PT y COT.

Tabla 5. Nutrientes totales obtenidos durante la temporada de lluvias y secas en agua de fondo y sedimento superficial (1-cm de profundidad).

Sitio	Sustrato	Temporada de lluvias			Temporada de secas		
		NT	PT	COT	NT	PT	COT
Borde Canal de Apatlaco	AF	5	11	15	53	6.3	177
	SS	-	-	-	354	9.1	159
Entrada al Canal de	AF	2	1.6	13	13	7.2	144
	SS	-	-	-	238	4.4	155
Centro del Canal de	AF	2	3.1	34	N/A	N/A	N/A
	SS	-	-	-	287	6.6	193
Laguna de Tezhuilo	AF	3	6.2	29	N/A	N/A	N/A
	SS	-	-	-	256	1.4	106
Entrada Paraje	AF	21	2.5	6.3	51	33.4	192
	SS	-	-	-	128	2.1	156
Puente de Urrutia	AF	5	0.2	32	67	3	126
	SS	-	-	-	115	3.5	213

AF: Agua de fondo; SS: Agua intersticial; NT: Nitrógeno total; PT: Fósforo total y COT: Carbono orgánico total.

Con respecto a los nutrientes inorgánicos, en el agua de fondo las concentraciones de NH₄⁺ fluctuaron entre 1.15 - 10.9 mg l⁻¹ en la temporada de lluvias, siendo los sitios Borde

de Apatlaco, Laguna Tezhuilo, Entrada Paraje y Puente de Urrutia los que presentaron los valores más altos, mientras que los sitios Entrada al Canal de Tezhuilo y Centro Canal de Tezhuilo presentaron los más bajos (Tabla 6). Durante la temporada de secas el NH_4^+ presentó un incremento en sus concentraciones, las cuales oscilaron entre los 3.7 – 14.15 mg l^{-1} siendo los sitios cercanos a los asentamientos humanos los que registraron un incremento de más de 120% con respecto a la temporada de lluvias.

En el caso de los nitritos y nitratos, no se observaron diferencias entre ambas temporadas, aunque presentaron un comportamiento heterogéneo entre los sitios muestreados, fluctuando entre 0.06 – 0.39 mg l^{-1} en el caso del nitrito y 0.14 – 2.33 mg l^{-1} para el nitrato, ambos nutrientes registraron concentraciones relativamente mayores en los sitios Borde de Apatlaco (Sitio 1), Centro Canal de Tezhuilo (Sitio 3) y Laguna Tezhuilo (Sitio 4) durante ambas temporadas. Mientras que los ortofosfatos (PO_4^{3-}) estuvieron en un rango de 0.8 – 4.9 mg l^{-1} con máximos valores en el Borde de Apatlaco en ambas temporadas.

Tabla 6. Nutrientes inorgánicos obtenidos durante la temporada de lluvias y secas en agua de fondo y sedimento superficial (1-cm de profundidad).

Sitio	Sustrato	Temporada de lluvias				Temporada de secas			
		NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}
Borde	AF	6.24	0.29	1.99	4.9	14.15	0.09	0.27	4.1
Canal de	SS	15.1	0.9	2	-	7.8	12	3.9	82.8
Entrada al	AF	1.15	0.1	0.81	1.3	7.35	0.06	0.86	2.2
Canal de	SS	18.5	1.2	2	-	2.1	9	3	55.2
Centro del	AF	1.83	0.22	1.09	0.8	3.7	0.22	1.27	2.2
Canal de	SS	17.2	0.2	2	-	3.9	6	2.7	57.6
Laguna	AF	10.9	0.29	2.33	1	7.29	0.39	2.2	1.2
de	SS	10.4	0.3	2	-	2.7	6	2.4	33.6
Entrada	AF	8.1	0.16	0.98	2.1	8.28	0.08	0.46	1.9
Paraje	SS	16.8	1.6	1	-	8.4	9	4.5	45.6
Puente de	AF	9.8	0.16	0.14	1.9	5.25	0.19	0.58	1.6
Urrutia	SS	2.2	0.1	3	-	3	6	21	34.8

AF: Agua de fondo; SS: Agua intersticial NH_4^+ amonio; NO_2^- nitrito; NO_3^- nitrato y PO_4^{3-} ortofosfatos.

Al igual que en el agua de fondo, las determinaciones de nutrientes inorgánicos en el sedimento superficial mostraron gran variabilidad espacial y temporal. En el caso del amonio, las mayores concentraciones se registraron durante la temporada de lluvias, alcanzando valores de 10.4 – 18.5 mg l^{-1} , con excepción del sitio Puente de Urrutia, el cual obtuvo el valor más bajo de la temporada (Tabla 6). En el caso del nitrito y nitrato se observó un incremento en sus concentraciones durante la temporada de secas, oscilando entre 6 -

12 mg l⁻¹ y 2.1- 4.5 mg l⁻¹ respectivamente, mientras que las concentraciones de ortofosfatos (PO₄³⁻), las cuales únicamente fueron obtenidas durante la temporada de secas, mostraron valores 23 veces mayores a las obtenidas para agua de fondo en ambas temporadas (entre 33.3 y 82.8 mg l⁻¹).

Pigmentos Fotosintéticos

Las concentraciones de pigmentos fotosintéticos en las estaciones muestreadas variaron considerablemente (Tabla 7), registrando un incremento durante la temporada de secas para los cinco pigmentos determinados. La Clorofila a (*Chla*) presentó valores de 47.5 ± 64 mg m⁻³ en la temporada de lluvias y de 175.235 ± 113.2 mg m⁻³ durante la temporada de secas; la Clorofila b (*Chlb*) 2.9 ± 1.8 mg m⁻³ en lluvias y 30.1 ± 23.1 mg m⁻³ en secas; la Clorofila c (*Chlc*) 5.8 ± 5 mg m⁻³ en lluvias a 29.6 ± 20.1 mg m⁻³ en secas; Feopigmentos (Feo) de 20.8 ± 14 mg m⁻³ en lluvias y 170.8 ± 112 mg m⁻³ en secas y los Carotenoides (Caro) de 37.8 ± 49.3 mg m⁻³ en lluvias y 61.7 ± 39.9 mg m⁻³ en secas.

La *Chla* fue el pigmento predominante en la mayoría de los sitios, registrando sus mayores concentraciones en la Entrada del Canal de Tezhuilo, Borde de Apatlaco (ambos cercanos a asentamientos humanos) y en el Centro del Canal de Tezhuilo (Transición hacia el área de conservación), y presentó sus menores concentraciones en Puente de Urrutia (Relleno con aguas bombeadas del canal de Apatlaco) y Laguna Tezhuilo (Área de conservación) durante ambas temporadas del año. Este pigmento únicamente fue superado por la concentración de feopigmentos en el Centro del Canal de Tezhuilo durante la temporada de secas.

En cuanto a los feopigmentos, se presentaron en concentraciones elevadas, siendo sus concentraciones menores a la de *Chla*, pero superiores a la *Chlb*, *Chlc* y carotenoides durante ambas temporadas. Sus concentraciones incrementaron drásticamente durante la temporada de secas en los sitios Borde Apatlaco, Entrada del Canal de Tezhuilo, Centro canal de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo, alcanzando valores superiores a los 100 mg m⁻³.

Mientras que la *Chlb*, la *Chlc* y los Carotenoides mantuvieron concentraciones menores con respecto a los pigmentos dominantes.

Tabla 7. Pigmentos fotosintéticos obtenidos en agua de fondo y sedimento superficial durante la temporada de lluvias y secas.

Agua de fondo										
Sitio	Temporada de lluvias					Temporada de secas				
	Chla (mg/m ³)	Chlb (mg/m ³)	Chlc (mg/m ³)	Feo (mg/m ³)	Caro (mg·m ³)	Chla (mg/m ³)	Chlb (mg/m ³)	Chlc (mg/m ³)	Feo (mg/m ³)	Caro (mg·m ³)
Borde Canal de Apatlaco	99.7	4.0	10.0	18.6	39.6	153.8	32.5	25.4	140.3	61.7
Entrada al Canal de Centro del Canal de Laguna de Tezhuilo	112.9	4.1	14.1	48.9	47.8	307.5	54.4	59.3	292.4	107.0
Entrada Paraje Puente de Urrutia	25.4	5.2	4.2	20.5	6.0	315.9	61.2	50.3	322.0	105.3
	18.6	2.5	2.3	13.6	129.7	150.5	13.7	23.6	146.0	62.3
	18.7	1.5	2.7	15.6	-2.7	58.9	8.9	6.8	63.3	17.4
	9.7	0.3	1.9	7.9	6.7	64.8	10.1	12.5	61.0	16.3

Sedimento superficial										
Sitio	Temporada de lluvias					Temporada de secas				
	Chla (mg/m ³) _{PH}	Chlb (mg/m ³) _{PH}	Chlc (mg/m ³) _{PH}	Feo (mg/m ³) _{PH}	Caro (mg·m ³) _{PH}	Chla (mg/m ³) _{PH}	Chlb (mg/m ³) _{PH}	Chlc (mg/m ³) _{PH}	Feo (mg/m ³) _{PH}	Caro (mg·m ³) _{PH}
Borde Canal de Apatlaco	2642.8	2558.8	1444.7	4919.5	2526.7	11985.0	3373.5	3402.7	17176.3	17122.3
Entrada al Canal de Centro del Canal de Laguna de Tezhuilo	2221.3	1686.9	1653.3	4194.2	1952.2	30607.7	7415.5	9063.5	44764.5	12311.0
Entrada Paraje Puente de Urrutia	3195.4	2754.9	1507.0	5639.6	3179.7	12871.5	2761.5	2710.1	18469.3	14325.9
	4308.1	2685.3	3094.1	6364.9	5036.5	25382.3	5122.1	4348.9	40102.6	16539.6
	553.4	798.4	768.7	699.0	573.9	32556.7	5268.3	8347.1	48780.1	14894.2
	2687.8	405.8	1063.1	1766.0	1220.0	19702.6	4473.4	6492.2	29254.4	17624.1

Chla: clorofila a; Chlb: clorofila b; Chlc: clorofila C; Caro: carotenoides; Feo: feopigmentos y PH: peso húmedo.

Las concentraciones de Chla como pigmento fotosintético y de feopigmentos como producto de degradación de la clorofila correspondientes al fitobentos presentaron valores muy superiores a los obtenidos para el agua de fondo durante las temporadas de lluvias y secas. Las concentraciones alcanzaron valores 25 veces superiores durante la temporada de lluvias y presentaron un incremento de hasta 130 veces durante la temporada de secas. En el caso del sedimento superficial los feopigmentos mostraron predominancia con respecto a la Chla, con concentraciones de 699 – 6364.9 mg m⁻³ en peso húmedo durante la temporada de lluvias y de 17176.3 – 48700 mg m⁻³ (Peso húmedo) durante la temporada

de secas, mientras que la clorofila a obtuvo valores de 553 – 4308.1 mg m⁻³ (Peso húmedo) durante la temporada de lluvias y ascendió a rangos de 11985 – 32556 mg m⁻³ (Peso húmedo) durante la temporada de secas, siendo superados por los carotenoides en la Laguna de Tezhuilo durante la temporada de lluvias y en Borde de Apatlaco durante la temporada de secas (Tabla 7).

Tasas de Nitrificación Neta en Agua de Fondo y Sedimento Superficial

La actividad nitrificante en el agua de fondo fue mayor durante la temporada de lluvias (Figura 14). La tasa de nitrificación neta durante esta temporada presentó una mayor actividad en los sitios Borde de Apatlaco y Laguna Tezhuilo con valores de 9.52 mg N L⁻¹d⁻¹ y 6.90 mg N L⁻¹d⁻¹ respectivamente, mientras que en el sitio Puente de Urrutia se registró la menor actividad con una tasa neta de 1.30 mg N L⁻¹d⁻¹. En la temporada de secas se observó un descenso abrupto en la actividad nitrificante, durante este periodo las tasas de nitrificación neta se mantuvieron por debajo de 1 mg N L⁻¹d⁻¹, alcanzando valores negativos para los sitios Borde de Apatlaco y Puente de Urrutia.

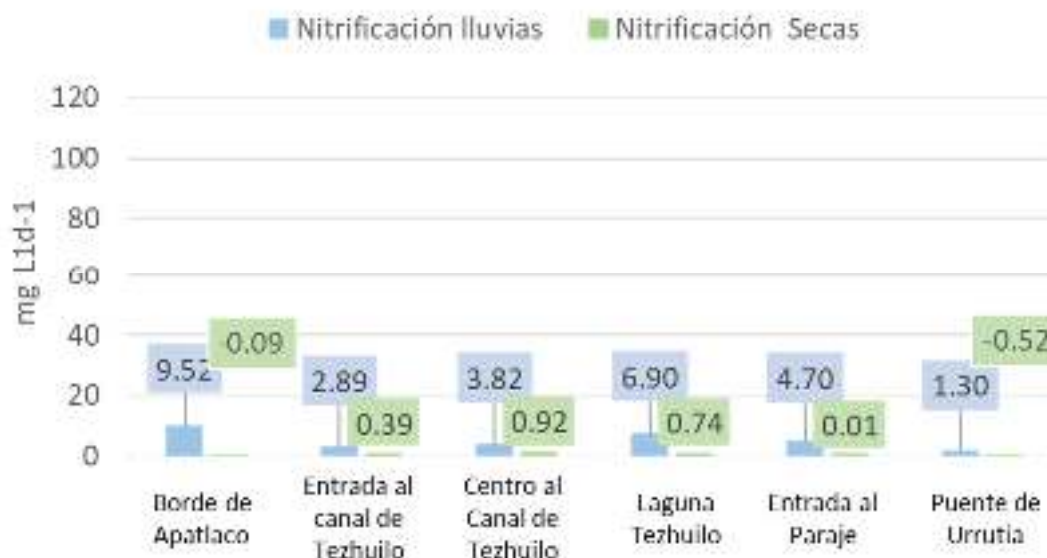


Figura 14. Tasas de nitrificación en el agua de fondo durante la temporada de lluvias (2021) y secas (2022).

En el caso del sedimento superficial (Figura 15) se observó un comportamiento inverso al registrado en el AF, con tasas de nitrificación bajas durante la temporada de lluvias, cuyos valores oscilaron entre los 9.59 mg N L⁻¹d⁻¹ en el sitio Puente de Urrutia, hasta 29.36 mg N

L⁻¹d⁻¹ en el sitio Centro Canal de Tezhuilo. Mientras que, en la temporada de secas las tasas de nitrificación registraron un incremento drástico, con valores menores en el sitio Borde de Apatlaco con una tasa neta de 14.42 mg N L⁻¹d⁻¹ y sus valores más altos en el sitio Puente de Urrutia, con valores que ascendieron hasta los 132.30 mg N L⁻¹d⁻¹.



Figura 15. Tasas de nitrificación en el sedimento superficial durante la temporada de lluvias (2021) y secas (2022).

Cabe destacar que las tasas de nitrificación obtenidas en el sedimento superficial fueron mayores a las registradas en el AF, alcanzando valores 3.3 veces mayores a los obtenidos durante la temporada de lluvias (16.47 ± 7.42 mg N L⁻¹d⁻¹), y valores hasta 235 veces superiores a los obtenidos en el agua de fondo (0.24 ± 0.54 mg N L⁻¹d⁻¹) durante la temporada de secas.

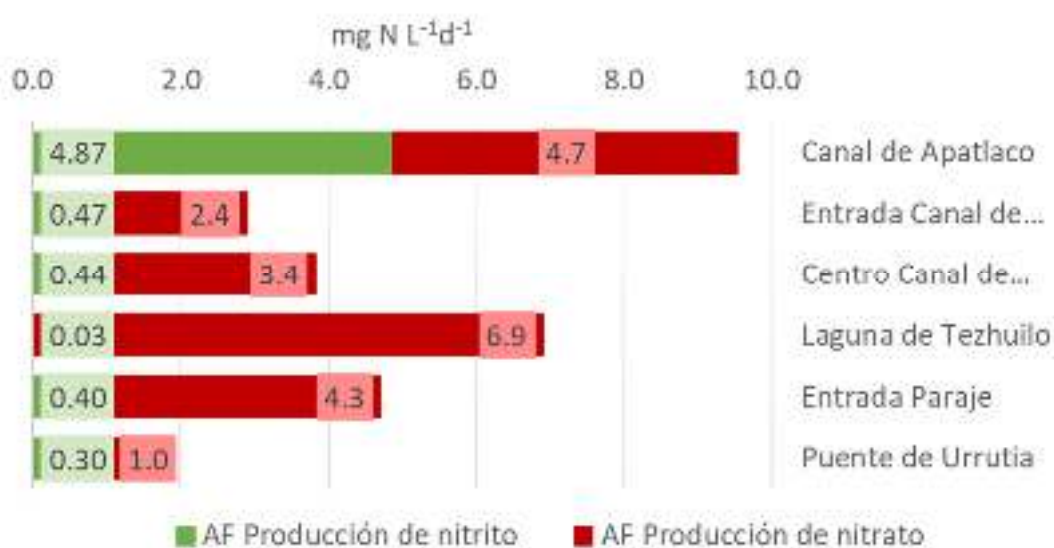
Producción de Nitritos y Nitratos en Agua de Fondo y Sedimento Superficial

La nitrificación obtenida en agua de fondo durante la temporada de lluvias estuvo representada principalmente por la nitratación (Figura 16), medida como la producción de nitrato en las incubaciones realizadas con alitiourea (ATU).

Durante esta temporada las mayores tasas de nitratación se registraron en el sitio Laguna de Tezhuilo (6.9 mg N L⁻¹d⁻¹) seguida del sitio Borde de Apatlaco (4.7 mg N L⁻¹d⁻¹) y Entrada al Paraje (4.3 mg N L⁻¹d⁻¹), mientras que la menor producción de nitrato se obtuvo

en el Puente de Urrutia con una tasa mínima de $0.03 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$. En el caso de la nitritación, determinada mediante la producción de nitritos durante las incubaciones con el inhibidor Clorato de sodio (NaClO_3) se presentó como proceso secundario con valores por debajo de $0.17 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$ para la mayoría de los sitios, con excepción del sitio Borde de Apatlaco donde se registró una tasa de nitritación de $4.87 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$, superando la producción de NO_3^- en este sitio.

Figura 16. Producción de nitrito (Nitritación) y producción de nitrato (Nitratación) en agua de fondo durante la temporada de lluvias (2021).



Durante la temporada de secas la nitritación se presentó como el proceso principal dentro del proceso de nitrificación, con tasas que fluctuaron de $0.03 - 0.6 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$, siendo los sitios Entrada Canal de Tezhuilo, Centro Canal de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo los que mayor producción de nitrito registraron (Figura 17). Mientras que la producción de nitratos disminuyó drásticamente, registrando un descenso en las concentraciones de NO_3^- en los sitios ubicados sobre el Canal de Apatlaco y presentando producción de NO_3^- únicamente en los sitios que se adentran al área de conservación (Figura 17).

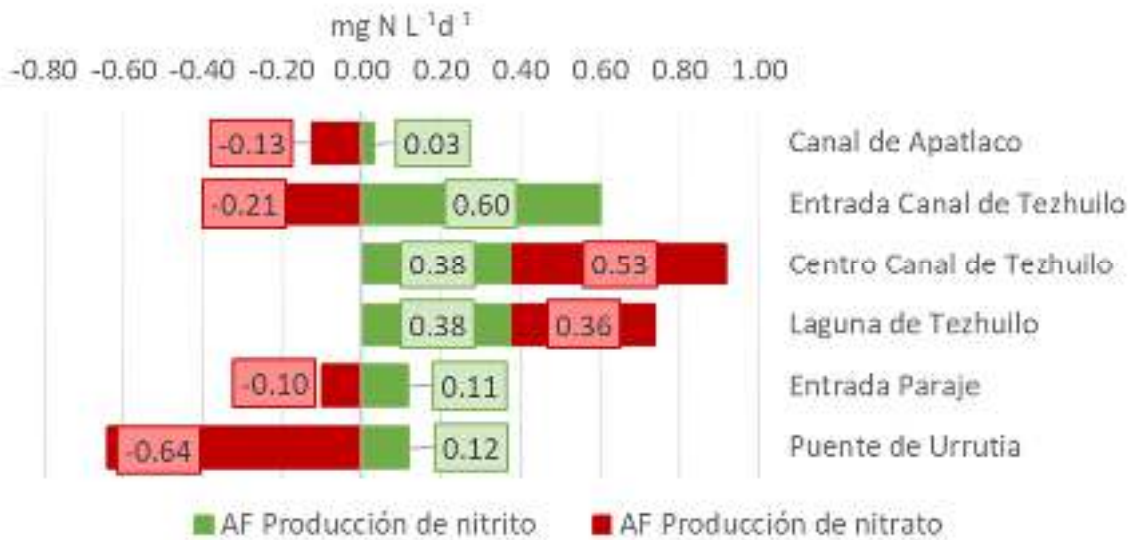


Figura 17. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitratación) en agua de fondo durante la temporada de secas (2022).

Los valores de las tasas de nitrificación total obtenida en el sedimento superficial y las de los procesos de nitritación y nitratación (Figura 15) obtuvieron un comportamiento inverso a lo observado en el agua de fondo. Durante la temporada de lluvias la nitritación fue el proceso que prevaleció con valores que fluctuaron de 7.81 mg N L⁻¹d⁻¹ en el sitio Borde de Apatlaco hasta 19.74 mg N L⁻¹d⁻¹ en la Entrada Paraje, mientras que la nitratación presentó valores negativos en la mayoría de los sitios, con excepción de Canal de Apatlaco (2.18 mg N L⁻¹d⁻¹), Laguna Tezhuilo (3.50 mg N L⁻¹d⁻¹) y Centro Canal de Tezhuilo (12.56 mg N L⁻¹d⁻¹).

Durante la temporada de secas el proceso de nitratación fue el proceso dominante con tasas que oscilaron de 21.22 mg N L⁻¹d⁻¹ en Canal de Apatlaco, hasta 79.9 mg N L⁻¹d⁻¹ en Puente de Urrutia, siendo esta última la mayor tasa de nitratación registrada durante los muestreos, mientras que la nitritación por su parte, presentó valores de tasas que oscilaron entre -6.8 mg N L⁻¹d⁻¹ en Borde de Apatlaco y 52.4 mg N L⁻¹d⁻¹ en Puente de Urrutia.

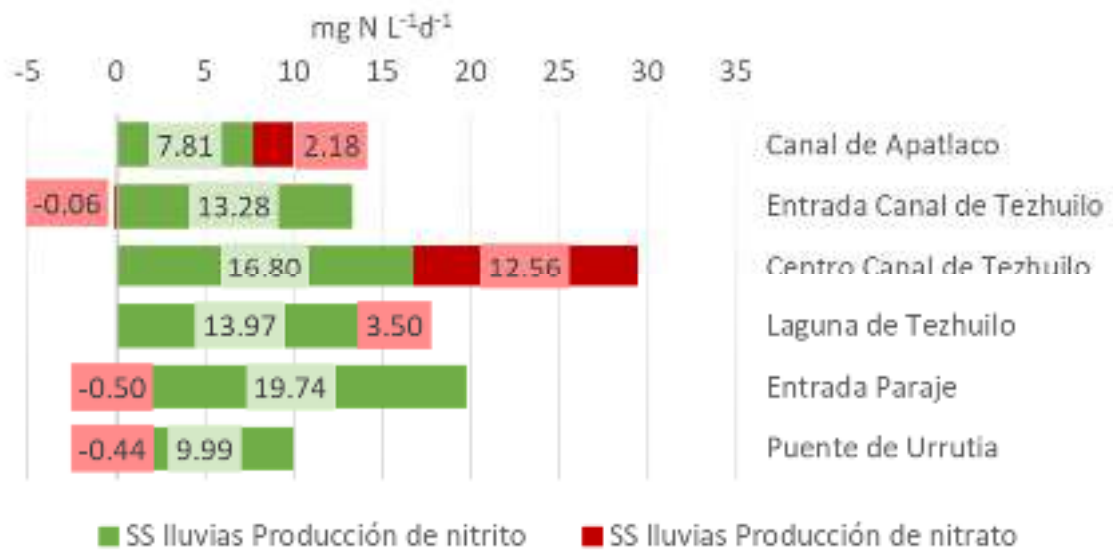


Figura 18. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitratación) en sedimento superficial durante la temporada de lluvias (2021)

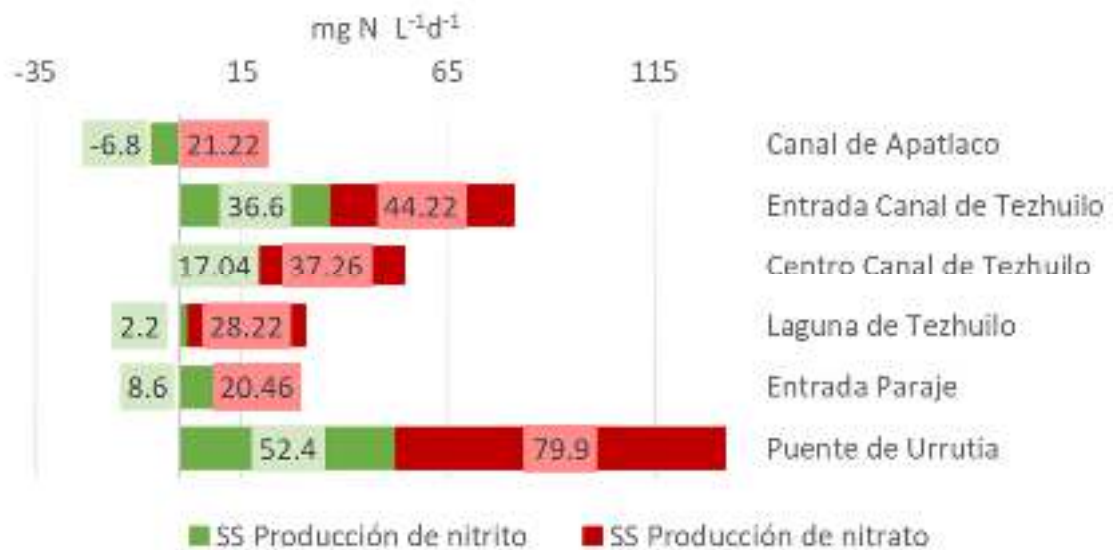


Figura 19. Producción de nitrito (nitritación) y producción de nitrato (nitratación) en sedimento superficial durante la temporada de secas (2022).

Discusión

Dentro de los ecosistemas de humedales la determinación del perfil físico-químico proporciona información clave sobre el estado de salud de sistema, aun cuando existe una gran heterogeneidad en los datos obtenidos, derivada de su gran complejidad. En las zonas

lacustres de Puente de Urrutia este perfil corresponde a un sistema acuático con un estado hipertrófico resultado de impacto de las actividades agropecuarias y habitacional; sin embargo, los resultados obtenidos han permitido identificar una dinámica espacial y temporal entre los sitios muestreados y las temporadas de muestreo.

pH

Entre los parámetros de importancia ecológica asociados directamente con los procesos bacterianos de nitrificación se encuentra el pH. Si bien este parámetro no presentó variaciones drásticas durante los muestreos, los valores obtenidos en esta investigación corresponden a un sistema con características de pH neutros a ligeramente ácidos (6.3 – 7.3), información que contrasta con lo descrito en algunos sitios como Entrada al Canal de Apatlaco o Laguna Tezhuilo, donde el pH presentó valores entre 7 – 8.8 (Ferrara-Guerrero et al., 2014; Lozada, 2014; Berdeja Nuñez, 2022). Este ligero cambio en el pH podría indicar una acidificación del sistema derivada de la recepción de lluvias ácidas, contaminantes orgánicos (Kirchman, 2012), aguas municipales o subsuperficiales usualmente con pH de (6.5 a 7.5) o la elevada actividad microbiológica debido a la eutrofización del sistema, entre los que destaca la acidificación por nitrificación parcial o total (Caro et al., 2017).

Con respecto a otros cuerpos de agua donde se ha analizado la actividad de microorganismos asociados al ciclo del nitrógeno, los valores de pH obtenidos en esta investigación se encuentran dentro de los intervalos descritos por Castro y González (2019), para humedales urbanos Colombianos (6.1 – 7.3), por Wang et al. (2016) para humedales eutrofizados en china (5.49 – 7.2), por Chanchala (2014) y Khoiyangbam y Chinganbam (2022) en humedales naturales eutrofizados en la India (6.54 – 7.92) y aquellos descritos para reservorios eutróficos (6-9) por Castro et al., (2015) en Colombia y en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales o con contaminación orgánica con valores de entre 6.19 a 8 (Pérez-Pelaez et al., 2011; Plaza de los Reyes et al., 2011; He et al., 2012; Leiva, 2016); pero ligeramente inferiores a los obtenidos para lagos eutróficos e hipertróficos en china (Chen et al., 2010; Hou et al., 2013; Yao et al., 2020) quienes reportaron valores de pH entre 7.41 – 9.42.

Temperatura

Otro parámetro de gran importancia en los sistemas de humedales es la temperatura del agua. La importancia de este parámetro radica en la influencia que tiene sobre la velocidad con la que se llevan a cabo reacciones mediadas por enzimas (Kirchman, 2012), registrando actividad de bacterias nitrificantes a temperaturas de 8 a 36 °C, con su óptimo entre los 30 y 36 grados (Espino Valdés, 2003).

En esta investigación se obtuvieron los valores más altos, superiores a los 21 °C, durante la temporada de lluvias (julio- agosto), mientras que durante la temporada de secas (febrero 2022) las temperaturas registradas no excedieron los 17.5 °C. Este cambio temporal de la temperatura resultó similar al comportamiento reportado en diversas investigaciones dentro del área de estudio (Ferrara-Guerrero et al., 2014; Abeja-Pineda et al., 2015; Lozada, 2014) quienes reportan las mayores temperaturas durante los meses de mayo a octubre (20 – 25 °C), y las temperaturas más bajas durante el periodo de diciembre a abril (15.59 – 18 °C). Estas variaciones de temperatura mostraron ser determinantes en estudios de actividades microbianas, como lo es la solubilidad del oxígeno, además de ser un factor fundamental en las actividades nitrificantes.

Porcentaje de Oxígeno Disuelto en Agua de Fondo

El porcentaje de Oxígeno Disuelto (OD %) presentó valores correspondientes a sistemas subóxicos / anóxicos tanto en la temporada de lluvias (2021) como en la temporada de secas (2022). Estas condiciones subóxicas han sido reportadas para Lagunas hipertróficas (Chanchala, 2014), humedales construidos (Plaza de los Reyes et al., 2011; He et al., 2012; Leiva, 2016) aguas residuales (Torres-Bojorquez et al., 2017) y en general en sedimento superficial y agua de fondo donde la disponibilidad de OD alcanza límites detectables para electrodos normales (0.2 mg/L) (Bartosiewicz et al., 2021). Pero inferiores a los reportados en lagos eutróficos (Yao et al., 2016; Wu et al., 2019).

Este parámetro tuvo un comportamiento heterogéneo espacial y temporalmente, presentando sus valores más bajos durante la temporada de lluvias (3.8 a 15.4 % OD), presentando un incremento en las concentraciones durante la temporada de secas (7 – 61.6

%OD). Este comportamiento ha sido descrito con anterioridad en diferentes investigaciones dentro de la zona de estudio (Ferrara-Guerrero et al., 2014; Berdeja-Nuñez, 2022), obteniendo las menores concentraciones en los meses de mayo – agosto y mayores en los meses de noviembre a marzo (Abeja-Pineda et al., 2015), si bien, Berdeja Nuñez (2022) ha asociado la variación en el porcentaje de oxígeno disuelto con los cambios de temperatura debido a su influencia en la solubilidad de este elemento, otros reportes de investigación no encontraron ninguna asociación entre los dos parámetros. Castro-González & González (2019) y Leoni et al. (2018) sugieren que las fluctuaciones de temperatura se encuentran mas relacionadas con las tasas metabólicas bacterianas y a los periodos de crecimiento de los microorganismos, los cuales se incrementan en verano y disminuyen a finales de noviembre, disminuyendo así el consumo de OD en el sistema.

ORP en Agua de Fondo

Los valores de potencial óxido reducción (ORP) obtenidos corresponden a lo reportado para humedales naturales (-300 a 700 mV), específicamente en la fase subóxica cercana a los sedimentos <300 mV (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008), valores característico de sistemas contaminados con grandes concentraciones de materia orgánica y con un crecimiento excesivo de microorganismos que agotan el oxígeno durante los procesos de respiración y descomposición (Atlas & Bartha, 2002).

Los resultados de ORP mostraron una variación temporal relacionada con la concentración de OD, con valores de -30.3 a 32.1 en temporada de lluvias (menor concentración de OD en la columna de agua) y de -7 a 152 mV en la temporada de secas (mayor disponibilidad de OD registrada); este comportamiento temporal es semejante al reportado por Ferrara-Guerrero et al. (2014). Sin embargo, estos valores fueron ligeramente electronegativos, en comparación con lo reportado por Berdeja Núñez (2022) en un análisis de nueve años de seguimiento en los canales aledaños al Canal de Cuemanco en Xochimilco (76.03 a 290.6 mV); en humedales construidos con vegetación (59.3 a 72.3) y en humedales sin vegetación (57.9 a 79.5) para tratamiento de aguas (Pérez-Peláez et al., 2011), en el Lago eutrófico Donghu en China (Yao, 2020) con valores de 63 a 138 mV y sus

lagos aledaños (75.7 a 135 mV), además de valores reportados después del tratamiento en humedales construidos de flujo vertical subsuperficial (Leiva, 2016), con valores iniciales de -111.75 a -185 mV y finales de 44.40 a 158.99 mV.

pH en Sedimento Superficial

El pH en ecosistemas de humedales está relacionado directamente con la concentración de CO₂ en el sistema y la materia orgánica presente, siendo este parámetro uno de los principales factores que influyen en la abundancia, diversidad y estructura de las comunidades bacterianas en sedimentos superficiales, con intervalos óptimos descritos para bacterias nitrificantes de 7.5 a 8 dependiendo del organismo (Espino Valdés, 2003), la influencia de este parámetro en las comunidades bacterianas puede ser directo, imponiendo restricciones fisiológicas a los microorganismos con preferencias específicas o a la influencia que tiene este parámetro en la integración de nutrientes, solubilidad de cationes metálicos, y características del Carbón orgánico (Liu et al., 2015).

El pH en el sedimento superficial mantuvo valores que van de neutros a ligeramente básicos (6.7 – 8.4), contrastando con lo obtenido para agua de fondo. Siendo únicamente los sitios que se adentran al área de conservación los que presentaron valores menores a 7. Este intervalo corresponde a lo reportado para suelos hídricos con valores de 6.5 – 7.5 y zonas inundadas donde los valores varían de 7.0 – 10 (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008), de manera similar a lo reportado por Wu et al. (2019) en lagos eutrofizados (7.69 – 7.95), por (Zhang et al., 2018) en humedales estuarinos (7.29 – 7.32) y por D'Angelo & Reddy (1999) en sedimentos de humedales (5.45 – 7.49).

Materia Orgánica

Las concentraciones de MO mostraron poca variación entre las dos temporadas muestreadas, siendo ligeramente mayores durante la temporada de lluvias, con valores de 5.2 – 9.6 %CO, mientras que en la temporada de secas los valores se mantuvieron en un intervalo de 3.8 – 9.3 %CO, encontrándose por encima de lo reportado por (Ferrara-Guerrero et al., 2014) con valores de 2.86 – 4.26 para lluvias y de 1.45 – 2.40 en secas en la zona del Canal de Cuemanco. Especialmente las menores concentraciones de MO se obtuvieron en

aquellos sitios que se adentran al área de conservación, alcanzando valores de 5.2 - 6 %_{CO} y descendiendo a valores de 3.8 - 4.7 %_{CO} durante la temporada de secas.

Con respecto a otros sistemas, la concentración de MO presenta gran variabilidad, siendo inferior a lo reportado para humedales ribereños con valores de 18.86 a 33.34 (Xiong et al., 2015) y en lagos eutróficos con valores de 14.05 – 26.50 (Hou et al., 2013). Según Reddy et al. (2013), esta variabilidad se debe a que la MO en un sistema depende de las tasas de productividad y descomposición características de cada sistema, así como de la entrada y salida de nutrientes como el N y P. La alta concentración de MO en los sedimentos influye directamente en las tasas reproductivas de bacterias heterótrofas y la disminución de la capacidad auto depurativa de los sistemas, promoviendo actividades metabólicas relacionadas con la producción de compuestos de importancia ecológica como el metano y los óxidos nitrosos (Zhang et al., 2015).

Mientras que con el análisis de textura se identificó la prevalencia de arenas con rangos de 51.2 – 77.9%, seguida de limos (17.8 – 41.5%) y finalmente de arcillas (3.54 – 7.36%), lo anterior concuerda con lo reportado por (Ferrara-Guerrero et al., 2014), quienes reportaron la misma textura de los sedimentos con gran heterogeneidad entre los sitios y temporadas muestreadas. La presencia de gran contenido de arenas ha sido relacionada con cambios importantes en la estructura de las comunidades bacterianas, promoviendo una mayor riqueza y diversidad de especies debido a que el tipo de textura proporciona microespacios en el material poroso y facilita el acceso y obtención de nutrientes los cuales en sedimentos con partículas de menor tamaño suelen desprenderse y lixiviarse con facilidad (Zheng et al., 2014).

Nitrógeno, Fósforo y Carbono Totales

Las concentraciones de N, P y C totales mostraron una gran variación temporal y espacial, con valores que oscilaron entre 2 - 67 mg L⁻¹ para el NT, 0.2 - 33.4 para el PT y 1 - 192 mg L⁻¹ para el COT, estos valores fueron mayores durante la temporada de secas, valores que incluso excedieron los límites permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996, los cuales son de 35 mg L⁻¹, 53 mg L⁻¹ y 21 mg L⁻¹ para valores instantáneos de NT, PT y COT

respectivamente. Este incremento durante la temporada de secas ha sido descrito para la zona con anterioridad por Abeja-Pineda et al. (2015) quienes reportaron un incremento de 48% en el NT y cerca de un 27% para el PT.

De igual manera los valores obtenidos contrastan con los reportados en diferentes sistemas acuáticos (Tabla 8), siendo superiores a lo reportado para lagos someros eutrofizados por Chen et al. (2010), para humedales de agua dulce por Khoiyangbam y Chinganbam (2022), para una laguna hipertrófica por Chanchala (2014), en humedales urbanos reportado por Castro y Gonzales (2019), pero inferiores a lo descrito para sistemas artificiales como humedales de tratamiento de aguas residuales, descrito por Kjellin et al. (2007). Además de ser inferiores en contenido de NT para lo descrito en aguas residuales y en influentes de tratamientos de aguas reportado por Torres-Bojorges et al., (2017) y Leiva (2016).

Tabla 8. Valores de nutrientes totales presentes en diversos sistemas acuáticos donde se ha estudiado la actividad bacteriana asociada al ciclo del N.

Nutrientes totales				
Sistema Naturales	NT mg L⁻¹	PT mg L⁻¹	COT mg L⁻¹	Citas
Humedal Xochimilco	2 – 21 _s 13 – 67	0.2 – 6.2 _s 3 – 33.4	1 – 34 _s 126 – 192	Investigación actual
Humedal Xochimilco	28.5 _s 55	7.47 _s 10.36	-	(Abeja-Pineda et al., 2015)
Lagos someros	0.16 – 6.72	0.030 – 1.09	-	(Chen et al., 2010)
Laguna hipertrófica	3.35 – 4.42	0.15 – 0.24	-	(Chanchala, 2014)
Humedal Urbano	0.43 – 17.06	-	14.5 - 58	(Castro-González & González, 2019)
Humedal de agua dulce	0.56 _s 1.20	3.06 _s 5.78	2.93 _s 5.05	(Khoiyangbam & Chinganbam, 2022)
Sistemas artificiales	NT mg L⁻¹	PT mg L⁻¹	COT mg L⁻¹	Citas

Humedales de tratamiento	4.9 8.0	-	4.0 – 6.5	(Kjellin et al., 2007)
Aguas residuales	100 -137	8.1 - 12.4	-	(Torres-Bojorges et al., 2017)
Influentes en tratamiento	77.33 – 87.9	9.45 – 13.30	20.73 – 24.72	(Leiva, 2016)

II: temporada de lluvias y s temporada de secas para aquellas investigaciones donde se muestrearon diversas temporadas.

Nutrientes Inorgánicos

En cuanto a las concentraciones de los nutrientes inorgánicos el amonio mostró una mayor heterogeneidad espacial y temporal. Durante la temporada de lluvias la concentración de amonio fue mayor en los sitios cercanos a la zona de conservación, en la de alta actividad agrícola de entrada al Paraje y en el vertimiento de la bomba ubicado en Puente de Urrutia. Durante la temporada de secas se registró un incremento en la concentración de amonio en las zonas cercanas a los asentamientos humanos y actividades agrícolas, superando los valores obtenidos para la zona de conservación y Puente de Urrutia.

Por otro lado, en el caso de los nitritos, nitratos y ortofosfatos la variación espacial y temporal fue menor, pudiendo ser que las variaciones registradas para el amonio son potencialmente derivadas de un mayor uso de fertilizantes amoniacales (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008) y que las concentraciones de los demás nutrientes dependen principalmente de la capacidad del sistema para procesar el amonio a través de la nitrificación (Wu et al., 2019) y del ingreso de nutrientes derivados de los vertimientos directos de aguas residuales, contaminantes y del uso del suelo que predomine en las temporadas muestreadas (Abeja-Pineda et al., 2015).

En ambas temporadas las concentraciones excedieron lo establecido en la NOM 127 SSA1 2021, que marca como límites permisibles 0.50, 0.05 y 0.10 mg L⁻¹ para el amonio, nitrito y nitrato respectivamente. Estas concentraciones promueven los tres principales problemas ambientales relacionados a compuestos nitrogenados: la acidificación de los

sistemas, la eutrofización cultural y la presencia de estos compuestos en concentraciones consideradas tóxicas para los organismos acuáticos y los seres humanos (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013). En el caso del amonio, la atención se enfoca en el daño potencial de las estructuras respiratorias de los organismos acuáticos y la alteración de su actividad osmoreguladora, siendo los organismos de aguas dulces más propensos a sufrir estas respuestas (Camargo & Alonso, 2007; Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

En el caso del NO_2^- su importancia ecológica radica en su capacidad para alternar entre el ion NO_2^- y el ácido nitroso (HNO_2), fomentando la acidificación de los sistemas, además de tener efectos potenciales sobre las respuestas inmunológicas, conversión de pigmentos respiratorios y alteración de los ciclos reproductivos de las especies acuáticas (Camargo & Alonso, 2007; Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013), mientras que para el NO_3^- la preocupación principal es su uso como nutriente promotor de la eutrofización.

El amonio presentó concentraciones superiores a las reportadas anteriormente en algunos sitios adyacentes a la zona de (Tabla 9), aunque con patrones de comportamiento similares entre las temporadas muestreadas (Ferrara et al., 2014; Abeja-Pineda et al., 2015), además de ser superiores a lo reportado en lagos someros (Chen et al., 2018), lagunas hipertróficas (Chanchala, 2014), Humedales Urbanos (Castro-González & González, 2019) y semejantes a las reportadas en humedales de agua dulces en India (Khoiyangbam & Chingangbam, 2022).

En cuanto a sistemas artificiales el amonio fue superior a lo descrito para algunos humedales de tratamiento de aguas residuales (Kjellin et al., 2007), pero inferiores a lo reportado en aguas residuales (Torres-Bojorges et al., 2017), influentes de tratamiento (Leiva, 2016) y humedales construidos con y sin vegetación (Pérez-Peláez et al 2011).

En el caso de los nitritos se encontraron valores semejantes a los reportados en zonas cercanas al área de estudio (Ferrara et al., 2014; Abeja-Pineda, 2015) y en influentes de tratamiento de aguas y muy superiores a los reportados en lagunas hipertróficas por Chanchala (2014). Mientras que para el nitrato las concentraciones fueron semejantes a las reportadas en los estudios analizados en sistemas acuáticos. Los ortofosfatos registraron

valores inferiores a los descritos con anterioridad para la zona de estudio (Ferrara et al., 2014), semejantes a lagunas hipertróficas (Chanchala, 2014) y muy superiores a lo descrito para humedales urbanos (Castro-González & González, 2019).

En el sedimento superficial tanto las concentraciones de los nutrientes totales como la de los nutrientes inorgánicos obtuvieron valores muy por encima a los registrados en el agua de fondo. Además, los nutrientes totales, que fueron analizados únicamente para la temporada de secas, permitieron comparar las concentraciones entre el agua de fondo y el sedimento superficial.

Tabla 9. Nutrientes inorgánicos amonio, nitrito, nitrato y ortofosfatos en sistemas acuáticos naturales y artificiales

Nutrientes inorgánicos					
Sistema Naturales	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	PO ₄ ³ mg L ⁻¹	Citas
Humedal Xochimilco	1.15 – 10.9 _{SC} / 3.7 – 14.15 _{LL}	0.06 – 0.39	0.14 – 2.33	0.8 – 4.9	Investigación actual
Humedal Xochimilco	0.62 _{LL} / 0.83 _{SC}	0.066 _{LL} / 0.052 _{SC}	3.65 _{LL} / 1.75 _{SC}	5.48 _{LL} / 6.42 _{SC}	(Abeja-Pineda et al., 2015)
Lagos someros	0.147 – 0.908	0.011 – 0.086	-	-	(Chen et al., 2010)
Humedal de Xochimilco	0.0323 _{LL} – 0.0045 _S	0.165 – 0.41	1.25 – 0.7	25.43 – 9.5	(Ferrara-Guerrero et al., 2014)
Laguna hipertrófica	1.56 – 2.52	0.0080 – 0.018	0.94 – 2.89	0.07 – 0.26	(Chanchala, 2014)
Humedal Urbano	<0.2 _S – 0.37 _{LL}	-	<1.5 _S – 0.99 _{II}	< 0.12 _{S-II}	(Castro-González & González, 2019)
Humedal de agua dulce	14.29 _{SC} / 16.24 _{LL}	-	0.35 _{SC} / 0.78 _{LL}	-	(Khoiyangbam & Chingangbam, 2022)
Sistemas artificiales	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	PO ₄ ³ mg L ⁻¹	Citas

Humedales de tratamiento	1.0 – 3.3	-	0.1 – 16.1		(Kjellin et al., 2007)
Aguas residuales	89.8 -125.5	-	4.3 – 4.7		(Torres-Bojorges et al., 2017)
Influentes en tratamiento	62.44 – 74.71	0.08 – 0.20	0.04 – 0.199	9.06 – 12.90	(Leiva, 2016)
Humedales construidos	29.0 – 31.0	-	0.001 – 0.008	-	(Pérez-Peláez et al., 2011)

II: temporada de lluvias y s temporada de secas para aquellas investigaciones donde se muestrearon diversas temporadas.

Los valores obtenidos en los sedimentos superficiales fueron 5 veces mayores a los obtenidos en agua de fondo en el caso del NT los cuales fluctuaron entre 115–354 mg L⁻¹, comportamiento reportado en lagunas hipertróficas por Chanchala (2014) quien reportó concentraciones de hasta 1000 veces superiores a los obtenidos en agua de fondo.

De igual manera, el aumento registrado en las concentraciones de amonio, los nitritos y los nitratos corresponden al comportamiento reportado por Castro y Gonzales (2019) en humedales urbanos, con un incremento de las concentraciones de más de 40 veces a las concentraciones obtenidas en agua de fondo. Esto resalta la importancia de los sedimentos en la capacidad de los humedales para actuar como sumideros de compuestos reducidos (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008), así como su importante papel en la nutrición de la columna de agua al ser susceptible a procesos de resuspensión y posterior solubilización (Chanchala, 2014).

Relación de las variables físico-químicas con las tasas de nitrificación en la temporada de lluvias

El análisis estadístico de correspondencia canónica, que relacionó la actividad nitrificante con las variables físico-químicas de cada sitio durante la temporada de lluvias (Figura 20), logró representar entre sus ejes X y Y hasta un 92% de la variabilidad de los parámetros.

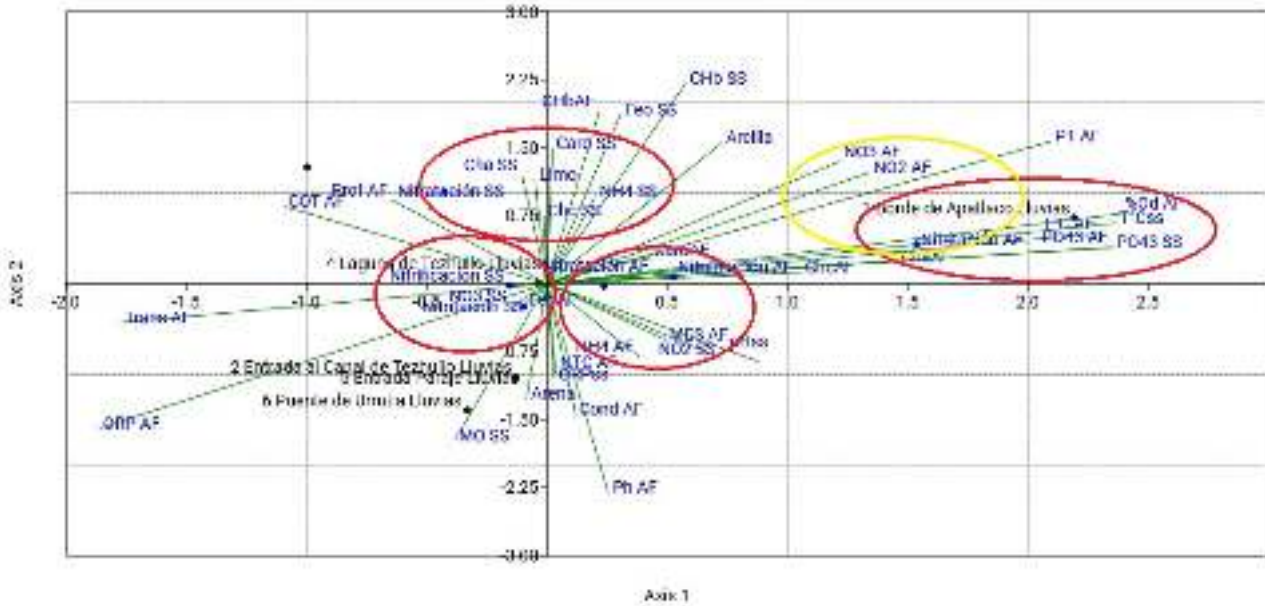


Figura 20. Análisis de Correspondencia Canónica del perfil físico-químico y tasas de nitrificación durante la temporada de lluvias (julio 2021).

Se observó que en la tasa de nitrificación en el agua de fondo el proceso de nitritación se presentó como la actividad limitante, este comportamiento ha sido adjudicado por Kirchman (2012) a su poca distribución entre especies, a su alto requerimiento de O_2 y a sus bajas tasas metabólicas. La nitritación mostró estar asociada con el %OD, la temperatura, la $Chla$ y nutrientes como NO_2^- , NO_3^- y PT y Ortofosfatos.

Las altas tasas de nitritación mostraron una asociación con los valores elevados del %OD, como se ha descrito para la misma zona de estudio (Ferrara-Guerrero et al., 2014) y en humedales de agua dulce en la India (Khoiyangbam & Chingangbam, 2022). La influencia del oxígeno deriva del alto requerimiento que tiene esta actividad fisiológica de oxidación del amonio para ser efectuada con normalidad (cerca a 1.7 mg/L de OD).

No tener las condiciones de oxigenación necesarias tiene implicaciones ecológicas de gran importancia en los ecosistemas acuáticos, ya que cuando la concentración de oxígeno presenta valores menores de 1.4 mg L^{-1} los organismos nitrificantes no pueden efectuar el proceso de nitrificación de manera completa, lo cual ocasiona la acumulación de hasta el 75% del NO_2^- producido. Por otro lado, cuando el oxígeno desciende por debajo de 0.5 mg

L⁻¹ dichos organismos tienden a producir N₂O, compuesto que se libera a la atmósfera por difusión y es considerado como uno de los principales gases de efecto invernadero (Thakur & Medhi, 2019).

En cuanto a la temperatura, se observó que las mayores tasas de nitratación se obtuvieron en la temporada y los sitios que presentaron temperaturas más elevadas, concordando con lo mencionado por Ferrara-Guerrero et al. (2014) donde la mayor actividad nitrificante se obtuvo durante las temporadas cálidas. Esto explica junto con el OD, la mayor parte de la variabilidad en la actividad bacteriana general (Auguet et al., 2011), principalmente por su influencia sobre el metabolismo bacteriano (Khoiyangbam & Chingangbam, 2022). Considerando que la temperatura del sistema tiene influencia no solo sobre las comunidades nitrificantes, sino también sobre las comunidades desnitrificantes y las oxidadoras anaeróbicas del amonio (anammox), modificando directamente el cambio en las concentraciones de los iones NO₂⁻ y NO₃⁻ de acuerdo con lo señalado por Wu et al. (2014)

Además, en nuestros resultados se observó una relación entre las tasas de nitrificación más elevadas y los mayores valores en las concentraciones de PT, PO₄³⁻ y *Chl**a*. La relación con el PT y los PO₄³⁻ se debe a su papel como nutrientes limitantes en sistemas acuáticos, ya que grandes cantidades de estos nutrientes promueven el incremento de las comunidades fitoplanctónicas cuando se incrementa su disponibilidad (Ramírez & González, 2012). De igual manera, el bajo contenido de ortofosfatos en el AF de algunos sitios de muestreo, como la Entrada al Canal de Tezhuilo podría explicarse por su deposición hacia el sedimento como consecuencia de su consumo por parte del fitoplancton y posterior sedimentación (Montalvo et al., 2010).

Por otra parte, la *Chl**a* ha mostrado una relación con las tasas nitrificantes en diversas investigaciones que relacionan los florecimientos algales en aguas eutróficas y las tasas de nitrificación (Hou et al., 2013; Bollmann et al., 2014). Esta interacción entre el fitoplancton y las bacterias nitrificantes es considerada como una de las asociaciones Inter organismo más importantes de los sistemas acuáticos ya que influye directamente en los ciclos

biogeoquímicos de elementos como el C, P y N (Seymour et al., 2017). Smith et al. (2014) indicó que el espectro de interacción va desde la simbiosis, intercambiando nutrientes, hasta la competencia por recursos, especialmente el NH_4^+ . Esta relación se explica con el modelo Michaelis-Menten que asocia la disponibilidad del NH_4^+ con la abundancia de fitoplancton, explicando que, en caso de existir disponibilidad de nutrientes el consumo será efectuado inicialmente por el fitoplancton y el remanente quedará disponible para las comunidades nitrificantes.

Por otro lado, se observó que la nitratación se relaciona directamente con la tasa de nitrificación, lo anterior debido a que fue el proceso dominante, ya que los valores registrados fueron en promedio 3.5 veces más altos que los de la nitritación.

Ambos procesos se asociaron directamente con la concentración de nutrientes (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) así como con la disponibilidad del NT. Este comportamiento ha sido descrito con anterioridad en algunos sitios del área de estudio, así como en sitios adyacentes, asociando directamente a las tasas de nitrificación con la concentración de NH_4^+ (Ferrara-Guerrero et al., 2014). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Khoiyangbam & Chinganbam (2022), quienes observaron que las comunidades nitrificantes se incrementan en sitios donde el nitrógeno tiende a incorporarse en mayor medida.

Por último, la nitrificación en AF se asoció positivamente con las altas concentraciones del material en suspensión (MES); Chen et al. (2010) explican que esta asociación se debe a que la el MES no solo proporciona nutrientes a los organismos nitrificantes cuando los materiales suspendidos se incorpora por resuspensión del sedimento o lixiviación, sino que también incrementa el tiempo de residencia de esos organismos en la columna de agua y los protege de los factores externos.

En el sedimento superficial, las tasas de nitrificación fueron superiores a las obtenidas en agua de fondo, este comportamiento ha sido descrito para algunos sitios del área de estudio y canales aledaños (Ferrara-Guerrero et al., 2014) quienes reportaron tasas hasta 10 veces superiores a las obtenidas en agua de fondo. Wu et al., (2014) indicaron que en

agua de fondo tanto el exceso de N como la acidez disminuyen la actividad nitrificante, pero en sedimentos básicos la actividad nitrificante se mantiene a pesar del exceso de N.

El proceso limitante de las tasas de nitrificación en sedimento superficial fue la nitratación, comportamiento inverso al observado en el agua de fondo. En este caso la nitratación se asoció directamente a la concentración de los pigmentos fotosintéticos (Chl α , Chl c y Carotenoides), al porcentaje de Limos y en menor medida al contenido de arcillas.

La relación con los limos y las arcillas ha sido reportada anteriormente en algunos sitios del área de estudio y canales aledaños, indicando que los limos y arcillas tienen la capacidad de retener carbono orgánico, nutrientes (Calva et al., 2009) y oxígeno, elementos indispensables para los procesos de nitrificación (Bolguer, 1995 en Ferrara-Guerrero et al., 2014). Mientras que la asociación con los pigmentos se explica por la relación Inter organismos mencionada anteriormente, donde el fitoplancton y las bacterias pueden actuar simbióticamente o actuar por competencia por nutrientes (Smith et al., 2014).

De igual manera se observó una relación con concentraciones elevadas de nutrientes, especialmente NT y NH $_4^+$. Si bien la nitrificación es mayor conforme incrementan las concentraciones de NH $_4^+$, las concentraciones elevadas disminuyen la velocidad con la que la nitratación se efectúa (Chen et al., 2010) convirtiéndolo en el proceso limitante.

La nitrificación por su parte, se asoció directamente con las tasas de nitrificación al ser el proceso dominante, además de asociarse con la concentración de NO $_2^-$ y NO $_3^-$ al ser la oxidación del NH $_4^+$ responsable en parte de proveer a las bacterias oxidadoras del nitrato del sustrato, esta asociación se refuerza al obtenerse acumulación de NO $_2^-$ en aquellos sitios donde la nitratación fue mínima (Sitio Entrada al Canal de Tezhuilo y Entrada al Paraje) y obteniendo menores valores de NO $_2^-$ cuando la nitratación fueron mayores (Sitio Borde de Apatlaco y Centro del Canal de Tezhuilo). Es importante mencionar que las elevadas tasas de nitrificación, la baja producción de NO $_3^-$ e incluso los valores negativos en la tasa de nitratación en algunos sitios sugiere la presencia de oxidación anaeróbica del NH $_4^+$ y la reducción desasimilatoria del NO $_3^-$ por parte de organismos anammox y desnitrificantes presentes en el sedimento superficial (Castro-González & González, 2019).

Análisis de Correspondencia Canónica en temporada de secas

En el ACC en la temporada de secas se observaron relaciones diferentes con respecto a la temporada de lluvias (Figura 21), logrando representar entre sus ejes X y Y hasta 99.24% de la variación entre los procesos y los parámetros.

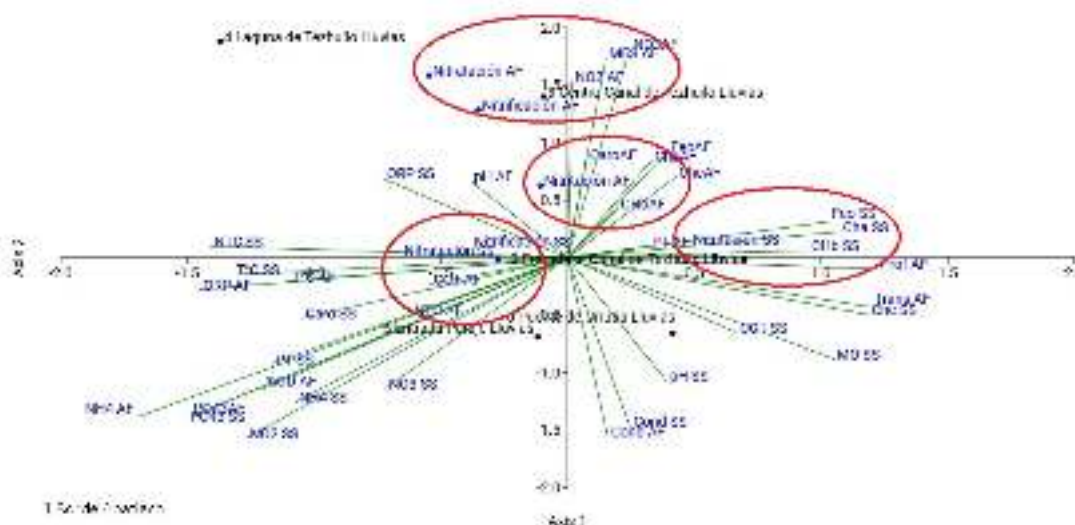


Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica del perfil fisicoquímico y tasas de nitrificación durante la temporada de secas (febrero 2022).

En el agua de fondo la actividad nitrificante presentó valores menores a los obtenidos durante la temporada de lluvias, siendo la nitrificación la actividad que presentó tasas con valores más elevados y la nitratación el proceso donde se observó la disminución drástica en sus tasas. El descenso en las tasas de nitrificación durante la temporada de secas podría estar relacionada con el incremento en las concentraciones del NH_4^+ , al mostrar una asociación inversa, debido a que su incremento drástico en esta temporada produjo la inhibición de la nitrificación (Wu et al., 2014), en los sitios que presentaron mayor concentración de estos nutrientes (Borde de Apatlaco, Entrada al Canal de Tezhuilo, Entrada al Paraje y Puente de Urrutia).

Otra relación que se arrojó en el análisis de correspondencia canónica fue entre la nitrificación y los pigmentos fotosintéticos, los cuales al igual que los nutrientes totales incrementaron drásticamente.

Si bien el fitoplancton suele asociarse a las comunidades nitrificantes al mediar cambios en la disponibilidad de nutrientes (Seymour et al., 2017) el incremento en las concentraciones de feopigmentos, las cuales superaron en casi todos los sitios a los valores obtenidos para $Chl\alpha$, nos indican que gran parte de esta clorofila se encuentra degradada (Bravo-Inclán & Tomasini-Ortiz, 2017), condición en la que la relación obtenida podría ser debida a que la descomposición de las comunidades fitoplanctónicas promueve la actividad nitrificante al incrementar la disponibilidad de nutrientes, en especial carbono y nitrógeno, así como del material lábil aun cuando el sistema presenta limitaciones en O_2 (Jiang et al., 2020).

Por otro lado, tanto las tasas de nitrificación neta como de la nitratación se asociaron con las altas concentraciones de MES y las variaciones del NO_2^- y NO_3^- .

La relación con el MES se puede explicar por la protección que brinda las partículas suspendidas a las comunidades nitrificantes, especialmente contra factores externos (Chen et al., 2010) como el exceso de NH_4^+ , así como a la incorporación de comunidades nitrificantes activas provenientes del sedimento superficial (Damashek et al., 2016). Mientras que la relación con las variaciones de NO_2^- y NO_3^- muestran una dinámica directamente proporcional, presentando mayores valores de nutrientes donde mayores tasas de nitrificación se presentaron, Auguet et al. (2011) indican que esta relación se debe a que ambos nutrientes son el producto de las actividades que componen la nitrificación, la oxidación del amonio (produciendo NO_2^-) y la oxidación del nitrito (produciendo NO_3^-).

Los resultados negativos en las tasas de nitratación registrado en cuatro de los sitios del polígono de estudio (Borde Canal de Apatlaco, Entrada al canal de Tezhuilo, Entrada Paraje y Puente de Urrutia) podrían indicar por un lado la inhibición del proceso de nitratación derivado de la presencia de compuestos como el zinc (Zn), plomo (Pb) y cadmio (Cd), cuya presencia ha sido reportada en diversas investigaciones en la zona chinampera de Xochimilco y aledañas a la zona de estudio (Abeja-Pineda, 2011; Bojórquez Castro et al., 2017), así como un posible consumo del NO_3^- por parte de comunidades desnitrificantes y limitación de NO_2^- por consumo durante el proceso anammox, si bien en esta investigación

no se realizaron experimentos para comprobar la cantidad de NO_2^- o NO_3^- consumidos, los valores negativos en las tasas de nitrificación o nitratación han sido relacionados con actividad desnitrificante o anammox en sistemas donde el O_2 disuelto se ha consumido en su totalidad (Neubacher et al., 2013) e incluso en aquellos sistemas en los que existe una resuspensión del sedimento superficial de manera constante, lo cual genera la incorporación de comunidades desnitrificantes y anammox a la columna de agua y la adaptación de estos organismos a la presencia de O_2 (Gao et al., 2010), utilizando los NO_2^- y NO_3^- producidos para efectuar sus procesos metabólicos.

En el caso del sedimento superficial en temporada de secas, se registró un incremento de la actividad nitrificante, superando hasta en 2.89 veces a los valores reportados durante la temporada de lluvias. Además, se pudo observar un comportamiento similar al obtenido durante la temporada de lluvias, con tasas de nitrificación superiores a las obtenidas en agua de fondo, fenómeno reportado en algunos sitios adyacentes al área de estudio (Ferrara-Guerrero et al., 2014). En esta temporada el proceso limitante fue la nitrificación, proceso asociado estrechamente a la concentración de PT, COT, pigmentos fotosintéticos (*Chl α* y *Chl β*) y feopigmentos. se registró un incremento de 2.89 veces en la tasa de nitrificación con un comportamiento semejante a lo obtenido en la temporada de lluvias, 2.89 veces más elevada a la obtenida durante la temporada de lluvias e incluso con tasas de nitrificación superiores a los obtenidos en agua de fondo,

El incremento de nutrientes ha sido relacionado directamente a las actividades humanas presentes en la zona lacustre de Xochimilco (Ferrara-Guerrero et al., 2014; Bojórquez-Castro et al., 2017; Berdeja Nuñez, 2022) sobre todo siguiendo los patrones de las temporadas de cultivo. Mientras que el incremento en los pigmentos fotosintéticos y las proporciones de *Chl α* y feopigmentos observados, nos indican una degradación e inactividad de los mismos; Chen et al. (2018) mencionaron que en sitios con grandes concentraciones de microalgas, dichos organismos se depositan en los sedimentos superficiales, donde las microalgas que mueran aportarán grandes cantidades de COT al medio y aquellas que toleran las condiciones cercanas a los sedimentos secretan formas

hidrofílicas de COD, nutrientes nitrogenados y O₂, promoviendo los procesos asociados al ciclo del N.

Por su parte la nitratación fue el proceso que se llevó a cabo a tasas más elevadas, asociándose directamente con la nitrificación neta y ambos procesos mostraron una asociación inversa a las concentraciones de NH₄⁺. Como lo mencionan Chen et al. (2010) en el sedimento superficial el amonio decrece rápidamente, eliminando así la capacidad inhibitoria del NH₄⁺ sobre las tasas de nitrificación.

Conclusiones

Los resultados obtenidos durante esta investigación reflejan que los parámetros físicos, químicos y biológicos presentan una heterogeneidad espacial y temporal en la zona de estudio; si bien la actividad nitrificante es dependiente de los requerimientos fisicoquímicos de los organismos, el impacto de las actividades antrópicas, en especial la presencia de los asentamientos humanos y los regímenes de cultivo que se manejan en la zona moldean el comportamiento de las comunidades nitrificantes, pudiendo modificar completamente la dinámica según la variación que presentan estas actividades en cada temporada.

Durante la temporada de lluvias la nitrificación fue influenciada principalmente por la temperatura y el %OD, factores descritos como fundamentales para llevar a cabo los procesos completos de nitrificación y nitratación. Además de una relación estrecha con el fitoplancton, determinado a partir de los pigmentos fotosintéticos, resaltando la importancia de la relación inter organismos entre la comunidad nitrificante y el fitoplancton cuando el sustrato (NH₄⁺) se presenta en concentraciones suficientes para evitar una competencia por el recurso. Por último, el MES demostró tener una influencia importante en las tasas nitrificantes al aportar nutrientes y comunidades nitrificantes activas al agua de fondo.

En cuanto al sedimento superficial, la tasa de nitrificación fue superior a las obtenidas en agua de fondo. El proceso limitante fue la nitratación, la cual mostró estar relacionada principalmente con los pigmentos fotosintéticos y el porcentaje de arcillas y limos. Mientras que las tasas de nitrificación fueron mayores a las tasas de nitratación, estas tasas se

asociaron a las altas concentraciones del NH_4^+ y a la variación entre la concentración del NO_2^- y NO_3^- , generando una acumulación de nitrito cuando las tasas de nitratación fueron mínimas.

En el caso de la temporada de secas se registró un incremento drástico de nutrientes totales y amonio, lo cual generó cambios en los parámetros físico-químicos que tienen influencia sobre las tasas de nitrificación. En el Agua de fondo el incremento de nutrientes, en especial el NH_4^+ , provocó que las tasas de nitrificación disminuyeran drásticamente. Las tasas de nitratación se asociaron con la concentración de *Chl α* *Chl b* y feopigmentos estos últimos proporcionando un input de nutrientes que benefició el proceso aun en concentraciones bajas de OD. En el caso de la nitratación para agua de fondo las asociaciones importantes fueron el MES y las variaciones en los NO_2^- y NO_3^- , siendo las partículas en suspensión una protección efectiva contra los excesos de NH_4^+ presentes en los sitios y la asociación con el NO_2^- y NO_3^- al ser el proceso que influye directamente en la producción de NO_2^- y NO_3^- .

En el caso del sedimento superficial se obtuvieron las tasas de nitrificación más elevadas de las registradas durante ambos muestreos, la nitratación se asoció nuevamente con los pigmentos fotosintéticos, y la concentración de COT y PT, como se mencionó anteriormente, el input de nutrientes especialmente el COT proveniente de fitoplancton que se ha depositado o aquel que se encuentra presente en el sedimento superficial promueve la actividad nitrificante. Mientras que en las tasas de nitratación las concentraciones de NH_4^+ disminuyeron drásticamente, permitiendo que el efecto inhibitorio del NH_4^+ se redujera y fomentando así las tasas de nitratación presentes en el sedimento.

Referencias

- Abeja-Pineda, O. (2011). Biomarcadores de daño temprano en *Ankistrodesmus falcatus* y *Hyalella azteca* como indicadores de estrés en tres áreas (urbana, turística y agrícola), de la zona lacustre de Xochimilco [Informe de tesis de Maestría en Ciencias Quimicobiológicas, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio Instituto Politécnico Nacional. <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/8450>
- Abeja-Pineda, O., López-López, E., Fayari, L., & Sedeño-Díaz, J. (2015). Algal growth potential and oxidative stress in *Ankistrodesmus falcatus* exposed to waters from Xochimilco Lake system, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 18, 221-231. DOI:10.1080/14634988.2015.1040709
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23RD ed.). Association, American Public Health.
- Atlas, R. M., & Bartha, R. (2002). *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental* (Cuarta ed.). Madrid: Pearson Education.
- Auguet, J. C., Nomokonova, N., Camarero, L., & Casamayor, E. O. (2011). Seasonal changes of freshwater ammonia-oxidizing archaeal assemblages and nitrogen species in oligotrophic alpine lakes. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(6) 1937 - 1945. DOI:10.1128/AEM.01213-10
- Banse, K., Falls, C. P., & Hobson, A. (1963). A gravimetric method for determining suspended matter in sea water using Milipore filters. *Deep Sea Research*, 10(5), 639 - 642. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(63\)90005-6](https://doi.org/10.1016/0011-7471(63)90005-6)
- Barreiros Güemes, M. T., & Signoret Poillon, M. (1999). *Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros : métodos de evaluación*. Ciudad de México: Universidad Autónoma Meropolitana, Unidad Xochimilco, 120.
- Bartosiewicz, M., Maranger, R., Przytulska, A., & Laurion, I. (2021). Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake. *Water Research*, 196 (116985), 12. DOI:10.1016/j.watres.2021.116985
- Berdeja Núñez, D. J. (2022). *Evolucion fisico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un periodo de 9 años*. Informe Final de Servicio Social por Investigación , Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento del Hombre y su Ambiente <https://repositorio.xoc.uam.mx/jspui/handle/123456789/1>.
- Bianchi, M., Bonin, P., & Feliatra. (1994). Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhone River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 103, 197 - 202.
- Bianchi, M., Morin, P., & Le Corre, P. (1994). Nitrification rates, nitrite and nitrate distribution in The Almeria-Oran frontal system (eastern Alboran Sea). *Journal of Marine Systems*, 5, 327-342. DOI: 10.1016/0924-7963(94)90054-X
- Bojórquez Castro, J. L., Esquivel Herrera, A., Arana Magallón, F., Latournerié Cervera, J., Rosiles Martínez, R., & Soto Castor, R. (2017). *Contaminación química y biológica en la zona lacustre de Xochimilco* (Primera Edición ed.). México DF: UAM-X, CBS, El hombre y su ambiente, 342.

- Bollmann, A., Bullerjahn, G. S., & McKay, R. M. (2014). Abundance and diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in sediments of trophic end members of the Laurentian Great Lakes, Erie and Superior. *PLoS ONE*, 9(5), 11. DOI:10.1371/journal.pone.0097068
- Bouyucos, G. J. (1951). A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils. *Agronomy Journal*, 43, 435-438. DOI:<https://doi.org/10.2134/agronj1951.00021962004300090005x>
- Bravo-Inclán, L. A., & Tomasini-Ortiz, A. C. (2017). Experiencias en la determinación de clorofila a y feopigmentos por espectrofotometría [Sesión de Conferencias]. 3er Congreso Regional para Norteamérica y el Caribe, Villahermosa, Tabasco.
- Buendía-Flores, M., Tavera, R., & Novelo, E. (2015). Florística y ecología de diatomeas bentónicas de la Zona Lacustre de Xochimilco-Tláhuac, México. *Botanical Sciences*, 93(3), 531-558. DOI:10.17129/botsci.148
- Calva, L. G., Torres, R., & Cruz, J. C. (2009). Carbón orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Carretas-Pereyra, Chiapas. *Hidrobiológica*, 19(1), 33 - 42. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57814161004>
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 98 - 110.
- Capone, D. G., & Montoya, J. (2001). Nitrogen fixation and denitrification. En J. H. Paul, *Marine Microbiology, Methods in Microbiology* (Vol. 30, págs. 1 - 666).
- Cárdenas Calvachi, G. L., & 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. <https://revistas.udenar.edu.co/index.php/usalud/article/view/375>
- Caro, A., Palacios, K., & Varela, M. (2017). Evaluación de la remoción de amonio en un biofiltro aerobio mediante la implementación de *Pseudomonas fluorescens* y la asociación entre *Nitrobacter* sp y *Nitrosomonas* sp [Tesis de licenciatura Ingeniería Ambiental, Universidad de Cundinamarca Ext. Facativá]. Repositorio UCundinamarca, Colombia. <https://repositorio.ucundinamarca.edu.co/>
- Castro-González, M., & González, A. (2019). La producción neta de óxido nitroso en un humedal urbano en Colombia es principalmente influenciada por cambios estacionales. *Limnetica*, 39(2), 693 - 709. DOI: 10.23818/limn.39.45
- Castro-González, M., & Torres-Valdés, V. (2015). Gases Invernadero en aguas con bajo oxígeno en el reservorio eutrófico de Prado (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana*, 39(152), 399-407. doi: <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.228>
- Chanchala, T. D. (2014). Generación de Gases de Efecto Invernadero en los Sedimentos de un Humedal Natural Eutrofizado: Influencia de Nutrientes (N y P) [Tesis Maestría en Ingeniería Énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia]. <http://hdl.handle.net/10893/7723>
- Chen, G., Cao, X., & Song, C. (2010). Adverse Effects of Ammonia on Nitrification Process: The Case of Chinese Shallow Freshwater Lakes. *Water Air Soil Pollut*, 210, 297 - 306. DOI:10.1007/s11270-009-0253-z

- Chen, X., Huang, Y., Chen, G., Li, P., Shen, Y., & Walter, T. (2018). The secretion of organics by living *Microcystis* under the dark/anoxic condition and its enhancing effect on nitrate removal. *Chemosphere*, 196, 280 - 287. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.12.197
- Convención de Ramsar sobre los Humedales. (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales. Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland Suiza: Secretaría de la Convención Ramsar. <https://www.ramsar.org/es/recursos/publicaciones/perspectiva-mundial-sobre-los-humedales>
- Damashek, J., Casciotti, K. L., & Francis, C. A. (2016). Variable nitrification rates across environmental gradients in turbid, nutrient-rich estuary waters of San Francisco Bay. *Estuaries and Coast*, 39, 1050-1071. DOI:10.1007/s12237-016-0071-7
- D'Angelo, E. M., & Reddy, K. R. (1999). Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 815 - 830.
- Diario Oficial de la Federación. (2022, 11 de marzo). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Diario Oficial de la Federación. (2022, 02 de mayo). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0
- Espino Valdés. (2003). Estudio de nitrificación-desnitrificación en un efluente secundario de tratamiento de aguas residuales mediante un sistema de reactores biológicos en serie [Tesis para Doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S. C., División de Estudios de Posgrado]. Repositorio CIMAV <http://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1004/429>
- Everard, M. (2018). Nutrient cycling in wetlands. En M. C. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R. J. McInnes, B. A. Middleton, A. A. van Dam, & N. C. Davidson (Eds). *The Wetlands Book: Structure and Function, Management and Methods* (págs. 1437-1440). Springer, Dordrecht. DOI:doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_256
- Feliatra. (2001). Activity of nitrifying bacteria (*Ammonia* oxidizer and nitrite oxidizer) in Brackishwater ponds (Tambak) in Bengkalis island Riau Province. *Journal of Coastal Development*, 4(2), 51 - 62.
- Ferrara-Guerrero, M. J., Hernández-Hernández, M., Angeles-Vázquez, J. R., Ponce-Mendoza, A., Figueroa-Torres, M. G., & Vargas-Solis, R. C. (2014). La nitrificación microbiana como indicadora de calidad del agua en los canales de la zona chinampera de Xochimilco (México). *E-bios*, 35-44.
- Gao, H., Schreiber, F., Collins, G., Jensen, M. M., Kostka, J. E., Lavik, G., . . . Kuypers, M. (2010). Aerobic denitrification in permeable Wadden Sea sediments. *International*

- Society for Microbial Ecology, 4, 417 - 426. DOI: <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.127>
- Ginestet, P., Audic, J.-M., Urbain, V., & Block, J.-C. (1998). Estimation of nitrifying bacterial activities by measuring oxygen uptake in presence of the metabolic inhibitors allylthiourea and azide. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(6), 2266 - 2268 . DOI: 10.1128/AEM.64.6.2266-2268.1998
- Gruber, N. (2008). The marine Nitrogen Cycle: Overview and Challenges. En D. G. Capone, D. A. Bronk, M. R. Mulholland, & E. J. Carpenter (Eds). *Nitrogen in the Marine Environment*. Chapter 1 (2nd ed., 1-50). Academic Press. DOI: 10.1016/B978-0-12-372522-6.00001-3.
- He, Y., Tao, W., Wang, Z., & Shayya, W. (2012). Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management*, 110, 103 - 109. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.009>
- Hou, J., Song, C., Cao, X., & Zhou, Y. (2013). Shifts between ammonia-oxidizing bacteria and archaea in relation to nitrification potential across trophic gradient in two large Chinese lakes (Lake Taihu and Lake Chaohu). *Water Research*, 47, 2285 - 2296.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, . . . B. Zhou, Edits.) Cambridge University Press. DOI: 10.1017/9781009157896.
- Jiang, X., Gao, G., Zhang, L., Tang, X., Shao, K., Hu, Y., & Cai, J. (2020). Role of algal accumulations on the partitioning between N₂ production and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in eutrophic lakes. *Water Research*, 183(11675), 12. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116075>
- Joandomenec, R. (1979). *Prácticas de Ecología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona 181.
- Keddy, P. A. (2013). *Wetlands Ecology. Principles and Conservation* (Segunda Edición ed.). Cambridge: Cambridge University Press, 566. DOI:10.1017/CBO9780511778179.003
- Khoiyangbam, R. S., & Chingangbam, S. S. (2022). Assessing seasonal variation of diffusive nitrous oxide emissions from freshwater wetland in Keibul Lamjao National Park, Manipur Northeast India. *Atmospheric Environment*, 10(13), 6. DOI: 10.1016/j.aeaoa.2022.100147
- Kirchman, D. L. (2012). *Processes in microbial ecology* (Vol. 1). New York: Oxford University Press, 327.
- Kjellin, J., Hallin, S., & Wörman, A. (2007). Spatial variations in denitrification activity in wetland sediments explained by hydrology and denitrifying community structure. *Water Research*, 41, 4710 - 4720. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.053>
- Leiva, A. M. (2016). *Evaluación del Proceso de Nitrificación de Aguas Servidas Mediante Humedales Construidos de Flujo Vertical Subsuperficial* [Tesis Bioingeniería, Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Biológicas, Chile]. Repositorio UDEC <http://repositorio.udec.cl/>

- Leoni, B., Patelli Martina, Soler, V., & Nava Veronica. (2018). Ammonium transformation in 14 lakes along a trophic gradient. *MDPI Water*, 10(3), 265-278. DOI:<http://dx.doi.org/10.3390/w10030265>
- Liu, S., Ren, H., Shen, L., Lou, L., Tian, G., Zheng, P., & Hu, B. (2015). pH levels drive bacterial community structure in sediments of the Qiantang River as determined by 454 pyrosequencing. *Frontiers in Microbiology*, 6(285), 7. DOI:10.3389/fmicb.2015.00285
- Lozada, M. (2014). Evaluación del nitrógeno en sus diferentes formas y su relación con las bacterias nitrificantes en el Lago de Xochimilco. [Informe de Tesis para Licenciatura en Biología, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, México]. Repositorio Institucional de la UNAM <https://repositorio.unam.mx/contenidos/174964>
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (2015). *Brock. Microbiología de los microorganismos* (14 edición ed.). Madrid: Pearson Educación.
- Mendoza Correa, X. A. (2018). Las Chinampas del Humedal de Xochimilco: Sistemas de Biorremediación para la Sostenibilidad [Tesis de maestría, CICESE, Tijuana, B. C., México]. Repositorio COLEF <https://colef.repositorioinstitucional.mx/jspui/>
- Montalvo, J., García, I., Loza, S., Perigó, E., Esponda, S., Sánchez, M., & Barrier, A. (2010). Compuestos de nitrógeno y fósforo en agua de algunas bahías del Archipiélago Sabana-Camaüey, Cuba. *AquaDocs*, 8. <https://aquadocs.org/handle/1834/3593>
- Narchi, N. E., & Canabal-Cristiani, B. (2017). Percepciones de la degradación ambiental entre vecinos y chinamperos del Lago de Xochimilco, México. *Sociedad y Ambiente*, 5(12), 5-29. DOI:10.31840/sya.y0i12.1740
- Neubacher, E. C., Parker, R. E., & Trimmer, M. (2013). The potential effect of sustained hypoxia on nitrogen cycling in sediment from southern North Sea: a mesocosm experiment. *Biogeochemistry*, 113, 69 - 84 . DOI: 10.1007/s10533-012-9749-5
- Pérez-Peláez, N. R., Peña-Varón, M. R., & Sanabria, J. (2011). Bacterial communities involved in the nitrogen cycle in constructed wetlands. *Ingeniería y Competitividad*, 11(2), 83 - 92. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=291323530006>
- Plaza de los Reyes, C., Vera-Puerto, I. L., Salvato, M., Borin, M., & Vidal, G. (2011). Consideraciones para la eliminación del nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del Agua*, 330, 40 - 49
- Ramesh-Reddy, K., & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands. Science and applications*. CRC Press. 806. <https://doi.org/10.1201/9780203491454>
- Ramírez, J., & González, R. (2012). Establecimiento del nutriente limitante con base en los cambios de la estructura del ensamblaje fitoplanctónico en un embalse tropical colombiano. *Limnología*, 34(2), 421 - 441.
- Reddy, K. R., Clark, M. W., LeLaune, R. D., & Kongchum, M. (2013). Physicochemical characterization of wetland soils, En R. D. DeLaune, K. R. Reddy, C. J. Richardson, & J. P. Megonigal (eds), *Methods in Biogeochemistry of Wetlands* (págs. 41 - 54). SSSA Book Series. DOI:10.2136/sssabookser10
- Sánchez, J., & Sanabria, J. (2009). Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 11(1), 114-124. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=77612900012>

- Scheiner, D. (1976). Determination of ammonia and kjeldahl nitrogen by indophenol method. *Water Research*, 10, 31-36. doi:10.1016/0043-1354(76)90154-8
- Semarnat. (2012). *Los Humedales en México. Oportunidades para la sociedad*. Talleres Gráficos de México.
- Seymour, J. R., Amin, S. A., Jean-Baptiste, R., & Stocker, R. (2017). Zooming in on the phycosphere: the ecological interface for phytoplankton-bacteria relationships. *Nature Microbiology*, 2(17065), 12. doi:DOI: 10.1038/nmicrobiol.2017.65
- Smith, J., Chavez, F., & Francis, C. (2014). Ammonium uptake by phytoplankton regulates nitrification in the sunlit ocean. *PloS ONE*, 9, 9. DOI:10.1371/journal.pone.0108173
- Strickland, J. D., & Parsons T. R. (1972). Determination of reactive nitrite 77-80. En *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries research board of Canada, 328.
- Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Second Edition, Bulletin 167. Fisheries Re-search Board of Canada
- Thakur, I., & Medhi, K. (2019). Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and oportunities. *Bioresource Tecnology*, 282, 502 - 513. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.069>
- Torres-Bojorges, Á. X., Hernández, N. A., Fausto, A. A., & Zurita, F. (2017). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 37 - 47. DOI:10.20937/RICA.2017.33.01.03
- United States Environmental Protection Agency. (s.f.). National Aquatic Resource Surveys. Recuperado el 9 de Junio de 2023, de <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-dissolved-oxygen>
- Walkley, A., & Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method and a proposed modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
- Wang, H., Zhang, L., Yao, X., Xue, B., & Yan, W. (2016). Dissolved nitrous oxide and emission relating to denitrification across the Poyang Lake aquatic continuum. *Journal of Environmental Science*, 52, 130 - 140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.03.021>
- Wu, G., Zhai, X., Li, B., Jiang, C., & Guan, Y. (2014). Endogenous nitrous oxide emissions for denitrifiers acclimated with different organic carbons. *Procedia Environmental Sciences*, 21, 26 - 32. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2014.09.004>
- Wu, L., Han, C., Zhu, G., & Zhong, W. (2019). Responses of active ammonia oxidizers and nitrification activity in eutrophic lake sediments to nitrogen and temperature. *Applied and Environmental Microbiology*, 85, 12. <https://doi.org/10.1128/AEM.00258-19>.
- Xiong, Z., Li, S., Yao, L., Liu, G., Zhang, Q., & Liu, W. (2015). Topography and land use effects on spatial variability of soil denitrification and related soil properties in riparian wetlands. *Ecological Engineering*, 83, 437 - 443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.094>
- Yao, L. (2020). *Controls Over Carbon and Nutrient Dynamics in Wetlands Soils: an Ecological Stoichiometry Perspective* [Tesis de doctorado en filosofía Griffith University Queensland Australia]. <https://doi.org/10.25904/1912/1496>

- Yao, L., Xiaoliang, J., Chen, C., Liu, G., & Liu, W. (2016). Within-lake variability and environmental controls of sediment denitrification and associated N₂O production in a shallow eutrophic lake. *Ecological Engineering*, 97, 251 - 257. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.023>
- Zhang, Y., Ruan, X., & Shi, W. (2018). Changes in the nitrogen biogeochemical cycle in sediments of an urban river under different dissolved oxygen levels. *Water Science and Technology: Water Supply*, 8. DOI: 10.2166/ws.2018.188
- Zhang, Y., Wang, L., Hu, Y., Xi, X., Tang, Y., Chen, J., . . . Sun, Y. (2015). Water organic pollution and eutrophication influence soil microbial processes, increasing soil respiration of estuarine wetlands: Site study in Jiuduansha Wetland. *PLoS one*, 10(5), 15. DOI:10.1371/journal.pone.0126951
- Zheng, B., Wang, L., & Liu, L. (2014). Bacterial community structure and its regulating factors in the intertidal sediment along the Liaodong Bay of Bohai Sea, China. *Microbiological Research*, 169, 585 - 592. <http://dx.doi.org/10.1016/j.micres.2013.09.019>

Capítulo 3. Índices tróficos.

Resumen

La eutrofización es una de las problemáticas que se presentan en los sistemas acuáticos urbanos. Para conocer los parámetros físicos y químicos que influyen en mayor medida dentro del estado trófico se han desarrollado diversos índices que facilitan su medición y la comprensión de su impacto en el ecosistema, sin embargo, en ecosistemas acuáticos urbanos con un alto impacto antrópico aun no es claro el diagnóstico. Por lo anterior en este capítulo se calculó el estado trófico de los diferentes sitios estudiados a través de los índices TSI y TRIX.

Se observaron cambios en los niveles tróficos calculados según el parámetro utilizado por cada índice, como es el caso del TSI basado en la clorofila a y la transparencia, los cuales caracterizaron el sitio con un grado mesotrófico, mientras que el TSI que considera al fósforo total y el índice TRIX caracterizaron al sistema con un estado hipertrófico. Además, se identificó que todos los índices utilizados relacionaron el mayor estado trófico obtenido a los sitios que presentaron una mayor actividad antrópica y que el estado trófico disminuyó en aquellos sitios que se adentran al área de conservación.

Un análisis de componentes principales agrupó a los sitios en función del perfil físico-químico y la actividad nitrificante, permitiendo observar cinco grupos los cuales fueron el sitio con presencia de asentamientos humanos, actividad agrícola, zona de transición, zona de conservación y relleno de canal con bomba. Los resultados obtenidos indican que a pesar de presentar un estado general eutrófico las comunidades aun reflejan una temporalidad y capacidad de cambiar según la intensidad del impacto antrópico, demostrando que metabólicamente el sistema se mantiene.

Abstract

Eutrophication is one of the problems that occur in the urban aquatic systems. In order to know the physical and chemical parameters that have the greatest influence on the trophic state, several index have been developed to facilitate their measurement and the understanding of their impact on the ecosystem; however in urban aquatic ecosystems with a high anthropic impact, the diagnosis is still not clear. Therefore, in this chapter the trophic state of the different sites studied was calculated using the TSI and TRIX index.

Changes were observed in the trophic levels calculated according to the parameters used by each index, as in the case of the TSI based on chlorophyll a and the transparency, which characterized the site with a mesotrophic state, while the TSI that considered the total phosphorus and the TRIX index characterized the system with a hypertrophic state. In addition, it was identified that all the index used related the higher trophic state obtained to sites with greater anthropogenic activity and that the trophic state decreased in those sites that enter the conservation area.

A principal component statistical analysis grouped the sites according the physical-chemical profile and nitrifying rates, allowing us to observe five groups which were the site with the presence of human settlements, agricultural activity, transition zone, conservation zone and the channel that was filled with a pump. The results obtained indicate that in spite of the presenting a general eutrophic-hypertrophic state, the communities still reflect a temporality and capacity to change according to the intensity of the anthropic impact, demonstrating that the system is metabolically maintained.

Introducción

Como se mencionó en el capítulo 1, los humedales son cuerpos de agua vitales para el desarrollo de diversos microorganismos, plantas y animales, incluyendo al ser humano. Estos sistemas son muy importantes debido a las funciones y servicios ecosistémicos que prestan, como la regulación climática local y de regímenes hidrológicos, participación en la formación del suelo, sus funciones de producción de materias primas y función de hábitat para la flora y fauna endémica, entre otras características (Ramsar, 2013). En los últimos años se ha incrementado drásticamente la demanda del recurso hídrico debido a las actividades antrópicas como la agricultura, la ganadería, las actividades industriales y a su uso para actividades cotidianas volviendo a los humedales propensos a la degradación gradual de su superficie (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2020).

Estas actividades propiciaron el enriquecimiento excesivo de materia orgánica y nutrientes, entre los que destacan el nitrógeno (N) y el fósforo (P) (IPCC, 2021), que ingresan al sistema por escorrentía de los fertilizantes utilizados en las actividades agrícolas, de los desechos producidos en la ganadería o del vertimiento de aguas residuales acompañadas de microorganismos patógenos (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2020) acelerando el proceso de eutrofización de los sistemas acuáticos, el cual es una de las principales causas del deterioro del recurso hídrico y pérdida de la calidad del mismo (Moya et al., 2005).

Al exceder el límite de nutrientes que un sistema puede procesar, se promueve el incremento de la biomasa fitoplanctónica, la acumulación de materia orgánica, el cambio en la composición de las comunidades microbiológicas y la generación de zonas hipóxicas derivadas de elevadas tasas de descomposición en estos sistemas (Díaz et al., 2012), siendo la muerte masiva de macroorganismos la manifestación más grave de las condiciones anóxicas (Camargo & Alonso, 2007). Los sistemas acuáticos urbanos poco profundos son los más propensos a presentar estados de eutrofización avanzados debido a sus características y cercanía con la actividad antropogénica (Rodríguez-Flores et al., 2019), es por lo anterior que uno de los factores más importantes para la comprensión de la dinámica presente en

el polígono Puente de Urrutia es la determinación del estado trófico del sistema y la identificación de los parámetros que explican en mayor medida la dinámica dentro del polígono.

Revisión Bibliográfica

Indicadores e Índices Tróficos

Si bien los efectos que tiene la eutrofización en los sistemas acuáticos, como por ejemplo la disminución de la transparencia por el incremento de las comunidades fitoplanctónicas son fáciles de identificar, el proceso mismo de eutrofización es complejo y presenta ciertas dificultades para su representación, como depender de la subjetividad del observador o la poca capacidad para definir una línea entre la clasificación tradicional del estado trófico (Moreno et al., 2010), ya que se requiere de un análisis multifactorial de las características esenciales del mismo para cada uno de los sistemas. Existen diversos indicadores que permiten estudiar el estado trófico de un sistema acuático, entre los más utilizados se podrían encontrar el %OD, la turbidez, el nitrógeno total (NT) (Fontúrbel, 2005), la concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), la concentración de Fósforo total y la concentración de Clorofila a (*Chl α*) (Pinilla et al., 2010), entre otros. A continuación, se describirán algunos de ellos:

Nitrógeno Inorgánico Disuelto y Fósforo Total

El proceso de eutrofización inicia cuando se da un incremento en las cargas de nutrientes y materia orgánica disponible en un cuerpo de agua. En este proceso el N y el P están considerados como los nutrientes de mayor relevancia para el estudio de la eutrofización y por ende son muy utilizados para la clasificación del estado trófico. La selección entre estos nutrientes como indicadores dependerá de cuál es el nutriente limitante en el sistema, y los factores que designan cual de estos nutrientes desempeñará el papel limitante son el aporte de cada uno hacia el sistema y la disponibilidad del mismo, según la relación N:P derivada de las actividades antrópicas circundantes y de cuál de estos nutrientes ingresa al sistema en mayor proporción (Camargo & Alonso, 2007).

Por un lado, el fósforo es considerado como un nutriente esencial para el crecimiento y proliferación de las comunidades fitoplanctónicas y limitante cuando se encuentra en menor proporción con relación al N (16N:1P) (Camargo & Alonso, 2007). El origen de este nutriente puede ser alóctono por medio de fuentes de contaminación puntuales como los vertimientos de aguas residuales con detergentes fosfatados y mediante fuentes difusas a través del escurrimiento de actividades urbanas, agrícolas y pecuarias, o tener un origen autóctono mediante la carga interna del fósforo proveniente de los sedimentos, siendo este un determinante en la dinámica de las comunidades microbiológicas de la columna de agua y sedimento superficial, así como del proceso de eutrofización (López, 2009).

En el caso del N, es considerado como el nutriente limitante cuando se encuentra en menor proporción que el fósforo, principalmente derivado de un enriquecimiento de fósforo en los sistemas eutrofizados, fenómeno identificado principalmente en aguas epicontinentales. Si bien el nitrógeno también tiene orígenes autóctonos y alóctonos similares al del P, el N presenta entradas y salidas del sistema hacia la atmósfera (Hansen & Márquez-Pacheco, 2012), mediante procesos de fijación y nitrificación, anammox y desnitrificación. El enriquecimiento de este nutriente ocasiona entonces, un incremento en las concentraciones de diversas formas del N como el NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- , conocidos como el Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fácilmente asimilable por los productores primarios, y el N orgánico fijado en estructuras biológicas de organismos (Ramesh-Reddy & DeLaune, 2008).

Importancia de los Productores Primarios y Pigmentos Fotosintéticos

El enriquecimiento de nutrientes genera diversos cambios ecológicos en los ecosistemas acuáticos, causado diversas problemáticas entre las que destaca la promoción del desarrollo y el incremento de los productores primarios, específicamente las comunidades fitoplanctónicas (Camargo & Alonso 2007; Almanza et al., 2022).

A pesar de que el fitoplancton se ubica entre los primeros eslabones de las cadenas tróficas y es fundamental para el mantenimiento de los niveles tróficos superiores (Rousseaux & Gregg, 2014), la biodiversidad y los CBGQ en general (Bartosiwicz et al.,

2021), la proliferación masiva de estos microorganismos ocasiona aumento de la turbidez en la columna de agua (Moreno et al., 2010) y la acumulación de biomasa; por lo tanto, fomentan el incremento de las comunidades de organismos descomponedores (Vásquez et al., 2012), los cuales a través de sus procesos de respiración provocan la disminución del oxígeno disuelto, ocasionando la aparición de zonas anóxicas en los cuerpos de agua afectados (Camargo & Alonso, 2007).

Debido a la capacidad que tiene el fitoplancton para adaptarse a medios con condiciones específicas (Hernández et al., 2020) y la sensibilidad de sus poblaciones a cambios en el medio en el que habitan (Salmaso et al., 2015) estos organismos son considerados indicadores eficaces para evaluar el estado trófico del sistema (Buendía-Flores et al., 2015) e identificar procesos de resiliencia (López-Mendoza et al., 2015), de ahí que uno de los principales parámetros que permiten relacionar la biomasa fitoplanctónica en estudios regionales y globales sea la concentración de Chl α (Xiu & Fei, 2012).

Oxígeno Disuelto

El descenso drástico de la disponibilidad de OD y la generación de zonas hipóxicas y anóxicas son considerados el mayor síntoma de eutrofización. Si bien los organismos fotosintéticos contribuyen a la producción de oxígeno, el exceso de los mismos solo agrava el problema al proporcionar materia orgánica a los descomponedores que al aprovechar dicha materia consumirán oxígeno (Moreno et al., 2010).

Índices Tróficos, Integración de Varios Indicadores

Si bien el análisis individual de los aspectos físicos, químicos y biológicos nos brinda una visión concreta de las características de un sistema, la integración de los dos aspectos, tanto físicos, químicos y biológicos, permiten tener una comprensión más completa del funcionamiento y estado de los sistemas acuáticos al permitir identificar la dinámica de estos elementos dentro del sistema (Pinilla et al., 2010).

Es así como los índices tróficos surgen como una herramienta para sintetizar la información proporcionada por diversos indicadores y ponderarla para poder expresar la

información en datos numéricos dentro de un intervalo específico y para posibilitar la comparación entre entornos, evitando la subjetividad del uso de la terminología trófica (Vollenweider et al., 1998), lo cual facilita la medición del estado actual del sistema y permite visualizar los procesos de cambio después de la implementación de estrategias para su restauración (Carlson, 1977).

Índice TSI

El índice TSI, elaborado por Carlson (1977) tuvo como objetivo utilizar tres parámetros, la transparencia (TSI_{DS}), el fósforo total (TSI_{PT}) y la clorofila (TSI_{Chl}), considerados como esenciales en el análisis de las condiciones tróficas de un sistema. Pudiendo determinar el estado trófico del sistema conociendo únicamente uno de los parámetros y utilizando las ecuaciones propuestas (Tabla 10), además de poder estimar las relaciones entre dichos parámetros según los resultados obtenidos.

Tabla 10. Escala de valores correspondiente al estado trófico de un sistema acuático establecida por Carlson (1980),

Estado de eutrofia	TSI	D_s (m)	P_t (mg/m ³)	Clorf a (mg/m ³)
Oligotrófico ($TSI < 30$)	0	64	0.75	0.04
	10	32	1.5	0.12
	20	16	3	0.34
	30	8	6	0.94
Mesotrófico ($30 < TSI < 60$)	40	4	12	2.6
	50	2	24	6.4
	60	1	48	20
Eutrófico ($60 < TSI < 90$)	70	0.5	96	56
	80	0.25	192	154
	90	0.12	384	427
Hipereutrófico ($90 < TSI < 100$)	100	0.06	768	1183

TSI es el valor del índice del estado trófico; D_s (m) es la transparencia en metros; P_t es el fósforo total y Clorf a es la concentración de clorofila a, obtenida de Moreno et al., (2010).

Posteriormente, Aizaki et al., (1981) indicaron que el índice TSI podía ser adaptado a cuerpos de agua eutróficos con grandes concentraciones de biomasa algal mediante un ajuste a las fórmulas, dando como resultado las ecuaciones para la obtención del índice

trófico según la concentración de clorofila *(a)*, transparencia *(b)* y fósforo total *(c)*, estas ecuaciones se describen a continuación

$$(a) \text{ TSI(Chl)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln \text{Chl}}{\ln 2.5} \right)$$

$$(b) \text{ TSI (SD)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.76 - 1.57 \ln \text{SD}}{\ln 2.5} \right)$$

$$(c) \text{ TSI (PT)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \ln \text{TP}}{\ln 2.5} \right)$$

Índice TRIX

Uno de los índices tróficos más utilizados en ecosistemas costeros es el índice TRIX. En su ecuación *(d)* Vollenweider et al. (1998) integraron dos factores principales considerados en los sistemas acuáticos:

a) **Factores considerados como una expresión directa de la productividad de un sistema**, como lo son las concentraciones de Chl α y la desviación del % de oxígeno disuelto (OD).

b) **Factores nutricionales**. Si bien tanto el nitrógeno total como el fósforo total son considerados esenciales, Vollenweider et al. (1998) incluyeron aquellos que se encuentran disponibles para los organismos, siendo el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y los ortofosfatos integrados al índice.

$$(d) \text{ TRIX} = \frac{[\log(\text{Chl}\alpha) \times \text{NID}] \times (700 \times \text{OD}) + 8}{26}$$

Obteniendo una representación del estado trófico dentro de una escala de 10 unidades (Tabla 11). A diferencia de Carlson o Aizaki, el TRIX no incluye la transparencia al resaltar la

Tabla 11. Escala del valor trófico correspondiente al índice TRIX establecida por Vollenweider et al. (1998), imagen obtenida de Moreno et al. (2010).

Escala TRIX	Estado de la calidad del agua	Características del agua
2 - 4	Alta	Pobremente productiva, nivel trófico bajo
4 - 5	Buena	Moderadamente productiva, nivel trófico medio
5 - 6	Mala	Entre moderada y alta en cuanto a productividad
6 - 8	Pobre	Altamente productiva, nivel trófico el más alto

dificultad para incorporarla en un análisis de parámetros, al ser la transparencia el resultado

de la conjunción de otros parámetros como el material particulado disuelto, la biomasa y la turbidez mineral (Vollenweider et al., 1998).

Objetivos

Calcular el índice trófico en el Polígono Puente de Urrutia.

Métodos

En los muestreos efectuados durante la temporada de lluvias (junio 2021) y la temporada de secas (febrero 2022) se calculó el estado trófico del sistema en los seis sitios de muestreo designados, caracterizados por distintas actividades antrópicas aledañas (Consultar capítulo 2, Área de estudio).

Obtención de los Índices Tróficos

Para calcular los índices del estado trófico (TSI y TRIX) se utilizó la información de los perfiles físico-químicos obtenidos durante los muestreos en el Polígono Puente de Urrutia durante la temporada de lluvias y secas mencionados en el capítulo 2, utilizando los valores de los parámetros requeridos para cada índice, entre los que se encuentran:

- 1) Parámetros que se relacionan directamente con la producción primaria:
 - a) Clorofila a (*Chl α*) según las recomendaciones de Barreiro y Signoret (1999)
 - b) El Oxígeno en %OD para determinar la desviación absoluta de saturación ($\text{abs} = 100 - \%OD$) con un multiparamétrico marca Hanna®.
- 2) Parámetros que se relacionan con la nutrición del ecosistema:
 - a) Totales: Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT) y Carbono Orgánico Total (COT)
 - b) Nutrientes inorgánicos asimilables: el nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{NID} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) y el fósforo inorgánico disuelto en forma de PO_4^{3-} .
- 3) Factores suplementarios para calidad del agua:
 - a) La profundidad y turbidez (D_s) obtenida con un disco de Secchi.
 - b) El pH, el potencial de óxido-reducción (ORP), y temperatura del agua fondo utilizando un multiparamétrico marca Hanna®.

c) Materiales en suspensión (MES).

4) Procesos relacionados con el ciclo del nitrógeno:

a) Nitritación, nitratación y nitrificación neta determinadas en el capítulo 2 y la influencia del estado trófico en estos procesos asociados al ciclo del nitrógeno.

Determinación del Índice Trófico TSI

Tomando como referencia lo propuesto por Aizaki et al., (1981), para determinar el estado trófico del sistema se utilizaron los índices TSI que se basaron en la concentración de clorofila a (inciso a), en la transparencia (inciso b) y la concentración de fósforo total (Inciso c), utilizando las siguientes formulas:

$$(a) \text{ TSI(Chl)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln \text{Chl}}{\ln 2.5} \right)$$

$$(b) \text{ TSI (SD)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.76 - 1.57 \ln \text{SD}}{\ln 2.5} \right)$$

$$(c) \text{ TSI (PT)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \ln \text{TP}}{\ln 2.5} \right)$$

Determinación del Índice del Estado Trófico (TRIX)

El índice TRIX propuesto por Vollenweider (1998), cuya fórmula (d) integra la concentración de la clorofila a (Chl_a), la desviación el porcentaje de OD ($|\%OD|$), la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), concentración de ortofosfatos (PRS) que integrar en su ecuación la Chl_a , $\%OD$ y nutrientes (NID y PRS, su fórmula se describe a continuación:

$$(d) \text{ TRIX} = \frac{[0.25(\text{Chl}_a) \times (|\%OD| \times \text{NID} \times \text{PRS}) + 10]}{100}$$

Análisis de Componentes Principales

Además, se elaboró un análisis estadístico de componentes principales (ACP) que nos permita agrupar los sitios con base en el perfil físico-químico y las tasas nitrificantes obtenidas utilizando el programa R 4.1.2 y poder compararlos con los estados tróficos obtenidos en cada uno de los sitios.

Resultados

Índice del Estado Trófico (TSI)

A pesar de clasificar el sistema como eutrófico a hipertrófico, fueron identificandolos cambios en el grado de eutrofización dependiendo de la temporada y los parámetros utilizados.

En el caso del TSI_{DS} el estado trófico obtenido durante la temporada de lluvias fue de eutrófico a hipertrófico, los mayores valores se observaron en el sitio cercano a los asentamientos humanos (Sitio 1 Canal de Apatlaco) con valores que oscilaron de 89.4 a 98.1 unidades (estado hipertrófico), mientras el resto de sitios obtuvieron valores entre 75.9 – 89.4 (estado eutrófico).

Al calcular el TSI_{PT} el estado trófico obtenido fue de eutrófico a hipertrófico y en la mayoría de sitios los valores obtenidos estuvieron por encima del límite establecido para el índice TSI (superiores a 100) siendo hipertróficos, mientras que el Sitio 6 (Puente de Urrutia) fue el único que presentó un valor menor (77.3) correspondiente a un estado eutrófico.

Mientras que el TSI_{Chl} correspondió a un estado mesotrófico-eutrófico, siendo los sitios cercanos a asentamientos humanos (Sitio 1 Canal de Apatlaco y Sitio 2 Entrada al Canal de Tezhuilo) aquellos que presentaron un estado hipertrófico con valores entre 74.8 y 76.2, los sitios restantes presentaron valores del índice que oscilaron entre 49.39 – 59.9 con una clasificación de mesotrófico.

Tabla 12. Índice TSI obtenido durante la temporada de lluvias

Estado trófico	TSI	Índice del estado trófico (TS)			
		Sitio	Aiz _{DS}	Aiz _{PT}	Aiz _{Chl_a}
Oligotrófico (0-10)	0	1 Canal de Apulaco	98.1	127.6	71.8
	10	2 Entrada al Canal de Tezhuilo	89.4	103.4	75.2
	20				
	30				
Mesotrófico (20-50)	40	3 Centro del Canal de Tezhuilo	79.3	111.7	59.9
	50				
	60				
Eutrófico (60-75)	70	4 Laguna de Tezhuilo	77.5	120.4	56.5
	80	5 Entrada Paraje	75.8	109	56.6
	90				
Hipertrofico (50-75 > 100)	100	6 Puente de Urrutia	61.3	77.3	49.29

AIZ_{DS} es el índice TSI basado en la transparencia, Aiz_{PT} es el índice TSI basado en la concentración de fósforo total y Aiz_{Chl_a} corresponde al TSI basado en la concentración de clorofila.

Durante la temporada de secas se registró un incremento en los valores del TSI en la mayoría de los sitios muestreados sin que esto cambie la clasificación de eutrofia obtenida en la temporada de lluvias, a excepción de las estaciones 3 (centro del Canal de Tezhuilo), 4 (Laguna de Tezhuilo), 5 (entrada al Paraje) y 6 (Puente de Urrutia) que pasaron de un estado mesotrófico en época de lluvias a un estado eutrófico cuando el índice TSI es calculado tomando en cuenta la concentración de Clorofila a. Además, un incremento en la concentración de PT durante la temporada de secas indicó hipertrofia en todos los sitios donde el TSI_{PT} fue calculado (Tabla 24).

Tabla 13. Índice TSI obtenido durante la temporada de secas

Estado trófico	TS	Índice del estado trófico (TSI)			
		Sitio	Aiz DS	Aiz PT	Aiz Chl _a
Oligotrófico <20	0	1 Canal de Apodoc	97.6	120.6	79.5
	10	2 Entrada al Canal de Tectulfo	86.3	127.3	87.1
	20				
	30				
Mesotrófico 20 < TS < 60	40	3 Centro del Canal de Tectulfo	86.3	x	87.4
	50				
	60				
Eutrófico 60 < TS < 90	70	4 Laguna de Tectulfo	89.7	x	79.3
	80	5 Entrada Perape	77.5	141.5	69.07
	90				
Hipertrófico TS > 100	100	6 Fuente de Urrutia	77.5	111.3	70.11

AIZ DS es el índice TSI basado en la transparencia, Aiz PT es el índice TSI basado en la concentración de fósforo total y Aiz Chl_a corresponde al TSI basado en la concentración

Índice TRIX

En cuanto al índice TRIX, el estado trófico obtenido de manera general para todos los sitios que componen el Polígono Puente de Urrutia fue hipertrófico, el cual mostró un comportamiento homogéneo, en comparación con el índice TSI.

Tabla 14. Índice TRIX obtenido en el Polígono Puente de Urrutia durante la temporada de lluvias y secas donde

Estado de eutrofia	Escala TRIX	Características del agua	TRIX _{ll}	TRIX _s
Oligotrófico	2-4	Pobres en materia productiva, nivel trófico bajo	11.2	11.0
			10.0	11.4
Mesotrófico	4-5	Moderadamente productiva, nivel trófico medio	9.9	x
			10.6	x
Eutrófico	5-6	Entre moderada y alta en cuanto a productividad	10.1	x
			9.0	10.3
Hipertrofico	6-10	Altamente productiva, nivel trófico el más alto		

TRIX_{ll} índices obtenidos durante la temporada de lluvias; TRIX_s índices obtenidos durante la temporada de secas 2022; X sitios donde no fue posible determinar el TRIX por ausencia de datos.

Análisis de Componentes Principales ACP

Análisis de Componentes Principales en Temporada de Lluvias

En el ACP correspondiente a la temporada de lluvias (Figura 22) se clasificaron los sitios muestreados en 5 grupos, con base en el perfil físico-químico y las tasas de nitrificación.

Los grupos obtenidos durante esta temporada fueron: El grupo 1, compuesto por el Sitio 5 Entrada al Paraje (Actividad agrícola); el grupo 2, donde se encuentra el sitio 6 Puente de Urrutia (Relleno con bomba); el grupo 3, conformado por el sitio 2 Entrada al Canal de Tezhuilo y el sitio 3 Centro del Canal de Tezhuilo (transición urbana-área de conservación), el grupo 4, el cual es el grupo más diferenciado donde se encuentra el sitio 1 Borde de Apatlaco y el grupo 5, correspondiente al sitio 4 Laguna de Tezhuilo (área de conservación).

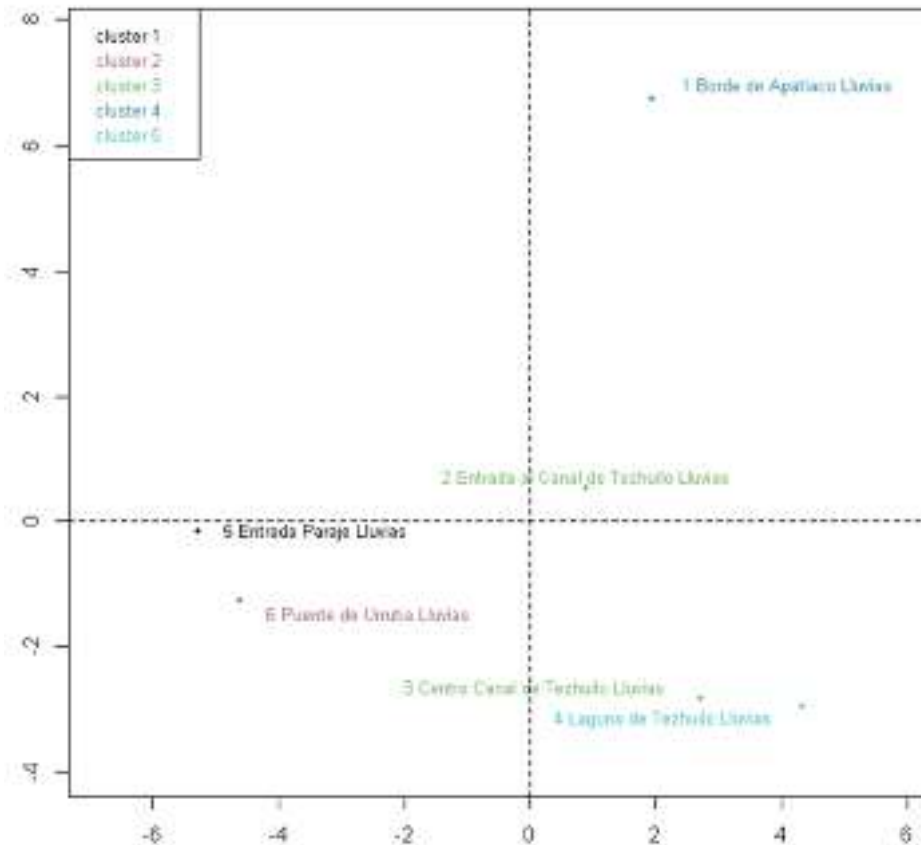


Figura 22. ACP determinado con los perfiles fisicoquímicos y las actividades nitrificantes durante la temporada de lluvias 2021

Análisis de componentes principales (ACP) temporada de secas

En el caso del ACP correspondiente a la temporada de secas (Figura 27) se obtuvieron 5 grupos con cambios en los parámetros que definieron la dinámica dentro del Polígono Puente de Urrutia.

Los grupos obtenidos durante esta temporada fueron: El grupo 1 compuesto por el Sitio 6 Puente de Urrutia (Relleno con bomba), el grupo 2, representado por el Sitio 5. Entrada a Paraje (Actividad agrícola), el Grupo 3, el cual fue el más diferenciado, compuesto por el Sitio 1. Borde De Apatlaco (Asentamientos humanos), el grupo 4. Laguna Tezhuilo (Área de conservación) y por último, el grupo 5, conformado por el Sitio 2 Entrada al canal de Tezhuilo y el Sitio 3 Centro Canal de Tezhuilo (Transición urbana-área de conservación).

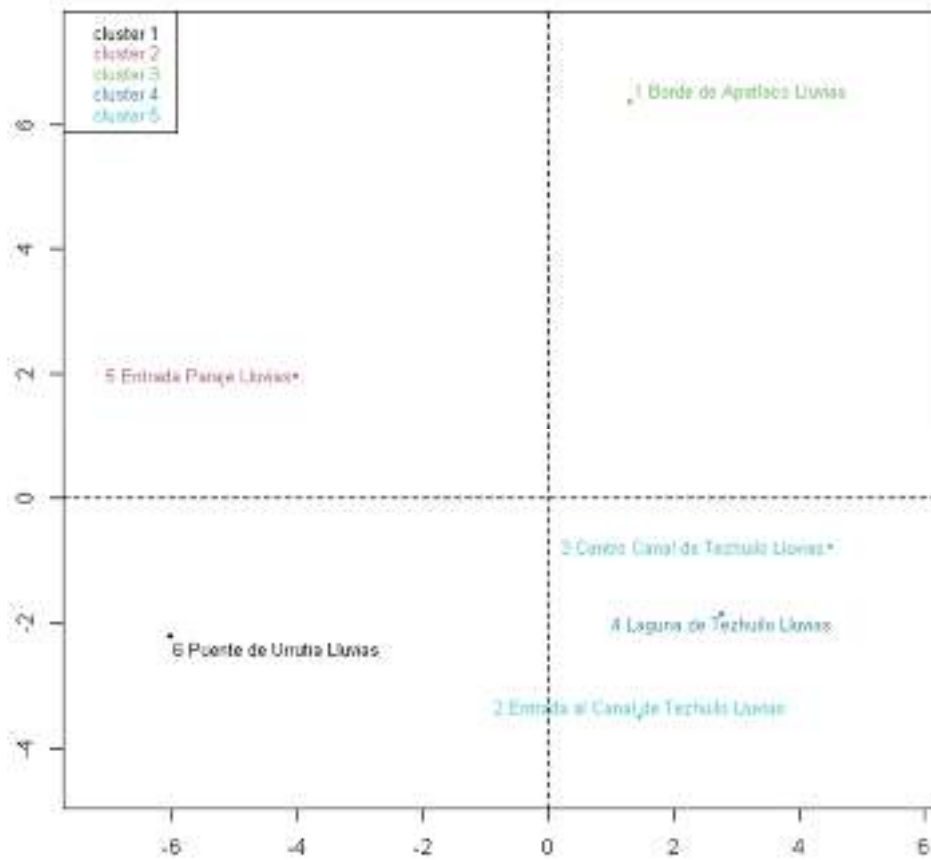


Figura 23. ACP determinado con los perfiles fisicoquímicos y las actividades nitrificantes durante la temporada de secas 2022.

Discusión

El índice TSI para determinar el estado trófico del sistema presentó variaciones en sus valores durante las temporadas de lluvias (2021) y secas (2022). Este comportamiento deriva de los cambios ambientales que sufre en sistema durante el año, pero en mayor medida depende de la estructura del sistema y de las actividades antrópicas cercanas como la agricultura y la influencia urbana (Vásquez et al., 2012). La identificación de estos factores hace posible la comprensión de la dinámica general del sistema y el desarrollo de estrategias adecuadas para el manejo del área (Pinilla et al., 2010).

TSI_{DS}

El estado trófico obtenido mediante el cálculo del TSI_{DS} corresponde a un sistema eutrófico-hipertrófico. Estos valores son observados con frecuencia en sistemas someros donde los sedimentos son fácilmente resuspendidos por acciones naturales o actividades

antrópicas (Boveri et al., 2006), como sucede en Puente de Urrutia por el paso constante de trajineras. Además, el incremento de los valores del MES y los pigmentos fotosintéticos registrado durante la temporada de secas para los sitios Entrada al Canal de Tezhuilo, Centro Canal de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo mostraron ser determinantes en los valores más altos del índice, debido a como lo menciona Vollenweider et al. (1998) son los parámetros que mayor influencia tienen en la absorción de la luz.

Además, el TSI_{DS} tuvo una asociación con la concentración de los pigmentos fotosintéticos y el incremento del MES en todos los sitios de muestreo, este fenómeno se debe a que el incremento del MES promueve la producción de pigmentos fotosintéticos para posibilitar una mayor absorción de luz, compensando así la falta de luz derivada por el incremento en la turbidez (Carlson, 1977; Rosso y Giannuzzi, 2017).

TSI_{PT}

El índice TSI_{PT} obtuvo valores superiores a los calculados con el resto de índices, mostrando un estado hipertrófico en casi todos los sitios de muestreo durante ambas temporadas. Boveri et al. (2006) indicaron que estados hipertróficos con el TSI_{PT} han sido reportados incluso en sistemas donde los TSI_{DS} y $TSI_{Chl\alpha}$ muestran estados eutróficos o mesotróficos, comportamiento que indica que las elevadas concentraciones de PT tienen un origen antrópico como la agricultura y el vertimiento de efluentes urbanos poco tratados (Vásquez et al., 2012). Otro fenómeno de gran importancia ecológica que promueve el enriquecimiento de PT es la baja capacidad que tienen los sedimentos superficiales para la adsorción e inmovilización del PT aportado (Gómez-Ortega et al., 2017) ocasionando que una parte importante del PT presente tenga su origen en la resuspensión del fósforo total absorbido por las partículas de sedimento, y por las aguas intersticiales con alto contenido de fosfatos producto del proceso de mineralización de la MO depositada en los sedimentos (López, 2009).

$TSI_{Chl\alpha}$

El $TSI_{Chl\alpha}$ obtenido presentó la mayor variación entre los índices utilizados. EL $TSI_{Chl\alpha}$ obtenido clasificó al sistema como mesotrófico-eutrófico durante la temporada de lluvias y

eutrófico durante la temporada de secas, esta temporalidad en los resultados ha sido observada también en los ciclos de crecimiento anual de los microorganismos, sin embargo, estos patrones suelen verse afectados directamente por los efectos de los procesos de eutrofización (Rodríguez-Flores et al. 2019).

Como se mencionó en su relación con el TSI_{DS} , la relación entre la transparencia y la producción y concentración de pigmentos fotosintéticos ha sido reportada anteriormente. Si bien producción y concentración de pigmentos fotosintéticos es utilizada como una medida indirecta de la biomasa fitoplanctónica, la variación en estas concentraciones depende también de la función que tengan estos pigmentos según las condiciones ambientales, así como ya hemos explicado arriba, se ha reportado en otras investigaciones que el incremento de la turbidez por materiales en suspensión promueve la producción de pigmentos fotosintéticos para optimizar la absorción de luz cuando ésta sea escasa, mientras que la exposición a una alta irradiancia ocasiona la disminución de $Chl\alpha$, y un incremento de pigmentos accesorios con función de protección (Carlson, 1997; Kang et al., 2021).

Además, otro factor determinante en la dinámica observada con el $TSI_{Chl\alpha}$ durante la temporada de secas fue la respuesta al incremento de las concentraciones de nutrientes, especialmente los nitrogenados. Estos incrementos de N generan modificaciones en el desarrollo de las comunidades fitoplanctónicas y por ende en ciclos de nutrientes estudiados (Gómez-Ortega et al., 2017).

A pesar de que la $Chl\alpha$ es un indicador del estado trófico ampliamente utilizado, Pulido (2015) propone que la necesidad de incluir estudios que abarquen la composición de las comunidades fitoplanctónicas y de otros grupos funcionales para obtener más información sobre el sistema, sin basar el estado trófico únicamente en la concentración de este pigmento.

TRIX

En el caso del índice TRIX, persiste el estado hipertrófico en todos los sitios estudiados, lo anterior coincide con lo reportado con anterioridad en diversas zonas de Xochimilco y

aledañas al área de estudio (Bojórquez-Castro et al., 2017; Berdeja Núñez, 2022). La valoración del estado trófico de un sistema hace referencia a la integración de los factores bióticos, abióticos y ecológicos, así como las interrelaciones que permiten al sistema realizar sus funciones ecológicas, aun cuando este funcionamiento se encuentre limitado (Pinilla et al 2010).

A pesar de que el uso de un índice permite resumir una gran y variable cantidad de datos, de manera unitaria los índices proporcionan una visión fragmentada del estado trófico del sistema, por lo que se requiere integrar más de un índice y una información complementaria que permitan tener una visión más amplia del estado trófico del ecosistema estudiado, como tratamos de hacer en esta investigación. En nuestro caso, además de utilizar los índices mencionados arriba, se integró al análisis la actividad nitrificante como función ecológica de gran importancia, para obtener una visión más amplia del estado trófico del ecosistema, facilitando el desarrollo e implementación de medidas de manejo más eficientes y evitar que continúe el deterioro del ecosistema.

ACP

En el caso del análisis ACP obtenido durante la temporada de lluvias, los 5 grupos formados se pudieron clasificar según la influencia de las actividades antrópicas a las que se encuentra sometido este ecosistema. Las características de los grupos obtenidos fueron:

1. El grupo 1. Compuesto por el Sitio 5 (Entrada al Paraje) y cuya actividad aledaña fue la actividad agrícola. Durante esta temporada su dinámica estuvo asociada a su elevada conductividad, la mayor concentración de materia orgánica (9.6 %_{co}) y mayor concentración de NT (21 mg L⁻¹), además este sitio se caracterizó por presentar la mayor profundidad (105 cm) y transparencia (55 cm).

2. El grupo 2 que incluye al sitio 6 (Puente de Urrutia), el cual es zona de vertido de agua proveniente del Canal de Apatlaco. Este sitio mostró un comportamiento heterogéneo entre temporadas al estar influenciado directamente por el relleno manual. Durante la temporada de lluvias los parámetros determinantes fueron la elevada concentración de

NH_4^+ (9.8 mg L^{-1}) en agua de fondo, un bajo ORP electropositivo (36 mV) y la menor tasa de nitrificación obtenida ($1.30 \text{ mg L}^{-1}\text{d}^{-1}$).

3. El grupo 3. Reune a sitio 2 (Entrada al Canal de Tezhuilo) y al sitio 3 (Centro del Canal de Tezhuilo), ambos considerados como una zona de transición área urbana-área de conservación. La dinámica de este grupo durante la temporada de lluvias dependió de la concentración de NH_4^+ ($1.15\text{-}1.83 \text{ mg L}^{-1}$) la cual fue la más baja en agua de fondo y la más alta concentración de NH_4^+ ($18.5\text{-}17.2 \text{ mg L}^{-1}$) en sedimento superficial. Este comportamiento que podría estar relacionado a la sedimentación de la materia orgánica y de los nutrientes para una posterior degradación a través del proceso de amonificación (Torres-Bojorges et al., 2017). Además de lo anterior, los valores obtenidos de parámetros de gran importancia ecológica como el OD ($4\text{-}5.4 \text{ \%OD}$) y las tasas de nitrificación ($2.89 - 3.82 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) se mantuvieron en la media de los valores obtenidos para los mismos parámetros en los demás sitios.

4. El grupo 4. Formado por el sitio 1 (Borde de Apatlaco), el cual se encuentra en la zona con la mayor cantidad de asentamientos humanos. Los parámetros que definieron su dinámica durante la temporada de lluvias fueron sus elevadas tasas de nitrificación ($4.87 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y nitrificación ($9.52 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) para agua de fondo, actividad que se benefició de su elevado porcentaje de oxígeno disuelto (15.4 \%OD) con respecto al resto de sitios, derivado al carácter somero del sitio y de la turbulencia de la columna de agua provocada por la lluvia y el constante paso de lanchas y trajineras, así como de sus elevadas concentraciones de PT (11 mg L^{-1}), ortofosfatos (4.9 mg L^{-1}) y la elevada concentración de *Chl α* (99.73 mg m^{-3}).

5. Por último, el grupo 5, correspondiente al sitio 4 (Laguna de Tezhuilo) y ubicado en la zona que más se adentra al área de conservación de este polígono estudiado. Durante esta temporada los parámetros que influyeron en mayor medida a la dinámica del sitio fueron las mayores concentraciones de pigmentos fotosintéticos en el sedimento superficial (4308.1 mg m^{-3}) y la mayor tasa de nitrificación en agua de fondo ($6.9 \text{ mg N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), estos parámetros parecen haber estado asociados a el mayor MES reportado (25.8 mg L^{-1}) y la elevada concentración de COT en el sedimento superficial (29 mg L^{-1}).

En el caso del ACP elaborado con la información de la temporada de secas se observaron cambios en el perfil que definió la agrupación, sin embargo, las agrupaciones de los sitios de muestreo fueron iguales que en la temporada de lluvias, indicando que a pesar del cambio temporal los sitios que conforman los grupos continúan teniendo una dinámica que permite distinguir diferencias entre sus perfiles.

1. El grupo 1 conformado por el Sitio 6 (Puente de Urrutia, que es un relleno con bombeo de agua del Canal de Apatlaco), se caracterizó en esta época del año por la mayor tasa de nitrificación obtenida en sedimento superficial ($132.30 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) la cual presentó un incremento drástico en comparación con las tasas obtenidas en la temporada de lluvias. Además, presentó una elevada concentración de MO ($8.3 \%_{\text{CO}}$).

2. El grupo 2, representado por el Sitio 5 (Entrada a Paraje, sitio con presencia de intensa actividad agrícola), los parámetros que destacaron fueron la mayor conductividad registrada ($887 \mu\text{S cm}^{-1}$), la mayor profundidad y transparencia obtenidas durante los muestreos realizados (105 cm y 50 cm), un elevado contenido de materia orgánica derivada del ingreso del material producido por las actividades agrícolas ($9.6 \%_{\text{CO}}$) y las mayores concentraciones de $\text{Chl}a$ y feopigmentos en sedimento superficial.

3. El Grupo 3 el cual fue el más diferenciado, conformado por el Sitio 1. (Borde De Apatlaco) con una densa población humana, durante esta temporada los parámetros de lo diferenciaron fueron el mayor %OD obtenido ($61.6 \%_{\text{OD}}$), las mayores concentraciones de NH_4^+ en agua de fondo (14.15 mg L^{-1}), mayores concentraciones de NT (354 mg L^{-1}), NO_3^- (12 mg L^{-1}), la elevada concentración de PT (9.1 mg L^{-1}) en sedimento superficial y ortofosfatos en agua de fondo y sedimento superficial (4.10 y 82.8 mg L^{-1}).

4. El grupo 4. Conformado por el sitio 4 Laguna Tezhuilo (Área de conservación) durante esta temporada se obtuvo la mayor concentración de MES (56 mg L^{-1}), una tasa neta de nitrificación en agua de fondo muy elevada con respecto al resto de sitios ($74 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$) dentro de la cual la tasa de nitrificación y nitrataciones son llevadas a cabo en una proporción similar, comportamiento que se ve reflejado a su vez en una elevada concentración de NO_2^- y NO_3^- (0.29 y 2.33 mg L^{-1}) e indicando que la oxidación del amonio se lleva regularmente *in situ*.

5. El grupo 5, conformado por el Sitio 2 (Entrada al canal de Tezhuilo) y el Sitio 3 (Centro Canal de Tezhuilo) considerados una zona de Transición urbana-área de conservación. En el caso de la temporada de secas ambos sitios fueron caracterizados por presentar los mayores valores en la concentración de Clorofila a en agua de fondo ($307.5 - 315.9 \text{ mg m}^{-3}$ Chl α) una elevada tasa de nitrificación en agua de fondo, con la mayor tasa de nitrificación en el sitio 2 ($0.60 \text{ mg L}^{-1}\text{d}^{-1}$) y la mayor tasa de nitratación en el sitio 3 ($0.53 \text{ mg L}^{-1}\text{d}^{-1}$), además de valores elevados en la concentración de MES ($40.7 - 51.4 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente).

A pesar de la variación entre temporadas, el análisis estadístico de componentes principales evidenció la existencia de 5 grupos formados con base en sus perfiles físico-químicos y los parámetros que tienen mayor influencia en ellos, y diferenciándose a su vez, por la influencia de las actividades antrópicas adyacentes.

1. Asentamientos humanos. En este grupo, la dinámica se rige por dos factores principales, su elevado %OD, derivado de su carácter somero y gran tráfico de lanchas y trajineras con respecto al resto de los sitios muestreados, característica que facilita el intercambio de O_2 entre la fase atmosférica y terrestre. El segundo factor es la elevada concentración de nutrientes, especialmente NH_4^+ , PT y PO_4^{3-} , las elevadas concentraciones de estos nutrientes suelen tener dos orígenes, aquellos que provienen principalmente de los vertimientos de aguas residuales y contaminantes orgánicos provenientes de asentamientos humanos (Abeja-Pineda et al., 2015), además de aquellos de origen autóctono provenientes principalmente de la resuspensión de sedimentos con elevadas cargas de nutrientes. Ambos con gran potencial para influir drásticamente en las concentraciones de nutrientes presentes en el sitio, como ya han reportado (Ngatia & Taylor, 2019).

Si bien la presencia de estos nutrientes es fundamental para el mantenimiento de las comunidades fitoplanctónicas de un sistema, estos nutrientes son promotores del proceso de eutrofización y degradación del sistema. Al ser incorporados desmesuradamente ocasionan cambios drásticos en las comunidades algales y actividad microbológica en general (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2022).

2. Actividad agrícola. Los parámetros que influyen en mayor medida en este grupo es el elevado contenido de materia orgánica, elevada conductividad y el mayor contenido de NT. Estos parámetros son utilizados ampliamente como indicadores del ingreso de fertilizantes inorgánicos nitrogenados y fosfatados, utilizados en la agricultura. El NT un nutriente utilizado para la producción de biomasa vegetal en la agricultura, su ingreso al sistema de canales por escorrentía y deposición promueve el crecimiento excesivo de algas impactando directamente en el estado trófico del sistema (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2022).

3. Relleno del canal con bomba. Grupo que mostró un comportamiento heterogéneo al estar influenciado directamente por un relleno manual con aguas provenientes del canal de Apatlaco, este grupo obtuvo la mayor conductividad durante ambas temporadas, un elevado contenido de materia orgánica y la mayor tasa de nitrificación en sedimento superficial durante la temporada de secas.

4. Zona de transición entre el área urbana y el área de conservación. Grupo que obtuvo valores cercanos a la media obtenida en toda la zona muestreada para parámetros como el %OD, además de obtener tasas de nitrificación elevadas y la mayor concentración de pigmentos fotosintéticos durante ambas temporadas.

5. Zona dentro del área de conservación. Grupo caracterizado por obtener la mayor concentración de MES con respecto al resto de sitios, una elevada tasa de nitrificación que se ve reflejada en concentraciones elevadas de NO_2^- y NO_3^- gran cantidad de pigmentos fotosintéticos y una elevada concentración de COT.

En estos últimos grupos caracterizados por las altas concentraciones de pigmentos fotosintéticos el mayor indicador trófico sería la concentración de $\text{Chl}\alpha$, siendo este uno de los factores que mayor influencia tendría dentro de la dinámica del sistema y cuya importancia para definir el estado trófico ha sido descrita con anterioridad (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2022), aunque como indica Pulido (2015) es fundamental considerar el papel que tienen estos organismos fitoplanctónicos en el flujo del nitrógeno a través del sistema.

Conclusión

En general el Polígono puente de Urrutia presentó gran variabilidad espacial y temporal. El sistema presentó un estado hipertrófico en aquellos sitios cercanos a los asentamientos humanos y con los índices que considera variables químicas, como el TSI_{PT} y $TRIX$, que integran el PT , $\%OD$ y NID , lo anterior debido a las altas concentraciones de nutrientes y baja concentración de oxígeno. Mientras se obtuvo un estado mesotrófico-eutrófico en aquellos sitios que se alejan de la zona con asentamientos humanos y que se adentran al área de conservación con los índices que integran variables biológicas como es el caso del $TSI_{Chl\alpha}$ o que toman en cuenta la transparencia como el TSI_{DS} .

Por lo anterior podemos decir que el sistema presenta un estado químicamente hipertrófico que se asocia principalmente con las actividades antrópicas debido al incremento de nutrientes al sistema, sin embargo, la presencia de actividad nitrificante en agua de fondo, sedimento superficial, así como los cambios observados en la dinámica de los pigmentos fotosintéticos, específicamente de la $Chl\alpha$, son un indicio de que el sistema sigue presentando una dinámica biológica funcional, que permite mostrar cambios entre las temporadas e indica que posiblemente los organismos en el sistema se han ido adaptando a estas condiciones extremas.

Si bien los índices para determinar el estado trófico son globalmente utilizados e incluso algunos de ellos ya poseen adecuaciones para ser aplicados en sistemas que presentan una gran cantidad de florecimientos algales, las discrepancias obtenidas durante la presente investigación al utilizar índices enfocados en diferentes parámetros evidencian la necesidad de desarrollar adecuaciones que puedan integrar las variables químicas y biológicas características del sistema estudiado. Esto con la finalidad de lograr una mejor representación del sistema y los procesos que tienen lugar en él, lo cual ayudaría a disminuir el sesgo en la interpretación que puede ser ocasionado al utilizar únicamente un índice.

La identificación de los parámetros que definen la dinámicas espacial y temporal, así como el interés actual por desarrollar nuevas herramientas que brinden una representación precisa del estado trófico del sistema y que expliquen de una manera eficaz los procesos

que se llevan a cabo dentro del mismo, sugieren que es fundamental comenzar a integrar y modelar la información generada. Esto podría brindar una herramienta de gran importancia para el desarrollo de estrategias de manejo que permita conservar las condiciones existentes en el Sistema Lagunar y por consiguiente de los bienes y servicios ecosistémicos que el Polígono Puente de Urrutia y el Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco proveen a la Ciudad.

Referencias

- Abeja-Pineda, O., López-López, E., Fayari, L., & Sedeño-Díaz, J. (2015). Algal growth potential and oxidative stress in *Ankistrodesmus falcatus* exposed to waters from Xochimilco Lake system, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 18, 221-231. DOI:10.1080/14634988.2015.1040709
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. (07 de 06 de 2023). Emisiones de óxido nitroso. <https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/emisiones-de-oxido-nitroso#N2O%20references>
- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M. & Muraoka, K. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21(1), 675 - 681. DOI:10.1080/03680770.1980.11897067
- Almanza, S., Figueroa-Torres, M. G., Ferrara, M. J., Malpica, A. R., & Angeles, J. R. (2022). Water cleaning by means of microalgae in the channels of Xochimilco, México. En L. Queiroz, E. Jacob-Lopes, & M. Deprá (Eds.), *Progress in Microalgae Research - A Path for Shaping Sustainable Futures* (pp. 1-19). DOI: 10.5772/intechopen.104711
- Barreiros Güemes, M. T., & Signoret Poillon, M. (1999). *Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros: métodos de evaluación*. Ciudad de México: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, 120.
- Bartosiewicz, M., Maranger, R., Przytulska, A., & Laurion, I. (2021). Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake. *Water Research*, 196 (116985), 12. DOI:10.1016/j.watres.2021.116985
- Berdeja Núñez, D. J. (2022). *Evolucion fisico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un periodo de 9 años*. Informe Final de Servicio Social por Investigación , Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento del Hombre y su Ambiente <https://repositorio.xoc.uam.mx/jspui/handle/123456789/1>.
- Bojórquez Castro, J. L., Esquivel Herrera, A., Arana Magallón, F., Latournerié Cervera, J., Rosiles Martínez, R., & Soto Castor, R. (2017). *Contaminación química y biológica en la zona lacustre de Xochimilco* (Primera Edición ed.). México DF: UAM-X, CBS, El hombre y su ambiente, 342.
- Boveri, Q. R., Petracchi, M. B., Renella, C. A., Rosso, A. M., Sosnovsky, J. J., & von Bernard, H. T. (2006). The effects of the pampa wetlands agriculturization on shallow lakes eutrophication. En G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi, & C. Sidagis (Eds.), *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle* (págs 1 - 16). Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental.

- Buendía-Flores, M., Tavera, R., & Novelo, E. (2015). Florística y ecología de diatomeas bentónicas de la Zona Lacustre de Xochimilco - Tláhuac, México. *Botanical science*, 93(3), 531 - 558. DOI:10.17129/botsci.148
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 98 - 110.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnological research Conter*, 22(2), 361 - 369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Díaz, R., Rabalais, N. N., & Breitburg, D. L. (2012). Agriculture's impact on aquaculture: Hypoxia and Eutrophication in Marine Waters. En *Advancing the Aquaculture Agenda: Workshop Proceedings* (275 - 318). Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264088726-20-en>
- Fontúrbel, F. (2005). Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada*, 4(1,2), 7. DOI:10.21704/rea.v4i1-2.308
- Gómez-Ortega, R., de la Lanza-Espino, G., Tovilla-Hernández, C., Barba-Macías, E., Valle-Mora, J., Castañeda-López, O., & Ramos-Santiago, E. (2017). Cambios ambientales y tróficos a través de un análisis a largo plazo del sistema lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Journal of Marine and Coastal Sciences*, 9(2), 75 - 100. <http://dx.doi.org/10.15359/revmar.9-2.4>
- Hansen, A. M., & Márquez-Pacheco, H. (2012). Procedimientos para evaluar cargas internas de nutrientes en cuerpos de agua. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 29(1), 265 - 275.
- Hernández, E., Aguirre, N., Palacio, K., Palacio, J., Ramírez, J. J., Duque, S., Mogollón, M. y Kurk, C. (2020). Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 392 - 406. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1082>
- IPCC. (2021). Glossary. En IPCC, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, . . . B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021 The physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (págs. 2229 - 2254). Cambridge, United Kingdom and New York. organi
- Kang, J. J., Min, J. O., Kim, Y., Lee, C. H., Yoo, H., Jang, H. K. & Lee, S. H. (2021). Vertical distribution of phytoplankton community and pigment production in the Yellow Sea and the East China Sea during the late summer season. *Water*, 13(3321), 15. <https://doi.org/10.3390/>
- López, M. P. (2009). Los sedimentos y su incidencia en la eutrofización de los embaleses. Caso del Río Lozoya. *Ingeniería del Agua*, 16(4), 11.

- López-Mendoza, Z., Tavera, R., & Novelo, E. (2015). El fitoplancton de un canal de Xochimilco y la importancia de estudiar ecosistemas acuáticos urbanos. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 18(1), 13-28.
- Moreno, D. P., Quintero, J., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS. Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería* (78), 25 - 36.
- Moya, B. V., Elizalde, B., & Hernández, A. E. (2005). Los Humedales Ante el Cambio Climático. *Investigaciones Geográficas*(37), 127-132.
- Ngatia, L., & Taylor, R. (2019). Phosphorus Eutrophication and Mitigation Strategies. En T. Zhang (Ed.), *Phosphorus Recovery and Recycling* (pág. 104). DOI:10.5772/intechopen.79173
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (20 de marzo de 2020). FAO, Centro de conocimientos sobre agroecología. Consultado el 05 de mayo de 2023, de <https://www.fao.org/agroecology/slideshow/news-article/es/c/1267647/>
- Pinilla, G. A., Duarte, J. & Vega, L. (2010). Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del Canal del Dique, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(2), 169 - 188.
- Pulido, P. C. (2015). El fitoplancton en la determinación del estado trófico del humedal El Salitre (Bogotá D. C., Colombia) en épocas climáticas contrastantes. [Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería] Repositorio Institucional Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. <http://hdl.handle.net/20.500.12010/1765>
- Ramesh-Reddy, K. & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands. Science and applications.* (1. Edition, Ed.) Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1201/9780203491454>
- Ramsar. (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía de la Convención Sobre los Humedales (RAMSAR, Irán, 1971)* (Vol. 6). Secretaría de la Convención de los Humedales de Importancia Internacional RAMSAR.
- Rodríguez-Flores, C. N., Vinocur, A. & Izaguirre, I. (2019). Dinámica del fitoplancton en tres lagos urbanos con diferentes estrategias de manejo: Análisis de floraciones estivales. *Ecología Austral*, 29, 72 - 93. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.743>
- Rousseaux, C. S. & Gregg, W. W. (2014). Interannual variation in phytoplankton primary production at a global scale. *Remote Sensing*, 6(1), 1-19. Doi:10.3390/rs6010001
- Salmaso, N., Naselli-Flores, L., & Padisák, J. (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60, 603 - 619. DOI:10.1111/fwb.12520

- Torres-Bojorges, Á. X., Hernández, N. A., Fausto, A. A., & Zurita, F. (2017). *Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 37 - 47. DOI:10.20937/RICA.2017.33.01.03
- Vásquez, G., Herrera, L., Cantera, J., Galvis, A., Cardona, D. & Hurtado, I. (2012). Metodología para determinar niveles de eutrofización en ecosistemas acuáticos. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 24, 112 - 128.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale. turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329 - 357.
- Xiu, P. & Fei, C. (2012). Spatial and temporal variability in phytoplankton carbon, chlorophyll, and nitrogen in the North Pacific. *Journal of Geophysical Research*, 117, 1 - 17. DOI:10.1029/2012JC008067

Capítulo 4. Transferencia de Conocimiento y Transferencia Tecnológica. Elaboración y uso de los mapas de isolíneas para conocer la evolución de los procesos de nitrificación en el Polígono Puente de Urrutia

Resumen

La transferencia de conocimiento y tecnología de la universidad hacia las comunidades es un proceso fundamental que tiene como objetivo promover el desarrollo, garantizar el bienestar de las comunidades humanas y presentar soluciones para las problemáticas actuales. Actualmente, una de las tareas más importantes para los investigadores es el desarrollo de herramientas que faciliten el acceso y la comprensión del conocimiento generado en la investigación para permitir que las comunidades se apropien del mismo y lo utilicen como una herramienta de participación en la toma de decisiones para el manejo de los ecosistemas que habitan. Debido a lo anterior, generar herramientas que integren la información obtenida y lo transformen en representaciones gráficas que faciliten esta transmisión es una tarea esencial.

La propuesta para la transferencia tecnológica dentro de esta investigación consistió en la elaboración de mapas de isolíneas con la finalidad de generar una proyección geográfica de la dinámica espacial y temporal del proceso de nitrificación y su relación con los parámetros que tienen mayor influencia en su comportamiento, además de permitir evaluar como las actividades antrópicas presentes en cada uno de los sitios muestreados moldean las interacciones en el sistema.

Se obtuvieron nueve mapas que permitieron reflejar con gran precisión la dinámica del porcentaje de oxígeno disuelto, de la concentración de clorofila α y las tasas de nitrificación en agua de fondo y sedimento superficial. Estas representaciones facilitaron la interpretación de la información evidenciando la variabilidad espacial y temporal del sistema lo que puede ser de gran utilidad para evaluar la evolución del sistema. Si bien los mapas de isolíneas mostraron ser sumamente efectivos, el éxito en la aplicación de los

mapas recae directamente en reforzar la transferencia de conocimientos, así como la retroalimentación de la información que permita continuar actualizando la información presente en los mapas.

Abstract

The transfer of knowledge and technology from the university to the communities is a fundamental process that promote development, ensure the welfare of human communities and present solutions to current problems. Currently, one of the most important tasks for researchers is the development of tools that facilitate the access and understanding of the knowledge generated in research to allow communities to appropriate it and use it as a tool for participation in decision-making for the management of the ecosystems they inhabit. Due to the above, generating tools that integrate the information obtained and transform it into graphic representations that facilitate this transmission is an essential task.

The proposal for technology transfer within this research consisted in the elaboration of isoline maps with the purpose of generating a geographic projection of the spatial and temporal dynamics of the nitrification process and its relationship with the parameters that have the greatest influence on its behavior, in addition to allowing the evaluation of how the anthropic activities present in each of the sampled sites shape the interactions in the system.

Nine maps were obtained that reflect the dynamics of the percentage of dissolved oxygen, chlorophyll α concentration and nitrification rates in bottom water and surface sediment with great precision. These representations facilitated the interpretation of the information by showing the spatial and temporal variability of the system, which can be very useful to evaluate the evolution of the system. Although the isoline maps proved to be highly effective, the success in the application of the maps lies directly in reinforcing the transfer of knowledge, as well as the feedback of the information that allows to continue updating the information present in the maps.

Introducción

La transferencia de conocimiento consiste en aplicar el conocimiento teórico acumulado que se deriva de la investigación, a través de diversos mecanismos de difusión, cuyo resultado facilita el entendimiento sobre el funcionamiento, la dinámica, la alteración o la recuperación de sistemas por parte de aquellos que aprovechan el recurso.

Es necesario generar propuestas de manejo relacionadas con el uso sostenible de los ecosistemas, sin embargo, es difícil que las comunidades puedan implementar buenas prácticas del uso de sus recursos naturales debido a que esta tarea en general es exclusiva para manejadores de recursos especializados, por lo que es necesario generar información de fácil acceso y comprensión sobre la evolución del sistema.

Esta propuesta de transferencia de conocimiento y tecnológica consiste en elaborar mapas temáticos (de isolíneas) que permiten comunicar fácil y de manera gráfica cambios espaciales y temporales del proceso de nitrificación, de tal modo que su empleo sea efectivo para observar la relación de este proceso con el perfil físico-químico, actividad biológica y actividad antrópica, con la finalidad de que sea una herramienta útil para la toma de decisiones relacionadas con el manejo y la preservación del sistema.

Revisión bibliográfica

Transferencia de Conocimiento y Transferencia Tecnológica

La transferencia de conocimientos es el proceso mediante el cual los resultados y descubrimientos obtenidos en investigaciones, la propiedad intelectual, la experiencia y habilidades desarrolladas fluyen desde las universidades y las instituciones de investigación hacia las empresas, instituciones gubernamentales o la población en general. Este proceso es considerado de alto valor para optimizar procesos y para prevenir riesgos que garanticen el bienestar de la población y del ecosistema (World Intellectual Property Organization, s.f.; University of Cambridge, 2009).

La transferencia de conocimientos abarca un amplio rango de canales que pueden ser considerados oficiales (licencias, empresas emergentes, empresas derivadas, contratos, proyectos de investigación) u oficiosos (Movilidad de capital humano, publicaciones y

eventos, docencia, intercambios informales de información entre investigadores y las empresas o la comunidad) (World Intellectual Property Organization, s.f.).

Por su parte, la transferencia tecnológica es descrita como un proceso mediante el que las organizaciones enfocadas en la investigación transfieren los avances, habilidades y conocimientos, como elementos tangibles (libros, manuales, tecnologías, fertilizantes orgánicos o inorgánicos, etc.) y que puedan ser utilizados en el sector público y privado, y se caracterizan por tener una propiedad intelectual (World Intellectual Property Organization, s.f.). Este proceso da como resultado un nexo entre los centros de investigación públicos y privados con los particulares y con la sociedad (López et al., 2006).

Mapas Temáticos y de Isolíneas

Los mapas temáticos o también conocidos como mapas estadísticos son una herramienta cuyo objetivo es integrar la información proveniente del estudio de un fenómeno, para posteriormente simplificarla y realizar una proyección geográfica de la misma sobre un área determinada (Klimczak & Kopańczuk, 2012), permitiendo evidenciar los cambios en el comportamiento, la estructura, la distribución y la magnitud del fenómeno, facilitando la comprensión del mismo (Claret et al., 2010).

Los mapas de isolíneas, son uno de los mapas temáticos más utilizados actualmente para representar los datos que poseen un comportamiento continuo en el espacio. Proporcionan una visión global de la superficie muestreada y las variaciones espaciales de los resultados obtenidos en alguna investigación. A través de los datos generados, el mapa resultante consiste en una superficie de isolíneas en tres dimensiones que representan al sistema, con valores asignados de acuerdo a las variables que se busca representar (Dent et al., 2009).

Para la elaboración de los mapas de isolíneas se deben tomar en cuenta tres factores:

A) Obtención suficiente de datos

La elaboración de los mapas de isolíneas requiere contar con información representada en los tres ejes (X, Y y Z). Para ello es necesario contar inicialmente con una serie de puntos o sitios de muestreo distribuidos en un área geográfica designada. Estos sitios son puntos

de control que proporcionan la información correspondiente a los ejes X-Y (Claret et al., 2010), mientras que la información correspondiente al eje Z se obtiene a través de las proporciones, magnitudes o promedios de los fenómenos estudiados (Dent et al., 2009). Por ejemplo, en esta investigación, los valores de X-Y están dados por los sitios de muestro distribuidos en el Polígono estudiado, mientras que el valor Z corresponde a las magnitudes de los parámetros determinados, un ejemplo sería los valores de %OD obtenidos en cada sitio.

El establecimiento de los puntos de muestreo y la cantidad de estos dependen del criterio del investigador. Si bien, se considera que una mayor cantidad de información se traduce en una mayor precisión, en el caso de las isolíneas la ubicación de los puntos a muestrear y la fiabilidad de las mediciones tienen mayor relevancia que la cantidad de datos (Dent et al., 2009).

B) Los mapas de isolíneas y la interpolación

Cuando se han designado los puntos geográficos en la zona de estudio y se conocen los valores de magnitud de los parámetros determinados (ejes X, Y y Z), se puede comenzar el desarrollo de los mapas de isolíneas. Estos mapas parten de los valores conocidos y la premisa de que la información se encuentra en todos lados de manera continua, incluso en aquellos sitios donde por motivos metodológicos no fue posible su medición (Dent et al., 2009). La obtención de valores desconocidos a partir de los conocidos se lleva a cabo mediante el proceso de interpolación (Claret et al., 2010).

La interpolación consiste en la proyección geométrica de líneas sobre el plano geográfico estudiado. Esta proyección no se realiza de manera aleatoria, sino que la ubicación de las intersecciones se predice con base en los datos conocidos y su dinámica se modifica proporcionalmente a la magnitud del fenómeno y la distancia con respecto a los sitios muestreados, siendo influenciadas en mayor medida por aquellos sitios adyacentes y respondiendo menos a aquellos sitios lejanos (Dent et al., 2009).

Para poder predecir la información desconocida a partir de la información que se ha generado, es necesario utilizar la interpolación (Claret et al., 2010). El proceso consiste en

obtener un gradiente entre los puntos geográficos definidos, indicando el cambio en la magnitud del parámetro analizado. Los valores serán entonces representados por líneas que se situarán de manera proporcional a la magnitud del parámetro obtenido y la distancia que se tiene con respecto a los puntos muestreados. Las líneas obtenidas serán entonces una proyección geométrica efectuada en el plano geográfico utilizado (Dent et al., 2009).

A pesar de que existen diferentes métodos de interpolación, el más utilizado para la representación de una superficie es el de interpolación ponderada (IDW). Durante este método se estiman los valores de las celdas mediante los promedios de los valores conocidos en celdas adyacentes. La influencia para determinar el valor precedido dependerá en mayor medida de aquellos sitios cercanos y su influencia será reducida al incrementar su distancia. Si bien la elaboración de estos mapas en la cartografía tradicional implicaba gran cantidad de tiempo y trabajo, el uso de los sistemas de información geográfica (SIG) logró incorporar funciones con éxito, permitiendo facilitar el proceso drásticamente.

Sistemas de Información Geográfica

Los SIG son un conjunto de Software que tiene la función de integrar, categorizar y representar información descriptiva y analítica de diversos fenómenos asociados a zonas geográficas (Environmental System Research Institute, 2023). Su objetivo principal es poner a la disposición de los usuarios la información existente en sus bases de datos para su consulta interactiva, su análisis y el desarrollo de nuevo conocimiento existente, facilitando la planificación y gestión de nuevos proyectos (Servicio Geológico Mexicano, 2023).

Estos programas utilizan como información base los mapas y los presentan como una ventana interactiva de información geográfica, formando colecciones que permiten almacenar, gestionar, recuperar y respaldar el trabajo de investigaciones realizadas por diversas instituciones, permitiendo generar un modelo informatizado del mundo real en un sistema de referencia geográfica (Environmental System Research Institute, 2023; Servicio Geológico Mexicano, 2023).

Objetivo

Crear un mapa de isolíneas para reconocer las zonas con mayor tasa de nitrificación y producción de clorofila α para su difusión y retroalimentación.

Métodos

Transferencia de Conocimiento

Para la transferencia de conocimiento se participó en congresos y charlas informativas que nos permitiera difundir nuestros resultados con las comunidades e investigadores que tienen una relación directa con el área de estudio (Polígono Puente de Urrutia), con el objetivo de informar la importancia del proceso de nitrificación, sus implicaciones ecológicas y su relación con las actividades antrópicas.

Transferencia tecnológica

Se diseñó una base de datos georreferenciada con el sistema World Geodetic System WGS84, donde fue introducida toda la información sobre los perfiles físico-químicos y la tasa de nitrificación obtenidas durante los muestreos de la temporada de lluvias (julio-agosto 2021) y secas (febrero 2022).

De los resultados contenidos en la base de datos fueron seleccionados los prioritarios para la transferencia: la tasa de nitrificación e indicadores del estado trófico del sistema (%OD y Chl α) para realizar las representaciones cartográficas a través de mapas de isolíneas utilizando por medio del Software ArcMap 10.8.1.

Resultados

Transferencia de Conocimiento.

Participación en eventos especializados y charlas informativas:

1. Séptimo Simposio Sobre la Diversidad Biológica (mayo 2022). Donde se participó con el tema “Tasas de nitrificación en la zona de conservación Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco”(Figura 24), en el cual se abordó la importancia de la nitrificación dentro del polígono y se presentaron los resultados obtenidos de este proceso, así como

la influencia que presenta el perfil físico y químico sobre esta actividad durante la temporada de lluvias (junio-agosto, 2021).



Figura 24. Constancia del Séptimo Congreso Sobre Diversidad Biológica Internacional (mayo 2022)

2. Tercer Congreso sobre “Manejo Integral Sustentable Transdisciplinario de la Cuenca de Xochimilco y sus Afluentes” (julio 2022), tema: “Producción de nitratos e índices tróficos en la zona de conservación Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco”(Figura 25), donde se presentaron resultados sobre la producción de nitratos y evaluación del índice trófico del sistema durante la temporada de lluvias (junio-agosto, 2021).



Figura 25. Constancia del Tercer Congreso sobre "Manejo Integral Sustentable Transdisciplinario de la Cuenca de Xochimilco y sus Afluentes (julio 2022)

3. Pláticas informativas sobre la calidad del agua y cultivo del alga espirulina de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (Figuras 26 y 27), la plática se llevó a cabo en el embarcadero de Puente de Urrutia. Se presentaron resultados de investigaciones de los alumnos de Maestría en Ecología Aplicada y de la Licenciatura en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco (mayo de 2022). En estas charlas se discutieron temas relacionados con el ciclo del nitrógeno (importancia ecológica y como indicador de contaminación), señalando cuales son las actividades antrópicas que tienen influencia sobre la emisión de óxidos nitrosos, óxido nítrico y la acumulación de los compuestos nitrogenados inorgánicos (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) y que pueden alterar el ecosistema:



A las Comunidades de Xochimilco, San Gregorio Atlapulco y público en general se les invita a las



Pláticas sobre la calidad del agua y cultivo del alga espirulina de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco

síntesis de las investigaciones de los alumnos de la Maestría en Ecología Aplicada y de la Licenciatura en Biología, de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Xochimilco



1. El papel de las microalgas en la depuración del agua de residuo de los canales de Xochimilco. Saúl Almanza. Enunciación, Maestría en Ecología Aplicada, UAM Xochimilco
2. Tasa de nitrificación y desnitrificación como indicadores de los procesos de eutrofización y producción de oxígeno nitrato dentro del polígono Puente de Urrutia en Xochimilco. Alejandra Polo Hernández, Maestría en Ecología Aplicada, UAM Xochimilco
3. Cultivo artesanal de espirulina. Gabriel Cruz Woo, Licenciatura en Biología, UAM Xochimilco

Lugar: Salón al sur del Puente de Urrutia, parcela 104 fracción quinta
Ejido de San Gregorio Atlapulco

Fecha: Viernes 20 de mayo de 2022

Horario: 16 a 18 horas

Figura 26. Pláticas sobre la calidad del agua y cultivo de alga Espirulina de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (mayo 2022).

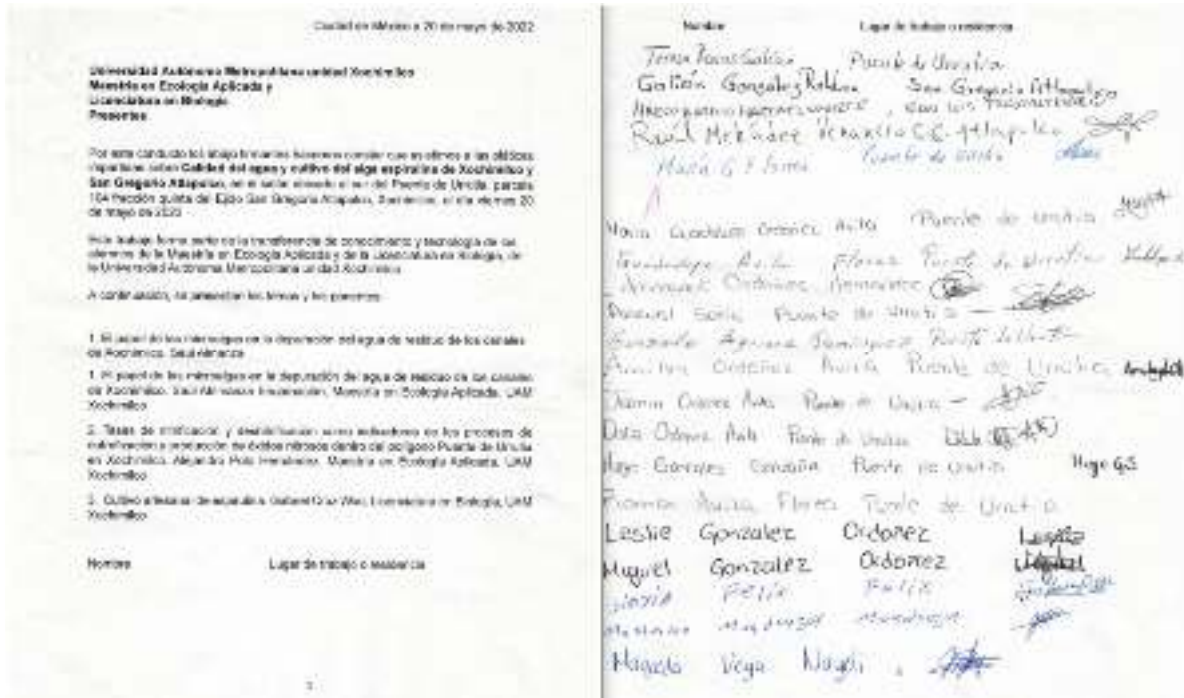


Figura 27. Hoja de asistencia a las pláticas sobre calidad del agua y cultivo de agua *Espirulina* de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco

Durante estas pláticas se respondieron preguntas como:

¿Cuál es la importancia de los compuestos medidos (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-)? y ¿Cuál es la utilidad de la información generada para los habitantes que hacen uso de este recurso?

Además, se abordó la importancia que presenta el ciclo del nitrógeno en estos ecosistemas para la agricultura y sobre sus capacidades autodepurativas, y se explicó la influencia de la actividad agropecuaria sobre estos procesos.

Lo anterior mostró la importancia de este tipo de estudios en este ecosistema para generar información que ayude a comprender el papel microbiológico en relación al perfil físico-químico, para que puedan servir como una herramienta en el uso sustentable del sitio.

Transferencia de tecnología

Se elaboraron nueve mapas georreferenciados que representan el área de estudio tomando como referencia los cambios espacio-temporales del perfil físico y químico y la actividad nitrificante en la temporada de lluvias (junio 2021) y secas (febrero 2022).

Los parámetros físico-químicos considerados para la generación de los mapas fueron el porcentaje de oxígeno disuelto (%OD), la concentración de clorofila a (Chl α), la tasa de nitrificación en agua de fondo y tasa de nitrificación en sedimento superficial.

El primer mapa elaborado correspondió para delimitar la zona de estudio y sirvió de base para observar los cambios espacio-temporales de las diferentes variables utilizadas. Para todos los mapas se utilizó el sistema de coordenadas GCS WGS 1984 y una escala en el plano de 1:8,500, lo cual significa que un centímetro en el mapa equivale a 850 metros en la escala real (Figura 24).



Figura 28. Mapa basa para georreferenciar y delimitar la zona de estudio.

Sobre el mapa base y la ubicación de los sitios se realizó la proyección de las isolíneas para los diferentes parámetros descritos.

Mapa de Isolíneas Basado en Cambios en el Porcentaje de Oxígeno Disuelto en la Temporada de Lluvias

El aumento de color (azul) representa el incremento del porcentaje de saturación de oxígeno (Figura 25). Como se puede observar, el sitio 1 (Borde de Apatlaco) presentó mayor porcentaje de oxígeno y puede ser debido a su poca profundidad con respecto a los demás sitios, lo que pudo haber permitido el intercambio entre el O₂ atmosférico con el O₂ disuelto.

Mientras que las menores concentraciones se observaron en el sitio 4 (Laguna Tezhuilo) y el sitio 6 (Puente de Urrutia).

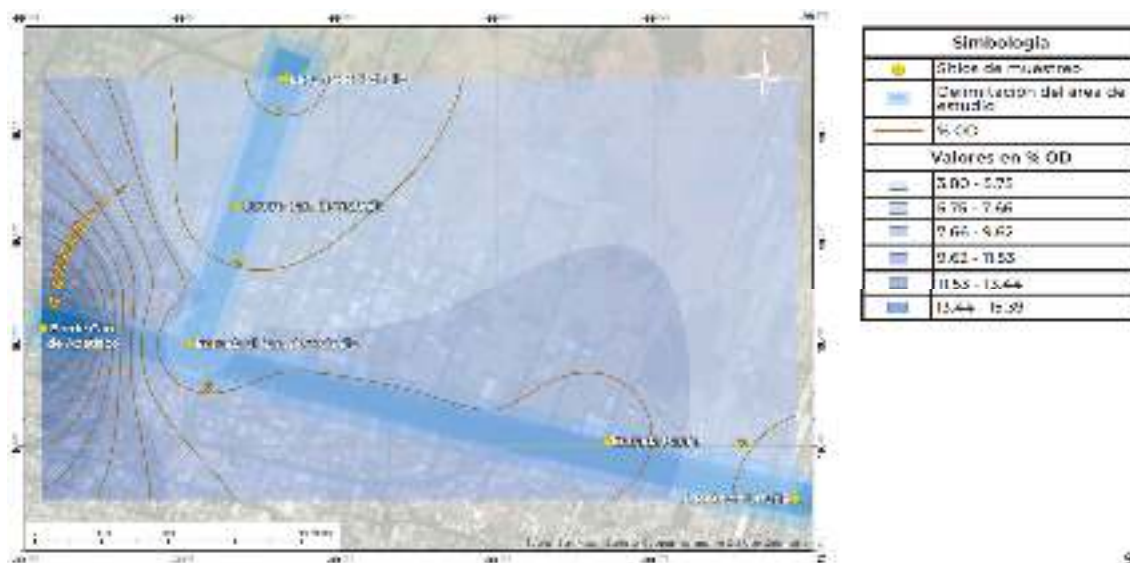


Figura 29. Mapa de isótopos del porcentaje de oxígeno disuelto en la temporada de lluvias (junio 2021).

Mapa de Isótopos Basado en Cambios en el Porcentaje de Oxígeno Disuelto en la Temporada de Secas

Durante la temporada de secas se presentó un incremento en el %OD en todos los sitios del polígono, representado por una tonalidad más oscura (Figura 26)

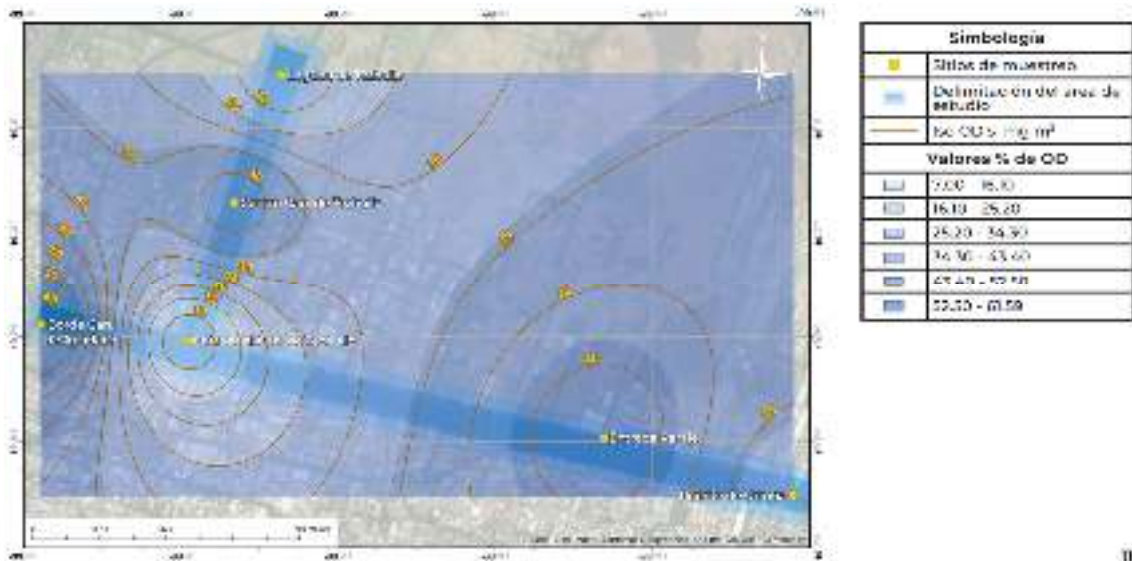


Figura 30. Mapa de isolíneas del porcentaje de oxígeno disuelto en la temporada de secas (febrero 2022).

Mapa de Isolíneas Basado en los Cambios en la Concentración de Clorofila α Durante la Temporada de Lluvias

La clorofila α es una medida indirecta de la densidad de fitoplancton presente en el sistema, sus concentraciones se encuentran representadas en verde y el incremento en el tono indica un incremento de esta variable.

En la temporada de lluvias (Figura 27) las concentraciones oscilaron entre 9.68 a 195.12 mg m⁻³, en el sitio 1 (Borde del Canal de Apatlaco) y sitio 2 (Entrada al Canal de Tezhuilo) se mostraron los mayores valores, el resto de sitios se mantuvieron por debajo de 24.23 mg m⁻³.

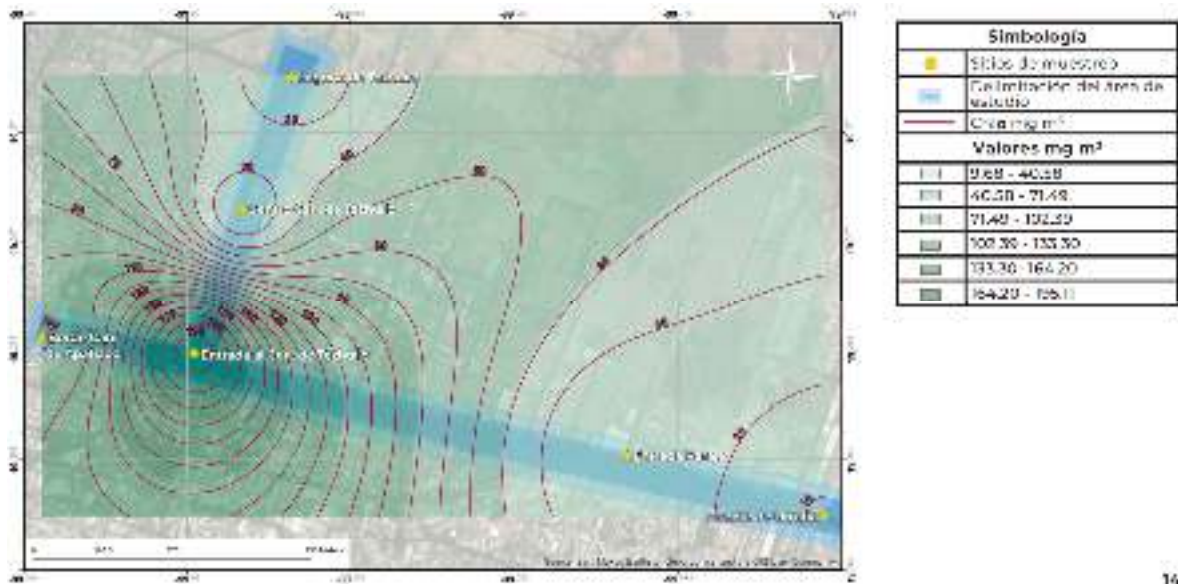


Figura 31. Mapa de distribución de los cambios espaciales de la clorofila α en la temporada de lluvias (junio 2021).

Mapa de Isolíneas Basado en los Cambios en la Concentración de Clorofila α Durante la Temporada de Secas

En la temporada de secas (febrero 2022) se observó un considerable incremento de clorofila α para todo el polígono (incremento en la tonalidad de verde) con respecto a la temporada de lluvias, ya que los rangos fueron de entre 58.9 hasta 315.9 mg m^{-3} . Los sitios con los valores más elevados fueron el sitio 2 Entrada al Canal de Tezhuilo y el sitio 3 Centro Canal de Tezhuilo, mientras que los valores más bajos se obtuvieron en el sitio 5 Entrada al Paraje.

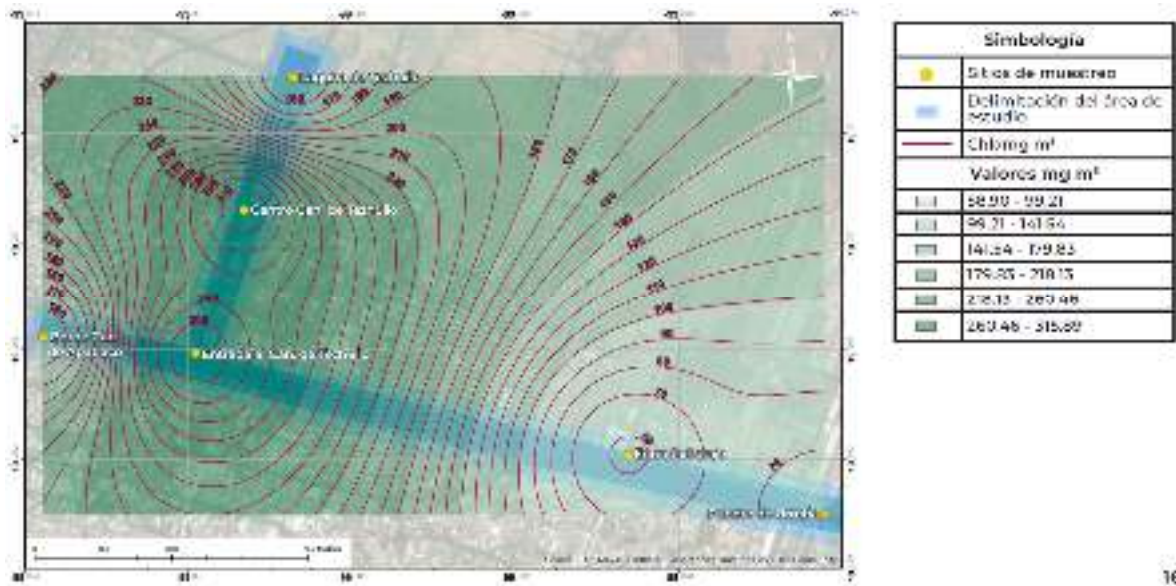


Figura 32. Mapa de distribución de los cambios espaciales de la clorofila α en la temporada de lluvias (junio 2021).

Mapa de Isolíneas Basado en los Cambios en la Tasas de Nitrificación Durante la Temporada de Lluvias

El proceso de nitrificación en agua de fondo y sedimento superficial, es de suma importancia para el mantenimiento de las condiciones del sistema ya que es el primer paso de un proceso de autodepuración en los humedales, regula el flujo de los compuestos nitrogenados, por lo que es un proceso clave del ciclo del nitrógeno.

Los cambios de este proceso se pueden observar por cambios en la tonalidad verde, la cual incrementa su tonalidad conforme aumenta la actividad nitrificante. En esta temporada se observaron elevadas tasas de nitrificación (producción de nitritos) y nitratación (producción de nitratos) y la mayor tasa de nitrificación se obtuvo en el sitio 1 (Borde de Apatlaco) y las menores tasas se obtuvieron en el sitio 6 (Puente de Urrutia).

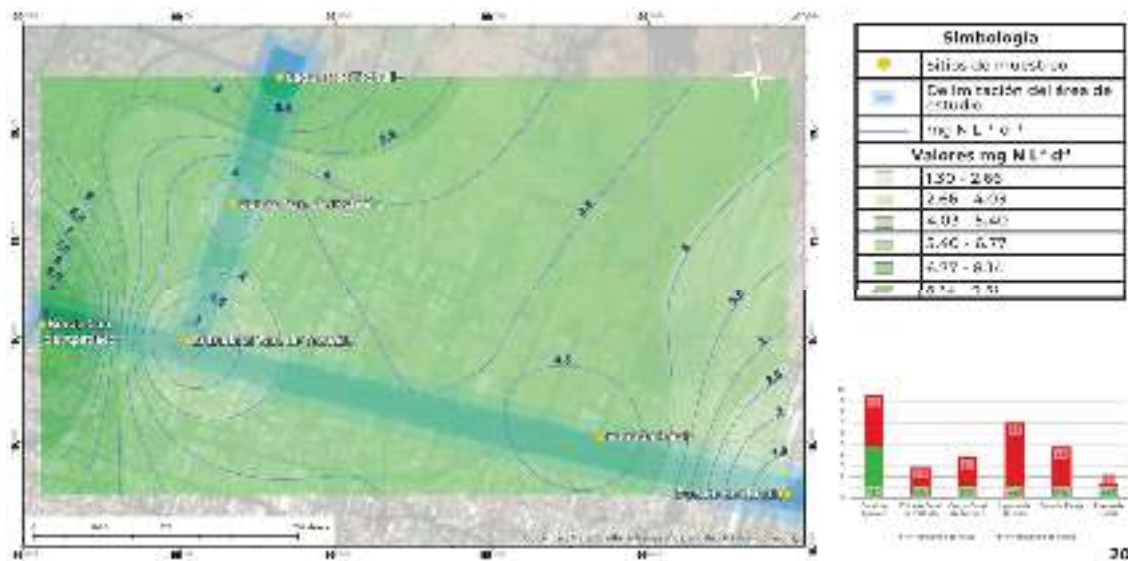


Figura 33. Mapa de isólinas basado en las tasas de nitrificación en agua de fondo durante la temporada de lluvias (junio 2021).

Mapa de Isólinas Basado en los Cambios en la Tasas de Nitrificación Durante la Temporada de Secas

Debido a que se observó una inhibición en el proceso de nitrificación, para este mapa la tonalidad clara representa las altas tasas de nitrificación que aumentan conforme disminuye los valores. En esta temporada se observó que la nitrificación completa en el agua de fondo se llevó a cabo en los sitios Centro Canal de Tezhuilo y Laguna Tezhuilo.

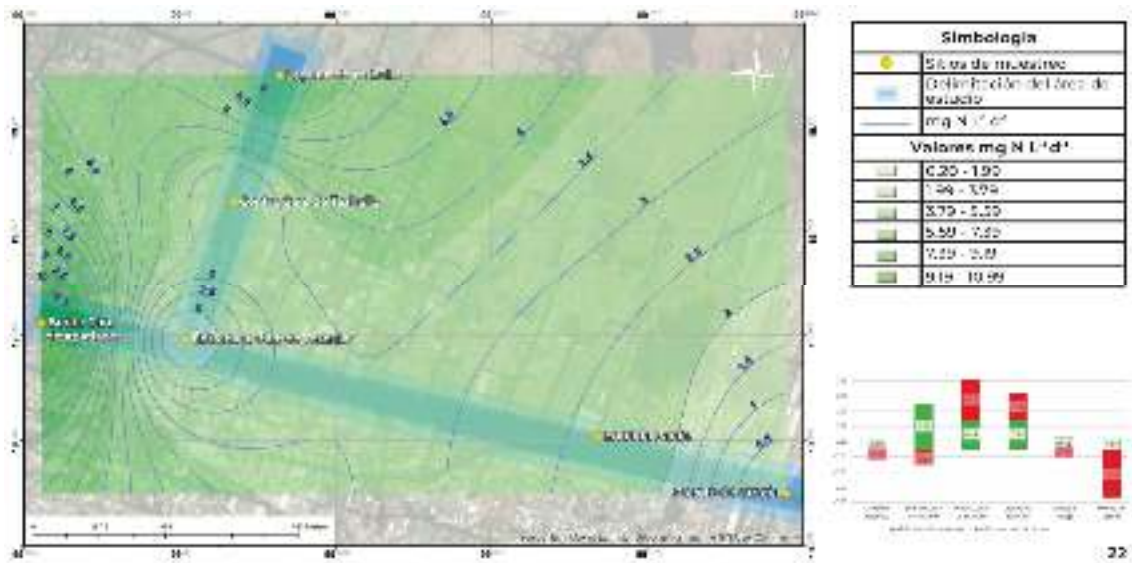


Figura 34. Mapa de isólinas basado en las tasas de nitrificación en agua de fondo durante la temporada de secas (febrero 2022).

Mapa de Isólinas Basado en las Tasa de Nitrificación en Sedimento Superficial en la Temporada de Lluvias

En el sedimento superficial se observó una mayor tasa de nitrificación con respecto al agua de fondo y en dos sitios se obtuvo una tasa de nitrificación parcial, indicando la posible acumulación de NO_2^-

En el sitio 3 (Centro Canal de Tezhuilo) se registró la mayor tasa de nitrificación con $29.36 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$ y sus menores valores en el sitio 1 (Puente de Urrutia) con $9.59 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$. En los sitios 1 (Borde de Apatlaco) y sitio 3 (Centro del Canal de Tezhuilo), se observó una tasa de nitrificación completa, el resto de sitios presentó únicamente procesos de nitrificación lo que indica una acumulación de NO_2^- y podría indicar producción de óxidos nitrosos. Ambos compuestos son de importancia ecológica para las comunidades humanas al ser tóxicos en grandes concentraciones y participar en los procesos de cambio climático.

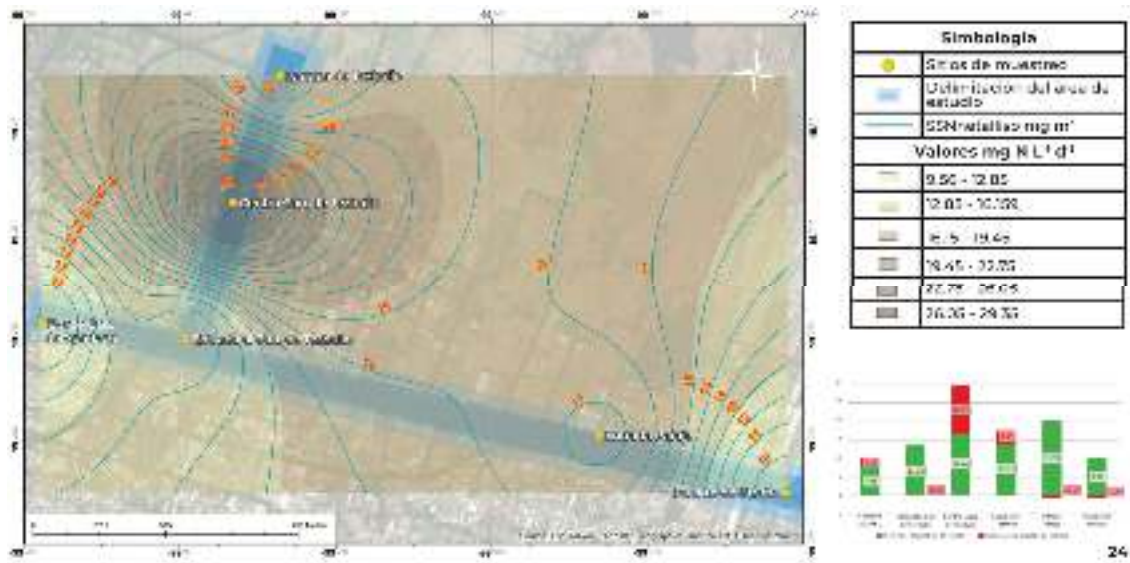


Figura 35. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en sedimento superficial durante la temporada de lluvias (junio 2021).

En la temporada de secas la nitrificación se llevó a cabo de manera completa en todos los sitios (Figura 36), indicando el compuesto final fue el nitrato NO_3^- el cual puede desnitrificares para salir del sistema. Se observó un incremento significativo en la mayoría de los sitios, las tasas de nitrificación más elevadas se obtuvieron en el sitio 6 (Puente de Urrutia) con valores hasta de $132.30 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$ y los menores valores se presentaron en el sitio 1 (Borde de Apatlaco) con una tasa neta de $14.42 \text{ mg N L}^{-1}\text{d}^{-1}$. Durante esta temporada la nitrificación se llevó a cabo de manera completa en todos los sitios, indicando el compuesto final fue el nitrato NO_3^- el cual puede desnitrificares para salir del sistema.

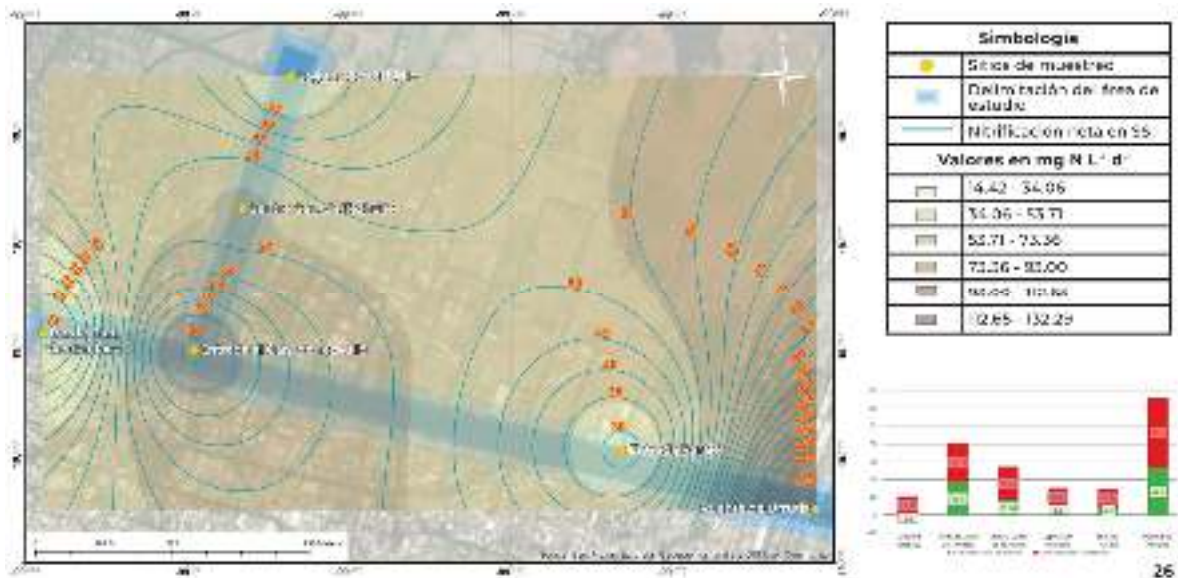


Figura 36. Mapa de isolíneas basado en las tasas de nitrificación en sedimento superficial durante la temporada de secas (febrero 2022).

Discusión

En la actualidad los conceptos de transferencia de conocimiento y transferencia tecnológica tienen diferente visión según la disciplina que los formule y sus objetivos, así como dependiendo de los aspectos sociales, culturales, económicos y ecológicos hacia donde se dirija la transferencia.

Para esta investigación, el enfoque que mejor responde a los objetivos planteados es el servicio que brinda la Universidad hacia la sociedad. Como lo indican Londoño et al. (2018), para las universidades y centros de investigación estas transferencias deben ser capaces de responder a las exigencias de su entorno social, las cuales no se restringen únicamente a aspectos económicos, sino que suelen ser más complejas debido a la gran variedad de factores que rodean a la transferencia, por lo cual se debe considerar un modelo o mecanismo que se adapte a dicho contexto, de manera que el impacto sea positivo en la comunidad receptora.

Para el ecosistema estudiado, así como los que hacen uso de estos recursos, la propuesta de transferencia tecnológica surge de la necesidad de crear herramientas que faciliten el

acceso, la apropiación y la comprensión del conocimiento generado dentro de esta investigación; específicamente la relacionada con procesos de nitrificación para comprender la dinámica del ciclo biogeoquímico del nitrógeno en el sistema relacionado con las actividades antrópicas de la zona.

Considerando lo anterior, la transferencia tecnológica consistió en la elaboración de los mapas de isolíneas y la integración de la información en una base de datos que permite observar cambios en el proceso de nitrificación y el perfil físico-químico, lo cual ayudó a una mejor comprensión de la dinámica del ciclo biogeoquímico del nitrógeno en el sistema. Una de las ventajas que presenta esta herramienta es que en un futuro pueden ser utilizados como base para observar la evolución de estos procesos a través de la generación de nuevos resultados según la variabilidad de las actividades en el sistema.

Esta propuesta permite el análisis de tres aspectos esenciales:

1. Las isolíneas permitieron reconocer la dinámica espacial del porcentaje de oxígeno disuelto, la concentración de clorofila a y las tasas de nitrificación, haciendo énfasis en la importancia de cada uno de estos parámetros para mantener el estado de salud del sistema, además de permitir identificar las zonas de interés basándose en aquellos sitios donde la nitrificación se presentó de manera completa o incompleta. Lo que fue de gran utilidad para asociar el comportamiento del sistema y de las comunidades nitrificantes y su relación con las actividades antrópicas aledañas. Por otro lado, la interpolación permitió proyectar con gran precisión esta dinámica en la superficie total de los canales que conforman el polígono.
2. Permitted observar la variación temporal, ya que se observa el cambio del comportamiento de las isolíneas en temporada de lluvias y temporada de secas, ya que se distingue de manera clara el aumento en las concentraciones de los diferentes indicadores y las tasas de nitrificación. A mediano y largo plazo esta información ofrece datos sobre la evolución física, química y biológica del sistema, algo que es de gran ayuda al momento de evaluar los resultados de la toma de decisiones y posibles medidas para el manejo de la zona.

3. El conocimiento y la apropiación de los resultados de esta investigación, por medio de las herramientas de mapeo, brinda a los pobladores la capacidad de reconocer si las medidas de manejo que se puedan llevar a cabo según las actividades que se realizan en cada sitio lo que serviría para replantear estrategias de manejo y conservación en el ecosistema.

Conclusión

La representación gráfica que arrojan los mapas de isolíneas permitió particularmente observar de manera clara y puntual la variabilidad del sistema, lo cual facilita la interpretación de la información y que en un futuro ayude a conocer la evolución del sistema.

Si bien los mapas temáticos son una de las herramientas más dinámicas para la difusión de información y la transformación de datos cuantitativos, el éxito de la presentación de estos mapas radica en parte en la transferencia de conocimiento y la difusión de la mayor cantidad de información posible, esto con la finalidad de que la comunidad tenga las bases para utilizar de mejor manera esta herramienta. Lo anterior dependerá de la continuidad en el análisis de estas variables y su incorporación para la actualización de estos mapas que permita comprender el comportamiento del ecosistema.

Literatura citada

- Abeja-Pineda, O., López-López, E., Fayari, L., & Sedeño-Díaz, J. (2015). Algal growth potential and oxidative stress in *Ankistrodesmus falcatus* exposed to waters from Xochimilco Lake system, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 18, 221-231. doi:10.1080/14634988.2015.1040709
- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. (07 de 06 de 2023). Emisiones de óxido nitroso. <https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/emisiones-de-oxido-nitroso#N2O%20references>
- Berdeja Núñez, D. J. (2022). Evolucion fisico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un periodo de 9 años. Informe Final de Servicio Social por Investigación , Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento del Hombre y su Ambiente .
- Chanchala, T. d. (2014). Generación de Gases de Efecto Invernadero en los Sedimentos de un Humedal Natural Eutrofizado: Influencia de Nutrientes (N y P). Tesis Maestría en Ingeniería. Énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería.
- Claret, R., Cabrera, C., & Ramírez, L. (2010). Cartografía temática. Representaciones cartográficas de implementación puntual y lineal: elaboración mediante Sistemas de Información Geográfica. *Revista Geográfica Digital*(14), 1 - 12.
- Dent, B. D., Torguson, J. S., & Hodler, T. W. (2009). *Cartography Thematic Map Design* (6 ed.). McGrawHill.
- Environmental System Research Institute. (s.f.). ArcGIS Resources. Recuperado el 24 de 08 de 2023, de <https://resources.arcgis.com/es/help/getting-started/articles/026n000000t000000.htm>
- He, Y., Tao, W., Wang, Z., & Shayya, W. (2012). Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management*, 110, 103 - 109. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.009
- Hernández, N. A. (2008). El concepto del pre-mapa como herramienta para abordar el análisis espacial. *Perspectiva Geográfica*, 13, 55 - 78.
- Klimczak,, H., & Kopańczyk. (2012). The role of cartographics presentation methods in analysis of spatial structure of phenomena. 11(1), 17 - 28.
- Korycka-Skorupa, J., & Paslawski, J. (2017). The place of the "quantitative signature symbols" in the classification of the cartographic presentation methods. *Polish Cartographical Review*, 49(2), 59 - 66. doi:10.1515/pcr-2017-0005

- Leiva, A. T. (2016). Evaluación del Proceso de Nitrificación de Aguas Servidas Mediante Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial. Informe tesis de licenciatura, Universidad de Concepción Facultad de Ciencias Biológicas.
- López, G. M., Mejía C. J., & Schmal S. R. (2006). Un acercamiento al concepto de l transferencia de tecnología en las universidades y sus diferentes manifestaciones. Panorama Socioeconómico. 24(32), 70 - 81.
<https://www.redalyc.org/pdf/399/39903208.pdf>
- Plaza de los Reyes, C., Vera-Puerto, I. L., Salvato, M., Vidal, G., & Borin, M. (2011). Consideraciones para la eliminación del nitrógeno en humedales artificiales. Tecnología de Agua, 40 - 49.
- Servicio Geológico Mexicano. (22 de 03 de 2023). Sistemas de Información Geográfica. Obtenido de <https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/SIG/Introduccion-SIG.html>
- Torres-Bojorges, Á. X., Hernández, N. A., Fausto, A. A., & Zurita, F. (2017). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 33(1), 37 - 47.
doi:10.20937/RICA.2017.33.01.03
- University Of Cambridge (2009, 29 de mayo). What is knowledge transfer?.
<https://www.cam.ac.uk/research/news/what-is-knowledge-transfer>
- World Intellectual Property Organization. (S.F.). La transferencia de conocimientos en las universidades. Consultado el 18 de septiembre del 2023.
https://www.wipo.int/about-ip/es/universities_research/ip_knowledgetransfer/