

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

Revista Centroamericana de Investigación y Postgrado  
Universidad de San Carlos de Guatemala

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Volumen 9

Número 1

enero / junio 2022

**Artículos científicos**

**Artículos de revisión**

**Conferencia de congreso**

**Ensayos científicos**

**Resúmenes de congresos**

**Reporte de casos**

**Reseñas**

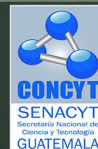


**USAC**  
TRICENTENARIA  
Universidad de San Carlos de Guatemala



**DC** Dirección General  
de Investigación  
Universidad de San Carlos de Guatemala

**CG-sep**  
Coordinadora General  
Sistema de Estudios de Postgrado



**CONCYT**  
SENACYT  
Secretaría Nacional de  
Ciencia y Tecnología  
GUATEMALA

---

Ciencia, Tecnología y Salud es una publicación de la Dirección General de Investigación (Digi), con la colaboración de la Coordinadora General del Sistema de Estudios de Postgrado (CG-SEP), de la Universidad de San Carlos de Guatemala (Usac) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Concyt). Está orientada a divulgar investigaciones originales en las áreas de ciencias, tecnologías y salud humana y animal. Constituye una publicación en formato digital Open Journal System (OJS) en línea, y semestral en forma impresa. Los manuscritos aceptados para publicación son sometidos a procesos de arbitraje por revisores externos, lo que garantiza al lector y autores un alto nivel y rigor académico. Aprobada en el punto Séptimo, Inciso 7.1 del Acta No. 20-2014 de la sesión ordinaria celebrada por el Consejo Superior Universitario, el día miércoles 12 de noviembre de 2014.

Nombre: Dirección General de Investigación, editor | Rodas Morán, Andrea Eunice, editora ejecutiva  
Título: Ciencia, Tecnología y Salud / Revista de Investigación y Postgrado; editor Dirección General de Investigación; editora ejecutiva Andrea Eunice Rodas Morán.  
Descripción: Guatemala : Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de Investigación, Unidad de Publicaciones y Divulgación, 2022 | Volumen 9, número 1. (enero/junio 2022).  
Identificadores: ISSN impreso 2410-6356 | ISSN electrónico 2409-3459  
Temas: LEMB: Alimentación. | Agronomía. | Biología. | Conservación de los recursos naturales. | Física. | Industrias. | Matemática. | Medicina. | Medio ambiente natural. | Recursos naturales. | Salud pública. | Química.  
Clasificación: CDD 500 C569  
Disponible en <https://revistas.usac.edu.gt/index.php/cytes>

---

#### Universidad de San Carlos de Guatemala

**Pablo Ernesto Oliva Soto**  
Rector

**Gustavo Enrique Taracena Gil**  
Secretario General

**Hugo René Pérez Noriega**  
Director General de Investigación, Digi

**Julio R. Salazar Pérez**  
Coordinador General de Programas, Digi

**Jorge Ruano Estrada**  
Coordinador General, SEP

---

La correspondencia debe ser dirigida a:

**Edificio S-11, 3<sup>er</sup>. Nivel, Ciudad Universitaria, Zona 12**  
**Teléfono: 2418 7950**  
**Correo: [cts@dig.usac.edu.gt](mailto:cts@dig.usac.edu.gt)**



---

**Fotografía de portada:** Carlos Avendaño.

**Descripción de la fotografía de portada:** Laguna Lachuá tomada el 27 de febrero del 2014, en un viaje de campo en el Parque Nacional Laguna Lachuá. Esta foto está tomada desde el primer muelle de la laguna, apuntando hacia el sureste.

La reproducción total o parcial del contenido e imágenes de esta publicación se rige de acuerdo a normas internacionales sobre protección a los derechos de autor, con criterios especificados en la licencia Creative Commons (CC BY-NC-SA 4.0)

©Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de Investigación, 2022  
Los textos publicados en este documento son responsabilidad exclusiva de sus autores.



---

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

---

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Vol. 9 Num. 1 ene/jun 2022

---

---

## Directorio / Board-Staff

---

---

---

### Director de la revista

---

**Félix Aguilar-Carrera**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

---

### Editor en jefe

---

**Félix Aguilar-Carrera**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

---

### Editor Adjunto

---

**Armando Cáceres**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

---

### Co-editores y Editora Ejecutiva

---

**Augusto S. Guerra-Gutiérrez**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

**Rosario Godínez**

Sistema de Estudios de Postgrado, Usac, Guatemala

**Andrea E. Rodas-Morán**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

Asistente de Editores

---

### Comité Editorial

---

**Liuba M. Cabrera-Ovalle**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

**Oscar M. Cóbar-Pinto**

Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología

**José A. Franco**

Universidad del Norte de la Florida

**Dennis Guerra-Centeno**

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Usac, Guatemala

**Hugo R. Muñoz-Roldán**

Facultad de Odontología, Usac, Guatemala

**Oscar F. Nave**

Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Usac, Guatemala

**Julio R. Salazar-Pérez**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

**Hilda E. Valencia-Marroquín**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

**Erick J. Velásquez-Castillo**

Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología

**Patricia Velez-Möller**

Facultad de Ciencias Médicas, Usac, Guatemala

---

### Consejo Editorial

---

**Ania Torres**

Centro Nacional Coordinador de Ensayos Clínicos (Cencec), Cuba

**Mary Almanzar Santos**

Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana

**Carolina Arévalo Valdéz**

Instituto Guatemalteco de Seguridad Social, Guatemala

**Byron Calgua**

Naciones Unidas, Suiza

**Silvia Duran**

Universidad Autónoma de Nicaragua (Unan-Leon), Nicaragua

**Fernando García-Santamaría**

Universidad de Costa Rica (UCR), Costa Rica

**Cristian Kraker-Castañeda**

Colegio de la Frontera Sur, México

**Eduardo López-Bastida**

Centro de Estudios de Energía y Medio Ambiente, Cuba

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Vol. 9 Num. 1 ene/jun 2022

---

## Directorio / Board-Staff

---

**Carmen E. Madriz**

Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

**María C. Monroy**

Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Usac, Guatemala

**Leonardo Mendoza-Blanco**

Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (Unan-León),  
Nicaragua

**Enrique Pazos**

Escuela de Física y Matemáticas, Usac, Guatemala

**José L. Plazao-Prado**

Universidad Nacional de Ingeniería, Nicaragua

**María G. Reyes**

Universidad Marítima Internacional de Panamá, Panamá

**Francisco Romero-Royo**

Universidad Tecnológica Nacional, Costa Rica

**Benjamin A. Rosales-Rivera**

Universidad Nacional de Ingeniería (Uni), Nicaragua

**Igor I. Slowing-Umaña**

Iowa State University, United States of America

**Janzel Villalaz**

Universidad de Panamá, Panamá

---

**Unidad de Publicaciones y Divulgación**

---

**Marlene P. Pérez-Muñoz**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

---

**Asesores de edición**

---

**Dara S. Higueros Pellecer**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala

**José D. Marroquín**

Dirección General de Investigación, Usac, Guatemala



---

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

---

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Vol. 9 Num. 1 ene/jun 2022

---

---

## Contenido / Contents

---

---

**Editorial / Editorial ..... 5**

### Artículo Científico / Scientific Article

**Ingreso de nitrógeno y fósforo al lago Atitlán (Guatemala) vía deposición atmosférica**

*Input of Nitrogen and Phosphorus to Lake Atitlán (Guatemala) via atmospheric deposition*

Margaret A. Dix<sup>1</sup>, Sofía Gómez, Ovidio F. García-Oliva, Michael W. Dix, Claudia S. Romero-Oliva, Jorge Garcia-Polo ..... 6

**Water quality in the Lachuá Ecoregion Landscape: Comparing streams from Forest, Milpa, and an Oil Palm plantation**

*Calidad del agua en el paisaje de la Ecorregión Lachuá: Comparando arroyos en bosques, milpa y palma africana*

Oscar Rojas, Carlos Avendaño, & Ryan Isakson ..... 19

**Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala**

*Reproductive aspects of the longtail stingray *Hypanus longus* (Garman, 1880) from the landings of the artisanal fishery in the Pacific of Guatemala*

Jorge A. Morales-Aguilar, José R. Ortiz-Aldana ..... 41

**Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala**

*Reproductive aspects of the longtail stingray *Hypanus longus* (Garman, 1880) from the landings of the artisanal fishery in the Pacific of Guatemala*

Jorge A. Morales-Aguilar, José R. Ortiz-Aldana ..... 54

**Caracterización colorimétrica del proceso termogravimétrico de la deshidroxilación de caolín hidrotermal y de toba**

*Colorimetric characterization of thermogravimetric process for dehydroxilation of hydrothermal and tuff kaolins*

Giorgio E. A. López-Pardo, César A. García-Guerra, Roberto Lainfiesta, Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez ..... 55

**Riesgo de diabetes mellitus tipo 2, según el puntaje de riesgo Findrisc, en pacientes de consulta externa del Hospital Nacional de Jutiapa**

*Risk of type 2 diabetes mellitus, according to the FINDRISC test, in a Guatemalan population*

Carlos Asencio-Barrientos, Oscar García-Rodas, Clara Chang-Chang, Lissette Torres-Salazar, Mayra Cifuentes-Alvarado, Luis Barrios-Lupitou ..... 70

**Photocatalytic activity, water absorption capacity, and thermal stability of white cement-based mortars with polysiloxane silicone and different doses of titanium dioxide nanoparticles**

*Actividad fotocatalítica, absorción de agua y estabilidad térmica de morteros a base de cemento blanco con silicona de polisiloxano y diferentes dosis de nanopartículas de dióxido de titanio*

Jennyfer Paiz-Rosales, Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez, Susana Arrechea, Luis Velásquez, Roberto Díaz, Shirley Torres, Carmela Barrientos, Elvis García ..... 82

**Efecto de las membranas con Cu(II) sobre el proceso de filtración y capacidad de biocida contra *Escherichia coli***

*Effect of Cu(II) membranes on the filtration process and biocide capacity against *Escherichia coli**

Edward M.A. Guerrero-Gutiérrez, María Abad, Isabel Gaitán, Keila Guerrero ..... 98

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Vol. 9 Num. 1 ene/jun 2022

## Contenido / Contents

---

### Ensayo Científico / Scientific Essay

#### **Ecotoxicología ¿Cómo afecta a las comunidades faunísticas de las playas del Pacífico de Guatemala?**

*How ecotoxicology affect the fauna on the Pacific Guatemala's beaches?*

Jorge Martínez..... 116

### **Instrucciones para autores**

*Instructions for authors*..... 123

---

# Ciencia, Tecnología y Salud

---

ISSN: 2410-6356 (impreso) / 2409-3459 (electrónico)

Vol. 9 Num. 1 ene/jun 2022

## Editorial / Editorial

---

### Ciencia, economía y democracia

Fue en la antigua Grecia donde el fundador de filosofía de la ciencia, Aristóteles, sistematizó la lógica formal, y con ello sentó las bases del pensamiento racional, para luego dar lugar a uno de los más valiosos patrimonios de la humanidad: la ciencia. Así pues, el aporte de Aristóteles visibilizó la característica más sobresaliente del *Homo sapiens*; la razón.

Paralelamente, otro notable filósofo griego, Platón, ideó un sistema político de administración del Estado, con ello estableció los principios de la democracia, sistema político que, a través de la historia, ha demostrado ser la mejor forma de convivencia social.

Es evidente que la ciencia y la democracia, no solo son contemporáneas, coterráneas y sincrónicas, sino que, además, ambos ámbitos filosóficos racionales son complementarios, se asocian y se correlacionan. Estas condiciones del saber humano aplicadas a la dinámica sociopolítica, fortalecen la economía sana del desarrollo sostenible. De esa cuenta, la lógica científica aplicada a la cooperación social, conduce a una mejor calidad de vida. En consecuencia, a más ciencia, más democracia y mayor desarrollo humano.

Investigar con el método científico es ir tras la verdad, y considerando que la lógica es la herramienta principal de la ciencia, las naciones que tienen una mayor proporción de científicos, también disponen de más verdad, temporal, por supuesto. Y ese conocimiento racional que pone a disposición social una mayor proporción de verdad, contribuirá a tomar las mejores decisiones políticas para alcanzar el bienestar común. Las estadísticas de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco por sus siglas en inglés), fortalecen estos argumentos.

La ciencia aplicada, conocida como tecnología, fortalece las finanzas de las naciones. A este rubro financiero se le denomina “economía del conocimiento”. Lo anterior se evidencia en el desarrollo equilibrado de los países que más invierten en investigación científica e innovación tecnológica. Entre ciencia y economía existen indicadores que asocian el monto invertido en ciencia aplicada y el número de inventos tecnológicos exportados. Esto se contabiliza en productos monetarios favorables para el país exportador de conocimiento. Entonces, el cultivo de la ciencia mueve hacia arriba la “economía del conocimiento”, lo cual indica que el saber es la punta de lanza de las economías terciarias. Es oportuno diferenciar aquí la dinámica de la ciencia pública y el propósito de la ciencia privada, las dos son importantes, pero dado el impacto social de ambas concepciones del saber, es recomendable un balance en la inversión financiera para ambos perfiles de la ciencia.

La ciencia también es instrumento de poder geopolítico. Por eso mismo conviene cultivarla. Con el saber se es libre, y con la ignorancia se es dependiente tecnológico. Así de claro, lo muestra la historia. El que sabe puede, manda, decide, se salva, ayuda, previene, y en algunos momentos controla recursos naturales, y no precisamente en favor de los que no hacen ciencia.

La distribución oportuna de las vacunas contra el Covid-19, pusieron en evidencia el poder de la ciencia. Así pues, cultivar el pensamiento racional es cultivar la lógica aristotélica, es hacer ciencia, se obtiene poder y acarrea ganancias. La ciencia privada y la innovación tecnológica, siempre han sido, son, y muy probablemente sigan siendo durante mucho tiempo, un buen negocio y una importante ventaja para las empresas y para los países. La ciencia pública fortalece la democracia, favorece la economía sostenible y contribuye al bienestar humano.

Augusto S. Guerra Gutiérrez,  
Coeditor de CTS (2014-2022)



## Ingreso de nitrógeno y fósforo al lago Atitlán (Guatemala) vía deposición atmosférica

*Input of Nitrogen and Phosphorus to Lake Atitlán (Guatemala) via atmospheric deposition*

Margaret A. Dix <sup>1\*</sup>, Sofía Gómez<sup>1,2</sup>, Ovidio F. García-Oliva <sup>1,3</sup>, Michael W. Dix <sup>1</sup>,  
Claudia S. Romero-Oliva <sup>1</sup>, Jorge Garcia-Polo <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Estudios Atitlán, Universidad del Valle de Guatemala Campus Altiplano, Sololá, 7001 Guatemala,

<sup>2</sup>Centro Universitario de Occidente, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala,

<sup>3</sup>Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Max-Planck-Straße, Alemania.

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [margaret.dix@gmail.com](mailto:margaret.dix@gmail.com)

Recibido: 16 de febrero 2021 / Revisión: 09 de junio 2021 / Aceptado: 02 de febrero 2022

### Resumen

La deposición de nutrientes por vía atmosférica tiene graves impactos sobre la ecología de bosques y cuerpos de agua templados. Sin embargo, su importancia en cuerpos de agua neotropicales casi no ha sido estudiada. En este artículo se cuantifica la contribución de nitrógeno inorgánico disuelto (NID,  $[\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N}]$ ) y fósforo inorgánico soluble (FIS,  $[\text{PO}_4^{3-} - \text{P}]$ ) depositados en bulto sobre superficies húmedas por vía atmosférica hacia el lago Atitlán (Guatemala). Las cargas estimadas de NID y FIS consecuencia de la deposición atmosférica directa (depositada sobre la superficie del lago) fueron de 151.2 ton/año y 5.6 ton/año, respectivamente. Con estos resultados, se estima que el aporte de FIS por deposición atmosférica al lago Atitlán es comparable al de sus principales ríos tributarios, y de casi el doble para el ingreso de NID. Las estimaciones para el lago Atitlán son mayores que lo reportado para otros lagos. Nuestro estudio proporciona información básica para entender la eutrofización del lago Atitlán, enfatizado en la importancia de la deposición atmosférica como contribuyente al deterioro de este cuerpo de agua. Además, demuestra la necesidad de extender este tipo de estudio a otras cuencas neotropicales y la importancia de minimizar este impacto.

Palabras claves: eutrofización, contribución relativa de nutrientes, cuencas neotropicales

### Abstract

Atmospheric nutrient deposition has serious impacts on the ecology of forests and temperate water bodies nevertheless its importance in Neotropical water bodies has hardly been studied. Here we quantify the contribution of bulk atmospheric deposition on wet surfaces of dissolved inorganic nitrogen (DIN,  $[\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N}]$ ) and soluble inorganic phosphorus (SIP,  $[\text{PO}_4^{3-} - \text{P}]$ ) into Lake Atitlán (Guatemala). The estimated NID and SIP loads from this direct deposition on the lake surface were respectively, 151.2 tons/year and 5.6 tons/year. With these results, we estimated that the SIP input from atmospheric deposition to Lake Atitlán is comparable to that from the lake's main tributary rivers, whereas for DIN entry this is almost twice as much. Estimates for Lake Atitlán are higher than those reported for many lakes. Our study provides basic information towards understanding the eutrophication of Lake Atitlán, emphasizes the importance of atmospheric deposition in this process and the need for additional studies to document the process in neotropical watersheds.

Keywords: eutrophication, nutrient relative contribution, neotropical watersheds



## Introducción

La deposición atmosférica es la transferencia de gases, aerosoles y partículas presentes en la atmósfera (i.e. polvo, metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, dioxinas, furanos, sulfatos, nitrato [NO<sub>3</sub>], amonio [NH<sub>3</sub>] y fosfato [PO<sub>4</sub>], entre otros) hacia ecosistemas, terrestres y acuáticos, por medio de lluvia (deposición húmeda), nieve, aerosoles o bien como polvo (deposición seca) (Amodio et al., 2014). La deposición atmosférica es una vía alterna potencialmente importante para el ingreso de nutrientes hacia los lagos, donde usualmente es estimado como una fracción del aporte de ríos y aguas residuales.

La deposición atmosférica de nitrógeno (N) y fósforo (P) en cuerpos de agua representa una fuente de ingreso no puntual de nutrientes difícil de controlar. No obstante, su estudio y monitoreo es de interés mundial, ya que influye en procesos ecológicos como de aumento en la eutrofización en lagos, disminución de la biodiversidad y acidificación del agua, entre otros (Baron et al., 2011; Porter et al., 2013). Un conocimiento de la contribución relativa de la deposición atmosférica de N y P y su comparación con otras fuentes podría indicar más precisamente la trascendencia que tiene en el balance de nutrientes de un ecosistema dulceacuícola y su rol en procesos de eutrofización.

Elser y colaboradores (2009) estimaron que, a nivel mundial, el N-reducido reactivo (i.e. subproductos de NO<sub>x</sub> y NH<sub>y</sub>) circulante ha aumentado en un 100 % como efecto del uso de combustibles fósiles derivados de la industria o la producción energética, las emisiones de actividades agrícolas y de animales de corral. Por su parte, Wang y colaboradores (2017) observaron que, a nivel mundial, entre los años 1850 y 2013, y según la región, la deposición global de N aumentó entre 1.7 y 7 veces, mientras que el aumento de P fue de entre 1.3 y 3.5 veces. Adicionalmente, Elser y colaboradores (2009) determinaron la importancia en la cuantificación del aporte de P mediante deposición atmosférica en 2,535 lagos templados (385 en Noruega, 1,668 en Suecia, y 482 en Colorado, EUA). En este estudio observaron que en los lagos con mayor deposición atmosférica de N existió un cambio en el régimen estequiométrico de la relación entre el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT). Este cambio favoreció el crecimiento de fitoplancton, demostrado por una concomitante duplicación en la concentración de clorofila y carbono (Elser et al., 2009).

Se estima que la deposición atmosférica representa entre 8% (Kunimatsu & Sudo, 2006) y 75% (Hargan et al., 2011) de la carga total de P que ingresa a los cuerpos de agua. Por otra parte, en un estudio de 28,976 lagos de EUA, Baron y colaboradores (2011) determinaron que el ingreso de N por la vía atmosférica se diferenciaba con respecto al paisaje: en ecosistemas donde la cuenca tenía menor vegetación, existió una mayor sensibilidad a los aportes de N atmosférico, comparados con las cuencas con vegetación mejor conservada. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y el fósforo inorgánico disuelto (FIS) son las formas de N y P directamente disponibles y, por consiguiente, las más fácilmente aprovechadas por fitoplancton y macrófitas. El ingreso directo de NID y FIS sobre la superficie de un cuerpo de agua puede tener impactos casi inmediatos en las dinámicas del plancton, especialmente si el cuerpo de agua está estratificado.

El ingreso de nutrientes a un lago vía deposición atmosférica es significativo. Por ejemplo, en el lago Victoria (Uganda, Tanzania y Kenia) la deposición atmosférica constituye el 55% de la carga de fósforo (Tamatah et al., 2005). Son escasas las referencias para nuestra región. Para el Lago Maracaibo, Venezuela (Morales et al., 2001) observaron que el ingreso de nitrógeno por precipitación era el 24% de lo aportado por los ríos, mientras que la entrada del fósforo por precipitación era baja, cerca del 3% del total. Por otra parte, en los lagos de las montañas Rocosas (Estados Unidos de América [EUA]) la deposición atmosférica constituye el 54% de la carga de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Benedict et al., 2013). La deposición atmosférica como posible fuente importante de nutrientes a lagos de alta montaña fue discutida por Catalán y Donato-Rendón (2016). A pesar de su importancia, en la actualidad no existen estudios de deposición atmosférica para ecosistemas dulceacuícolas de Centroamérica.

Los lagos guatemaltecos presentan un proceso de deterioro acelerado. Castañeda (1995) señala como las principales causas de este deterioro el inadecuado manejo de la cuenca -deforestación, mal uso de fertilizantes, malas prácticas culturales- así como la entrada directa de desechos domésticos e industriales. Estas malas prácticas aceleran la eutrofización y favorecen la formación de florecimientos de cianobacterias en los lagos Amatitlán (Basterrechea, 1986) y Atilán (Flores-Anderson et al., 2020; Rejmankova et al., 2011; Romero-Oliva et al., 2014). Específicamente, la cuenca del lago Atilán ha experimentado una disminución

de la cobertura forestal, crecimiento poblacional y del turismo, aumento en el ingreso de aguas residuales sin tratamiento, así como mayor escurrimiento y traslado de nutrientes de campos agrícolas (Dix et al., 2003), acelerando el deterioro de su lago. Los principales ríos tributarios del lago Atitlán son el San Francisco y el Quiscab, de carácter permanente, los cuales drenan el 54% del área terrestre de la cuenca. Otros ríos intermitentes drenan alrededor del 30% del área de la cuenca, los cuales representan un menor aporte de nutrientes por escurrimiento (Chandra et al., 2014).

Se desconoce el aporte atmosférico de nutrientes y su impacto en las dinámicas y ecología del lago Atitlán. Las emisiones volcánicas y las actividades antropogénicas como las rozas, los incendios forestales y las quemaduras de la caña de azúcar, representan fuentes adicionales de N y P atmosférico que podrían influir en el proceso de eutrofización del lago. Nuestro estudio constituye el primero en la región centroamericana en cuantificar el aporte de la deposición atmosférica directa de N y P solubles como una fuente de nutrientes hacia un cuerpo de agua dulce acuática, en este caso el lago Atitlán. Específicamente, estudiamos la contribución relativa de NID (sumatoria de amonio  $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$  y especies oxigenadas de nitrógeno, nitritos y nitratos  $[\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}]$ ) y FIS (ortofosfato  $[\text{PO}_4^{3-}\text{-P}]$ ) derivados de la deposición atmosférica directa.

## Materiales y Métodos

### Sitio de estudio

La cuenca del lago Atitlán ( $14^\circ 70' \text{ N}$ ,  $91^\circ 19' \text{ W}$ ) es endorreica con un área superficial de  $547 \text{ km}^2$ , de los cuales  $420 \text{ km}^2$  corresponde a superficie terrestre (Reyes Morales et al., 2018). Cuenta con una cobertura forestal del 35% ( $147 \text{ km}^2$ ), con bosques de coníferas, mixtos, latifoliados y secos dentro de una región predominantemente agrícola, con cultivos de maíz, hortalizas y café (Dix et al., 2003). La densidad poblacional estimada es de 482 personas/ $\text{km}^2$  (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2012). La precipitación anual promedio es 1,406 milímetros (mm) (promedio de las estaciones San Lucas Tolimán y Santiago Atitlán entre 2010 y 2014 (Instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología [Insivumeh], 2016). La región presenta dos temporadas climáticas, la seca de noviembre a abril y la lluviosa de mayo a octubre, con una interrupción (canícula o veranillo) en julio.

El lago Atitlán (1,562 m sobre el nivel del mar [msnm]) con un volumen de  $25.5 \text{ km}^3$ , es el lago con mayor volumen de la región centroamericana. Su área superficial es de  $127 \text{ km}^2$ , su profundidad máxima de 327 m, con un promedio de 202 m (Reyes Morales et al., 2018). Ha sido considerado un lago oligotrófico (Brezonik & Fox, 1974; Weiss, 1971), pero demuestra un cambio reciente hacia meso-oligotrófico debido a una eutrofización acelerada (Chandra et al., 2014).

### Recolección y manejo de muestras

Una estación de recolección de datos fue establecida a 2,356 msnm ( $14^\circ 47' 25.10'' \text{ N}$ ,  $91^\circ 11' 8.09'' \text{ W}$ ) para cuantificar la deposición atmosférica en bulto de NID y FIS en superficies húmedas. La deposición en bulto se definió como la recolección en un recipiente abierto sin influencia de la vegetación. Representa tanto la deposición seca como la húmeda. La estación se ubica a 5.28 km en línea recta de la superficie del lago. Se seleccionó tomar muestras en este sitio por su accesibilidad, seguridad y la posibilidad de obtener datos meteorológicos confiables y continuos. Se consideró probable que la magnitud de la deposición medida no diferiría significativamente de la del espejo del agua por la gran extensión de este. Para obtener las muestras se utilizaron cubetas plásticas, cilíndricas, de 16 L de capacidad, 50 cm de altura y  $588 \text{ cm}^2$  de área de recolección. Las cubetas fueron de color blanco para facilitar la reflexión de la luz y así evitar la evaporación asociada con el aumento de la temperatura en los recipientes. Se colocó 2 L de agua desmineralizada en la cubeta para recolectar la deposición atmosférica en superficie húmeda. Para evitar el ingreso de material indeseado que contaminase la muestra, los recipientes fueron colocados a 3 m de altura, en un techo libre y alejado de la vegetación. Por 8 meses (de febrero a septiembre del 2014, total de 33 muestras) se recolectó semanalmente muestras de la deposición en bulto acumulada sobre superficies húmedas por medio de un colector continuamente abierto (Jassby et al., 1994).

Para cada recolección, las muestras fueron trasladadas a frascos de polietileno de alta densidad y transportadas directamente hacia el laboratorio. Los receptores, así como los frascos y la cristalería utilizada, fueron lavados con 0.1 mol/L de ácido clorhídrico (HCl) y a continuación enjuagados tres veces con agua desmineralizada. El procedimiento de lavado y triple enjuague fue repetido antes y después de cada reco-



lección de muestra. Paralelamente a la toma de muestras para la determinación de nutrientes, se obtuvieron datos de las condiciones meteorológicas: temperatura, precipitación y velocidad y dirección del viento a cada hora durante todo el período de estudio a través de una estación meteorológica total ubicada a 2,341 msnm (14° 47' 20.29" N, 91° 10' 59.38" W), a 209 m lineales de la estación de deposición atmosférica, dentro del campus Altiplano de la UVG (Sololá, Guatemala).

### Procesamiento de las muestras y análisis químicos

Las muestras fueron procesadas el día de la recolecta y cada muestra fue filtrada manualmente con jeringa y filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/F, poro de 0.7  $\mu\text{m}$  y diámetro de 25 mm). Las muestras filtradas fueron refrigeradas a 4 °C, para luego analizarlas y cuantificar NID (suma de amonio, nitritos y nitratos) y FIS, dentro de un lapso no mayor a 48 horas. Finalmente, se congeló una alícuota de 120 mL de muestra sin filtrar para futuros análisis. No fue posible la medición de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para las muestras correspondientes a febrero y marzo.

Las concentraciones de amonio, nitratos y ortofosfato de las muestras recolectadas fueron determinadas por medio de espectrofotometría UV-visible. La concentración de amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) fue obtenida por medio del método de azul de indofenol con límite de detección de 3  $\mu\text{g/L}$  (Liddicoat et al., 1975; Solórzano, 1969). Las especies oxigenadas de nitrógeno, nitratos y nitritos ( $\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$ ), fueron determinadas por el método de reducción por hidracina con límite de detección de 2  $\mu\text{g/L}$  (Eaton, 2005; Kamphake et al., 1967), el cual convierte los nitratos a nitritos. Debido a las bajas concentraciones de nitritos, en este estudio se reporta el resultado final como como nitratos. La concentración de NID fue calculada como la sumatoria de amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) y nitratos y nitritos ( $\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$ ). Se cuantificó la concentración de ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ) a través del método de ácido ascórbico con límite de detección de 1  $\mu\text{g/L}$  (Murphy & Riley, 1962), lo cual correspondió a FIS. La deposición atmosférica de nutrientes (nutrientes depositados por unidad de área) fue calculada utilizando:

$$m = \frac{C \times V}{1000 \times A} \quad (1)$$

ecuación que permite la conversión de  $\mu\text{g/L}$  a  $\text{kg/km}^2$ .  $m$  es la deposición semanal de nutrientes por unidad de área ( $\text{kg/km}^2$ ),  $C$  es la concentración del nutriente de interés ( $\mu\text{g/L}$ ),  $V$  es el volumen de agua recolectada (L) y  $A$  es el área de recolección del depósito ( $\text{cm}^2$ ). Se calculó el promedio mensual en  $\text{kg/km}^2$ , utilizando el promedio observado durante los meses completos de colecta. Para proyectar la deposición atmosférica de nutrientes hacia la superficie del lago, se multiplicó el valor de  $m$  por área del lago Atitlán ( $A_{\text{lago}} = 127 \text{ km}^2$ ) utilizando:

$$m_{\text{Tot}} = m_{\text{anual}} \times A_{\text{lago}} \quad (2)$$

### Análisis de información estadístico

Los datos obtenidos fueron analizados para normalidad (prueba de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Si las distribuciones no fueron normales ni con varianza homogénea se aplicó una transformación logarítmica. Las variables meteorológicas fueron comparadas con los valores de deposición atmosférica por medio de un análisis de correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson). Se aceptó un límite de significancia del 95% ( $p < .05$ ), exceptuando el análisis de correlación lineal en donde un límite de 99% ( $p < .01$ ) fue aceptado. Todos los análisis estadísticos y gráficas fueron realizados por medio del software R (R CoreTeam, 2017).

### Resultados

La Figura 1 muestra las observaciones obtenidas de la estación meteorológica. Durante el periodo de estudio, del 12 de febrero al 29 de septiembre del 2014, se registró una temperatura promedio de 14.8 °C (mínima 9 °C en febrero y máxima 16.3 °C en julio) y humedad relativa diaria promedio de 78.6% (65.2% mínima en julio y 92.2% máxima en mayo). Durante el periodo de estudio, la época seca se prolongó hasta abril, siendo calurosa con lluvias ligeras. La época lluviosa se extendió desde el 28 de abril hasta el fin del periodo de estudio. La precipitación acumulada fue de 1,457 mm y la máxima precipitación semanal fue de 356.2 mm en la semana del 1 al 7 de junio. Durante el 15 de julio al 26 de agosto se experimentaron las mayores tempera-

turas (> 15.5 °C), periodo de canícula o veranillo, con disminución de la precipitación (34 días consecutivos con precipitaciones menores a 1 mm diario).

En la Tabla 1 se presenta la deposición atmosférica mensual estimada de nitratos, amonio, NID y FIS en kg/km<sup>2</sup> durante febrero a septiembre del 2014. El amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) presentó los valores más altos de deposición, seguido de los nitratos y finalmente el FIS. El NID -la suma de amonio y nitratos- presentó las mayores concentraciones. La mayor deposición mensual ocurrió en septiembre (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 188.0 kg/km<sup>2</sup>; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 47.4 kg/km<sup>2</sup>; FIS 18.7 kg/km<sup>2</sup>), siendo estas cifras casi el doble de lo observado para deposición de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N en abril con 96.8 kg/km<sup>2</sup>. Para NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N el segundo mes fue mayo con 35.9 kg/km<sup>2</sup> y para el FIS las cantidades depositadas fueron mucho menor en otros meses. Las mayores concentraciones para la deposición atmosférica en superficie húmeda de todo el estudio ocurrieron en septiembre (Figura 2). Las estimaciones anuales de deposición atmosférica sobre la superficie del lago

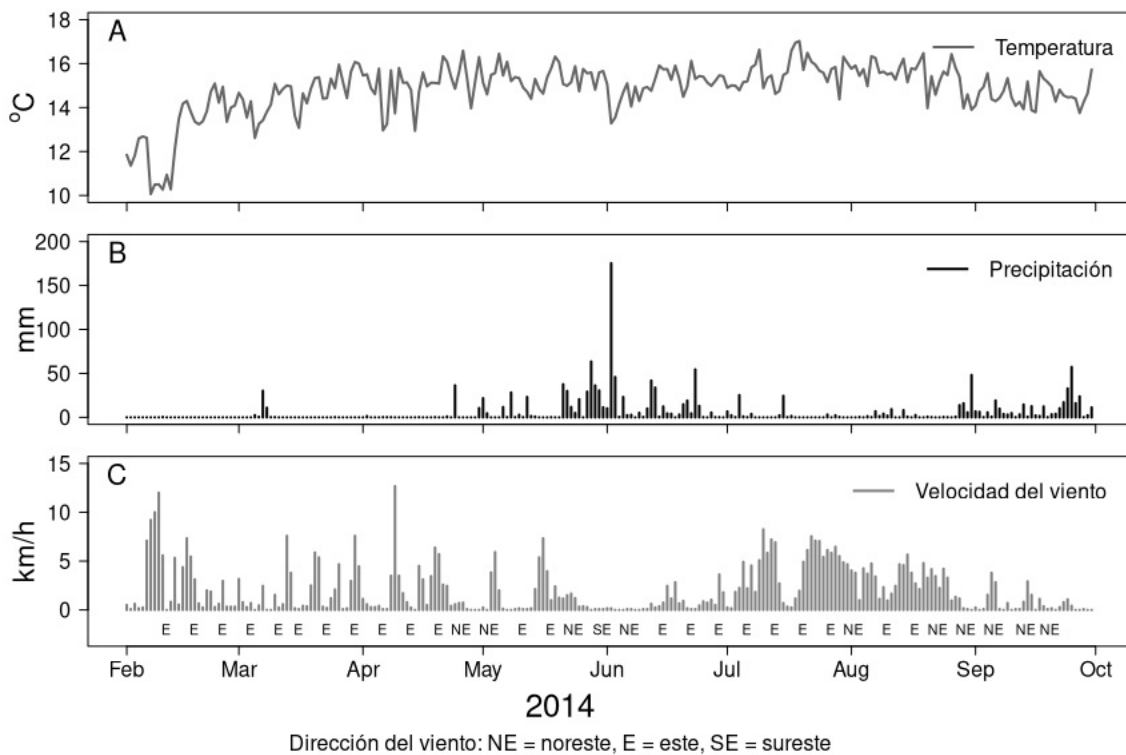
Atitlán fueron 151.2 ton/año de NID para la deposición en superficie húmeda. En el caso del FIS se estimó un total de 5.6 ton/año para la deposición en superficies húmedas.

En la Tabla 1 se muestran las razones de masa entre NID/FIS y amonio/nitratos (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) depositadas en el lago Atitlán durante el período de estudio. Las razones NID/FIS, excedieron a 100 en junio, mientras que las razones más bajas fueron en agosto (8.7) y septiembre (12.6). Durante todo el estudio los promedios para deposiciones de la razón NID/FIS fueron 54.1 (± 38.2) en superficie húmeda. Las máximas razones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron 8.4 en abril y 3.9 en septiembre. Para los demás meses, la razón fue < 2.1, con un promedio de 3.3 (± 2.6) para la deposición en superficie húmeda (Tabla 1).

La distribución de los datos de cada variable de deposición de nutrientes no fue normal (prueba de Shapiro-Wilks, *p* > 0.1 en todos los casos). Por lo tanto, se aplicó una transformación logarítmica con lo

**Figura 1**

*Variables meteorológicas en la cuenca del lago Atitlán. Temperatura (A), precipitación (B) y velocidad y dirección del viento (C) en el periodo de febrero a septiembre 2014. Estación meteorológica de la Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano*



que se obtuvo distribuciones log-normales ( $p < .01$ , en todos los casos), con varianzas homogéneas entre tratamientos (prueba de Levene,  $p < .01$ ). En la Tabla 2 se presentan los resultados del análisis de coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) entre la deposición atmosférica observada y las variables meteorológicas. Las variables NID y FIS ( $r = .56, p < .001$ ) presentaron correlaciones significativas positivas. Para las variables meteorológicas, solo fue significativa la correlación entre deposición FIS y la dirección del viento donde se obtuvo una correlación negativa ( $r = -.57, p < .001$ ).

## Discusión

En septiembre se presentaron las mayores concentraciones de deposición atmosférica en superficie húmeda en los nutrientes medidos, seguido por el mes de abril para  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y los meses de mayo y junio para  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  (Tabla 1). Este comportamiento observado en mayo/junio y septiembre coincide con los meses de fertilización química de las cosechas (Cifuentes et al.,

2014). Es importante señalar que desde mayo hasta octubre las aguas del lago Atitlán exhiben una fuerte estratificación térmica (Dix et al., 2012). Por esta razón, la deposición atmosférica directa de nutrientes en la superficie del lago representa una renovación inmediata de la disponibilidad de los nutrientes necesarios para el crecimiento de fitoplancton y macrófitas. Consecuentemente, podría favorecerse un aumento en la eutrofización cultural inducida por actividades humanas. Al depender de las relaciones estequiométricas entre los nutrientes en las aguas superficiales, el aporte de la deposición atmosférica podría estimular el crecimiento de cianobacterias y favorecer su florecimiento.

Las mayores razones  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  observada en abril y septiembre, 8.4 y 3.9 respectivamente (Tabla 1), sugieren que el nitrógeno podría provenir de actividades agrícolas intensas durante estos meses, similar a lo reportado por Ponette-González y colaboradores (2016). La liberación de nitrógeno al ambiente podría estar relacionada con el uso de fertilizantes ricos en Nitrógeno (N) tales como urea ( $\text{NH}_2\text{CONH}_2$ ). Los cambios en las relaciones de NID/FIS en junio

**Tabla 1**

*Deposición atmosférica de nutrientes ( $\text{kg}/\text{km}^2$ ) y razones de NID/FIS y  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  estimada en el lago Atitlán, Guatemala*

Meses 2014	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	NID	FIS	NID/FIS	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$
Febrero	nd	1.7	nd	0.5	nd	nd
Marzo	nd	11.2	nd	0.5	nd	nd
Abril	96.8	11.5	108.3	1.6	69.6	8.4
Mayo	60.0	35.9	95.9	1.9	49.2	1.7
Junio	55.2	27.0	82.2	0.8	105.1	2.1
Julio	23.0	13.8	36.8	0.5	79.7	1.7
Agosto	27.9	13.7	41.6	4.8	8.7	2.0
Septiembre	188.0	47.4	235.5	18.7	12.6	3.9
Promedio	75.2	20.3	100.0 ( $\pm 72.3$ )	3.7 ( $\pm 6.3$ )	54.1 ( $\pm 38.2$ )	3.3 ( $\pm 2.6$ )
Estimado anual	( $\pm 61.3$ ) 902	( $\pm 15.2$ ) 243	1200	44		

*Nota.* Periodo de febrero a septiembre 2014. Nutrientes: amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ), nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo inorgánico soluble (FIS) en superficie húmeda, y las razones NID/FIS y  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  (nd = no determinado.  $\mu$  = promedio y entre paréntesis su desviación estándar). El estimado anual es el promedio de los meses estudiados multiplicado por 12



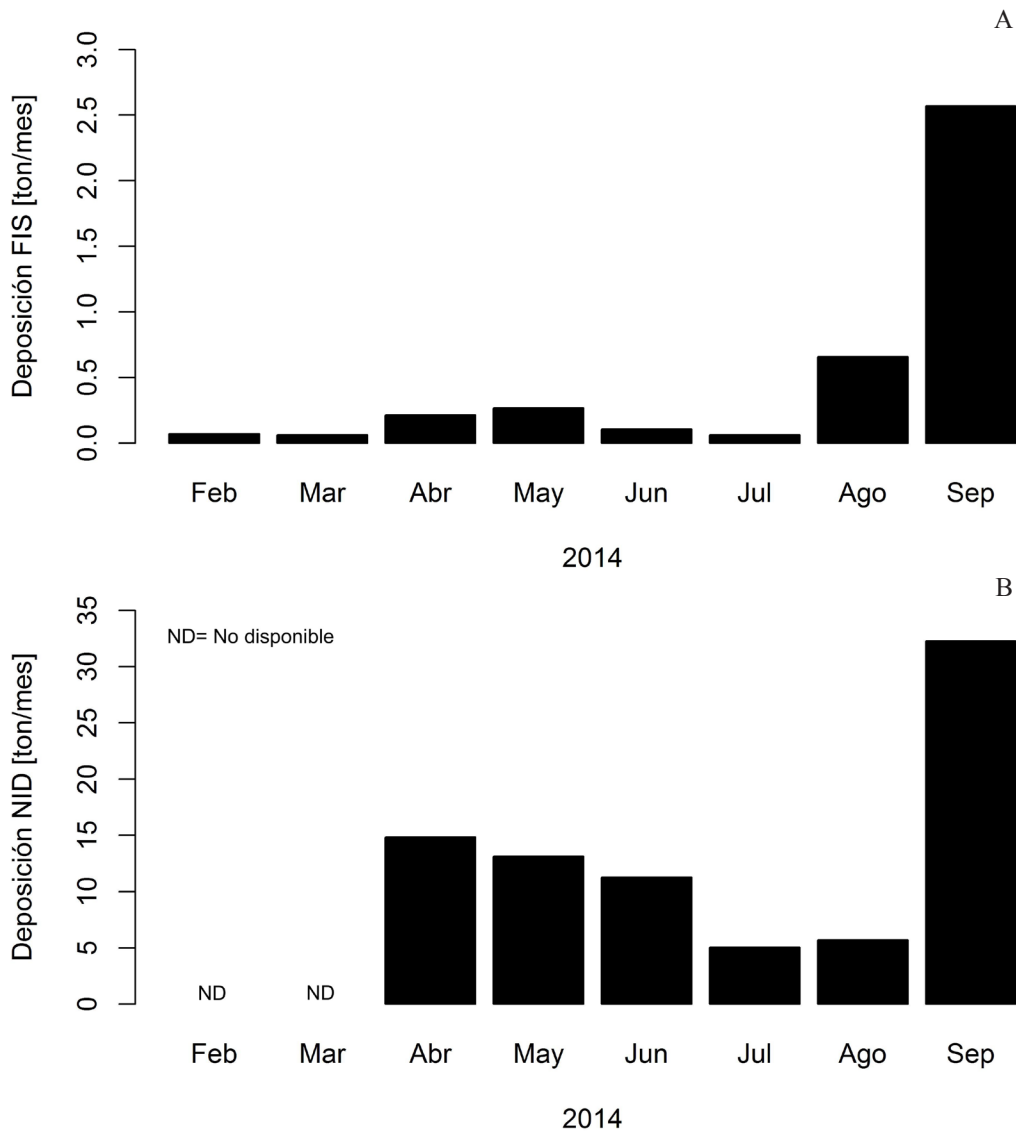
(mayores a 100), comparada con agosto y septiembre (8.7 y 12.6. respectivamente), sugieren que el nutriente limitante para el crecimiento de fitoplancton aportado por deposición atmosférica varía de mes a mes. Específicamente, sugiere que en el lago Atitlán en junio, el nutriente limitante podría ser el fósforo (P) mientras que para agosto y septiembre sería el N. Los resultados anteriores concuerdan con los obtenidos por Martínez (2018), quien observó en agosto de 2014 un aumento rápido del biovolumen de cianobacterias fijadoras de N atmosférico,

primero *Limnoraphis robusta* (Paracutty) Komarek et al. seguida en septiembre por *Aphanizomenon* sp. Rejmankova y colaboradores (2011) demostraron este proceso para *L. robusta* y el fenómeno fue discutido ampliamente por Paerl y colaboradores (2001) para otros géneros.

Investigaciones anteriores sobre los mayores tributarios del lago Atitlán (van Tuylen et al., 2015) reportaron en el 2014 un aporte anual de 85.1 ton/año de NID y 8.0 ton/año de FIS de los ríos San Francisco

**Figura 2**

Ingreso mensual estimado de nutrientes (A) NID y (B) FIS (ton./año) vía deposición atmosférica al lago Atitlán, Guatemala



**Tabla 2**

*Coefficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) de transformaciones logarítmicas de deposición atmosférica de nutrientes y variables meteorológicas en el lago Atitlán, Sololá, Guatemala*

Parámetro	NID	FIS	T° C	Veloc. viento	Dir. viento
FIS	0.56**				
T° C	-0.1	-0.18			
Velocidad viento	-0.34	-0.18	0.19		
Dirección viento	-0.46	-0.57***	-0.17	-0.024	
Lluvia	0.33	0.26	0.01	-0.59***	-0.25

*Nota.* niveles de significancia: \*\*  $p < .01$ , \*\*\*  $p < .001$ . Veloc. = Velocidad, Dir. = Dirección. Periodo de febrero a septiembre del 2014

y Quiscab. En comparación, tomando la carga de ingreso de nutrientes por deposición atmosférica directa desde febrero hasta septiembre de 2014 (los ocho meses del presente estudio) se estima que el ingreso de NID por la vía atmosférica es aproximadamente dos veces mayor (152.4 ton/año) y similar para FIS (5.6 ton/año) al ingreso reportado por los ríos San Francisco y Quiscab. El aporte significativo de nutrientes provenientes de la deposición atmosférica directa podría contribuir con el acelerado proceso de eutrofización cultural que el lago evidencia y consecuentemente con el aumento en florecimientos de cianobacterias reportados (García-Oliva, 2018).

Con respecto al efecto de las variables atmosféricas en el proceso de deposición atmosférica de nutrientes, se obtuvo una correlación negativa ( $r = -.57$ ,  $p < .001$ ) entre la dirección del viento y la deposición en superficie húmeda de FIS. Lo anterior implica una mayor deposición de FIS cuando el viento sopla desde el noreste. Se ha sugerido que mucho del P presente en partículas grandes es depositado cerca de su origen, bajo un régimen pseudo-difusivo (Tipping et al., 2014), mientras que las partículas más finas tienden a difundirse a escala global (e.g. polvo del desierto del Sahara) (Mahowald et al., 2008). Estos procesos de transporte son controlados principalmente por la dinámica atmosférica. Por ejemplo, en el mar Mediterráneo, la deposición de FIS proveniente de incendios forestales (un fenómeno local) se espera mayor que el aporte del polvo del Sahara (un fenómeno global), a pesar que, para la región, se consideraba que el transporte dominante de FIS era un fenómeno a escala global (Richon

et al., 2018). En contraste, en Panamá, Gross et al., (2016) encontraron que durante la época lluviosa hubo un aumento en fósforo soluble con un ingreso de 88 ( $\pm 31$ ) g-P/ha/mes derivada del transporte de fósforo a larga distancia. En este sentido, es necesario el estudio sistemático del transporte atmosférico de P generado localmente en el área de la cuenca del lago Atitlán, considerando el uso del suelo, las prácticas culturales, la relación con las variables meteorológicas y el origen del material depositado.

Phoenix y colaboradores (2006) proyectaron los valores de deposición atmosférica global de N en el período entre 1990 al 2050, explicando que las tasas altas de deposición representan un problema global y amenaza para la biodiversidad del planeta. Para América Central, los mismos autores estimaron que el aumento de NID oscilará entre 400 a 800 kg/km<sup>2</sup>/año durante este periodo. Nuestros resultados de deposición atmosférica de NID (aproximadamente 1200 kg/km<sup>2</sup>/año), de 1.5 a 2 veces el valor estimado por Phoenix y colaboradores (2006), sugieren un avance acelerado de la contaminación por N disuelto de origen atmosférico en esta región.

La deposición atmosférica en lagos varía globalmente. En los lagos sensibles de EUA (Baron et al., 2011), las cantidades de deposición atmosférica de NID oscilan ampliamente; en los lagos occidentales desde 100 a 300 kg/km<sup>2</sup>/año y desde 350 hasta 600 kg/km<sup>2</sup>/año. En lagos alpinos de Colorado (Elser et al., 2009), los valores oscilan entre 200 y 600 kg/km<sup>2</sup>/año en el noreste. La deposición atmosférica de NID para el lago Atitlán supera

a los valores reportados para lagos templados (Baron et al., 2011; Elser et al., 2009). Las cantidades de nutrientes por deposición atmosférica indican contaminación atmosférica, tanto para lagos con población cercana y alejada. Matson y colaboradores (1999) señalaron que el ciclo del N está siendo alterado por la actividad humana y sugirieron que los ecosistemas tropicales de agua dulce son más sensibles a los ingresos de N que sus contrapartes templadas, lo que subraya la necesidad de más estudios en estas regiones.

No hay tendencias generales de distribución geográfica o estacionalidad de deposición del P en un lago. En el lago Victoria (África Oriental) Tamatamah y colaboradores (2005) estimaron que la deposición de FIS oscila entre 0.65 y 0.80 kg/ha/año, mientras que para el lago Atitlán la deposición es de alrededor 0.44 kg/ha/año (Tabla 1). En algunos lagos del mundo reportaron diferencias estacionales, en donde altas deposiciones atmosféricas de P fueron observadas en verano y primavera –i.e. lago Simcoe, Canadá (Brown et al., 2011), lago Taihu, China (Li et al., 2011), lagos de Japón (Kunimatsu & Sudo, 2006), el lago Victoria en África oriental (Tamatamah et al., 2005) y lagos en Michigan, EUA (Eisenreich et al., 1977). Según Baker (2011), las condiciones climáticas son un factor principal para la movilización del P dentro de la atmósfera, evidenciando fluctuaciones significativas en sus concentraciones, similares a los observados en la descarga de este nutriente por medio de ríos. Las actividades estacionales relacionadas con la agricultura (polvo) contribuyen con la liberación de fósforo, aumentando su disponibilidad en la atmósfera (Anderson & Downing, 2006); por ejemplo, en Borneo, 7.9 kg/ha/año de FIS y 8.5 kg/ha/año de NID atmosférico, asociados con la quema de biomasa (Ponette-González et al., 2016). En la presente investigación se observó una relación positiva entre las épocas de fertilización de las cosechas, tanto en los niveles de NID (abril a junio y septiembre) como en el FIS (septiembre) depositados. Las quemadas de biomasa relacionadas con actividades agrícolas en Atitlán son mayores en marzo y abril.

En Latinoamérica, la deposición atmosférica y su influencia sobre los bosques regionales han sido estudiadas por Ponette-González y colaboradores (2010) y Hofhansl y colaboradores (2011), entre otros. El NID atmosférico contribuye significativamente al ciclo de nutrientes de los bosques, en donde entre el 23% y el 73% de lo depositado en bulto es absorbido

por la vegetación y un porcentaje relativamente pequeño es liberado por escurrimiento (Ponette-González et al., 2010). De manera similar, en el suroeste de Costa Rica, Hofhansl y colaboradores (2011) encontraron una retención neta de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  por la bóveda. Estas observaciones subrayan dos aspectos importantes del impacto de la deposición atmosférica sobre los ecosistemas acuáticos: (1) la importancia de la calidad de la cobertura vegetal en controlar el ingreso de nutrientes por escurrimiento; y (2) la necesidad de considerar la contribución de la deposición por vía atmosférica que ocurre en aguas abiertas continentales como lagos y reservorios. Además, enfatiza la importancia de controlar el ingreso de nutrientes de otras fuentes hacia los cuerpos de agua susceptibles a eutrofización antropogénica: reducir o eliminar la entrada de aguas residuales no tratadas y lograr un uso racional de abonos basado en las necesidades del suelo.

Al ser la deposición atmosférica de nutrientes un fenómeno no puntual difícil de controlar, el estudio sistemático del origen, difusión, distribución y efectos de la deposición atmosférica de N y P en los cuerpos de agua es un reto por vencer necesario para proponer planes de manejo de los recursos. El estudio de deposición atmosférica puede realizarse, utilizando los recipientes y la metodología propuestos en esta investigación. Nuestros equipos y metodología son comparables a los utilizados por Blake y Downing (2009), quienes concluyeron que estos equipos sencillos pueden proporcionar resultados igualmente precisos que muestreadores automatizados más complejos. Sin embargo, para próximos estudios es de suma importancia lograr diferenciar entre “wet deposition” o “dry deposition” para lograr identificar posibles fuentes de contaminación para el lago. Además, se recomienda investigar diversos sitios en la cuenca.

En este estudio se ha demostrado que la deposición atmosférica es una fuente significativa de ingreso de nutrientes, anteriormente no cuantificada, al lago Atitlán. Las contribuciones anuales estimadas de deposición directa de NID y FIS por vía atmosférica hacia el lago durante el 2014 fueron de 151 ton/año y 5.6 ton/año, respectivamente. La contribución de NID por deposición atmosférica fue mayor que la contribución de los principales ríos afluentes, mientras que la contribución del FIS fue similar. Finalmente, se enfatiza la necesidad de estudios más exhaustivos de la dinámica de la deposición atmosférica, variables meteorológicas y uso del suelo.

## Agradecimientos

Este trabajo fue financiado parcialmente por la UVG y durante una parte del 2014 por USAID (AID-520-A-12-00001). Se agradece a D. Coroxón López y H. Ajcalón por su apoyo en el muestreo y análisis químico de muestras, a E. de León y P. Javier (UVG Campus Altiplano) por brindar información relacionada a los periodos de fertilización de los cultivos cercanos a la estación de deposición atmosférica. Este trabajo fue presentado como tesis de maestría por S.G. (Ciencia y Tecnología del Recurso Hídrico, CUNOC, 2015).

## Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores  
 Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: MA Dix, S Gomez, MW Dix  
 Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: MA Dix, S Gomez, OF García-Oliva, MW Dix  
 Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: todos los autores  
 Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: todos los autores.

## Referencias

- Amodio, M., Catino, S., Dambruoso, P. R., de Gennaro, G., Di Gilio, A., Giungato, P., Laiola, E., Marzocca, A., Mazzone, A., Sardaro, A., & Tutino, M. (2014). Atmospheric deposition: Sampling procedures, analytical methods, and main recent findings from the scientific literature. *Advances in Meteorology*, Artículo 161730. <https://doi.org/10.1155/2014/161730>
- Anderson, K. A., & Downing, J. A. (2006). Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176, 351-374. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9172-4>
- Baker, D. (2011). *Final Report: Part 1 trends in bioavailable phosphorus loading at River Monitoring Stations*. Heidelberg University.
- Baron, J., Driscoll, C., Stoddard, J., & Richer, E. (2011). Empirical critical loads of atmospheric nitrogen deposition for nutrient enrichment and acidification of sensitive US lakes. *BioScience*, 61(8), 602-613. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.8.6>
- Basterrechea, M. (1986). Limnological characteristics of Lake Amatitlán, Guatemala. *Revista Brasileira de Biologia*, 46, 461-468.
- Benedict, K. B., Chen, X., Sullivan, A. P., Li, Y., Day, D., Prenni, A. J., Levin, E. J. T., Kreidenweiss, S. M., Malm, W. C., Schichtel, B. A., & Collett, J. L. J. (2013). Atmospheric concentrations and deposition of reactive nitrogen in Grand Teton National Park. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(20), 11875-11887. <https://doi.org/10.1002/2013JD020394>
- Blake, T. W., & Downing, J. A. (2009). Measuring atmospheric nutrient deposition to inland waters evaluation of direct methods. *Limnology and Oceanography*, 7(9), 638-647. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.638>
- Brezonik, P. L., & Fox J. L. (1974). The limnology of selected Guatemalan lakes. *Hydrobiology*, 45, 467-487. <https://doi.org/10.1007/BF00012032>
- Brown, L. J., Taleban, V., Gharabaghi, B., & Weiss, L. (2011). Seasonal and spatial distribution patterns of atmospheric phosphorus deposition to Lake Simcoe, On *Journal of Great Lakes Research*, 37, 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.01.004>
- Castañeda, C. (1995). *Sistemas lacustres de Guatemala: Recursos que mueren*. Editorial Universitaria.
- Catalán, J., & Donato Rondon, J. C. (2016). Perspectives for an integrated understanding of tropical and temperate high-mountain lakes. *Journal of Limnology*, 75(S1), 215-234. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1372>
- Chandra, S., Rejmánková, E., Dix, M., Giron, N., Mosquera, V., Sandoval, K., & Ochaeta, G. (2014). *Estado del Lago Atilán, informe 2014*. Universidad de Nevada Reno.
- Cifuentes, R., Sierra, C., Arévalo L. A., Beteta C., Herrera E. & Álvarez, M. R. (2014). El sistema milpa del departamento de Sololá visto desde la experiencia y vivencia de los productores de maíz de la región. *Revista Universidad del Valle de Guatemala*, 27, 11-30.
- Dix, M. A., Dix, M. W., Orozco, M., Cabrera, D., Bocel, B., Toledo, A., & Symonds, E. (2012). El Lago Atilán: Su estado ecológico octubre 2009-

- diciembre 2011. *Revista Universidad del Valle de Guatemala*, 24, 35-50.
- Dix, M. A., Fortín, I., Medinilla, O., & Ríos, L. (Eds.). (2003). *Diagnóstico ecológico-social en la Cuenca de Atitlán*. Universidad del Valle de Guatemala/The Nature Conservancy.
- Eaton A. D. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.
- Eisenreich, S. J., Emmling, P. J., & Beeton, A. M. (1977). Atmospheric loading of phosphorus and other chemicals to Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 3(3-4), 291-304. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(77\)72261-0](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72261-0)
- Elsler, J. J., Andersen, T., Baron, J. S., Bergström, A. K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K. R., Steger, L., & Hessen, D. O. (2009). Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science*, 326(5954), 835-337. <https://doi.org/10.1126/science.1176199>.
- Flores-Anderson, A. I., Griffin, R., Dix, M., Romero-Oliva, C. S., Ochaeta, G., Skinner-Alvarado, J., Ramirez Moran, M. V., Hernández, B., Cherringon, E., Page, B., & Barreno, F. (2020). Hyperspectral satellite remote sensing of water quality in Lake Atitlán, Guatemala. *Frontiers in Environmental Science*, 8, Artículo 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00007>.
- García-Oliva, O. (2018). *Clasificadores binarios como modelos predictivos de florecimientos de cianobacteria en el lago de Atitlán* [Tesis de maestría no publicada]. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gross, A., Turner, B. L., Goren, T., Berry, A., & Angert, A. (2016). Tracing the sources of atmospheric phosphorus deposition to a tropical rain forest in Panama using stable oxygen isotopes. *Environmental Science and Technology* 50(3), 1147-1156. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04936>
- Hargan, K. E., Paterson, A. M., & Dillon, Peter J. (2011). A total phosphorus budget for the Lake of the Woods and the Rainy River catchment. *Journal of Great Lakes Research* 37, 753–763.
- Hofhansl, F., Wanek, W., Drage, S., Huber, W., Weissenhofer, A., & Richter, A. (2011). Topography strongly affects atmospheric deposition and canopy exchange processes in different types of wet lowland rainforest, Southwest Costa Rica. *Biogeochemistry*, 106(3), 371-396. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9517-3>
- Instituto Nacional de Estadística. (2012). *Caracterización República de Guatemala*. Gobierno de Guatemala.
- Instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. (2016). *Boletín Climático 2016-03, 2016-04, 2016-09, 2016-10 y 2016-11 (2016)*. Departamento de Servicios de Investigaciones Climáticas.
- Jassby, A. D., Reuter, J. E., Axler, A. P., Goldman, C. R., & Hackley, V. S. (1994). Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). *Water Resources Research*, 30(7), 2207-3316. <https://doi.org/10.1029/94WR00754>
- Kamphake, J., Hannah, S. A., & Cohen, J. M. (1967). Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research*, 1(3), 205-216. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(67\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(67)90011-5)
- Kunimatsu, T., & Sudo, M. (2006). Long-term fluctuation and regional variation of nutrient loads from the atmosphere to lakes. *Water, Science & Technology*, 53(2), 53-61 <https://doi.org/10.2166/wst.2006.038>
- Li, Y., Acharya, K., Stone, M. C., Yu, Z., Young, M. H., & Shafer, D. S. (2011). Spatiotemporal patterns in nutrient loads, nutrient concentrations, and algal biomass in Lake Taihu, China. *Lake and Reservoir Management*, 27(4), 298-309. <https://doi.org/10.1080/07438141.2011.610560>
- Liddicoat, M. I., Tibbits, S., & Butler, E. (1975). The determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography*, 20(1), 131-132. <https://doi.org/10.4319/lo.1975.20.1.0131>
- Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C. R., Bergametti, G., Bond, T. C., Ying, C., Cohen, D. D., Barak, H., Kubilay, N., Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., McGee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L., & Tsukuda, S. (2008). Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts.



- Global Biogeochemical Cycles*, 22(4), 1-19. <https://doi.org/10.1029/2008GB003240>.
- Martínez Fausto, M. M. (2018). *Relación del fitoplancton y el zooplancton en los sitios de Santiago Atitlán y Centro, Weiss G del Lago de Atitlán durante los años 2013 y 2014* [Tesis de Licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. <https://biblioteca-farmacia.usac.edu.gt/Tesis/B286.pdf>
- Matson, P. A., McDowell, W. H., Townsend, A. R., & Vitousek, P. M. (1999). The globalization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67-83. <https://doi.org/10.1023/A:1006152112852>
- Morales, J. A., Albornoz, A., Socorro, E., & Morillo, A. (2001). An estimation of the nitrogen and phosphorus loading by wet deposition over Lake Maracaibo, Venezuela. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128(3), 207-221. <https://doi.org/10.1023/A:1010347913832>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analítica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Newhall, C. G., Paull, C. K., Bradbury, J. P., Higuera-Gundy, A., Poppe, L. J., Self, S., & Ziegler, J. (1987). Recent geologic history of Lake Atitlán, a caldera lake in Western Guatemala. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 33, 81-107. [https://doi.org/10.1016/0377-0273\(87\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0377-0273(87)90055-2)
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World*, 1, 76-113.
- Phoenix, G. K., Hicks, W., Cinderby, S., Kuylenstierna, J., Stock, W., Dentener, F., & Ineson, P. (2006). Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: The need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Global Change Biology*, 12(3), 470-476. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01104.x>
- Ponette-González, A. G., Weathers, K. C., & Curran, L. M. (2010). Tropical land-cover change alters biogeochemical inputs to ecosystems in a Mexican montane landscape. *Ecological Applications*, 20, 1820-1837. <https://doi.org/10.1890/09-1125.1>
- Ponette-González, A. G., Curran, L. M., Pittman, A. L., Carlson, K. M., Steele, B. G., Ratnasari, D., Mujiman, Weathers, K. C. (2016). Biomass burning drives atmospheric nutrient redistribution within forested peatlands in Borneo. *Environmental Research Letters*, 11, Artículo 085003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/085063>
- Porter, E. M., Bowman, W. D., Clark, C. M., Compton, J. E., Pardo, L. H., & Soong, J. L. (2013). Interactive effects of anthropogenic nitrogen enrichment and climate change on terrestrial and aquatic biodiversity. *Biogeochemistry*, 114, 93-120. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9803-3>
- R Core Team. (2017). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rejmanková, E., Komárek, J., Dix, M., Komárková, J., & Girón, N. (2011). Cyanobacterial blooms in Lake Atitlán, Guatemala. *Limnologia*, 41(4), 296-312. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.12.003>
- Reyes Morales, F., Ujpan, D., & Valiente, S. (2018). Batimetría y análisis morfométrico del lago de Atitlán (Guatemala). *Revista Científica*, 27(2), 48-58.
- Richon, C., Dutay, J. C., Dulac, F., Wang, R., & Balkanski, Y. (2018). Modeling the biogeochemical impact of atmospheric phosphate deposition from desert dust and combustion sources to the Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 15, 2499-2524. <https://www.biogeosciences-discuss.net/bg-2017-242/bg-2017-242.pdf>
- Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., Block, T., & Pflugmacher, S. (2014). Accumulation of microcystin congeners in different aquatic plants and crops – A case study from Lake Amatitlán, Guatemala. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 102, 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.031>
- Solórzano, L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by the phenol hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14(5), 799-801. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.5.0799>
- Tamatamah, R. A., Hecky, R. E., & Duthie, H. (2005). The atmospheric deposition of phosphorus in Lake Victoria (East Africa). *Biogeochemistry*, 73, 325-344. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0196-9>

- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D.T., Rowe, E. C. , & Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater, *Environmental Science: Processes and Impacts*, *16*, 1608-1617. <http://dx.doi.org/10.1039/c3em00641g>
- van Tuylen, S., Dix, M., García, J., Bocel, J., Ajcalón, H., López, D., & Chumil, V. (2015). *Evaluación del efecto de la calidad del agua sobre la distribución espacio- temporal de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad ecológica de dos ríos de la Cuenca del Lago Atitlán, Sololá* (Proyecto FODECYT No. 02-2013). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología.
- Wang, R., Goll, D., Balskanski, Y., Haughlustaine, D., Boucher, D., Clais, P., Janssens, I., Penuelas, J., Guenet, B., Sardans, J., Bopp, L., Vulchard, N., Zhou, F., Bengang, L., Piao, S., Peng, S., Huang, Y., & Tao, S. (2017). Global forest carbon uptake due to nitrogen and phosphorus deposition from 1850 to 2100. *Global Change Biology*, *23*(11), 4854-4872. <https://doi.org/10.1111/gcb.13766>
- Weiss, C. M. (1971). *Water quality investigations in Guatemala. Lake Atitlán 1968-1970*. University of North Carolina y ERIS.

# Water quality in the Lachuá Ecoregion Landscape: Comparing streams from Forest, Milpa, and an Oil Palm plantation

*Calidad del agua en el paisaje de la Ecorregión Lachuá: Comparando arroyos en bosques, milpa y palma africana*

Oscar Rojas <sup>1,2</sup>, Carlos Avendaño <sup>1,2</sup>, & Ryan Isakson <sup>3</sup>

<sup>1</sup>Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

<sup>2</sup>Grupo de Ciencias de la Tierra y Resiliencia Planetaria, Ciudad de Guatemala

<sup>3</sup>Department of Geography & Planning, University of Toronto, Canada

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [oscaralbertorojascastillo@hotmail.com](mailto:oscaralbertorojascastillo@hotmail.com)

Recibido: 27 de mayo 2020 / Revisión: 12 de mayo 2021 / Aceptado: 2 de febrero 2022

## Abstract

The hydrological network in the Lachuá Ecoregion (EL), Alta Verapaz, Guatemala, hosts high levels of biodiversity and supplies water to 44 Mayan communities. Despite this critical fact, this network has been threatened by scarcely monitored industrial activities including the rapidly expanding oil palm monoculture (*Elaeis guineensis* Jacq). Regardless of Lachua's freshwaters importance, there is little information on how this monoculture impacts them. We compared water-quality properties from streams in oil palm plantations (P), paddock and *milpa* systems (M), and primary forests (F) in the EL. During 2015-2016, 13 rivers were sampled (5 times) for water temperature, pH, dissolved oxygen (DO), conductivity, hardness, chemical and biochemical oxygen demand (COD and BOD), and concentration of silica, nitrates, phosphates, and ammonia. Several parameters showed significant differences. P were 2.7 °C and 1.8 °C warmer than M and F and carried 1.4 mg/L more nitrates than F. F carried 10.8 mg/L and 11.8 mg/L more silica than M and P. M showed intermediate temperatures and silica concentrations, as well as 14.8 μS/cm and 8.9 μS/cm lower conductivities than P and F, respectively. Additionally, COD in M was 9.9 mg/L and 4.6 mg/L lower than P and F, respectively. We believe higher temperatures and lower silica in P are due to the loss of riparian forest and their role in buffering temperatures and recycling silicon. In addition, the existence of secondary forest (*guamil*) in M might explain the intermediate temperatures and silica concentrations. Our results highlight the contributions of forests to waterways and suggest potential water-quality depletion from the oil palm expansion in the EL.

**Palabras claves:** First-order streams, *Elaeis guineensis*, silica cycle, traditional agriculture, riparian forests, Northern Transversal Strip

## Resumen

La red hídrica en la Ecorregión Lachuá (EL), Alta Verapaz, Guatemala, alberga una alta biodiversidad y abastece de agua a 44 comunidades mayas. Sin embargo, recientemente se ha visto amenazada por actividades industriales escasamente monitoreadas, incluido el creciente monocultivo de palma africana (*Elaeis guineensis* Jacq) del cual se desconocen sus impactos en la EL. Este estudio explora la calidad del agua de arroyos en plantaciones de palma africana (P), bosques primarios (B), y sistemas de potrero y milpa (M) en Lachuá. Durante 2015-2016, se tomaron muestras de 13 ríos (5 veces) para medir la temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad, dureza, demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO) y la concentración de sílice, nitratos, fosfatos, y amoníaco. Varios parámetros mostraron diferencias significativas. P fue 2.7 °C y 1.8 °C más calientes que M y F y portó 1.4 mg/L más nitrato que F. F portó 10.8 mg/L y 11.8 mg/L más sílice que M y P. M mostró temperaturas y concentraciones de sílice intermedias y conductividades 14.8 μS/cm y 8.9 μS/cm menores que P y F. La DQO en M fue 9.9 mg/L y 4.6 mg/L menor que P y F. El aumento de temperatura y la disminución de sílice en P podría deberse a la pérdida de bosques ribereños los cuales amortiguan la temperatura y reciclan el silicio. La presencia de bosque secundarios (*guamil*) en M podría explicar las temperaturas y las concentraciones de sílice intermedias resaltando la importancia de los bosques en la red hídrica. Se predice un posible deterioro en el agua resultado de la expansión de palma africana en la EL.

**Keywords:** Ríos de primer orden, *Elaeis guineensis*, ciclo del silicio, agricultura tradicional, bosques ribereños, Franja Transversal del Norte



## Introduction

The Lachuá Ecoregion, located in the northern lowlands of the Alta Verapaz province in Guatemala (Figure 1), is an ecological zone of national and international importance. In addition to hosting the Lachuá Lake National Park, the ecoregion is renowned for its high biodiversity and global recognition as an Important Bird and Biodiversity Area (IBA), and by the Ramsar Convention as a Wetland of International Importance (Eisermann & Avendaño, 2007; Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala, 2004). The ecoregion's water resources play a vital role in sustaining numerous species of mammals, amphibians, reptiles, insects, birds, and plants. The zone is part of the broader Usumacinta Biogeographical province, hosting many endemic fish species and at least 40 endangered fish species, including 22 protected by the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES) (Granados, 2001). Additionally, more than 44 indigenous Q'eqchi' Mayan communities depend on the ecoregion's water supplies for essential livelihood activities like drinking, fishing, household uses, irrigation of crops, and other ecosystem services (benefits that people obtain from the ecosystem) (Dislich et al., 2017; Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala, 2004).

As several studies have shown, land-use practices can dramatically influence the quality of nearby water systems. The presence of forests, for example, can improve water quality through root filtration and sequestration of pollutants (Fernandes et al., 2014). Correspondingly, land-use changes like the expansion of urban areas and monocrop agricultural systems are associated with declining water quality due to the increased flow of greywater, sediments, and agrochemicals (Comte et al., 2012; Kertész et al., 2019; Liberoff et al., 2019).

Land-use changes in the Lachuá Ecoregion have been profound in recent decades. Through aerial photographs analysis, Quezada et al. (2014) found that forest cover in the ecoregion declined by more than 55% between 1962 and 2011, with deforestation increasing substantially since the late 1980s. They attribute the loss of forest cover initially to the establishment of human settlements - which would include the formation of so-called 'model villages' to house and

monitor displaced populations during the country's armed conflict (Taylor, 2007) – roads, annual crops, and, more recently, cattle pastures. However, the chaotic colonization processes also featured the industrial exploitation of natural resources (i.e., mining and oil extraction), which has continued into the post-war era (Avendaño et al., 2005; Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia [Segeplan], 2011).

The expansion of oil palm plantations (*Elaeis guineensis* L.) is among the most profound changes to land-use in the Lachuá Ecoregion in the 21<sup>st</sup> century (Gremial de Palmicultres de Guatemala [Grepalma], 2018; Solano, 2015). This monocrop arrived in Guatemala in the 1980s, where its cultivation was initially limited to a small number of farms located along the country's southern coast and piedmont. In the last two decades, however, the area cultivated with the crop has increased more than nine times its original size (Food and Agriculture Organization [FAO], s.f.), with nearly all of the expanded cultivation occurring in Guatemala's northern lowlands (Grepalma, 2019). For example, Alonso-Fradejas (2018) estimates that oil palm area expanded 17,340 ha annually between 2006 and 2014, out of which in 2005, 29% was forest, 14% staple agriculture, and 27% scrubland. Hervas (2019) documents similar trends in the Lachuá Ecoregion, where the introduction of approximately 520 ha of oil palm in one community since 2006 corresponded with the loss of ~380 ha of forest area by 2017. In this community, oil palm expansion initially occurred on land used for pasture but soon spread onto land used to cultivate other crops, especially forestland.

Despite the dramatic expansion of oil palm in the Lachuá Ecoregion, the environmental impacts of land-use change have not been investigated adequately. Studies elsewhere show that oil palm plantations are often associated with decreased water quality due to the large application of commercial fertilizers (Goh et al., 2003), herbicides (e.g., Glyphosate, Glufosinate-ammonium, Metsulfuron-methyl, +2, 4-D amide, and Triclopyr), insecticides (e.g. Butocarboxim, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Gamma HCH, Lambda cyhalothrin, Methamidophos, Methidathion, Monocrothophos, Acephate) and fungicides (Captan, Cyproconazole, Dithiocarbamates, Difenconazole) (Kuntom et al., 2007). Once these chemicals are applied, the rainfall transports their surplus into streams (Mercer et al., 2013; Wantzen, 2006). Ground cover clearance exacerbates this runoff (Department of Irrigation and Drainage, 1989). Industrial agriculture includes the mentioned practices, which has led to nu-

trient enrichment, eutrophication, and consequent ecological disruptions (Chappell et al., 2004; Sheil et al., 2009; State Environmental Conservation Department, 2000). This type of agriculture is associated with decreasing dissolved oxygen levels (i.e., 3.59-3.78 mg/L), which can be detrimental for fishes and macroinvertebrates (Sari et al., 2019). Streams running through this agriculture type also tend to be warmer (i.e., 3-7°C) due to increased solar radiation and reduced evapotranspiration, resultant from the removal of riparian vegetation (Brauman et al., 2012; Carlson et al., 2014; Chellaiah & Yule, 2018), even several years after the establishment of the plantations (Avendaño et al., 2019; Carlson et al., 2014; Luke et al., 2017; Wilkinson et al., 2019). These disturbances are concerning as temperature directly influences various biological and chemical processes from dissolved oxygen concentration to metabolic rates and primary production (Australian New Zealand Educational Council [Anzec] & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand [Armcanz], 2000; Dallas, 2009; Dallas & Ross-Gillespie, 2015). There is still a lack of studies regarding the environmental impacts of oil palm plantations on the Guatemalan river networks. Given the invaluable contributions of Lachuá's riparian environments to human settlements and biodiversity, it is imperative to understand how recent land-use changes in the ecoregion impact water quality. Furthermore, the study of surface water quality in karst environments, such as Lachuá, is critical to understanding groundwater and the complex hydrogeological context due to rapid infiltration schemes. The high connectivity and sub-surface interchange characterize these geological settings (Ford & Williams, 2013).

Alongside oil palm plantations, traditional agricultural practices are still present in the ecoregion, especially *milpas* and paddocks. The *milpa* is a multispecies agroforestry system, wherein maize (*Zea mays*) is combined with annual crops such as beans and squash, vertical crops such as sweet potatoes and other roots, and fruit crops such as bananas and plantains, followed by an eventual forest regeneration period or fallow. Maize is the staple crop that characterizes the *milpa* system in Mesoamerica (Ford & Nigh, 2016), and its cultivation requires clearing forests from a selected plot, up to twice per year, over 2-3 years. After that, the plot is typically fallowed for 2-3 years to avoid soil exhaustion. The Q'eqchi' population in Guatemala refers to secondary forest succession that emerges in these areas as *guamil*, consisting of herbs, bushes and trees. The *guamil* includes shrubs and

generalist and fast-growing species such as *Cecropia peltata* and *Schyzolobium parahybum* (Ávila Santa Cruz et al., 2005). After the fallow period, farmers slash and burn the *guamil* to eliminate herbs and transform organic matter into soil nutrients (Hernández Bonilla, 2004; Monzón Miranda, 1999). Paddocks for livestock feeding (i.e., horses and cattle) are also present in the ecoregion (Solano, 2015). These areas are often covered with opportunistic vegetation like grasses, legumes, shrubs and trees that provide nutrients for the grazing animals (Proyecto Especial para la Seguridad Alimentaria [PESA], 2005) and serve as living fences. After grazed, paddocks are left resting and eventually become *guamiles* (PESA, 2005; Solano, 2015). These practices are cultural components of Lachuá Ecoregion's landscape and define a heterogeneous mosaic of non-extensive patches that contain several forest types at different succession stages (Ávila Santa Cruz, 2004).

Our research aimed to understand how the diversity of land-uses influences the water quality of lotic ecosystems in the Lachuá Ecoregion. Specifically, we monitored and measured eleven different physical and chemical indicators of water quality at strategic points of the Lachuá Ecoregion hydrological network in order to assess the impact of three land-uses: (1) *Milpa-paddocks-guamil*, (2) oil palm monocultures, and (3) forested areas. For this purpose, we identified first-order streams whose catchments were surrounded separately by the indicated land-uses and assessed our chosen indicators at these locations every two months during one year (September 2015- July 2016).

## Materials and methods

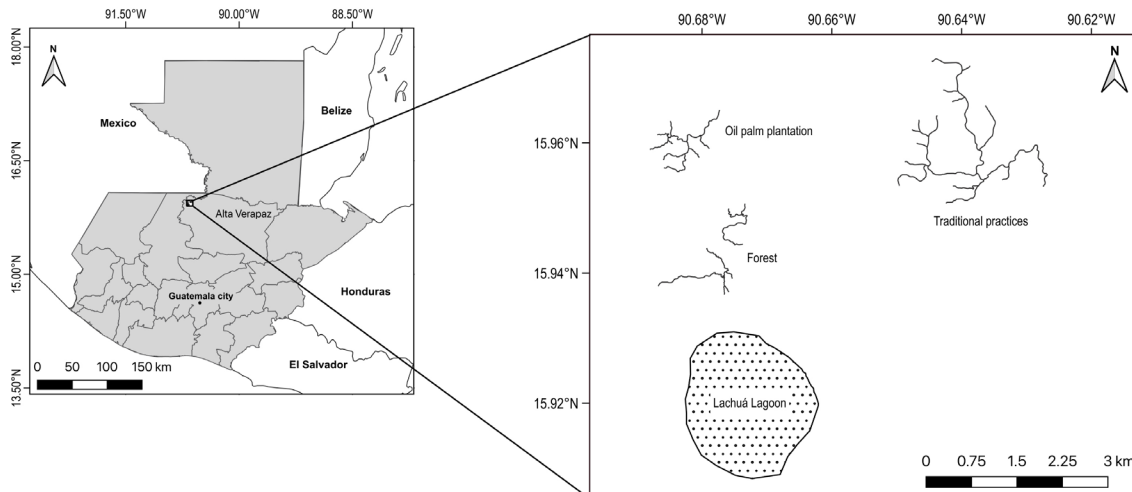
### Study area

We conducted our study in a small section of the Lachuá Ecoregion (15° 57' 30.40"N, 90° 38' 36.29"W), located in the Department of Alta Verapaz in northeastern Guatemala (Figure 1). The Lachuá Ecoregion location at the northern lowlands of Guatemala frames it to the Chixoy, Icbolay, and Ixloc hydrologic basins that contain a variety of aquatic ecosystems, including wetlands, floodplains, lagoons, rivers, streams, and underwater connections characteristic of its karst hydrogeology (Avendaño et al., 2019; Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala, 2004).



**Figure 1**

*Location of the study streams at the Lachuá Ecoregion, Northern Transversal Strip in Alta Verapaz, Guatemala*



The physiographic setting is contextualized by the Lacandón Fold Belt province and karstic Upper Cretaceous geology. In general, the ecoregion water tends to be hard (i.e., alkaline pH), with high conductivity as it contains particles of carbonates, silicates, sulphates, and other soluble salts, and high levels of dissolved oxygen (> 50%), except in slow-running waters (0.25 m/s). The elevation of the study area ranges between 160-210 m, associated with average mean temperatures of 25.3 °C, annual precipitations of 3,300 mm, with the highest rainfall occurring from June to October and only four months of relatively low rainfall, from February to May (Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala, 2004). The complexity of the Lachua Ecoregion's hydrogeology and climatology demands detailed month-to-month monitoring for unveiling the influence of land use on water quality.

**Treatments, geo-referencing, and mapping**

The area under study includes the Lachuá Lake National Park (PNLL) and several agricultural and livestock practices zones. Inside the study area, we identified three land-use types (henceforth defined as treatments) to compare their effects on water quality. The first field experimental treatment (F) consisted of

streams within forests of the PNLL (Figure 2). The PNLL is one of the last remnants of tropical rainforests of the Northern Transversal Strip in Guatemala. The park sustains a diverse ecosystem characterized by dense vegetation composed of 76 different plant families, notably Orchidaceae, Arecaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Moraceae, Melastomataceae and Meliaceae (Castañeda Cerna, 1997).

The second treatment (M) consisted of streams surrounded by ‘traditional’ agricultural practices in the Lachuá Ecoregion. This treatment includes *milpa* where corn is cultivated in a polyculture system; paddocks, consisting of grassland intended for livestock grazing and often containing opportunistic vegetation and living fences; and *guamil* (Figure 3). Finally, the third treatment (P) represents a homogeneous land-use dominated by *Elaeis guineensis*, or oil palm, distanced approximately 15 m from the northern border of PNLL (Figure 4). We focused upon a single plantation with an area of approximately 90 ha, characterized by seven-year-old oil palms. This monocrop surrounds a small village (ca. 25 ha), separated from the PNLL by a 12 m-wide dirt road. The plantation has been fertilized chemically in the past years. However, during our study, the plantation owner applied vermicompost (late December 2015), an organic fertilizer (i.e., a by-product of earthworms) with a low environmental impact when compared to conventional chemicals (Doan et al., 2015).

To control for environmental and spatial variation, we sampled treatments in areas close to one another, avoiding as much as possible spatial autocorrelation (Ribeiro et al., 2013). This approach enabled us to measure differences across land-uses more accurately. There was no water catchment area from one type of treatment that overlapped with another. The distance between F and M was 10 km, 4 km between F and P, and 10 km between M and P.

We selected thirteen first-order streams (*sensu* Strahler, 1957) using Google Earth (C) satellite images from 2014, based on the predominant land use in the catchment area. Our experimental design resulted in five streams in F, four in M, and four in P. The catchment stream area was mapped based on a regional

12.5 m resolution Digital Elevation Model (DEM) employing Global Mapper (C).

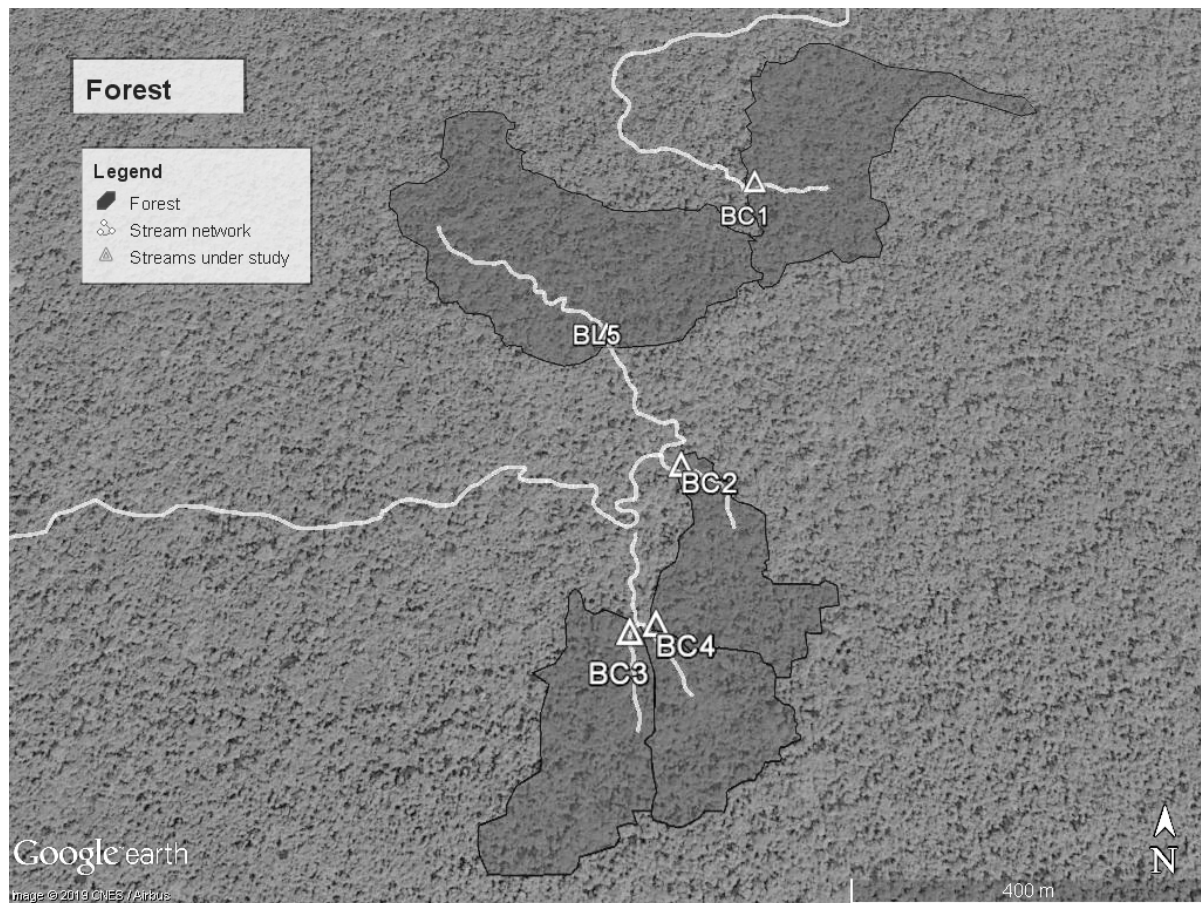
Field verification allowed us to map the waterways and choose strategic points for precise sampling. We chose first-order streams because a smaller catchment area (0.7 - 44 ha), compared to higher-order rivers (> 50 ha), would facilitate isolating the impacts of each land use type on water quality (Dodds & Oakes, 2008).

### Water quality: Physical and chemical analysis

We defined an experimental unit consisting of three points (initial, mid-way, and final) spaced 50 m apart over a 100 m long tract for each stream (Figure

**Figure 2**

*Streams from the Forest treatment (F) within the borders of the Lachuá National Park (PNLL)*



*Note.* River codes: BC1, BC2, BC3, BC4, and BL5.

5). The sampling was carried out every two months between September 2015 and July 2016. Due to field logistic reasons, we only monitored oil palm and forest treatments in the first two sampling months (early September and late October 2015) and all three in the remaining samplings (January, March and July in 2016). In addition, we avoided sampling during the intense dry season due to the intermittent nature of some streams.

In total, we monitored and measured 11 water quality indicators: Dissolved oxygen (DO), pH, water temperature, electrical conductivity, hardness, chemical and biochemical oxygen demand (COD and BOD), and concentration of phosphates (PO<sub>4</sub>), nitrates (NO<sub>3</sub>), sulphates (SO<sub>4</sub>) and silica (SiO<sub>2</sub>). We measured DO, pH, and water temperature *in situ* at all three points of each sampling unit using a multiparameter HI9813-6N

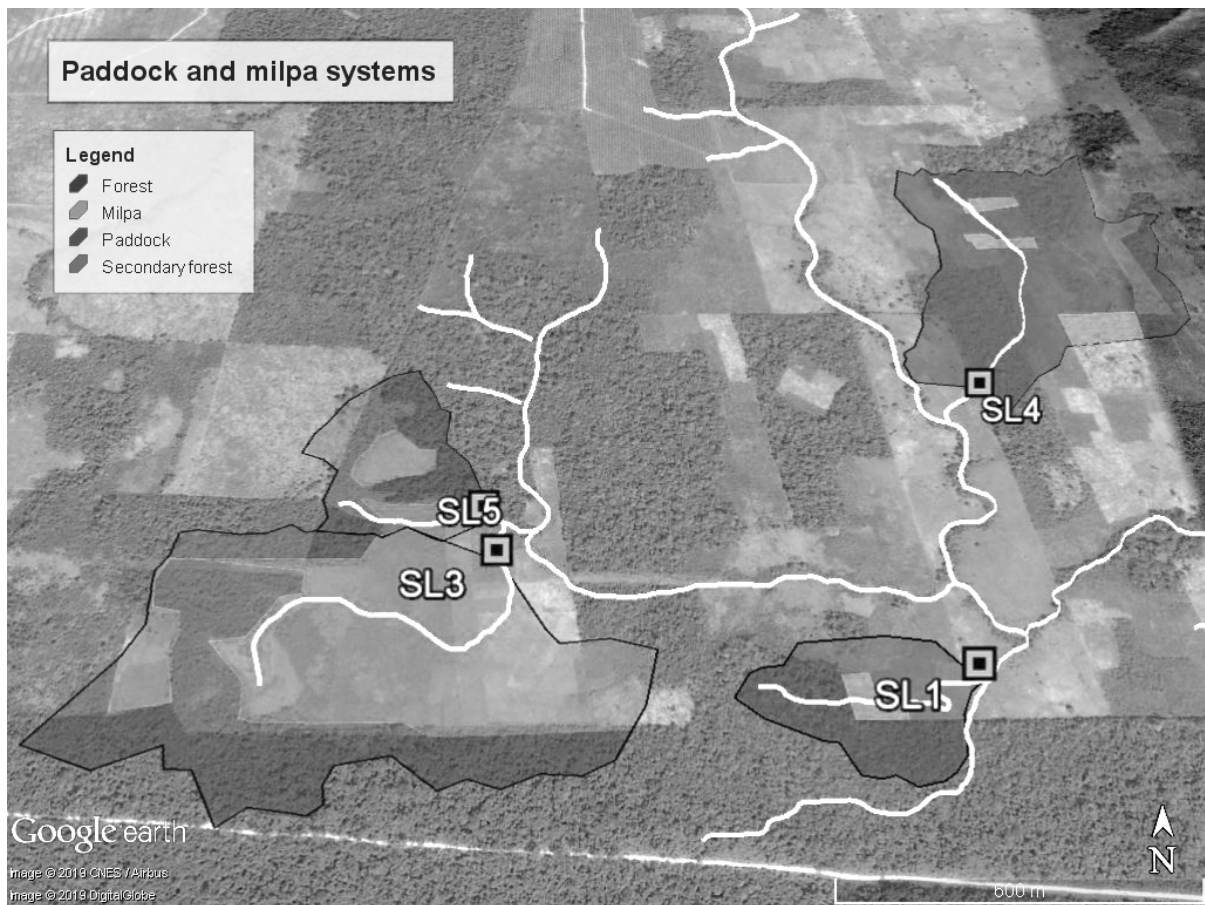
probe and an Extech DO210 oximeter. We measured the rest of the indicators *ex situ* at the Laboratory of Physicochemical and Microbiological Analysis (LAFYM) at San Carlos University in Guatemala City. We took water samples at the mid-way point of each unit in the field, stored them in plastic bags (Nasco Whirl-Park ©), and kept them at low temperatures for 3-4 days before delivering them to the laboratory for analysis.

### Data analysis

To compare water quality among treatments, we analyzed the data using the packages ggplot2 (Wickham, 2016) and Rcmdr (Fox, 2016) in R studio (RStudio Team, 2016). When comparing more than

**Figure 3**

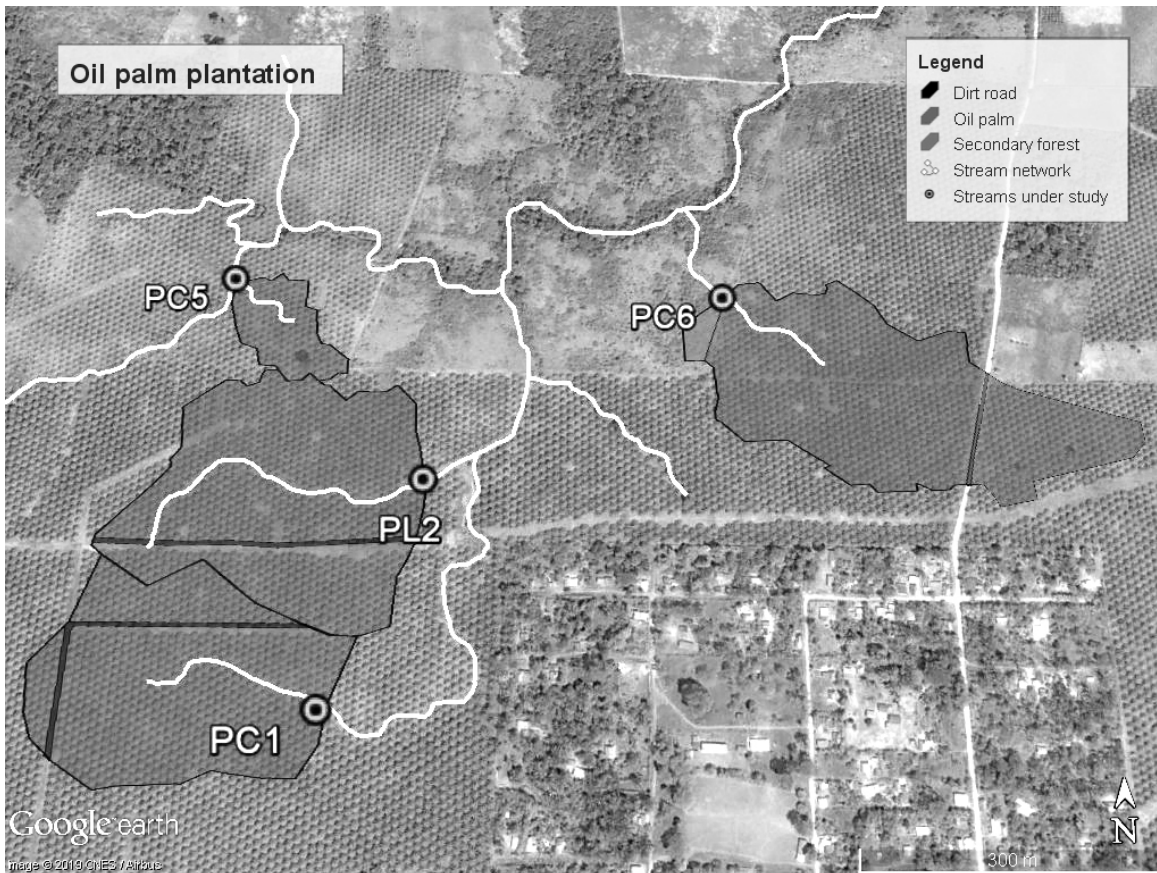
*Streams from the Traditional Practices treatment (M), including milpa, paddock, and guamil land uses*



*Note.* River codes: SL1, SL3, SL4, and SL5.



**Figure 4**  
Streams from the oil palm treatment (P) employing vermicompost



Note. River codes: PC1, PL2, PC5, and PC6.

two treatments, we used the Kruskal Wallis (KW) hypothesis test (for non-normal data) and Analysis of Variance (ANOVA) (for normal data). When comparing only two treatments, we used the student t-test (for normal data) and KW. We compared five sampling months data for F and P, while M only the last three months. As the data exhibited a linear response, we used CANOCO (C) to perform a Redundancy Analysis (RDA) to determine the multivariate relationship between water quality and land use (ter Braak & Smilauer, 2012).

## Results

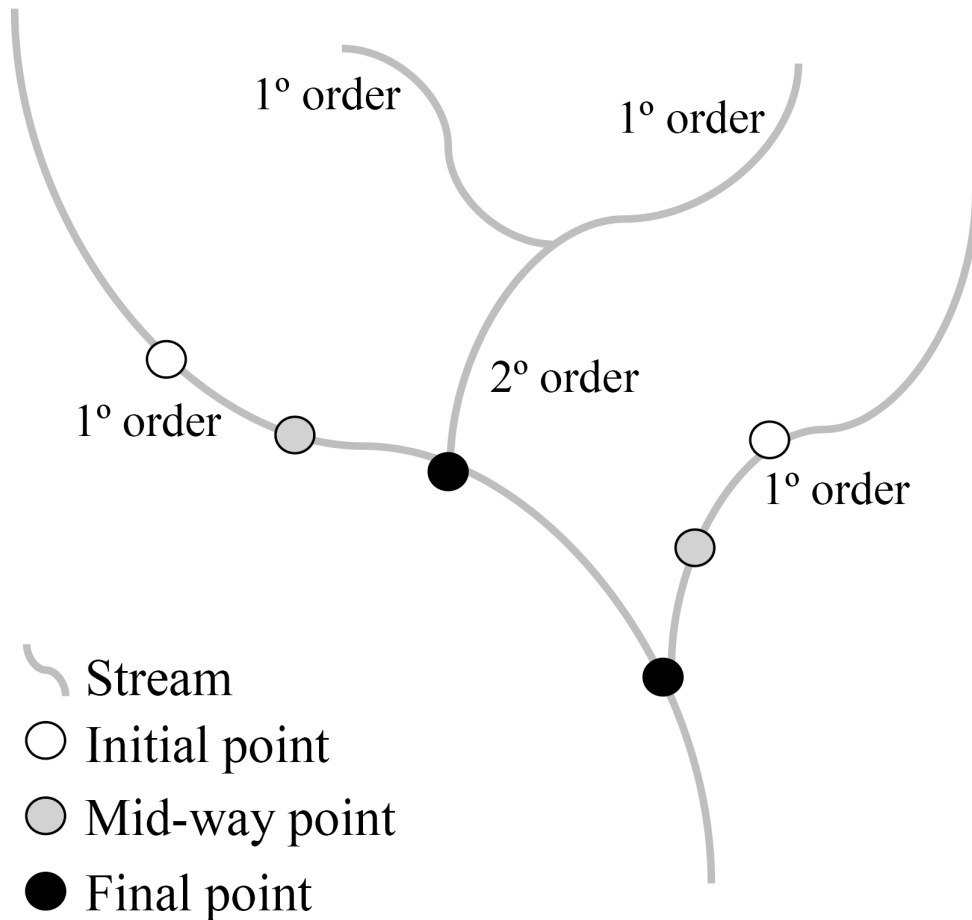
Our results suggest that, relative to the other treatments, P is associated with generally poorer water quality,

as reflected in statistically significant differences for five out of 12 of our chosen water quality indicators: Temperature, silica concentration ( $\text{SiO}_2$ ), electrical conductivity, chemical oxygen demand (COD), and concentration of nitrates ( $\text{NO}_3$ ) (Table 1). Following, we discuss our results by focusing on the parameters that showed significant differences between treatments to describe the possible consequences of expanding oil palm plantations in the Lachuá Ecoregion.

## Temperature

P streams were significantly warmer ( $p < .01$  in all months except January) than the streams of the other treatments. P streams were on average 1.8 °C warmer than M streams. M streams exhibited inter-

**Figure 5**  
Representation of the sampling units sensu Strahler (1957)



*Note.* Adapted From “Quantitative analysis of watershed geomorphology,” A. N. Strahler, 1957,. *Eos, Transactions, American Geophysical Union*, 38(6), p. (<https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>)

mediate temperatures when contrasted with the rest of the treatments. F streams were 0.9 °C cooler than M streams and 2.7 °C cooler than P (Figure 6).

### Silica concentration

The concentration of SiO<sub>2</sub> was significantly higher in F streams than in the M and P treatments (September, October, and March  $p < .05$ ; January  $p < .01$ ; and July  $p < .1$ ). F streams carried 10.8 mg/L more silica than M streams, and 11.8 mg/L more than

P streams. M streams carried on average more silica than P streams; however, this difference was not statistically significant (Figure 7).

### Electrical conductivity

M streams presented significantly lower values in two of the three sampling months (January  $p < .1$ , March  $p < .01$ ) in electrical conductivity. M streams were 14.8 μS/cm less conductive than P streams and 8.9 μS/cm less conductive than F streams (Figure 8).



**Table 1**  
*Water quality physical and chemical parameters in study treatments across sampling months*

Date	Land use	Temp °C	SiO <sub>2</sub> mg/L	Cond		COD mg/L	BOD mg/L	NO <sub>3</sub> mg/L	PO <sub>4</sub> mg/L	SO <sub>4</sub> mg/L	OD mg/L	pH		Ca		Mg		Hardness mg/L		NH <sub>4</sub> mg/L							
				mean	sd							mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
<b>Sep 2015</b>	Oil palm	28.4	0.7	4.1	2.4	30.5	6.9	7.3	13.0	4.6	5.8	0.7	2.8	0.6	39.8	11.1	6.4	1.5	6.0	0.4	17.8	1.2	6.8	0.1	ND	ND	
	Forest	25.9	0.6	14.6	5.4	28.7	6.7	13.2	9.4	9.6	7.1	3.2	0.7	2.4	0.4	27.6	14.0	6.6	1.9	5.9	0.2	16.3	0.6	6.7	0.4	ND	ND
<b>Oct 2015</b>	Oil palm	28.7	0.4	4.3	1.9	29.2	15.6	22.0	9.1	16.8	8.2	4.4	1.1	0.2	11.0	15.3	6.1	1.2	6.2	0.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
	Forest	25.6	0.2	8.7	1.7	34.9	16.2	24.6	20.4	13.9	15.7	2.4	0.4	0.3	4.2	3.8	6.3	0.7	5.7	0.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
<b>Jan 2015</b>	Oil palm	25.2	0.9	4.1	1.9	32.9	8.9	22.8	7.8	17.1	6.7	5.6	1.1	3.5	0.5	38.3	10.8	5.3	1.0	6.3	0.4	4.0	0.7	2.4	0.4	0.1	0.0
	Forest	24.2	0.2	19.8	5.3	26.7	4.8	13.4	7.8	9.8	7.5	4.1	0.7	3.1	0.4	32.6	11.7	6.6	1.4	6.0	0.2	5.3	1.1	3.2	0.7	0.1	0.1
<b>Mar 2015</b>	Mitpa	24.8	1.3	4.3	0.4	15.4	3.3	12.0	4.1	7.8	6.6	6.0	1.0	4.0	0.6	44.3	22.4	6.1	1.7	6.0	0.6	8.0	3.5	4.9	2.1	0.1	0.0
	Oil palm	27.8	0.9	5.2	2.7	34.7	9.3	26.3	5.9	7.5	1.7	2.8	1.9	4.2	1.2	4.8	4.1	3.8	0.9	6.3	0.5	5.5	1.4	3.3	0.8	0.2	0.4
<b>Jul 2015</b>	Forest	23.3	0.2	16.5	5.7	24.9	6.0	14.4	6.2	8.4	3.0	7.9	6.8	4.0	0.5	9.4	6.9	6.6	1.2	6.0	0.1	5.9	2.8	3.6	1.8	0.0	0.0
	Mitpa	23.8	0.6	4.6	1.0	15.1	0.9	13.0	1.8	9.8	1.0	5.1	1.2	4.4	0.8	5.0	1.8	3.5	1.3	6.1	0.6	6.7	3.8	4.0	2.3	0.0	0.0
<b>Jul 2015</b>	Oil palm	28.0	0.4	4.8	1.7	28.0	10.1	14.5	9.0	10.9	6.8	5.5	0.7	4.1	0.8	34.8	8.1	6.7	0.8	6.1	0.5	4.4	0.5	2.7	0.3	0.1	0.0
	Forest	25.5	0.4	13.1	6.4	26.1	4.1	13.8	7.2	10.4	5.4	6.0	1.7	3.9	0.5	28.2	10.5	6.2	1.8	5.7	0.1	6.1	0.9	3.7	0.6	0.1	0.0
	Mitpa	28.1	1.0	6.8	1.1	23.7	4.7	11.3	1.5	8.4	1.1	6.3	0.4	4.2	0.9	33.0	6.6	5.5	0.7	5.8	0.4	7.6	3.8	4.6	2.3	0.1	0.0

Note. Cells in light gray represent slightly significant differences between treatments ( $p < 0.1$ ) and dark gray highly significant ones ( $p < .05$ ).

### Chemical oxygen demand

P streams had significantly higher COD ( $p < .01$ ) than F and M streams in March (Figure 9), while only significantly higher ( $p < .1$ ) than M streams in July. Overall, P streams had a COD amount of 9.9 mg/L higher than M streams and 5.32 mg/L higher than F streams.

### Nitrate Concentration

Concentrations of  $\text{NO}_3$  were significantly lower ( $p > .05$ ) in F streams than P in September, October, and January. F streams also had lower nitrate concentrations than milpa streams ( $p < .1$ ) in January (Figure 10). There were no significant differences between the P

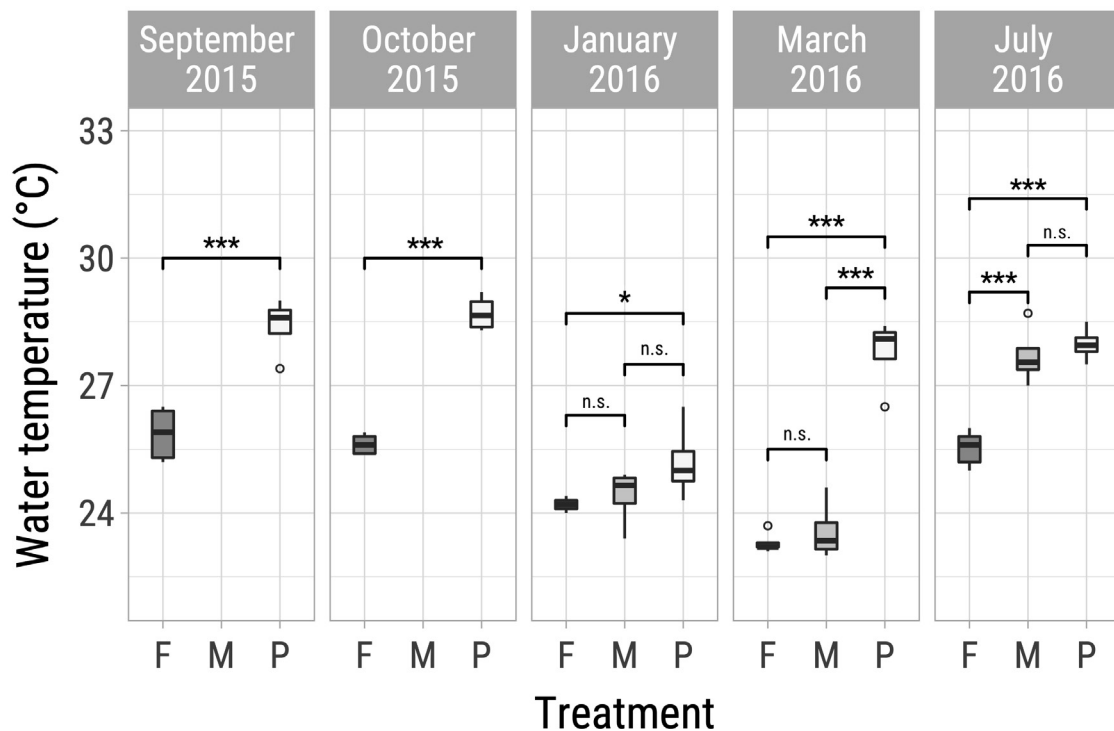
and M streams. During the first three temporal units, P streams carried 1.4 mg/L more nitrates than F streams.

### Multivariate relationship between water quality and land use

The RDA analysis indicated that 19% of the total variability was explained significantly ( $p < .05$ ) by the water quality measurements, showing in the first axis a separation of F and P (55% of the variability). We observed a positive relationship between F, silica and DO and a negative one between F and  $\text{NH}_4$ . P exhibited a positive relationship with temperature, BOD and COD. M showed a positive relationship with hardness, phosphates, nitrates, and sulphates; and a negative one with conductivity (Figure 11).

**Figure 6**

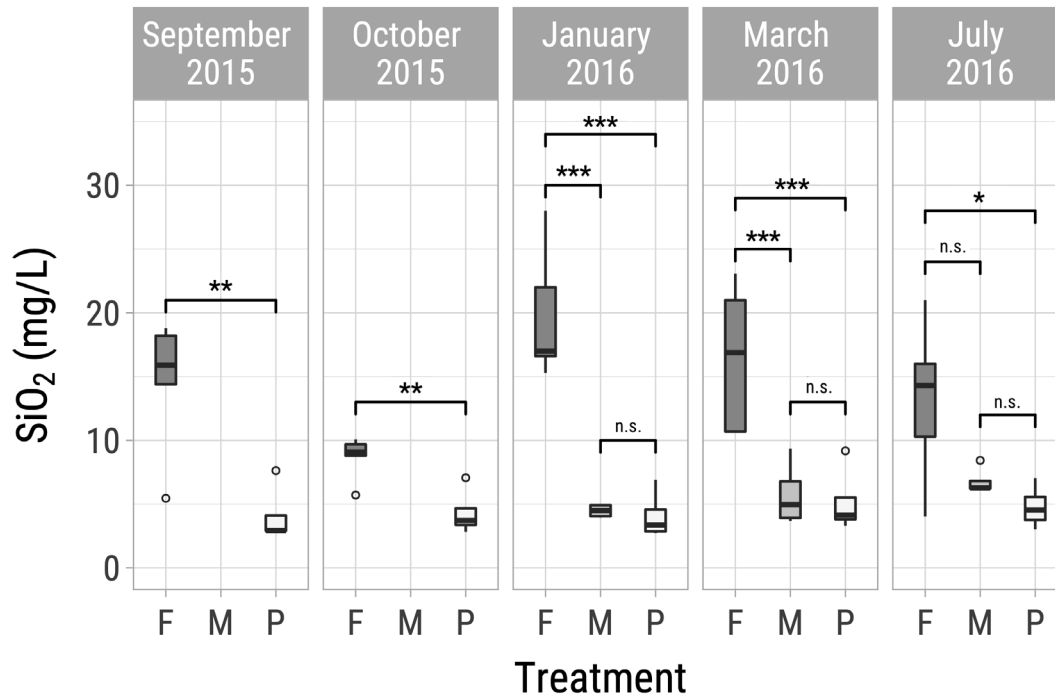
Water temperature from streams in forest (F), mixed non-extensive agriculture (M), and Oil palm (P). Mixed non-extensive streams (M) were not sampled during September and October 2015



Note. Asterisks indicate significance: \*\*\* =  $p < .01$ , \*\* =  $p < .05$ , \* =  $p < .10$ . The first and third quartiles are represented by the box ends and the median as a thick line inside the box; empty circles represent outliers.

**Figure 7**

Silica concentration from streams in forest (F), mixed non-extensive agriculture (M), and Oil palm (P). Mixed non-extensive streams (M) were not sampled during September and October 2015



Note. Asterisks indicate significance: \*\*\* =  $p < .01$ , \*\* =  $p < .05$ , \* =  $p < .10$ . The first and third quartiles are represented by the box ends and the median as a thick line inside the box; empty circles represent outliers.

## Discussion

Our research complements studies that have examined the impacts of oil palm monocultures in other global scenarios by contrasting water quality measurements between these plantations, forests, and other land uses in specific regions. The majority of substantial differences range from pH, conductivity, total suspended solids, hardness, and concentration of nitrate and silica (Comte et al., 2012; Luke et al., 2017; Obidzinski et al., 2012). Our results revealed statistically significant differences ( $p < .1$  &  $p < .05$  in more than half of the months sampled) in five of the eleven properties we measured. As our findings agree with Comte et al. (2012) in Indonesian oil palm plantations, we can assert a more substantial validity when stating how P exhibit significant differences regarding conductivity, silica and nitrates con-

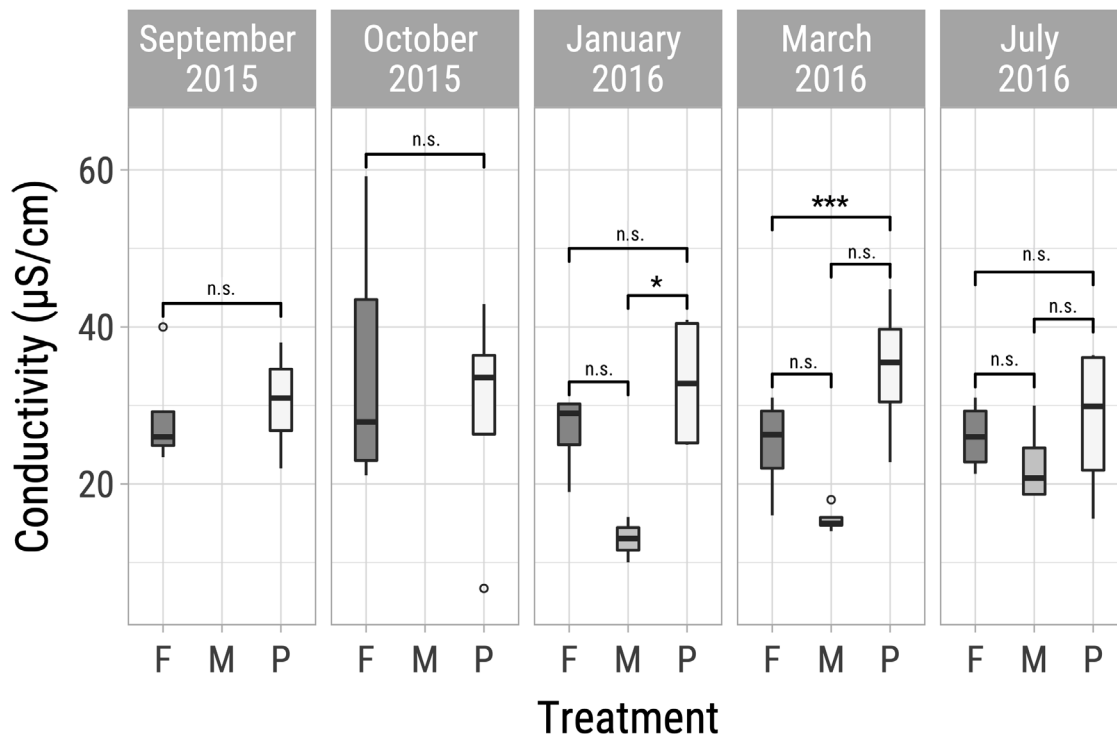
centrations when contrasted to other land uses. This suggests that increased nitrate and conductivity and decreased silica may be common impacts of the oil palm monocultures. Additionally, we found significant differences also in chemical oxygen demand and water temperature. The most important distinctions were found between treatments in water temperature and silica concentration, followed by nitrate concentration, conductivity, and chemical oxygen demand. Nevertheless, in our discussion, we debate the whole hydrological scenario to explore the influences of landscape variability on water quality in the Lachuá Ecoregion.

## Temperature

P streams were significantly warmer than F streams in every sampling month. This difference

**Figure 8**

Water conductivity from streams in forest (F), mixed non-extensive agriculture (M), and Oil palm plantations (P). Mixed non-extensive streams (M) were not sampled during September and October 2015



Note. Asterisks indicate significance: \*\*\* =  $p < .01$ , \*\* =  $p < .05$ , \* =  $p < .10$ . The first and third quartiles are represented by the box ends and the median as a thick line inside the box; empty circles represent outliers.

has an ecological implication, as water temperature influences biological and chemical processes such as metabolism rates, biological activity, primary production, and biotic composition due to differential tolerance and preferences among species (Anzecc & Armcanz, 2000; Dallas, 2009; Dallas & Ross-Gillespie, 2015). High stream temperatures can alter physical, chemical, and biological water properties (Dallas, 2009; Hawkins et al., 1997; Oyem et al., 2014). Overall, P streams were 2.7 °C hotter than the F streams, which is remarkably similar to the difference of 3 °C reported by Carlson et al. (2014) between these two land-uses in Indonesia. Carlson et al. (2014) attributed this difference to the clear-cutting of riparian forest, which we also observed in our study area. The riparian forest provides shade that reduces direct solar radiation on soil and water. This type of forest re-

duces the fluctuation of air temperature in the canopy and understory, thus providing thermal regulation for stream water (Brauman et al., 2012; Gandaseca et al., 2015; Lorion & Kennedy, 2009; Studinski et al., 2012). Although the M treatment is also associated with loss of riparian forest, the dispersed presence of secondary forests (*guamil*) seems to buffer water temperature by preventing drastic increases.

Increases in water temperature are generally associated with decreases in DO due to the inverse relationship between the solubility of gases and the temperature of the solvent (Morrill et al., 2005). However, we did not observe such a relationship (Figure 7) as other factors could affect the amount of oxygen in the water, including photosynthesis by diatoms, chlorophytes, and other algae.

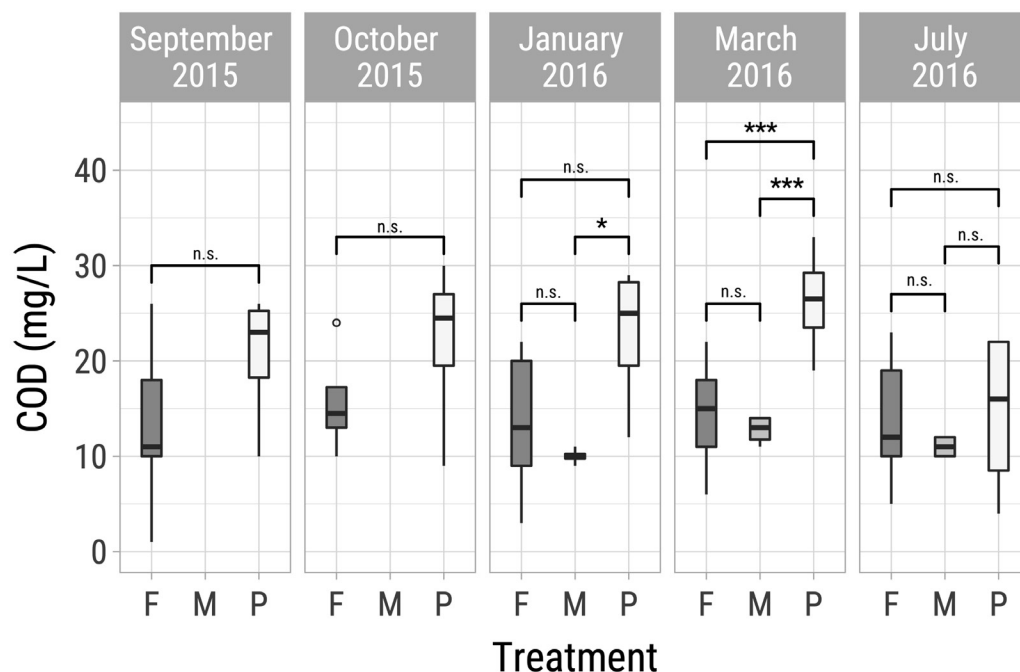
## Silica concentration

F streams showed significantly higher silica values than the other treatments. These findings are consistent with an earlier study by Fernandes et al., (2014), which noted an increase in silicon concentrations (although in silicate form) as the Mogi-Guaçu River at the Northeastern São Paulo State in Brazil. The authors attributed the higher silicon concentrations to the role of the forest in the recycling of this element. As plant tissues degrade in the woodlands, they reincorporate silicon into the soil in the form of phytoliths, which are then transported by surface runoff and groundwater leaching into rivers, lakes, and ultimately oceans (Farmer et al., 2005; Pokrovsky et al., 2005; Struyf & Conley, 2009; Wüst & Bustin, 2003). The significantly lower silica values in P and M might result from the lack of forest in the croplands and neighbouring riparian areas. The high uptake of

this element by crops and following removal through harvesting provokes the impoverishment of the soil silica reservoir (Keller et al., 2012). Intensive agriculture then might relate to the general silicon decrease in the environment affecting its biogeochemical cycling. In our study area, M retains a more diverse vegetation structure and composition than P, as the former contains *guamil* and thus maintains silicon recycling more efficiently (Bartoli, 1983; Opalinska & Cowling, 2015). However, although M streams showed relatively higher silica concentrations than P streams, the difference was not statistically significant. Therefore, it is possible to suggest that reestablishing silicon transportation and recycling from mixed agriculture requires longer fallows because of their higher compatibility with the maintenance and restoration of such a biogeochemical cycle. Nonetheless, an increase in forest cover, especially in riparian zones, could replenish biogenic silicon reservoirs and

**Figure 9**

Chemical oxygen demand from streams in forest (F), mixed non-extensive agriculture (M), and Oil palm (P). Mixed non-extensive streams (M) were not sampled during September and October 2015



Note. Asterisks indicate significance: \*\*\* =  $p < .01$ , \*\* =  $p < .05$ , \* =  $p < .10$ . The first and third quartiles are represented by the box ends and the median as a thick line inside the box; empty circles represent outliers.



maintain its biogeochemical cycling (Farmer et al., 2005; Fernandes et al., 2014) in mixed agriculture, and more importantly, in oil palm plantations.

Our results are likely improving the understanding of how industrial agriculture, like oil palm monocrops, disrupt biogeochemical cycles. As rivers and streams play an essential role in silica transportation to the oceans, estimations indicate that they contribute as much as 80% of the silica entering oceans (Tréguer et al., 1995). In oceans, silica assimilation and integration represent 15% of marine biomass (Brzezinski, 2004; Street-Perrott & Barker, 2008). This biomass includes major primary producers, such as phytoplankton, responsible for producing approximately 80% of the planetary oxygen (Witman, 2017). Furthermore, silicon plays a vital role in climate dynamics because it interacts with carbon in the atmosphere, promoting carbon sequestration and oxygen release (Li et al., 2011; Song et al., 2012; Street-Perrott & Barker, 2008). As riparian forests continue diminishing at the local and regional scales, it affects both water quality and climatic processes that can result in

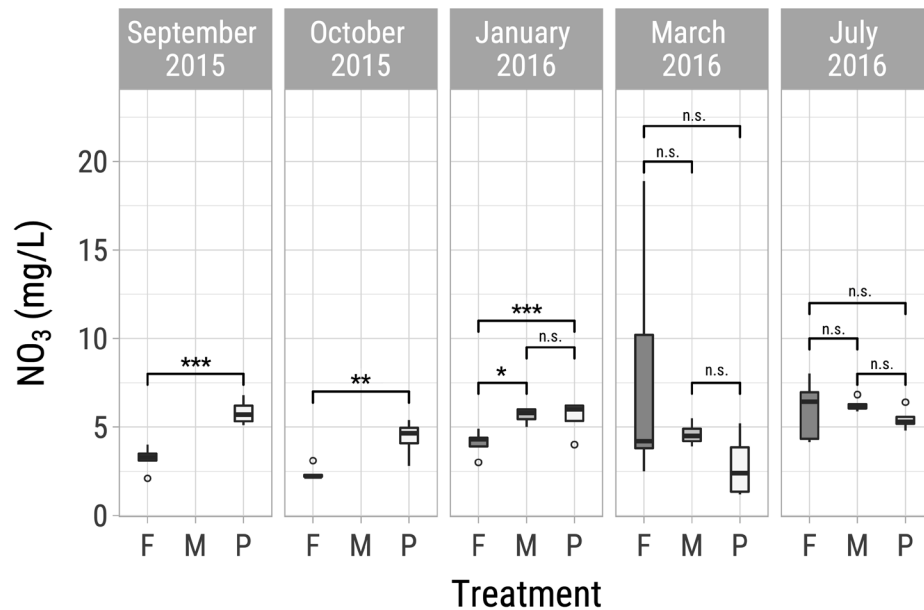
global warming. Although our study’s original goal does not have scope and representativity to determine the accuracy of this global scale statement, we are confident that more research is needed on this topic.

### Electrical conductivity

The rivers in the Lachuá Ecoregion tend to show high conductivity (1000-1200 uS/cm) due to the high concentrations of carbonates, silicates, sulphates, and other soluble salts that characterize karstic regions (García & Méndez, 2014). Contrastingly, the studied streams showed considerably low conductivities (15-34 uS/cm), potentially as these are very small first and second order (*sensu* Strahler, 1957), therefore rainfall dependent. The M streams exhibited significantly lower conductivities when compared with P streams. On the one hand, this difference might be partly due to *guamil* and live fences in the M treatment, reducing soil erosion and decreasing electrolytes’ flow. On the other hand, F streams showed higher conductivity than M streams possibly due to stronger fluvial-erosive

**Figure 10**

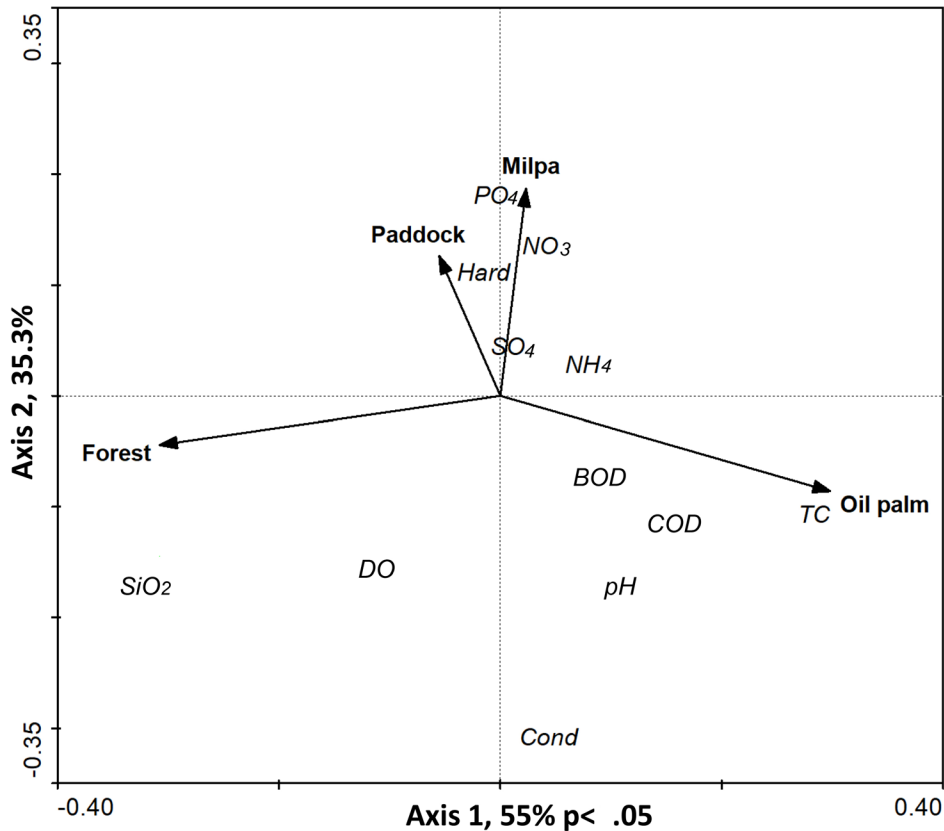
Nitrate concentration from streams in forest (F), mixed non-extensive agriculture (M), and Oil palm plantations (P). Mixed non-extensive streams (M) were not sampled during September and October 2015



Note. Asterisks indicate significance: \*\*\* =  $p < .01$ , \*\* =  $p < .05$ , \* =  $p < .10$ . The first and third quartiles are represented by the box ends and the median as a thick line inside the box; empty circles represent outliers.

**Figure 11**

Redundancy analysis (RDA) showing the relationships between the study (land uses) and physical and chemical parameters



Note. The treatments explained 19% of the total variability ( $p < .001$ ). Axis 1 explains 55%, and Axis 2 explains 35%.  $\text{SiO}_2$  = Silica, DO = Dissolved oxygen, Cond = Electrical conductivity, BOD = Biological oxygen demand, COD = Chemical oxygen demand, TC = Temperature in degree Celsius,  $\text{NH}_4$  = Ammonia,  $\text{SO}_4$  = Sulfates,  $\text{NO}_3$  = Nitrates, Hard = Hardness,  $\text{PO}_4$  = Phosphates, pH = Potential of hydrogen.

processes because of their location in higher slope terrain (i.e., slightly steep dissected mountains) (Avenidaño et al., 2005). In this context, M streams locations are flatter (i.e., middle to strong steep dissected hills). The fact that we did not find significant differences regarding conductivity among treatments might result from the interplay between slope and vegetative cover. The relatively denser vegetative cover on Lachuán forests may have helped reduce erosion on the relatively steeper land. Meanwhile, the relatively flatter terrain (i.e. plain hills) of oil palm plantations may have helped mitigate fluvial-erosive processes despite a much thinner vegetative cover.

### Chemical oxygen demand

The higher COD in P streams is an indirect indicator of organic matter (Kosseva, 2013) that translates as low oxygen, critically affecting fishes and some macroinvertebrates due to increased anaerobic bacteria (Islam et al., 2019; Sari et al., 2019). In our study, the P streams COD median concentration was close to  $25 \text{ mg L}^{-1}$  every month except in July (Figure 11). While this exceeds the limit recommended by Malaysian officials regarding water quality ( $10\text{-}15 \text{ COD mg L}^{-1}$ ), it is considered acceptable by the Mexican National Water Commission (Comision Nacional del Agua, 2016),

which results in overlapping water quality of P, F and M (COD of 10 and 15mg L<sup>-1</sup>, respectively). Therefore, although COD might not be seen as a significant problem under these regulations, it is important to continue its monitoring. Barreto (2018) proposed that wastewater from oil palm plantations tailing ponds (with high COD and BOD) is one of the most plausible explanations behind the Pasion's River ecocide, which might have triggered oxygen depletion.

### Nitrate Concentration

Even though there was no application of chemicals in P during our study (pers. comm. plantation owner), it showed significantly higher concentrations of nitrates than F streams during the first three sampling months. Although nitrate leaching might be higher in P than in F due to the failure of palms to fully occupy the available soil volume with their roots (Schroth et al., 2006), nitrate leaching is also high in croplands due to the use of fertilizers (Kurniawan et al., 2018). During our study's last two sampling months, P streams showed the lowest nitrate concentrations (although not statistically significant). This observation might be associated with other climatic variables such as precipitation, as the only sample taken under a precipitation event was in March in the F treatment. Considering the high solubility of nitrates, this might explain why there is a peak during that month in F (Figure 10). According to our RDA, there is a positive relationship between M, nitrates, phosphates and sulphates. This relationship has been observed in other studies due to fertilizer runoff in *milpa* fields (Camas Gómez et al., 2012) and cattle trampling and manure runoff in paddocks (Airaksinen et al., 2007; Wilson & Everard, 2018). Application of litter and other organic by-products to agricultural land is associated with a decreased nitrate runoff when contrasted with chemically-fertilized land (Harmel et al., 2009). Therefore, the oil palm plantation in our study likely exhibited lower impacts than conventional oil palm plantations, where chemical fertilization is standard practice. The oil palm plantation in our study is moderately sized, approximately 90 ha, which made us aware of the limitations in generalizing our findings at the Lachuá Ecoregion to the regional oil palm expansion effects across the Northern Transversal Strip.

Though relatively small in scale, our research suggests that the recent oil palm boom in the Guatemalan lowlands is likely to have a negative impact on water quality in the Lachuá Ecoregion. This situation is particularly worrisome given the tremendous importance of the region's hydrological network to supporting biological diversity and human livelihoods. One of our study highlights is establishing the presence of oil palm monocultures to higher water temperatures and decreasing silica transportation in streams. Furthermore, our study contrasts what happens in a moderately-sized plantation with an occasional vermicompost application instead of chemical fertilizers that might provoke more pronounced adverse environmental effects on water quality. Our study presents evidence of an exception, instead of the general trend in the Northern Guatemala Lowlands, where plantation administrators extensively apply harmful chemicals. Another breakthrough is that we found critical incipient evidence about the importance of riparian forests and secondary forests (included in the *guamil* system) to reduce land-use change impacts, including regulating water temperature and increasing silica transportation and recycling. Ultimately, this preliminary study points to the urgent need for more extensive research into large-scale oil palm plantations' effects on water quality in the Lachuá Ecoregion and other areas across the Northern Transversal Strip in Guatemala.

### Acknowledgments

This research was partially funded by the Canada-Latin America and Caribbean Research Exchange Grant (LACREG) from the International Development Research Council (IDRC) and Universities in Canada. We want to thank the team at the LAFYM laboratory at San Carlos University of Guatemala, especially Lic. Ana Rodas and Ph.D. Rúben Velásquez, for their support in the laboratory analysis. We are also grateful for the support from the personnel at the Lachuá Lake National Park (administration and forest guards). Families Tox, Xo and Xat from the Lachuá Ecoregion communities are greatly thanked for their support in our study. Finally, we would like to thank Dr. Anastasia Hervas from the University of Toronto, who contributed significantly to the design of this study and the analysis of the data.

## Contribution of authors

Drafting and revising the manuscript: OR, CA, RI  
 Conception and design of the study: OR, CA  
 Collecting of data: OR  
 Cleaning data, performing the analysis, and/or interpretation of data: OR, CA  
 Editing the manuscript critically for important intellectual content: OR, RI

## Supplementary Materials

Data are within the paper

## References

- Airaksinen, S., Heiskanen, M.-L., & Heinonen-Tanski, H. (2007). Contamination of surface run-off water and soil in two horse paddocks. *Bioresource Technology*, 98(9), 1762-1766. <https://doi.org/10.1016/j.BIORTECH.2006.07.032>
- Alonso-Fradejas, A. (2018). *The rise of agro-extractive capitalism: Insights from Guatemala in the early 21st century* [Doctoral Thesis, Erasmus University]. <http://hdl.handle.net/1765/110843>
- Australian New Zealand Educational Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. (2000). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality* (Vol. 1, The guidelines). [https://www.sea.gov.cl/sites/default/files/migration\\_files/Normas\\_secundarias/Anexo\\_documental/Australia/Agua/AU-AG-01-NWQ MS.pdf](https://www.sea.gov.cl/sites/default/files/migration_files/Normas_secundarias/Anexo_documental/Australia/Agua/AU-AG-01-NWQ MS.pdf)
- Avendaño Mendoza, C., Avendaño Mendoza, C., Carías Sánchez, A. C., García Vettorazzi, M. J., Cajas Castillo, M. M., & De León Xic, K. J. (2005). *Dinámica del uso de la tierra y conservación de los recursos naturales en la región Lachúa* (FODECYT No. 20-2003). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Ciencias Químicas y farmacia, Escuela de Biología. <http://glifos.senacyt.gob.gt/digital/fodecyt/fodecyt%202003.20.pdf>
- Avendaño, C., Hervas, A., & Rojas, O. (2019). *Effects of land use on water quality in first-order streams across tropical rainforest, milpa agriculture, and oil palm farms in the Lachúa Ecoregion, Guatemala: preliminary results* (Working Paper, November 15, 2019). Lachúa Socio-Ecological System Project.
- Ávila Santa Cruz, R. C. (2004). *Estudio base para el programa de monitoreo de la vegetación en la zona de influencia del Parque Nacional Laguna Lachúa* [Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06\\_2221.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06_2221.pdf)
- Ávila Santa Cruz, R. C., Cajas C., J. O., Grajeda, A. L., Machuca C., O. H., & Benítez, L. (2005). *Aves y murciélagos como dispersores de semillas en tres etapas sucesionales de la Ecorregión Lachúa, Alta Verapaz, Guatemala* (Inf-2005-021) Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.
- Barreto, B. (27 noviembre, 2018). Guatemala: A tres años del ecocidio en el río La Pasión, el proceso judicial sigue detenido. *Mongabay*. <https://es.mongabay.com/2018/11/palma-africana-en-guatemala/>
- Bartoli, F. (1983). The biogeochemical cycle of silicon in two temperate forest ecosystems. *Ecological Bulletins*, 35, 469-476. <https://doi.org/10.2307/20112881>
- Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2012). Potential evapotranspiration from forest and pasture in the tropics: A case study in Kona, Hawai 'i. *Journal of Hydrology*, 440-441, 52-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.014>
- Brzezinski, M. A. (2004). The Si:C:N ratio of marine diatoms: Interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21(3), 347-357. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1985.00347.x>
- Camas Gómez, R., Turrent Fernández, A., Cortes Flores, J. I., Livera Muñoz, M., González Estrada, A., Villar Sánchez, B., López Martínez, J., Espinoza Paz, N., & Cadena Iñiguez, P. (2012). Erosión del suelo, escurrimiento y pérdida de nitrógeno y fósforo en laderas bajo diferentes

- sistemas de manejo en Chiapas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(2), 231-243.
- Carlson, K. M., Curran, L. M., Ponette-González, A. G., Ratnasari, D., Ruspita, Lisnawati, N., Purwanto, Y., Brauman, K. A., & Raymond, P. A. (2014). Influence of watershed-climate interactions on stream temperature, sediment yield, and metabolism along a land use intensity gradient in Indonesian Borneo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(6), 1110-1128. <https://doi.org/10.1002/2013JG002516>
- Castañeda Cerna, C. A. (1997). Estudio florístico en el parque nacional Laguna Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala [Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01\\_1668.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_1668.pdf)
- Chappell, N. A., Tych, W., Yusop, Z., Rahim, N. A., & Kasran, B. (2004). Spatially significant effects of selective tropical forestry on water, nutrient and sediment flows: A modelling-supported review. In M. Bonell & L. Bruijnzeel (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management* (pp. 513-532). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.027>
- Chellaiah, D., & Yule, C. M. (2018). Riparian buffers mitigate impacts of oil palm plantations on aquatic macroinvertebrate community structure in tropical streams of Borneo. *Ecological Indicators*, 95, 53-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.025>
- Comte, I., Colin, F., Whalen, J. K., Grünberger, O., & Caliman, J.-P. (2012). Agricultural Practices in Oil Palm Plantations and Their Impact on Hydrological Changes, Nutrient Fluxes and Water Quality in Indonesia: A Review. *Advances in Agronomy*, 116, 71-124. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394277-7.00003-8>
- Comisión Nacional del Agua. (2016). *Monitoreo de la calidad del agua en México*. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/monitoreo-de-la-calidad-del-agua-en-mexico>
- Dallas, H. (2009). *The effect of water temperature on aquatic organisms: a review of knowledge and methods for assessing biotic responses to temperature* (WRC Report KV, 213-09). Water Research Commission Report
- Dallas, H., & Ross-Gillespie, V. (2015). Review: Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. *Water SA*, 41(5), 712-726. <https://doi.org/10.4314/wsa.v41i5.15>
- Department of Irrigation and Drainage. (1989). *Tekam Experimental Basin Final Report*. <https://jps.gov.my/index.php/pages/view/1300>
- Dislich, C., Keyel, A. C., Salecker, J., Kisel, Y., Meyer, K. M., Auliya, M., Barnes, A. D., Corre, M. D., Darras, K., Faust, H., Hess, B., Klasen, S., Knohl, A., Kreft, H., Meijide, A., Nurdiansyah, F., Otten, F., Pe'er, G., Steinebach, S., ... Wiegand, K. (2017). A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. *Biological Reviews*, 92(3), 1539-1569. <https://doi.org/10.1111/brv.12295>
- Doan, T. T., Henry-des-Tureaux, T., Rumpel, C., Janeau, J.-L., & Jouquet, P. (2015). Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three year mesocosm experiment. *Science of The Total Environment*, 514, 147-154. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.02.005>
- Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2008). Headwater Influences on Downstream Water Quality. *Environmental Management*, 41(3), 367-377. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9033-y>
- Eisermann, K., & Avendaño, C. (2007). *Áreas propuestas para la designación como IBA (Área importante para la conservación de aves) en Guatemala, con una priorización para la conservación adentro de las IBAs y una evaluación de las IBAs para aves migratorias Neárticas-Neotropicales*. Sociedad Guatemalteca de Ornitología.
- Escuela de Biología de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala (Comp.). (2004). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). In *Wetlands: Water life and culture*. <https://conap.gob.gt/wp-content/uploads/2019/09/1623-Ecoregión-Lachua.pdf>
- Food and Agriculture Organization. (s.f.). *FAOSTAT Online Statistical Service*. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>



- Farmer, V. C., Delbos, E., & Miller, J. D. (2005). The role of phytolith formation and dissolution in controlling concentrations of silica in soil solutions and streams. *Geoderma*, 127(1-2), 71-79. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2004.11.014>
- Fernandes, J. de F., de Souza, A. L. T., & Tanaka, M. O. (2014). Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, 724(1), 175-185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10750-013-1732-1>
- Ford, A., & Nigh, R. (2016). *The Maya forest garden: Eight millennia of sustainable cultivation of the tropical woodlands*. Routledge.
- Ford, D., & Williams, P. D. (2013). *Karst hydrogeology and geomorphology*. John Wiley & Sons.
- Fox, J. (2016). *Using the R commander: A point-and-click interface for R*. Chapman & Hall. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/RCommander/>
- Gandaseca, S., Rosli, N., Hanafidris, M., Haruna, O. A., & Mustapha, A. (2015). Effects of converting tropical peat swamp forest into oil palm plantation on water quality. *American Journal of Applied Sciences*, 12(8), 525-532. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2015.525.532>
- García, P., & Méndez, C. (2014). Análisis de la distribución de macroinvertebrados acuáticos a escala detallada en la ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. *Revista Científica*, 19(1), 37-46.
- Goh, K.-J., Hårdter, R., & Fairhurst, T. (2003). Fertilizing for maximum return. *Oil Palm: Management for Large and Sustainable Yields*, 279-306.
- Granados, P. (2001). *Ictiofauna de la Laguna Lachuá, Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz*. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gremial de Palmicultores de Guatemala. (2018). *I Anuario Estadístico*. [content/uploads/2018/07/GREPALMA\\_Ints\\_Anuario\\_Estadistico.pdf](content/uploads/2018/07/GREPALMA_Ints_Anuario_Estadistico.pdf)
- Gremial de Palmicultores de Guatemala. (2019). *Agroindustria sostenible de aceite de palma en Guatemala. Anuario estadístico 2018-2019*. [https://www.grepalma.org/wp-content/uploads/2020/04/Anuario\\_estadistico\\_2018\\_2019.pdf](https://www.grepalma.org/wp-content/uploads/2020/04/Anuario_estadistico_2018_2019.pdf)
- Harmel, R. D., Smith, D. R., Haney, R. L., & Dozier, M. (2009). Nitrogen and phosphorus runoff from cropland and pasture fields fertilized with poultry litter. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(6), 400-412. <https://doi.org/10.2489/jswc.64.6.400>
- Hawkins, C. P., Hogue, J. N., Decker, L. M., & Feminella, J. W. (1997). Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 728-749. <https://doi.org/10.2307/1468167>
- Hernández Bonilla, S. M. (2004). *Estudio Etnoecológico de las Actividades Agropecuarias, Cacería y Extractivas en dos comunidades Rocja Pontilá y San Benito I de la Ecorregión Lachuá. Fac. de CC. QQ y Farmacia, Universidad de San Carlos* [Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06\\_2294.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06_2294.pdf)
- Hervas, A. (2019). Land, development and contract farming on the Guatemalan oil palm frontier. *The Journal of Peasant Studies*, 46(1), 115-141. <https://doi.org/10.1080/03066150.2017.1351435>
- Islam, M. M. M., Shafi, S., Bandh, S. A., & Shameem, N. (2019). Impact of environmental changes and human activities on bacterial diversity of lakes. In John Wiley & Sons (Ed.), *Freshwater Microbiology: Perspectives of Bacterial Dynamics in Lake Ecosystems* (pp. 105-136). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817495-1.00003-7>
- Keller, C., Guntzer, F., Barboni, D., Labreuche, J., & Meunier, J.-D. (2012). Impact of agriculture on the Si biogeochemical cycle: Input from phytolith studies. *Comptes Rendus Geoscience*, 344(11-12), 739-746. <https://doi.org/10.1016/J.CRTE.2012.10.004>
- Kertész, Á., Nagy, L. A., & Balázs, B. (2019). Effect of land use change on ecosystem services in Lake Balaton Catchment. *Land Use Policy*, 80, 430-438. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.005>
- Kosseva, M. R. (2013). Sources, Characterization, and Composition of Food Industry Wastes. In *Food Industry Wastes* (pp. 37-60). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-391921-2.00003-2>

- Kuntom, A., Yew Ai, T., Kamaruddin, N., & Chee Beng, Y. (2007). Pesticide Application in the Oil Palm Plantation.
- Kurniawan, S., Corre, M. D., Matson, A. L., Schulte-Bisping, H., Utami, S. R., Van Straaten, O., & Veldkamp, E. (2018). Conversion of tropical forests to smallholder rubber and oil palm plantations impacts nutrient leaching losses and nutrient retention efficiency in highly weathered soils. *Biogeosciences*, *15*(16), 5131-5154. <https://doi.org/10.5194/BG-15-5131-2018>
- Li, D. D., Lerman, A., & Mackenzie, F. T. (2011). Human perturbations on the global biogeochemical cycles of coupled Si-C and responses of terrestrial processes and the coastal ocean. *Applied Geochemistry*, *26*, S289-S291.
- Liberoff, A. L., Flaherty, S., Hualde, P., García Asorey, M. I., Fogel, M. L., & Pascual, M. A. (2019). Assessing land use and land cover influence on surface water quality using a parametric weighted distance function. *Limnologica*, *74*, 28-37. <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2018.10.003>
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, *54*(1), 165-180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x>
- Luke, S. H., Barclay, H., Bidin, K., Chey, V. K., Ewers, R. M., Foster, W. A., Nainar, A., Pfeifer, M., Reynolds, G., Turner, E. C., Walsh, R. P. D., & Aldridge, D. C. (2017). The effects of catchment and riparian forest quality on stream environmental conditions across a tropical rainforest and oil palm landscape in Malaysian Borneo. *Ecohydrology*, *10*(4), Article e1827. <https://doi.org/10.1002/eco.1827>
- Mercer, E. V., Mercer, T. G., & Sayok, A. K. (2013). Effects of forest conversions to oil palm plantations on freshwater macroinvertebrates: A case study from Sarawak, Malaysia. *Journal of Land Use Science*, *9*(3), 260-277. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.786149>
- Monzón Miranda, R. M. (1999). *Estudio general de los recursos agua, suelo y del uso de la tierra del parque nacional Laguna Lachuá y su zona de influencia, Cobán, Alta Verapaz* [Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01\\_1834.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_1834.pdf)
- Morrill, J. C., Bales, R. C., & Conklin, M. H. (2005). Estimating Stream Temperature from Air Temperature: Implications for Future Water Quality. *Journal of Environmental Engineering*, *131*(1), 139-146. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(139\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(139))
- Obidzinski, K., Andriani, R., Komarudin, H., & Andrianto, A. (2012). Environmental and social impacts of oil palm plantations and their implications for biofuel production in Indonesia. *Ecology and Society*, *17*(1), Article 25. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5751/ES-04775-170125>
- Opalinska, B., & Cowling, S. A. (2015). Modelling the movement of biogenic silica from terrestrial vegetation to riverine systems within the continental USA. *Ecological Modelling*, *312*, 104-113. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2015.05.012>
- Oyem, H. H., Oyem, I. M., & Ezeweali, D. (2014). Temperature, pH, electrical conductivity, total dissolved solids and chemical oxygen demand of groundwater in Boji-Boji Agbor/Owa area and immediate suburbs. *Research Journal of Environmental Sciences*, *8*(8), 444-450. <https://doi.org/10.3923/rjes.2014.444.450>
- Pokrovsky, O. S., Schott, J., Kudryavtzev, D. I., & Dupré, B. (2005). Basalt weathering in Central Siberia under permafrost conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *69*(24), 5659-5680. <https://doi.org/10.1016/J.GCA.2005.07.018>
- Proyecto Especial para la Seguridad Alimentaria. (2005). *La regeneración natural en áreas de cultivo* (Manejo de Sistemas Agroforestales 2). <http://www.fao.org/3/a-at777s.pdf>
- Quezada, M. L., Arroyo-Rodríguez, V., Pérez-Silva, E., & Aide, T. M. (2014). Land cover changes in the Lachuá region, Guatemala: patterns, proximate causes, and underlying driving forces over the last 50 years. *Regional Environmental Change*, *14*(3), 1139-1149. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0548-x>
- Ribeiro, M. C., Pinho, P., Llop, E., Branquinho, C., Sousa, A. J., & Pereira, M. J. (2013). Multivariate geostatistical methods for analysis

- of relationships between ecological indicators and environmental factors at multiple spatial scales. *Ecological Indicators*, 29, 339-347. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2013.01.011>
- RStudio. (2016). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (1.1.383) [Conjunto de datos].
- Sari, F. I. P., Mahardika, R. G., & Roanisca, O. (2019). Water Quality Testing Due to Oil Palm Plantation Activities in Bangka Regency. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 353(1), 12019. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/353/1/012019>
- Schroth, G., Rodrigues, M. R. L., & D'Angelo, S. A. (2006). Spatial patterns of nitrogen mineralization, fertilizer distribution and roots explain nitrate leaching from mature Amazonian oil palm plantation. *Soil Use and Management*, 16(3), 222-229. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00197.x>
- Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia. (2011). *Plan de desarrollo integral, Franja Transversal del Norte, tomo 1*. <https://www.segeplan.gob.gt/nportal/index.php/biblioteca-documental/biblioteca-documentos/file/483-franja-transversal-del-norte-diagnostico-territorial-tomo-1>
- Sheil, D., Casson, A., Meijaard, E., Van Noordwijk, M., Gaskell, J., Sunderland-Groves, J., Wertz, K., & Kanninen, M. (2009). *The impacts and opportunities of oil palm in Southeast Asia: What do we know and what do we need to know?*
- Solano, L. (2015). Palma africana y empresas se expanden aceleradamente a lo largo de la FTN. *Enfoque*, 7(36). <http://www.albedrio.org/html/otrosdocs/comunicados/EnfoqueNo.36-PalmaafricanaFTN-2015.pdf>
- Song, Z., Wang, H., Strong, P. J., Li, Z., & Jiang, P. (2012). Plant impact on the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: Implications for biogeochemical carbon sequestration. *Earth-Science Reviews*, 115(4), 319-331. <https://doi.org/10.1016/J.EARSCIREV.2012.09.006>
- State Environmental Conservation Department. (2000). *Environmental Impact Assessment (EIA) Guidelines for oil palm plantation development Third Draft* (Technical Report no.2, No. 4)
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions, American Geophysical Union*, 38(6), 913-920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Street-Perrott, F. A., & Barker, P. A. (2008). Biogenic silica: A neglected component of the coupled global continental biogeochemical cycles of carbon and silicon. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33(9), 1436-1457. <https://doi.org/10.1002/esp.1712>
- Struyf, E., & Conley, D. J. (2009). Silica: An essential nutrient in wetland biogeochemistry. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 88-94. <https://doi.org/10.1890/070126>
- Studinski, J. M., Hartman, K. J., Niles, J. M., & Keyser, P. (2012). The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia*, 686(1), 107-117. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1002-7>
- Taylor, M. J. (2007). Militarism and the environment in Guatemala. *GeoJournal*, 2007, 69(3), 181-198. <https://doi.org/10.1007/S10708-007-9108-6>
- ter Braak, C. J. F., & Smilauer, P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination, version 5.0*. Microcomputer Power.
- Tréguer, P., Nelson, D. M., Van Bennekom, A. J., DeMaster, D. J., Leynaert, A., & Quéguiner, B. (1995). The silica balance in the world ocean: A reestimate. *Science*, 268(5209), 375-379. <https://doi.org/10.1126/science.268.5209.375>
- Wantzen, K. M. (2006). Physical pollution: Effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(7), 733-749. <https://doi.org/10.1002/aqc.813>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (Vol. 10, pp. 973-978). Springer-Verlag. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wilkinson, C. L., Yeo, D. C. J., Tan, H. H., Fikri, A. H., & Ewers, R. M. (2019). Resilience of tropical, freshwater fish (*Nematabramis everetti*) populations to severe drought over a land-use gradient in Borneo. *Environmental Research Letters*, 14(4), Article 45008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0128>

- Wilson, J. L., & Everard, M. (2018). Real-time consequences of riparian cattle trampling for mobilization of sediment, nutrients and bacteria in a British lowland river. *International Journal of River Basin Management*, 16(2), 231-244. <https://doi.org/10.1080/15715124.2017.1402778>
- Witman, S. (2017). World's Biggest Oxygen Producers Living in Swirling Ocean Waters. *Eos*, 98. <https://doi.org/10.1029/2017eo081067>
- Wüst, R. A. J., & Bustin, R. M. (2003). Opaline and Al–Si phytoliths from a tropical mire system of West Malaysia: Abundance, habit, elemental composition, preservation and significance. *Chemical Geology*, 200(3-4), 267-292. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(03\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(03)00196-7)

## Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala

*Reproductive aspects of the longtail stingray Hypanus longus (Garman, 1880) from the landings of the artisanal fishery in the Pacific of Guatemala*

Jorge A. Morales-Aguilar\* , José R. Ortiz-Aldana 

Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (Cema),  
Universidad de San Carlos de Guatemala (Usac), Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [j.a\\_moralesaguilar@hotmail.com](mailto:j.a_moralesaguilar@hotmail.com)

Recibido: 1 de julio 2021 / Revisión: 13 de octubre 2021 / Aceptado: 17 de mayo 2022

### Resumen

La raya látigo *Hypanus longus*, ha pasado de ser una especie de captura incidental a una especie objetivo en la pesca artesanal del Pacífico de Guatemala. Esta actividad es realizada sin considerar criterios biológicos esenciales para su aprovechamiento sostenible. Aunado a ello, *H. longus* es una especie sensible, presentando características biológicas como: madurez sexual tardía, ciclos reproductivos largos y baja fecundidad. El presente estudio contribuye al conocimiento de la biología reproductiva de la raya látigo. Durante mayo de 2019 a marzo de 2020 se realizaron 11 muestreos de los desembarques de la pesca artesanal en la comunidad de Sipacate, Escuintla, en cada muestreo se registró el ancho de disco (AD), el peso, sexo y estado de maduración sexual de *H. longus*. En total se registraron 336 organismos, que presentaron una proporción sexual de 1:1, un AD para hembras de  $M = 82.33$  cm,  $DS = 22.24$  y de  $M = 76.91$  cm,  $DS = 11.86$  para machos. A partir de las evaluaciones externas e internas de los aparatos reproductores se determinó la talla de madurez sexual ( $L_{50}$ ), siendo de 88.2 y 79.3 cm AD para hembras y machos respectivamente. Finalmente, este estudio evidencio que el 65.68% de hembras y el 52.10% de machos son capturados por debajo de la  $L_{50}$ , por lo cual se recomienda elaborar e implementar estrategias o medidas tendientes a la regulación de las prácticas pesqueras o artes de pesca que permitan la captura de organismos mayores a 95 cm de AD.

Palabras claves: Dasyatidae, talla de madurez sexual, ancho de disco, Sipacate

### Abstract

The whip ray *Hypanus longus* has gone from being a bycatch species to a target species in artisanal fisheries in the Pacific of Guatemala. This activity is carried out without considering essential biological criteria for its sustainable use. In addition, *H. longus* is a sensitive species, presenting biological characteristics such as late sexual maturity, long reproductive cycles and low fecundity. The present study contributes to the knowledge of the reproductive biology of the whip ray. During May 2019 to March 2020, 11 samplings were conducted from artisanal fishery landings in the community of Sipacate, Escuintla, in each sampling the disc width (AD), weight, sex and sexual maturation stage of *H. longus* were recorded. A total of 336 organisms were recorded, which presented a sex ratio of 1:1, with a female AD of  $M = 82.33$  cm,  $SD = 22.24$  and  $M = 76.91$  cm,  $SD = 11.86$  for males. From the external and internal evaluations of the reproductive apparatus, the size at sexual maturity ( $L_{50}$ ) was determined to be 88.2 and 79.3 cm AD for females and males, respectively. Finally, this study showed that 65.68% of females and 52.10% of males are caught below  $L_{50}$ , so it is recommended to develop and implement strategies or measures to regulate fishing practices or fishing gear that allow the capture of organisms larger than 95 cm AD.

Keywords: Dasyatidae, size at first sexual maturity, disc width, Sipacate





## Introducción

Los condriictios (Chondrychthyes) son una clase de vertebrados conocidos como peces cartilagosos, en la que se incluyen las subclases Elasmobranquios (tiburones y rayas) (Espinoza et al., 2018). Evolutivamente son un grupo muy exitoso, pues han permanecido en la tierra desde hace aproximadamente 400 millones de años (Carrier et al., 2012). Parte de este éxito está relacionado a su modo reproductivo, que les ha permitido una alta probabilidad de fecundación (Musick & Bonfil, 2004). Durante los años ochenta los elasmobranquios eran capturados de forma incidental y debido a su bajo valor comercial eran liberados (Barker & Schluessel, 2005). En la actualidad, el aumento en la demanda de la carne, aletas y otros subproductos de estos organismos ha provocado que la pesca de elasmobranquios se realice de manera dirigida para ciertas especies (Barker & Schluessel, 2005; Ebert et al., 2013; Kitchell et al., 2002; Walker, 1998).

Las rayas al igual que los tiburones son considerados especies vulnerables debido a sus aspectos biológicos inherentes como crecimiento lento, madurez sexual tardía, ciclos reproductivos largos y baja fecundidad (Morales et al., 2004; Walker, 1998), estos factores hacen que las poblaciones de rayas no resistan la presión pesquera y a nivel de especie la pesca puede alterar la estructura de tallas y los parámetros poblacionales en respuesta a cambios en la abundancia (Stevens et al., 2000).

Específicamente en Guatemala, se sabe que existen por lo menos cuatro tipos de flotas pesqueras que actualmente ejercen presión directa o indirecta sobre las poblaciones de rayas en el litoral Pacífico, en las que se pueden incluir la flota industrial, artesanal comercial, la flota dirigida a la captura de escama y la pesca de arrastre de camarón, siendo la pesca artesanal la que se desarrolla de forma dirigida a este recurso, generando empleo e ingresos en zonas costeras a menudo marginales (Ixquiac et al., 2009), estas pesquerías están compuestas por lo menos de tres especies explotadas comercialmente: *Rhinoptera steindachneri* (Evermann & Jenkis, 1892), *Hypanus brevis* (Garman, 1979) e *Hypanus longus* (Garman, 1880) (Ixquiac et al., 2010).

Durante los últimos años se ha evidenciado que la raya látigo *H. longus* es la especie con mayor incidencia en las capturas de la pesca artesanal de elasmobranquios en dos de las principales comunidades pesqueras del Pacífico guatemalteco, Las lisas y Sipacate, representando el 47.48% y el 56.66% del total

capturado respectivamente (Avalos, 2019). En estas comunidades la pesca de rayas es una actividad que se desarrolla en aguas costeras con el uso de embarcaciones tipo tiburonerías fabricadas en fibra de vidrio con capacidad de entre 800 y 1400 kg de pescado, empleando la combinación de dos artes de pesca, la cimbra o palangre y en menor medida el trasmallo (Instituto de Investigación y Proyección sobre el Ambiente y Sociedad, 2018). A pesar del uso de estas artes de pesca, la cimbra o palangre ha demostrado ser la más efectiva, registrando organismos con tallas mayores, sin embargo, se ha evidenciado que la mayoría de estos son ejemplares inmaduros.

A pesar de los esfuerzos realizados en los últimos años para el estudio de las poblaciones de rayas en el Pacífico de Guatemala, esta actividad sigue siendo poco documentada y los registros de capturas son pobres (Ixquiac et al., 2009). Para resolver problemas relacionados al manejo sostenible de los recursos pesqueros, es fundamental generar conocimientos biológico-pesqueros de las diferentes especies sujetas a explotación, y es imprescindible contar con bases de datos que permitan analizar las condiciones poblacionales (Musick & Bonfil, 2004). Debido a la importancia socio-económica que ocupa la pesca artesanal de la raya látigo en las comunidades costeras del litoral del Pacífico, es necesario resolver problemas relacionados con su biología, antes que se pueda conseguir una supervisión y ordenamiento eficaz (Ixquiac et al., 2009), ya que al contar con información sobre su biología reproductiva como parte de una línea base de conocimientos científicos, se permitirá a las instituciones nacionales establecer medidas de ordenamiento pesquero como vedas espacio-temporales o regulaciones en cuanto a tallas mínimas de captura (Walker, 2004).

El presente estudio tiene como principal objetivo describir los aspectos reproductivos de la raya látigo *H. longus* de los desembarques de la pesca artesanal en la comunidad de Sipacate en el litoral del Pacífico de Guatemala, evaluando las características morfométricas y sexuales de la mayor cantidad de organismos capturados.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El actual municipio de Sipacate se encuentra ubicado en el departamento de Escuintla, en el litoral

del Pacífico de Guatemala (N 13°55'12", W 91°15'11") (Figura 1), que hasta el 2015 era una aldea perteneciente al municipio de la Gomera, Escuintla (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2018). Esta comunidad es considerada como una de las principales áreas de pesca en el Pacífico (Avalos, 2019), al presentar gran variedad de hábitats importantes para las especies marino-costeras como la zona de manglar, de igual manera existen poblaciones humanas que aprovechan los recursos pesqueros para su alimentación y medio de vida, llevando a cabo dos tipos de actividad pesquera, la pesca artesanal en mar abierto y la pesca de subsistencia realizada dentro del estero. La pesca artesanal representa el 60% aproximadamente del total de capturas en esta comunidad y se realiza por un mayor número de personas por su alta remuneración económica. Dentro de los principales productos que son comercializados se pueden mencionar: róbalo, pargo, curvina, tiburón, berrugata, sierra, raya, cachaco y camarón jumbo, entre otros (PNUD, 2018).

Para desarrollar el presente estudio se seleccionó esta aldea debido a la gran importancia que representa para la pesca artesanal de rayas en el litoral del Pacífico de Guatemala. Se realizaron 11 muestreos en el embarcadero municipal durante el periodo de mayo de 2019 a marzo de 2020, obteniendo tamaños de muestras variables sujetas al número de rayas capturadas por los pescadores artesanales durante las visitas, estableciendo un mínimo de muestra igual o superior a 20 organismos por mes para cada muestreo (Espinoza Salvadó, 2015).

### Medición de características biológicas

Durante los muestreos se registraron las siguientes medidas morfométricas de los especímenes capturados de *H. longus*: ancho de disco (AD), peso total (Pt), sexo y estado de maduración sexual. Para determinar el estado de maduración sexual de cada

**Figura 1**

*Ubicación geográfica del embarcadero público de Sipacate*



organismo, se realizó una evaluación macroscópica del aparato reproductor con base en las tablas propuestas por Jiménez (2017) sobre los estados e índice de madurez identificados para hembras y machos de *H. longus* a partir de las características macroscópicas de las estructuras reproductivas. En el caso de los machos se evaluó externamente el tamaño, la calcificación y la presencia de espermatozoides en los órganos reproductores (claspers), e internamente el desarrollo de los testículos. Para las hembras, se observó el desarrollo y coloración de la histotrofia lipídica (trofonemata), el tamaño del útero y ovario izquierdo y la presencia de embriones. A partir de este análisis los organismos fueron clasificados como: maduros o inmaduros (Jiménez, 2017).

### Análisis de la información

Para calcular la proporción sexual, se utilizó el estimador no paramétrico de Ji cuadrada con corrección de Yates ( $X^2$  Yates). Este estimador indica si existe igualdad estadísticamente significativa entre las proporciones sexuales de una especie, donde: ( $X^2_{calculada} < X^2_{de tablas}$ ) (Zar, 2010).

$$X^2c = [(|f_i - f_i| - 0.5)^2] / f_i \quad (1)$$

Para determinar la normalidad de los datos obtenidos para las tallas de los organismos, se utilizó la prueba de Kolmogórov-Smirnov para muestras > 50 datos, esta propone la hipótesis nula ( $H_0$ ) de que una muestra proviene de una distribución normal, con un nivel de confianza (0.05), por lo que si el valor de probabilidad de ( $p > .05$ ), se acepta la hipótesis nula (los organismos presentan una distribución normal). Se realizó la prueba de homocedasticidad de Levene, con el fin de determinar si la varianza de ambos grupos presentaba igualdad. Por último, para evidenciar la existencia de diferencias significativas en los datos de las tallas de hembras y machos se utilizó la prueba no paramétrica de Man Whitney.

Para establecer el tipo crecimiento de *H. longus*, se realizó una correlación entre el ancho de disco (AD) y peso total (Pt), mediante la siguiente ecuación exponencial:

$$Pt = a * AD^b \quad (2)$$

Donde  $a$  es el intercepto con el eje Y; y  $b$  es la pendiente de la recta. En esta relación y debido a que el volumen o masa total del cuerpo de un pez es directamente proporcional al cubo de su longitud, si el valor de ( $b = 3$ ) el crecimiento del organismo es isométrico, siendo alométrico positivo cuando el valor de “ $b$ ” es significativamente mayor de 3, ( $b > 3$ ) y alométrico negativo cuando el valor de “ $b$ ” es significativamente menor de 3 ( $b < 3$ ) (Froese, 2006). Para corroborar que el valor de “ $b$ ” es significativamente diferente de 3 se utilizó la prueba de t Student, de esta manera confirmar el tipo de crecimiento para *H. longus*.

Se determino el estado de desarrollo sexual, utilizando las escalas de madurez sexual para *H. longus* propuestas por Jiménez (2017), basadas en observaciones macroscópicas del aparato reproductor para ambos sexos.

La  $L_{50}$  para hembras y machos se estimó mediante el análisis de regresión de X, donde se considera la variable explicativa y la clasificación de la madurez (inmaduros: 0, maduros: 1) como una variable de respuesta (binomial), esto mediante el programa estadístico R (R Core Team, 2018), utilizando el paquete sizeMat. Las variables se ajustan a la función:

$$PCS = \frac{1}{1 + \exp^{-(a+b*AD)}} \quad (3)$$

Donde PCS es la probabilidad que tiene un individuo de estar maduro en un determinado AD,  $a$  es el intercepto con el eje Y; y  $b$  es la pendiente de la recta. La  $L_{50}$  se calcula como:

$$L_{50} = \frac{a}{b} \quad (4)$$

## Resultados

### Proporción sexual

Se registró un total de 336 organismos, de los cuales 50.30% fueron hembras y 49.70% machos. La proporción sexual no presento diferencias significativas, dado que  $X^2 = 0.003$ , evidencia que la proporción sexual es 1:1.

## Distribución de tallas

La distribución de tallas para hembras presentó un rango entre 22 y 150 cm AD ( $M = 82.53$ ,  $SD = 22.24$ ), con un Pt entre 1.81 y 83.72 kg ( $M = 18.31$ ,  $SD = 15.14$ ). Los machos por su parte presentaron una distribución de tallas entre 23 y 98 cm de AD ( $M = 76.85$ ,  $SD = 11.86$ ) y un Pt entre 1.30 y 25.21 kg ( $M = 13.03$ ,  $SD = 4.72$ ) (Figura 2). Se evidencio que a tallas mayores de 113 cm AD no hay presencia de machos solo de hembras, por otra parte, la mayor proporción de hembras se observó a los 71 cm y de machos a los 95 cm de AD.

Según la prueba de normalidad (Figura 1), Material Suplementario el AD para hembras y machos se distribuyen normalmente (K-S,  $P > 0.05$ ), sin embargo, los datos no presentaron homocedasticidad (Levene,  $p < .05$ ) (Figura 2), Material Suplementario por lo cual se aplicó la prueba no paramétrica de Man Whitney, la cual concluye que no existe diferencias entre los datos de las tallas de machos y hembras ( $p = 0.213$ ) (Figura 3), Material Suplementario.

## Relación talla peso

El análisis de covarianza realizado para verificar si el crecimiento era igual en machos y hembras mos-

tro diferencias entre la pendiente ( $b$ ;  $p = 0.01052$ ). La relación del ancho de disco-peso utilizando los datos de machos fue de la siguiente manera:  $b = 2.105448$  con límites de confianza de 1.961681 a 2.249215,  $a = -2.534556$  con límites de confianza de -2.804925 a -2.264186, con valor de significancia de  $p < .05$ , lo que indica que existe una relación lineal significativa entre los valores del ancho de disco y el peso (Figura 3). El valor de la  $r^2$  fue de 0.8342.

Para las hembras la relación del ancho de disco-peso fue de la siguiente manera:  $b = 2.365454$  con límites de confianza de 2.240219 a 2.490689,  $a = -3.003044$  con límites de confianza de -3.241771 a -2.764318, con valor de significancia de  $p < .05$ , lo que indica que existe una relación lineal significativa entre los valores del ancho de disco y el peso. El valor de la  $r^2$  fue de 0.8921 (Figura 4).

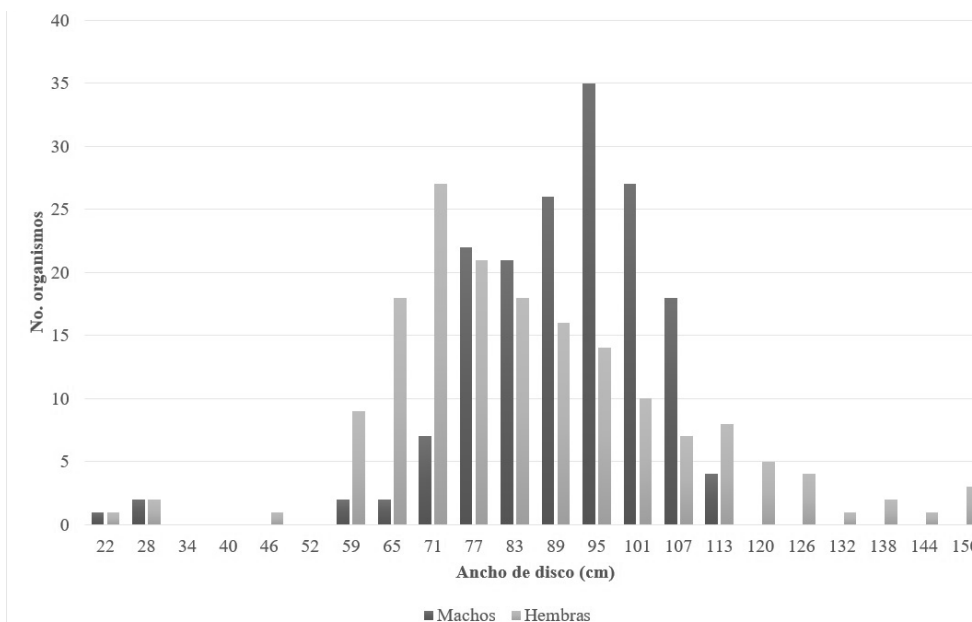
La prueba t de Student mostro que el valor de  $b$  de machos y hembras fue significativamente diferente de 3 ( $p < .05$ ). Esto significa que *H. longus* crece de manera isométrica.

## Variación de los estados de maduración

El estado de maduración sexual se determinó para cada sexo, del total de hembras capturadas ( $n = 169$ ), el 34.91% fueron hembras maduras ( $n_{\text{maduras}} = 59$ )

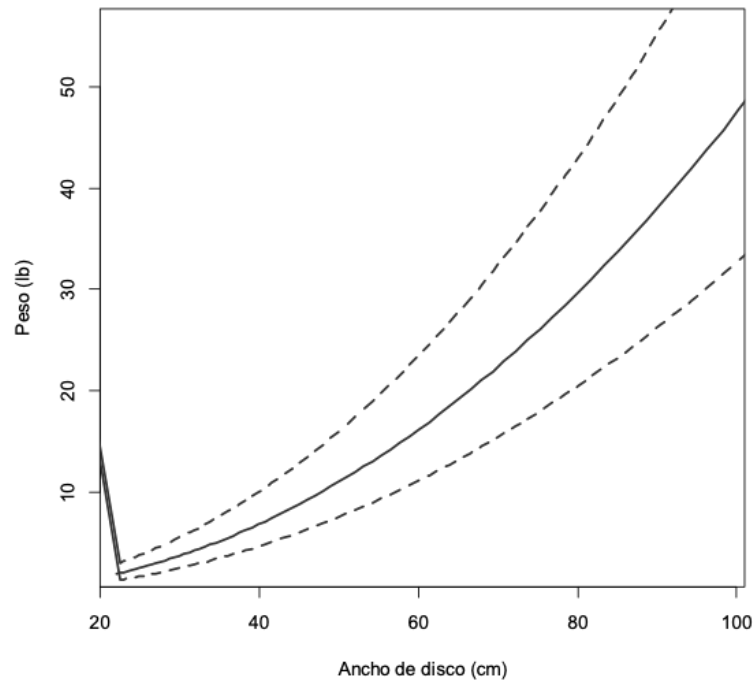
**Figura 2**

*Distribución de tallas para hembras y machos de Hypanus longus capturados por la pesca artesanal en Sipacate*



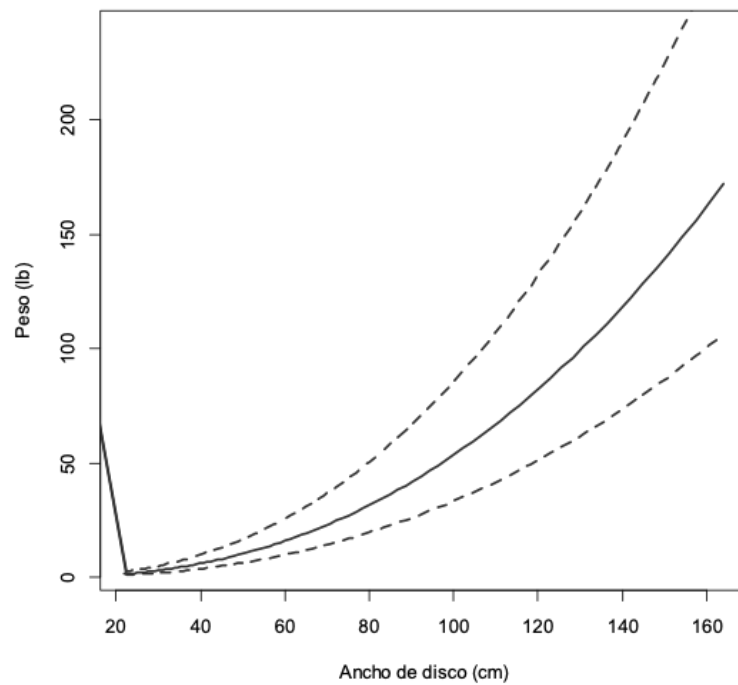
**Figura 3**

*Relación ancho de disco AD-peso para machos de Hypanus longus*



**Figura 4**

*Relación ancho de disco AD-peso para hembras de Hypanus longus*





y el 65.09% hembras inmaduras ( $n_{\text{inmaduras}} = 110$ ). En el caso de los machos ( $n = 167$ ), se evidenció que el 46.11% eran machos maduros ( $n_{\text{maduros}} = 77$ ) y el 54.89% fueron machos inmaduros ( $n_{\text{inmaduros}} = 90$ ).

Durante el período de muestreo fueron capturados organismos sexualmente maduros, sin embargo, se registró una incidencia mayor o igual al 50% de hembras maduras en febrero, junio, julio, agosto y septiembre (Figura 5). Por otra parte, se registró una incidencia mayor o igual al 50% de machos maduros durante marzo, mayo, junio y octubre (Figura 6).

### Talla de madurez sexual ( $L_{50}$ )

Se determinó que la talla madurez sexual para las hembras de  $L_{50} = 88.2$  cm AD ( $R^2 = 0.89$ ) (Figura 7), y para los machos de  $L_{50} = 79.73$  cm AD ( $R^2 = 0.75$ ) (Figura 8). Finalmente, este estudio demostró que las tallas con mayor incidencia en las capturas de la pesca artesanal de la raya látigo son de 60 a 92 cm AD para hembras y de 68 a 93 cm AD para machos, evidenciando que el 65.68% de hembras y el 52.10% de machos son capturados por debajo de la talla de madurez sexual.

## Discusión

En el presente estudio se obtuvo una proporción sexual de 1:1, que es coherente con lo reportado por Ixquiac y colaboradores (2009) en el Pacífico de Guatemala. López-García (2009), para la zona central del Pacífico colombiano y Jiménez (2017), en Baja California Sur (BCS), México, quienes indican que no existe diferencia significativa en la proporción sexual de *H. longus* en estas áreas de estudio. Sin embargo, esto difiere con lo reportado por Bohórquez-Herrera (2006), para la Isla Gorgona en el Pacífico colombiano, quien resalta una proporción de tres machos por cada hembra (3 M:1H), por su parte López-Garro y Zanella (2014), para el Golfo Dulce en Costa Rica, señalan de igual forma un dominio de machos sobre hembras para esta especie (1.33 M: 1H). Según Holden y Raitt (1975), la proporción de sexos de una especie es un atributo importante para completar un panorama general sobre la biología de una población explotada, ya que esta puede ser el efecto de eventos reproductivos, alimenticios, ontogénicos, entre otros. Sin embargo, López-García (2009), informa que en un área pequeña y específica de muestreo puede o no, reflejar la existencia de una

segregación, por lo que se debe tomar en cuenta y con mucho cuidado el alcance del esfuerzo de muestreo con el que se ejecutó la investigación.

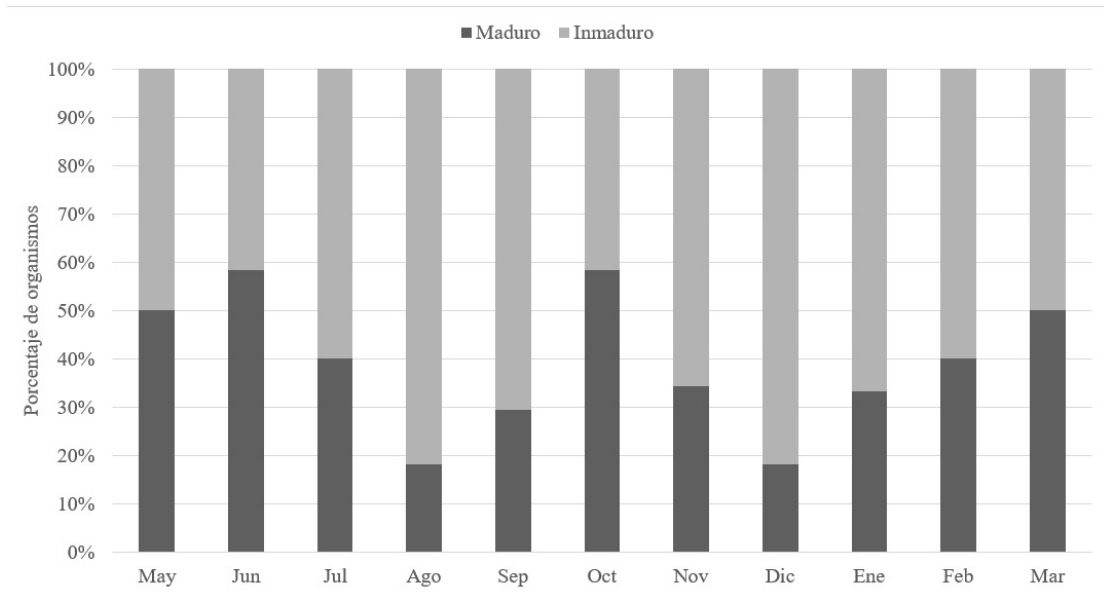
En cuanto a las tallas registradas en este estudio, se reportan AD máximos de 150 cm para las hembras y de 98 cm para los machos. Comparadas con otros autores, estas tallas fueron relativamente mayores a las encontradas en otras zonas de distribución de la especie, Jiménez (2017) en BCS, México, indica capturas de organismos de 102 cm AD para hembras y de 97.0 cm AD para los machos; de igual forma Villavicencio Garayzar y colaboradores (1994), en la misma región reportó organismos con un intervalo entre 41 y 131 cm AD para hembras y de 46 a 98 cm AD para machos. Por otra parte, Avalos (2019), para el Pacífico guatemalteco evidenció la presencia de organismos con tallas de 126 cm AD para hembras y de 95 cm AD para los machos. Sin embargo, López-García (2009), informa que las tallas de AD de los organismos capturados en el Pacífico Central colombiano son mayores con relación a las hembras (158 cm) y González Leiva y colaboradores (2017), en las costas de El Salvador, registraron organismos con AD mayores con relación a los machos (132 cm) (Tabla 1).

Con base en lo anterior, se puede señalar que el espectro de AD para *H. longus* es altamente variado, estas diferencias pueden estar influenciadas por los sitios de captura, los artes de pesca utilizados o por la existencia de posibles gradientes latitudinales que afectan el desarrollo ontogénico de los individuos (González Leiva et al., 2017). Jiménez (2017), señala que para confirmar está hipótesis es necesario tener certeza de que la estructura de tallas de cada una de las diferentes poblaciones está bien representada, y que los resultados observados no sean un efecto del esfuerzo de muestreo o la selectividad de las artes de pesca.

El tipo de crecimiento determinado para esta especie es de tipo isométrico ( $b = 2.95$  H y  $2.88$  M), evidenciando que *H. longus* crece proporcionalmente en todas sus dimensiones a lo largo de su ciclo de vida. Este resultado reafirma lo reportado en estudios anteriores para esta especie. Jiménez (2017), para BCS, México, ( $b_{\text{hembras}} = 2.94$ ,  $b_{\text{machos}} = 2.97$ ) y por López-García (2009), para el Pacífico colombiano ( $b_{\text{hembras}} = 3.034$ ,  $b_{\text{machos}} = 2.817$ ). El tipo de crecimiento isométrico es una característica común en distintas especies de elasmobranquios, y ha sido evidenciado en diferentes especies como *Rhinobatos horkelli* (Texeira, 1982), *Mustelus lunulatus* (Jordan & Gilbert, 1882) (Navia 2002; Bohórquez-Herrera, 2006) Saadaoui y colaboradores (2015) lo reportaron para

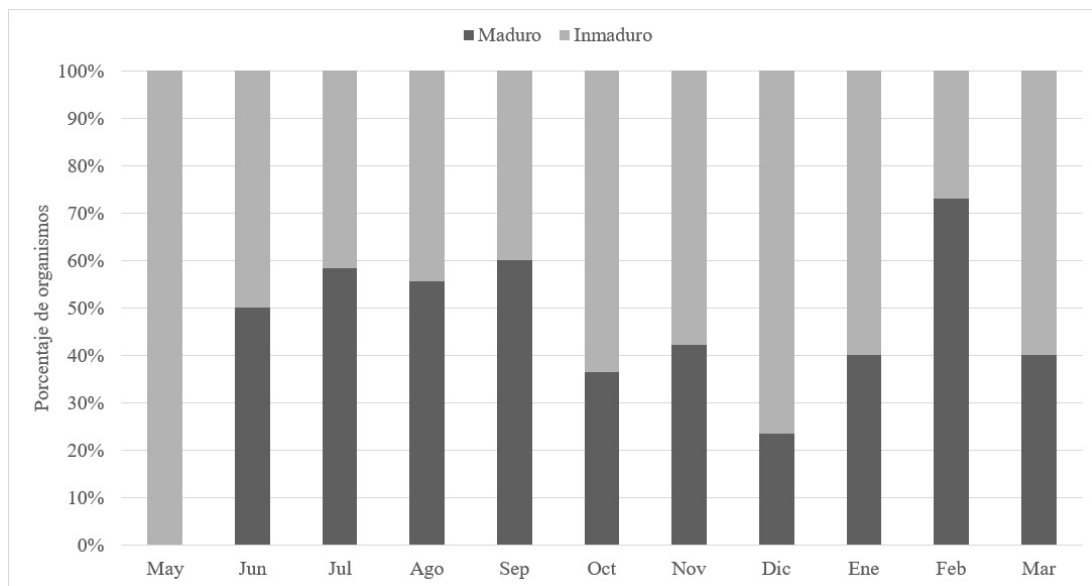
**Figura 5**

*Estados de maduración mensual para hembras de Hypanus longus capturadas por la pesca artesanal en Sipacate*



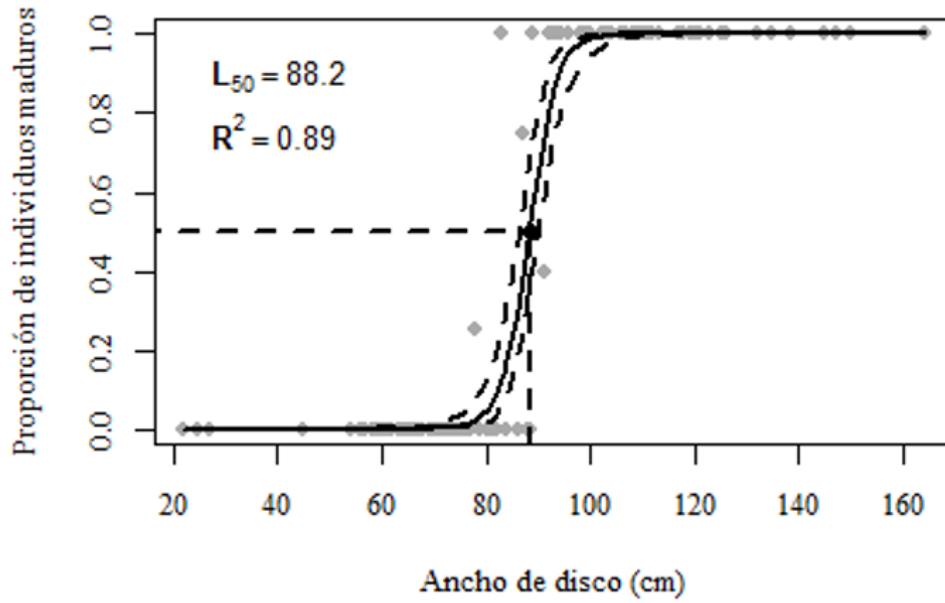
**Figura 6**

*Estados de maduración mensual para machos de Hypanus longus capturados por la pesca artesanal en Sipacate*



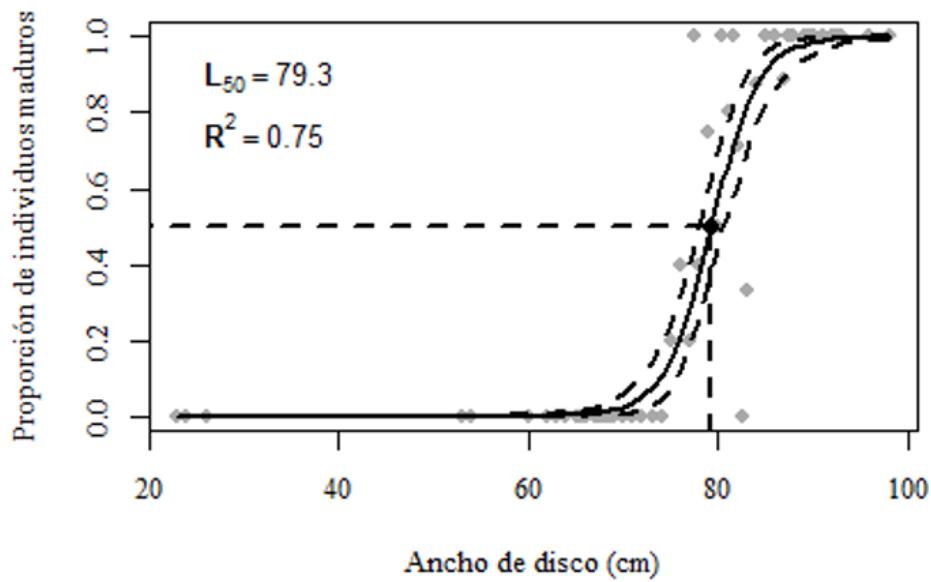
**Figura 7**

Talla de madurez sexual ( $L_{50}$ ) para hembras de *Hypanus longus* capturadas en Sipacate



**Figura 8**

Talla de madurez sexual ( $L_{50}$ ) para machos de *Hypanus longus* capturados en Sipacate



*Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), entre otras. Este resultado es de gran importancia ya que es necesario para completar los parámetros de crecimiento que presenta una especie, puesto que la ecuación utilizada para definirlos depende directamente de si la especie presenta un crecimiento del tipo isométrico o alométrico (López-García, 2009).

Se determinó que para *H. longus* los machos alcanzan la madurez sexual a tallas menores que las hembras. Sin embargo, se ha reportado que los signos de maduración sexual para *H. longus* pueden aparecer a diferentes tallas tanto para hembras como para machos, comportamiento documentado también para *Dasyatis centroura* (Capapé, 1993; López-García, 2009).

López-García (2009), para el Pacífico colombiano, indica una talla de madurez a los 108 cm de AD para hembras y de 77 cm de AD para machos; por su parte, López-Garro y Zanella (2014), para el Golfo Dulce, Costa Rica, reportan una talla de madurez a los

120 cm AD para hembras y de 92 cm AD para machos, González Leiva y colaboradores (2017), para el Pacífico salvadoreño, señala que las hembras alcanza su madurez sexual a los 102 cm y los machos a los 87.1 cm de AD; finalmente, Villavicencio Garayzar y colaboradores (1994), en BCS, México, evidencio una talla de madurez sexual de 110 y 80 cm de AD para hembras y machos, respectivamente.

La diferencia en la talla de madurez sexual entre las hembras y los machos de esta especie comparadas con las reportadas a lo largo de su zona de distribución puede deberse a variaciones climáticas o latitudinales de la zona geográfica, o bien a diferencias biológicas en el stock pesquero. Por estas razones es necesario combinar una serie de estudios y evaluaciones de las características biológicas en los diferentes órganos del sistema reproductor que presenten variaciones según el estado de desarrollo gonadal de la especie y de esta forma determinar que organismo pudiera estar maduro (López-García, 2009).

**Tabla 1**

*Variables biológicas de Hypanus longus obtenidas en diferentes estudios realizados a lo largo de su zona de distribución*

Localidad	Ancho de disco (cm)	L <sub>50</sub> (cm)	Coficiente de alometría (b)	Autor
Guatemala (Sipacate)	H: 22 a 150 (82.33 ± 22.27) M: 23 a 98 (76.91 ± 11.45)	H: 88.2 AD M: 79.3 AD	H: b= 2.9585 M: b= 2.8807	Este estudio
Guatemala (Las Lisas/Sipacate)	H: 22 a 126 (83.67 ± 20.30) M: 52 a 95 (77.88 cm ± 9.78)	–	–	Avalos, 2019
El Salvador	H: 42.1 a 147 M: 12 a 132	H: 102 AD M: 87.1 AD	–	Gonzalez Leiva et al., 2017
México (Baja California sur)	H: 29 a 102 (60.3±20.4) M: 39.4 a 97.0 (63.1±16.0)	–	H: b= 2.94 M: b= 2.97	Jiménez, 2017
Costa Rica (Golfo Dulce)	Ambos: 60 a 119 (84.63 ±12.11)	H: 120 AD M: 92 AD	–	López-Garro & Zanella, 2014
Colombia (Buenaventura)	Max: 158	H: 108 AD M: 77 AD	H: b= 3.034 M: b= 2.817	López-García, 2009
México (Baja California sur)	H: 41 a 131 (68.97 ± 20.69) M: 46 a 98 (72.55 ± 18.98)	H: 110 AD M: 80 AD	–	Villavicencio Garayzar et al., 1994
Colombia (Isla Gorgona)	Max: 180	–	–	Bohórquez-Herrera, 2006

Avalos (2019), reporta que *H. longus* se encuentra entre las cuatro especies de elasmobranchios con mayor incidencia en las capturas del Pacífico guatemalteco, representando el 47.48% del total de las capturas. Por otro lado, este estudio evidenció que la mayor incidencia de AD, son de organismos que no han alcanzado la madurez sexual. Esta situación ha sido reportada por González Leiva y colaboradores (2017), en los desembarques artesanales de El Salvador, quien indica que esta especie representa el 76% del total de capturas, y que el 46.1% de los individuos capturados no han alcanzado su madurez sexual. López-Garro y Zanella (2014), en los desembarques de Golfo Dulce, Costa Rica, reportan la misma situación.

Los resultados que aquí se presentan indican que actualmente la captura de *H. longus* pudiera no ser sustentable para el caso de esta pesquería, puesto que las capturas están representadas principalmente por organismos que no han alcanzado una etapa de madurez sexual, esta situación se repite a lo largo de su zona de distribución según lo evidenciado por distintos autores. Finalmente, debido al aumento en la presión pesquera y a que la información con respecto a las capturas de rayas es pobre (Ixquiac et al., 2009), es importante continuar realizando investigaciones y estudios que permitan promover y establecer estrategias de manejo para la conservación de este recurso (Coiraton & Amezcua, 2020).

### Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores

Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: todos los autores

Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: JAM-A,

Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: todos los autores

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: todos los autores.

### Materiales suplementarios

Los materiales suplementarios de este artículo se encuentran en la página web de la revista a través del doi: <https://doi.org/10.36829/63CTS.v9i1.1082>

### Referencias

- Avalos, C. (2019). *Caracterización de la pesquería de elasmobranchios e identificación de áreas de crianza potenciales en dos comunidades del Pacífico de Guatemala* [Tesis de maestría inédita]. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Barker, M. J., & Schluessel, V. (2005). Managing global shark fisheries: Suggestions for prioritizing management strategies. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5), 325-347. <https://doi.org/10.1002/aqc.660>
- Bohórquez-Herrera, J. (2006). *Aspectos biológicos y pesqueros de elasmobranchios capturados en el Parque Nacional Natural Gorgona y su área de influencia entre 2004 y 2005* [Tesis de licenciatura, Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano, Colombia]. <https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/17919/T754.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Capapé, C. (1993). New data on the reproductive biology of the thorny stingray *Dasyatis centroura* (Pisces: Dasyatidae) from off the Tunisian coasts. *Environmental Biology of Fisheries*, 38, 73-80. <https://doi.org/10.1007/BF00842905>
- Carrier, J. C., Musick, J. A., Heithaus, M. R., (2012). *Biology of Sharks and Their Relatives*. CRC. Press Boca Raton. Florida. 2a edición.
- Coiraton, C., & Amezcua, F. (2020). In utero elemental tags in vertebrae of the scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* reveal migration patterns of pregnant females. *Scientific Reports*, 10, Artículo 1799. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58735-8>
- Ebert, D. A., Fowler, S., & Compagno, L. (2013). *Sharks of the world*. Wild Nature Press.
- Espinoza Salvadó, I. (2015). *Metodología de la investigación: Tipos de muestreo*. Unidad de Investigación Científica de la facultad de Ciencias Médicas y Universidad Nacional Autónoma de Honduras.
- Espinoza, M., Díaz, E., Angulo, A., Hernández, S., & Clarke T. M. (2018). Chondrichthyan Diversity, Conservation Status, and Management Challenges in Costa Rica. *Marine Science*, 5, Artículo 85. <http://doi.org/10.3389/fmars.2018.00085>
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis



- and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(2), 241-253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- González Leiva, J. A., Morán Villatoro, J. M., & Chicas Batres, F. A. (2017). Pesca artesanal y madurez sexual del tiburón gris *Carcharhinus falciformis*, tiburón martillo *Sphyrna lewini* y raya látigo *Hypanus longus* en El Salvador. *Ciencia Pesquera*, 25(1), 63-73.
- Holden, M. J., & Raitt, F. S. (1975). *Manual de ciencia pesquera parte 2: Métodos para investigar los recursos y su aplicación*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Instituto de Investigación y Proyección sobre el Ambiente y Sociedad. (2018). *Propuesta de diseño de arte de pesca para la reconversión de prácticas no amigables con la diversidad biológica marino-costera en el Área de Conservación Marino-costera Sipacate-Naranjo* (Acuerdo No. 0087534-2017-002). Universidad Rafael Landívar, y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Ixquiac, M. J., Franco, I., Tejeda, C. A., Rodas, M. R., & Sikahall, J. A. (2009). *Áreas de crianza de tiburones en la plataforma continental del Pacífico de Guatemala: Herramienta para el manejo y aprovechamiento sostenido del recurso tiburón* (FODECYT No. 13-2006). Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura y Unidad de Pesca y Acuicultura.
- Ixquiac, M., Franco, I., Lemus, J., Méndez, S., & López, A. (2010). *Identificación, abundancia y distribución espacial de Batoideos (rayas) en el Pacífico guatemalteco* (FODECYT No. 34-2006). Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura y Unidad de Pesca y Acuicultura.
- Jiménez, Y. A. (2017). *Aspectos reproductivos y de crecimiento de la raya látigo Hypanus longus (Garman, 1880) en la Bahía de la Paz, BCS, México* [Tesis de licenciatura inédita]. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México.
- Kitchell, J. F., Essington, T., Boggs, C., Schindler, D., & Walters, C. (2002). The role of sharks and longline fisheries in a pelagic ecosystem of the Central Pacific. *Ecosystems*, 5, 202-216. <http://doi.org/10.1007/s10021-001-0065-5>
- López-García, J. (2009). *Aspectos biológicos de la raya látigo Dasyatis longa (Pisces: Dasyatidae) de la zona central del Pacífico colombiano* [Tesis de licenciatura inédita]. Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Programa Académico de Biología, Santiago de Cali, Colombia.
- López-Garro, A., & Zanella, I. (2014). Capturas de la raya *Dasyatis longa* (Myliobatiformes: Dasyatidae) en las pesquerías artesanales de Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 319-327. <http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23111>
- Navia, A. F. (2002). *Aspectos de la biología de los elasmobranquios capturados como fauna acompañante del camarón en aguas someras del Pacífico colombiano*. [Tesis de licenciatura en Biología]. Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Morales, O., Castillo, J. L., Sosa, O., & Rodríguez, C. (2004). *Catálogo de tiburones, rayas y quimeras (Chondrichthyes) que habitan en las aguas del Norte del Golfo de California* (Reporte técnico). Laboratorio de Ecología Pesquera.
- Musick, J., & Bonfil, R. (2004). *Elasmobranch fisheries management techniques (Report APEC Fisheries Working Group)*. Singapore, Japan: Asia-Pacific Economic Cooperation.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2018). Ficha informativa Ramsar para el Área de Uso Múltiple Marino-costera Sipacate-Naranjo. Proyecto Conservación y Uso Sostenible de la biodiversidad en Áreas Protegidas Marino-Costeras (APM). (MARN-CONAP/PNUD-GEF) - Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático (ICC).
- Saadaoui, A., Saidi, B., Enjjar, S., & Bradai, M. N. (2015). Reproductive biology of the common stingray *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), of the Gulf of Gabès (Central Mediterranean Sea). *Cahiers de Biologie Marine*, 56(4), 389-396.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvi, N. K., & Walker, P. A. (2000). The effects of fishing on sharks,

- rays, and chimaeras (condrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *Journal of Marine Science*, 57(3), 476-494. <http://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0724>
- Villavicencio Garayzar, C. J., Downton Horffmann, C., & Meléndez, E. M. (1994). Tamaño y reproducción de la raya *Dasyatis longus* (Pisces: Dasyatidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 42(1/2), 375-377
- Walker, T. I. (1998). Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Marine Freshwater Research*, 49(7), 553-572. <http://doi.org/10.1071/MF98017>
- Walker, T. I. (2004). Management measures. En J. A. Musick & R. Bonfil (Eds.), *Elasmobranch fisheries management techniques* (pp. 285-322). APEC Secretariat.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5.<sup>a</sup> ed.). Prentice Hall.

# Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala

*Reproductive aspects of the longtail stingray Hypanus longus (Garman, 1880) from the landings of the artisanal fishery in the Pacific of Guatemala*

Jorge A. Morales-Aguilar\* , José R. Ortiz-Aldana 

Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (Cema),  
 Universidad de San Carlos de Guatemala (Usac), Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [j.a\\_moralesaguilar@hotmail.com](mailto:j.a_moralesaguilar@hotmail.com)

## Materiales suplementarios

### Figura 3

Prueba de normalidad de Kolmogórov-Smirnov para espectro de tallas de hembras y machos de *Hypanus longus*

Variable	Tests of Normality (Spreadsheet9)			
	N	max D	K-SP	Liliefors p
AD Hembras	169	0.095811	p < .10	p < 0.01
AD Machos	167	0.074812	p > .20	p > 0.05

### Figura 4

Prueba de homocedasticidad de Levene's para las variancias del espectro de tallas de hembras y machos de *Hypanus longus*

Levene's Test for Homogeneity of Variances				
Effect: Sexo				
Degrees of freedom for all F's: 1,334				
	MS Effect	MS Error	F	p
AD	6908.81	137.2649	50.11289	0.000000

### Figura 5

Prueba de Mann-Whitney para evidenciar diferencias significativas entre el espectro de tallas entre hembras y machos de *Hypanus longus*

Mann-Whitney U Test (Spreadsheet9)									
By variable Sexo									
Marked tests are significant at p < 0.05000									
variable	Rank Sum M	Rank Sum H	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N M	Valid N H
AD	37031.00	29585	13003	-1.24455	0.213297	-1.24495	0.213153	167	169

# Caracterización colorimétrica del proceso termogravimétrico de la deshidroxilación de caolín hidrotermal y de toba

*Colorimetric characterization of thermogravimetric process for dehydroxylation of hydrothermal and tuff kaolins*

Giorgio E. A. López-Pardo<sup>1</sup> , César A. García-Guerra<sup>1,2</sup> , Roberto Lainfiesta<sup>1</sup>,  
Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez<sup>1\*</sup> 

<sup>1</sup>Escuela de Ingeniería Química y <sup>2</sup>Centro de Investigaciones de Ingeniería, Facultad de Ingeniería,  
Universidad de San Carlos de Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [edward.guerrero@upr.edu](mailto:edward.guerrero@upr.edu)

Recibido: 1 de junio 2020 / Revisión: 5 de julio 2021 / Aceptado: 10 de noviembre 2021

## Resumen

El metacaolín es el producto obtenido de la calcinación del caolín. La alta actividad puzolánica del metacaolín permite su utilización como un material sustituto del cemento en el concreto. Esta y otras propiedades fisicoquímicas se ven afectadas por las condiciones de procesamiento del caolín. Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo caracterizar los cambios del color y densidad de dos tipos de caolín (toba triturada e hidrotermal) por medio de un análisis termogravimétrico del proceso de calcinación. Para la evaluación de la densidad se empleó la norma ASTM C188, mientras que la valoración de los cambios de color utilizó un espectrofotómetro  $CIE-L^*a^*b^*$  en conjunto con la norma UNE 80117. Asimismo, la pérdida de peso y la densidad se correlacionaron con las coordenadas de color mediante una regresión polinomial. Los resultados demostraron que la deshidroxilación de los caolines ocurrió entre 400 °C y 650 °C, caracterizándose por un máximo en el  $\Delta E^*$  de 12.9 y 4.3 para el caolín hidrotermal y de toba, respectivamente. Además, el caolín de toba triturada presentó la máxima luminosidad ( $L^* = 92.84$ ) de todos los tratamientos a los 21 °C. Este valor disminuyó 11.75% al incrementar la temperatura hasta 450 °C. A partir de esta temperatura,  $L^*$  incrementó linealmente hasta alcanzar un valor final de 87.3 a 900 °C. La regresión polinomial obtenida explica en un 93% y 92% la variación del peso en función de los parámetros  $CIE-L^*a^*b^*$  para el caolín de toba triturada e hidrotermal, respectivamente.

Palabras claves: metacaolín, calcinación, densidad, color, deshidroxilación

## Abstract

Metakaolin is a product of kaolin's calcination. The high pozzolanic activity of metakaolin allows its usage as supplementary cementitious material in concrete. This property and other physicochemical properties are affected by metakaolin's manufacturing conditions. Therefore, this study aims to characterize the changes in color and density of two types of kaolin (tuff and hydrothermal) through a thermogravimetric analysis of the calcination process. Evaluation of density used ASTM C188, while the assessment of color changes used a  $CIE-L^*a^*b^*$  spectrophotometer in conjunction with normative UNE 80117. In addition, weight loss and density were correlated with the color coordinates using polynomial regression. The results showed that kaolin dehydroxylation occurred at 450°C and 650°C, characterized by a maximum in  $\Delta E^*$  of 12.9 and 4.3 for hydrothermal and tuff kaolin, respectively. In addition, the tuff kaolin presented the maximum luminosity ( $L^* = 92.84$ ) of all the treatments at 21°C. This value decreased 11.75% during the temperature increment up to 450°C. From this temperature,  $L^*$  increased linearly until reaching a final value of 87.3 at 900°C. The polynomial regression explained 93% and 92% of the weight variation as a function of the  $CIE-L^*a^*b^*$  parameters for tuff and hydrothermal kaolin, respectively.

Keywords: metakaolin, calcination, density, colour, dehydroxylation



## Introducción

El concreto es el material de construcción más usado actualmente en el mundo. La cantidad total empleada de este material corresponde al doble de la suma de todos los demás materiales de construcción (Gagg, 2014). Su fabricación surge de la combinación de un aglomerante (por lo general cemento Portland), agregados (arena o grava), aditivos y agua. El cemento Portland determina las propiedades generales del concreto al ser el material cementante principal. Su producción requiere grandes cantidades de energía lo que resulta en la emisión masiva del gas de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ) (Ababneh & Matalkah, 2018; Gagg, 2014; Xie, 2016). Una de las soluciones planteadas a dicha problemática es el uso de materiales cementantes suplementarios (MCS). Estos materiales se utilizan como aditivos o sustituyentes del cemento Portland y presentan un impacto ambiental menor, por lo que disminuyen la huella de carbono de los materiales hechos de concreto (Gartner, 2004). Entre los MCS utilizados en el concreto se encuentran el humo de sílice, cenizas volantes de carbón, escorias de alto horno, cenizas de cáscara de arroz, tobas volcánicas y el metacaolín (Ababneh & Matalkah, 2018). Diferentes estudios han investigado los efectos positivos de los MCS al ser utilizados en el concreto (Badogiannis et al., 2005; Krajči et al., 2015; Nedunuri et al., 2020; Restrepo Gutiérrez et al., 2006; Uzal & Turanli, 2003). Entre las principales mejoras se incluyen la reducción de costo, mejora en la resistencia mecánica, mayor protección contra la humedad, mejora de la durabilidad por reduc-

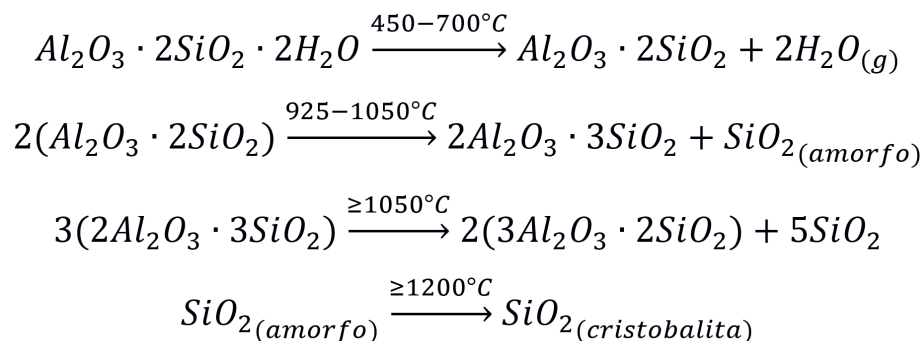
ción de la permeabilidad y resistencia a los ataques de químicos (Ababneh & Matalkah, 2018).

El metacaolín ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2$ ) se emplea como sustituto del cemento Portland en el concreto porque mejora la actividad puzolánica (Krajči et al., 2015). La actividad puzolánica de este material depende de la naturaleza y abundancia de los minerales de arcilla en el material cementante sin tratar, el tamaño de partícula y las condiciones del tratamiento térmico (Badogiannis et al., 2005). El proceso para obtener metacaolín consiste en calcinar la caolinita (caolín) para que se eliminen los oxhidrilos (OH) contenidos dentro de su estructura cristalina (Guatame-García et al., 2018). El cambio químico que ocurre durante el tratamiento térmico de la caolinita se describe por la secuencia de reacciones en la Figura 1 (Chen et al., 2004; Ptáček et al., 2011; Zemenová et al., 2014).

El proceso de calcinación del caolín ha sido estudiado en los últimos años evaluando el efecto de múltiples aspectos importantes como lo son la composición química y mineralógica del caolín (Gámiz et al., 2005; Hernández et al., 2019; Torres et al., 2011), la pureza y grado de desorden cristalino del caolín (Tironi et al., 2012), el período óptimo de calcinación (Badogiannis et al., 2005), el tamaño de partícula del caolín (Chen et al., 2014; Liu et al., 2017), la velocidad de calentamiento (Castelein et al., 2001; Kenne Diffo et al., 2015), la disminución de la presencia de oxígeno como parte de la creación de un ambiente de reducción débil (Chen et al., 2014) y las temperaturas a las cuales suceden cambios estructurales en las muestras (Nmiri et al., 2017; Tanwongwan et al., 2020; Wang et al., 2011). Además,

**Figura 1**

*Mecanismo de reacción para el proceso de calcinación del caolín*





se han investigado los efectos de la activación en el color en muestras antes y después del proceso de deshidroxilación (Chotoli et al., 2015; Gámiz et al., 2005; Valanciene et al., 2010), y se ha relacionado el oscurecimiento o blanqueamiento del caolín con la presencia de impurezas dentro y fuera de la estructura cristalina (Chandrasekhar & Ramaswamy, 2006; Chen et al., 2014). Sin embargo, no se han reportado estudios detallando los efectos de la calcinación en el cambio de color del caolín durante todo el proceso de calcinación. Esta investigación tiene como objetivo caracterizar los cambios de color observados durante el proceso de calcinación del caolín hidrotermal y de toba. Estos caolines se diferencian en su proceso de formación: el caolín hidrotermal se genera por las alteraciones provocadas por la circulación interna de fluidos calientes (Byrappa & Yoshimura, 2013), mientras que el caolín de toba se forma a partir de la acumulación de las cenizas volcánicas (Haldar & Tišljaj, 2014). El método de detección de color seleccionado utiliza el modelo de color  $CIE-L^*a^*b^*$ , el cual ha sido utilizado para examinar mezclas cementantes pigmentadas y no pigmentadas (López & Sarli, 2020). El modelo  $CIE-L^*a^*b^*$  registra los estímulos de color en un espacio tridimensional donde el parámetro  $L^*$  representa la luminosidad, en una escala desde 0 a 100. El parámetro  $a^*$  representa la variación rojo-verde, siendo  $(+a^*)$  para el rojo y  $(-a^*)$  para el verde; adicionalmente, el parámetro  $b^*$  representa la variación amarillo-azul, donde  $(+b^*)$  es para el amarillo y  $(-b^*)$  para el azul (López et al., 2016).

El diseño de la investigación se realizó calcinando los caolines estudiados a 12 temperaturas diferentes en un rango de 21 °C a 900 °C, con 3 réplicas para cada temperatura. Los modelos de aproximación empíricos generados, relacionaron los comportamientos de la densidad y pérdida de peso de los caolines en función de las coordenadas del color referidas ( $L^*$ ,  $a^*$  y  $b^*$ ). Este estudio monitorea el proceso de des-

hidroxilación de dos caolines por medio de un análisis óptico que permite establecer el grado de avance del proceso para la elaboración de un material cementante suplementario.

## Materiales y Métodos

### Materiales

El caolín de toba se adquirió en la pulverizadora Promi, S. A; ubicada en el municipio de Santa Catarina Pinula, departamento de Guatemala, Guatemala. El caolín hidrotermal se colectó en una cantera cercana a la aldea El Hato, municipio San Antonio La Paz, departamento El Progreso, Guatemala. La composición química inicial para cada uno de los caolines (Tabla 1), se determinó mediante un análisis de espectrometría de absorción atómica (EAA) realizados por el laboratorio técnico del Ministerio de Energía y Minas Guatemala C.A. Se utilizó querosina libre de agua (J.T.Baker, densidad 0.8 g/mL, pureza  $\geq 99\%$ ), tolueno grado reactivo (J.T.Baker pureza  $\geq 99.5\%$ ), y poliestireno (Sigma-Aldrich, pureza  $\geq 95\%$ ).

### Preparación del material

Las muestras de los dos caolines se procesaron de la siguiente manera (Smiley et al., 1998) *Method of producing Metakaolin*: se trituro primero las muestras utilizando una trituradora de cuchillas (Thomas Wiley, modelo No. 4) y a continuación se pulverizaron utilizando un molino de discos (Bico modelo VP 1988). Luego se procedió a clasificarlas según el tamaño de partícula mediante un juego de tamices marca Wilson. Se recolectó el material que logró pasar el tamiz #325 y se almacenó, para evitar la absorción de humedad, en bolsas de polietileno de sello hermético (Ziploc®).

**Tabla 1**

*Contenido mineral de los dos caolines evaluados*

Muestra	Pureza	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	CaO
Caolín de toba triturada	82.49%	21.77%	20.39%	0.13%	0.31%	0.03%	0.03%	0.36%
Caolín hidrotermal	69.70%	56.30%	19.23%	0.12%	0.89%	1.94%	0.23%	0.68%

La selección de partículas obtenidas (pasa tamiz #325) se basó en la especificación de tamaño de partículas para cemento Portland (ASTM C 430).

### Calcinación del caolín

Para la calcinación de ambos caolines se utilizó una mufla marca Barnstead Thermolyne modelo 1400. El proceso de calcinación del caolín se ha monitoreado por medio de termogravimetría utilizando una mufla (Kenne Diffo et al., 2015). Las 12 temperaturas (°C) seleccionadas para el monitoreo de la calcinación: 21, 110, 190, 280, 350, 450, 550, 573, 673, 773, 873, y 900. Se realizaron 3 repeticiones para cada tratamiento térmico, resultando en un diseño experimental con un total de 72 tratamientos para el proceso de calcinación. Se prepararon 12 unidades experimentales para cada caolín en cápsulas de porcelana conteniendo 5.0 g de muestra pulverizada y tamizada según especificaciones descritas anteriormente. A continuación, las cápsulas se colocaron en la mufla para los respectivos tratamientos térmicos. La temperatura dentro de ésta se incrementó a razón de 3 °C/min (Castelein et al., 2001) hasta alcanzar la temperatura del tratamiento y se mantuvo constante por un período de 1 hora. Finalizado el tiempo, se procedió a extraer la muestra y a realizar el pesado respectivo. En los tratamientos restantes se procedió de igual manera. Las muestras se colocaron dentro de una desecadora al finalizar su proceso de calcinación hasta alcanzar la temperatura ambiente. Alcanzada esta temperatura (21 °C) se procedió a determinar el peso residual mediante una balanza analítica (Radwag modelo WPS 750/C/1, resolución 0.001 gramos).

### Determinación de la densidad

La medición de la densidad se realizó mediante un procedimiento basado en la norma ASTM C188 (Ramli & Alonge, 2016). El método se basa en colocar un volumen de querosina en un matraz de Le Chatelier y a continuación agregar 1.0 g de muestra. Se determinó el volumen desplazado de querosina libre de agua por el efecto de la adición de la masa de caolín. La densidad se obtiene a partir de la relación entre la masa utilizada y el volumen desplazado de querosina.

### Determinación del color

Las coordenadas de color del modelo  $CIE-L^*a^*b^*$  se determinaron según la norma UNE 80117 (Frias et al., 2006). Se prepararon pastillas mezclando 0.75 g de caolín con 5 mg de poliestireno (0.66% peso a peso) disuelto en 15 mL de tolueno, se homogenizó y se compactó la mezcla utilizando una prensa hidráulica (Fred. S. Carver). Un control sin poliestireno se utilizó para verificar que no existía interferencia en las mediciones del color.

Un espectrofotómetro (marca Gretag Macbeth modelo SpectroEye) se utilizó para determinar las 3 coordenadas del color. Las condiciones de referencia del método de ensayo seleccionadas para el espectrofotómetro fueron: iluminante tipo C con un ángulo de medición de 2 grados. Las diferencias totales de color ( $\Delta E^*$ ) fueron evaluadas por medio de (Fornasini et al., 2019; López et al., 2016; López & Sarli, 2020):

$$\Delta E_{mn}^* = \sqrt{(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2} \quad (1)$$

Donde  $\Delta L = L_m - L_n$ ,  $\Delta a = a_m - a_n$ , y  $\Delta b = b_m - b_n$  son las diferencias en las coordenadas de color durante cada una de las temperaturas (subíndices m y n) del proceso de calcinación.

### Regresiones polinomiales

Las pérdidas de peso y cambios de densidad se correlacionaron con las 3 coordenadas de color para generar un modelo matemático que permita establecer el avance del proceso de deshidroxilación en función de los cambios de color de las muestras. Se generaron modelos matemáticos empíricos a partir de una regresión lineal múltiple de un modelo polinomial de respuesta superficial (RSP) (Myers et al., 2011). El polinomio desarrollado contó con 20 términos de primer, segundo y tercer grado; que representan los efectos puros y de interacción de las variables independientes (Walpole et al., 2012). La estructura del modelo generará como máximo, polinomios de grado 3:

$$\begin{aligned} \mu_{YVx_1, x_2, x_3} &= \beta_{000} + (\beta_{100}x_1 + \beta_{010}x_2 + \beta_{001}x_3) \\ &+ (\beta_{110}x_1x_2 + \beta_{101}x_1x_3 + \beta_{011}x_2x_3 + \beta_{200}x_1^2 + \beta_{020}x_2^2 + \beta_{002}x_3^2) \\ &+ (\beta_{210}x_1^2x_2 + \beta_{201}x_1^2x_3 + \beta_{120}x_1x_2^2 + \beta_{021}x_2^2x_3 + \beta_{102}x_1x_3^2 \\ &+ \beta_{012}x_2x_3^2 + \beta_{300}x_1^3 + \beta_{030}x_2^3 + \beta_{003}x_3^3 + \beta_{111}x_1x_2x_3) \end{aligned}$$

Donde,  $\mu_{YVx_1, x_2, x_3}$  = variable respuesta a relacionar (pérdida de peso o densidad)

$\beta_{nmp}$  = coeficiente del modelo de regresión múltiple

$x_1$  = coordenada  $L^*$

$x_2$  = coordenada  $a^*$

$x_3$  = coordenada  $b^*$

Los coeficientes  $\beta_{nmp}$  se calcularon por medio del método de mínimos cuadrados y luego se procedió a la selección del subconjunto de variables ( $x_1^n x_2^m x_3^p$ ) por medio del algoritmo *Stepwise* (Ssegane et al., 2012). El polinomio fue ajustado para evitar el efecto de sobreajuste en el modelo empírico y aumentar la capacidad de predicción en calcinaciones de otros caolines (Walpole et al., 2012). El criterio utilizado por el algoritmo para incluir o remover variables fue el siguiente: añadir una variable, cuando posea una probabilidad del valor de prueba F menor o igual a 0.050 y eliminar toda variable, cuando posea una probabilidad del valor de prueba F mayor o igual a 0.1. Para el cálculo del modelo matemático y la selección de variables explicativas se utilizó el programa SPSS® 16.0.

## Resultados

### Pérdida de peso

La Figura 2a presenta la curva termogravimétrica para el caolín de toba triturada. El peso de este material decrece linealmente con la temperatura hasta los 350 °C, presentando una pérdida de peso parcial de 3.5%. En el rango de 350 °C a 673 °C la curva presenta el mayor cambio en el porcentaje de pérdida de peso (6.52%) por unidad de temperatura. Luego de esta etapa en la calcinación, el peso decrece linealmente en función de la temperatura de 673 °C a 900 °C. El residuo obtenido al finalizar el proceso de calcinación fue de 88.05%.

Por su parte, la Figura 2b presenta la curva termogravimétrica del caolín hidrotermal. A diferencia del caolín de toba triturada, el caolín hidrotermal presentó su mayor cambio en peso a la primera temperatura de calcinación (2.61% en pérdida en peso a 110 °C). En el rango de 110 °C a 550 °C el peso del material decrece linealmente con un 3.05% de pérdida en peso durante esta etapa. Al aumentar la temperatura a 573 °C, se observa un cambio drástico adicional en el porcentaje de pérdida en peso por unidad de temperatura. Posteriormente, el peso continúa disminuyendo linealmente en el rango de 573 °C a 773 °C con una pérdida por etapa del 1.48%. Al finalizar el proceso de calcinación alcanzó un peso residual de 90.28%. Las muestras de ambos caolines no dejaron de perder peso durante todo el proceso de calcinación; adicionalmente, las magnitudes de la rapidez de pérdida de peso fueron diferentes para cada caolín. Estos resultados muestran que existe una relación entre el porcentaje de pérdida de peso con la temperatura y el tipo de caolín utilizado.

### Densidad

La Figura 2c presenta los valores de la densidad del caolín de toba triturada durante el proceso de calcinación. La densidad para esta muestra se mantuvo constante hasta los 110 °C, a partir de esta temperatura el valor aumentó en función de la temperatura del proceso de calcinación hasta los 450 °C. La curva de la derivada indica que en los rangos de temperaturas establecidos de 110 °C a 450 °C, 550 °C a 600 °C y de 773 °C a 900 °C, la densidad se elevó con mayor rapidez. El primero de estos rangos de temperatura constituyó el 92% de la totalidad de la elevación de la densidad durante el proceso de calcinación. Los otros dos rangos de temperaturas poseen solamente un aumento de 1% y 7% respectivamente. La densidad para este caolín no varió en los otros rangos de temperaturas.

El comportamiento de la densidad del caolín hidrotermal (Figura 2d) presentó un comportamiento diferente. La densidad del caolín hidrotermal aumentó levemente en función de la temperatura de 21 °C hasta los 350 °C. Al incrementar la temperatura de 350 °C a 550 °C se produjo un aumento significativo de la densidad del 15% de la elevación total del proceso de calcinación. A continuación, los valores de la densidad se mantuvieron constantes de 550 °C a 750 °C, y luego se incrementaron linealmente con la temperatura hasta los 900 °C, aumentando un 9% durante esta última etapa. La curva de la derivada para este material muestra

que existen dos máximos en la rapidez de cambio de la densidad respecto a la temperatura. El primero ocurre a los 400 °C y el segundo a los 900 °C.

Es importante resaltar que los valores de las densidades iniciales y finales de ambos caolines en sus respectivas calcinaciones fueron similares (una diferencia máxima del orden de 0.86% en magnitud).

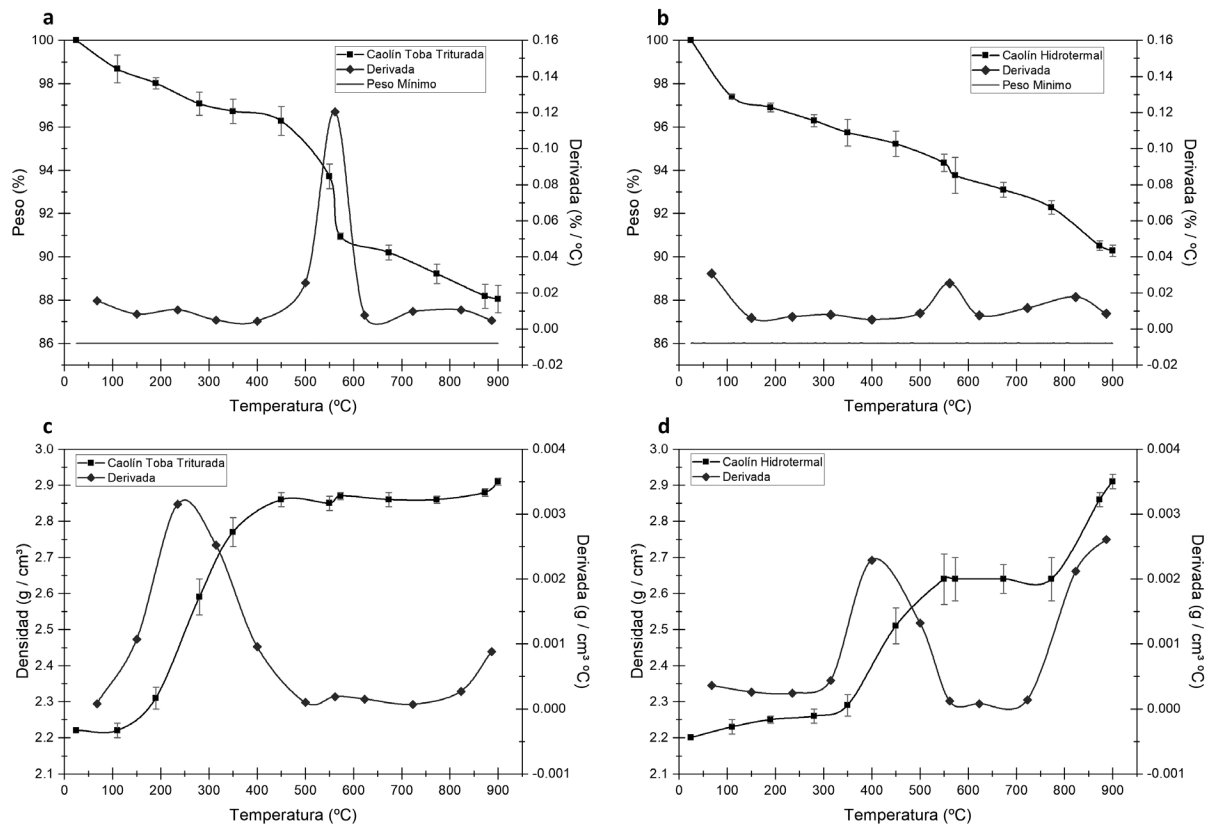
### Coordenadas de color

El caolín de toba triturada y el caolín hidrotermal experimentaron transformaciones de color en función de la temperatura del proceso de calcinación. La Figura 3 muestra el comportamiento del color para ambas muestras. El caolín de toba triturada (Figura 3A) presentó la máxima luminosidad ( $L^* = 92.84$ ) de todos los tratamientos a los 21 °C. Este valor disminuyó hasta

alcanzar un valor mínimo de 81.93 al incrementar la temperatura de calcinación hasta los 450 °C. A temperaturas mayores en el rango de 450 °C a 900 °C, la luminosidad se incrementó linealmente hasta alcanzar un valor final de 87.3. La coordenada  $a^*$  inició con un valor negativo de -0.83 (levemente verde) y registró entre las temperaturas de 21 °C a 190 °C un cambio ( $\Delta a^*$ ) de -0.44 unidades (más verde). A partir de los 190 °C incrementó en función de la temperatura hasta los 900 °C alcanzando un valor de 2.82 (levemente rojo). La coordenada  $b^*$  obtuvo un valor de 8.08 (levemente amarillo) a los 21 °C y se mantuvo constante hasta los 280 °C. Descendió a su valor mínimo de 6.62 a los 350 °C y a partir de esta etapa se incrementó en función de la temperatura hasta alcanzar un valor de 18.32 (más amarillo) a los 900 °C. El color del caolín hidrotermal en función de la temperatura (Figura 3B) muestra un comportamiento similar en luminosidad que el

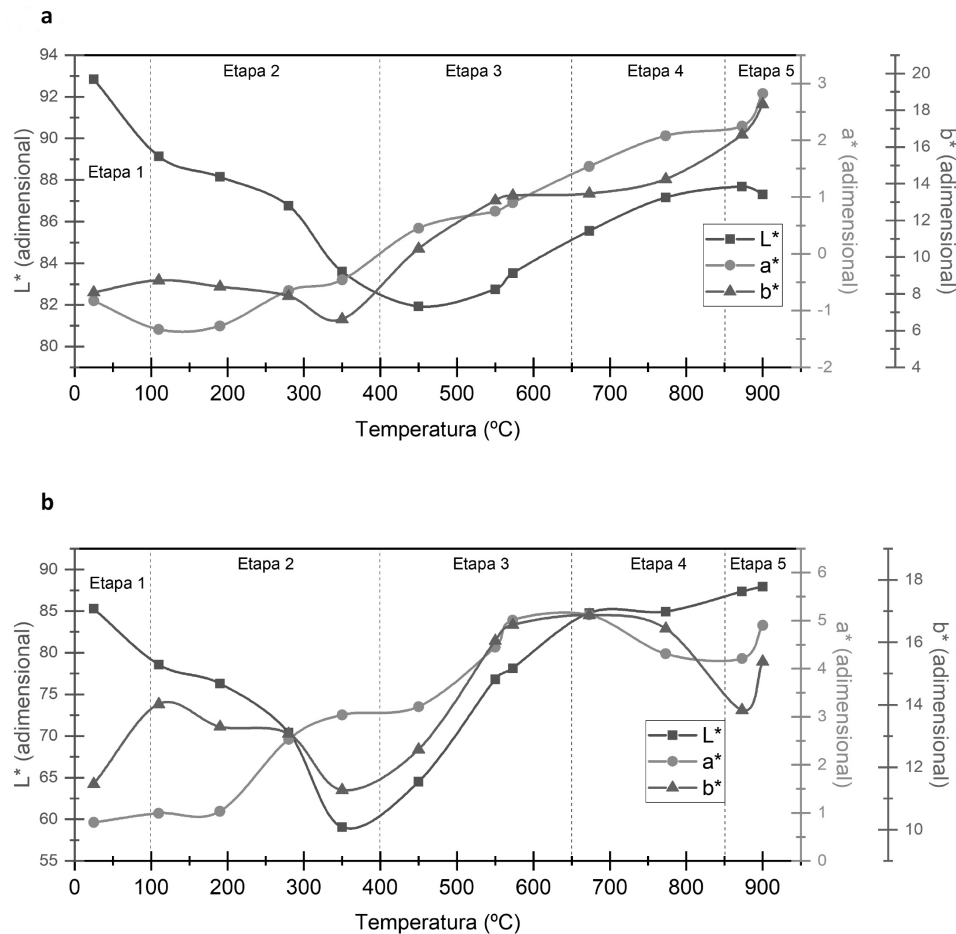
**Figura 2**

*Dependencia de la pérdida de peso para (a) caolín toba, (b) caolín hidrotermal y densidad del caolín respecto a la temperatura de calcinación para (c) caolín toba, (d) caolín hidrotermal*



**Figura 3**

Dependencia de las coordenadas de color  $L^*$ ,  $a^*$  y  $b^*$  respecto la temperatura de calcinación para (a) caolín de toba triturada y (b) caolín hidrotermal



*Nota.* Etapas de calcinación: 1: liberación de agua absorbida, 2: pérdida de masa por reorganización octaédrica, 3: deshidroxilación, 4: conversión completa a metacaolín y 5: cristalización y formación de fases de transición a  $\gamma$ -alúmina

caolín de toba. Sin embargo, el mínimo valor en luminosidad de 59.05 se alcanzó a los 350 °C. La coordenada  $a^*$  del caolín hidrotermal comenzó con un valor positivo de 0.8 (levemente rojo), manteniéndose constante hasta los 190 °C. En las siguientes dos temperaturas de calcinación presentó un cambio ( $\Delta a^*$ ) de +2.01 unidades (más rojo) y se estabilizó a 450 °C. En el siguiente rango de temperaturas de 550 °C a 673 °C aumentó a su máximo valor de 5.12, finalizando a los 900 °C con un valor de 4.09 (cambio total hacia el

rojo). La coordenada  $b^*$  descendió a un valor mínimo de 11.27 (color amarillo) a 350 °C, pero al aumentar la temperatura hasta 573 °C alcanzó un valor de 16.05 (más amarillo). Este valor se mantuvo constante hasta los 773 °C; sin embargo, esta coordenada descendió a 13.83 a los 873 °C. Finalizado el proceso de calcinación alcanzó un valor de 15.38 (cambio total hacia el amarillo).

Las muestras presentaron una progresión de cambio de color significativo al aumentar la temperatura,

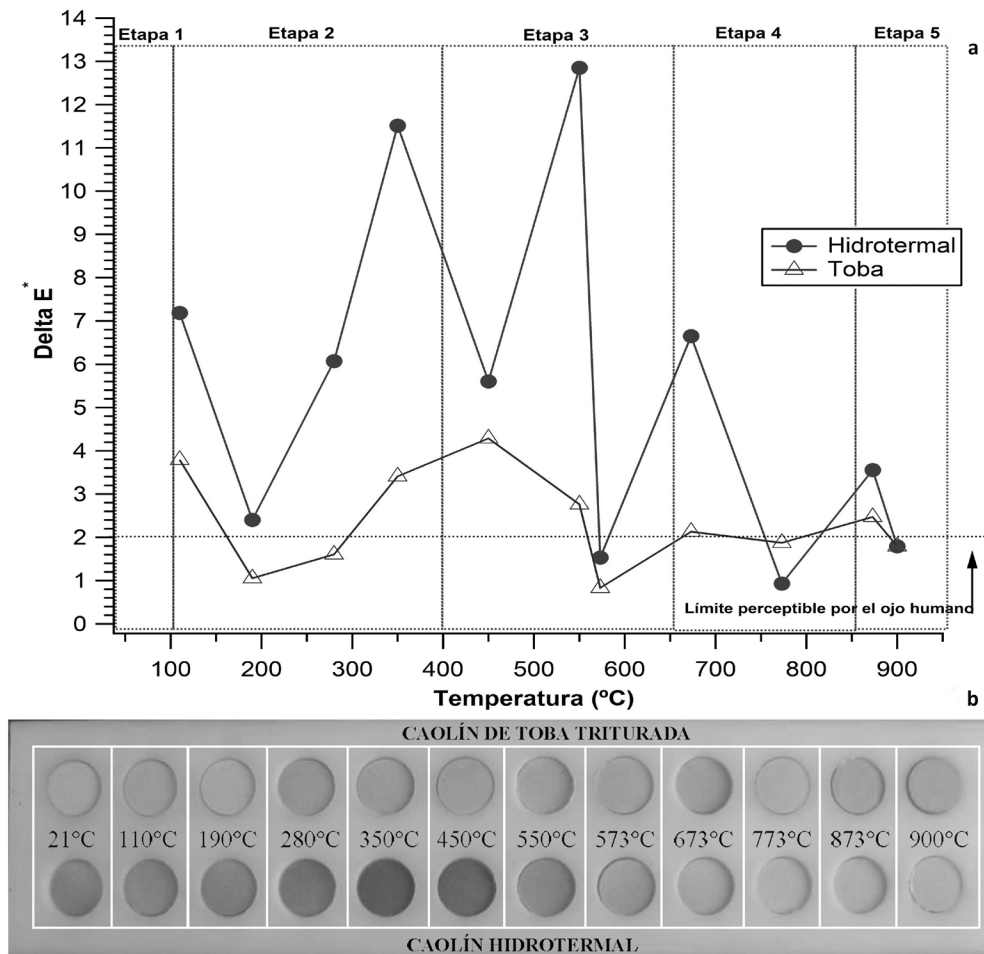


los cuales fueron confirmados por medio de los valores del cambio total de color ( $\Delta E^*$ , Figura 4A) y el cambio visual del color (Figura 4B). La muestra de caolín hidrotermal alcanzó un valor de 7.2 durante la etapa inicial del proceso de calcinación. Este valor se redujo en el rango de 190-280 °C; sin embargo, incrementó su valor hasta 11.5 a 350 °C. El cambio total de color disminuyó en la siguiente etapa del proceso de calcinación, pero en la etapa de 450-550 °C alcanzó su máximo valor de 12.9. El caolín de toba mostró un comportamiento diferente. Al inicio del proceso

de calcinación presentó un valor de cambio total de color de 3.8. Este valor disminuyó manteniéndose entre 1.1-1.6 en el rango de 190-280 °C. Al aumentar la temperatura, las diferencias de color se incrementaron hasta alcanzar un máximo de 4.3 a los 450 °C. A partir de esta temperatura los valores decrecen permaneciendo en un rango de valores 0.8-2.5 entre 573-900 °C. Estos resultados indican que el cambio de color en el caolín hidrotermal y de toba son representativos de la temperatura a la cual se calcinó la muestra.

**Figura 4**

(a) Cambio total de color ( $\Delta E^*$ ) y (b) cambio visual de color en función del tipo de caolín y la temperatura de calcinación



*Nota.* Etapas de calcinación 1: liberación de agua absorbida, 2: pérdida de masa por reorganización octaédrica, 3: deshidroxilación, 4: conversión completa a metacaolín y 5: cristalización y formación de fases de transición a  $\gamma$ -alúmina

## Regresiones polinomiales

La Tabla 2 contiene las expresiones matemáticas del porcentaje en peso y densidad en función de las coordenadas  $L^*a^*b^*$  del color con sus respectivos errores estándar de estimación. Las regresiones del comportamiento del porcentaje en peso y densidad de ambos caolines produjeron polinomios de diferente grado. Los dos caolines obtuvieron polinomios de grado 3 para el peso residual, y para la densidad obtuvieron polinomios de grado 2. Los valores de los coeficientes de determinación de las regresiones para la pérdida de peso y densidad del caolín de toba triturada se situaron en 0.933 y 0.711 respectivamente. Asimismo, los coeficientes para las regresiones de la pérdida de peso y densidad del caolín hidrotermal fueron 0.922 y 0.898.

## Discusión

### Pérdida de Peso

Las investigaciones realizadas sobre de la deshidroxilación del caolín han identificado cinco etapas principales (Badogiannis et al., 2005). La primera etapa produce una liberación del agua absorbida en los poros del caolín a temperaturas menores de 100 °C

(Torres et al., 2011). La segunda etapa (100-400 °C) se caracteriza por una pérdida de masa previa a la deshidroxilación como resultado de un proceso de reorganización de la capa octaédrica por la liberación de los grupos OH cercanos a la superficie (Badogiannis et al., 2005). La tercera etapa (400-650 °C) es la etapa principal o etapa de la deshidroxilación. Esta etapa se caracteriza en los análisis por un pico endotérmico que se ha correlacionado con la entalpía de reacción de deshidroxilación (Wang et al., 2011). Adicionalmente, exhibe una pérdida de la dispersión de Bragg en los análisis por difracción de rayos X (DRX) que sirve de indicador de la pérdida parcial de cristalinidad del caolín (Wang et al., 2011). En la cuarta etapa (650-850 °C) el caolín deja de perder peso y los resultados de pruebas XRD demuestran que los picos característicos del caolín han desaparecido. La quinta etapa se encuentra a temperaturas mayores de 850 °C, que se caracteriza por la cristalización y formación de fases de transición de metacaolín y  $\gamma$ -alúmina (Badogiannis et al., 2005). La formación de mullita se ha asociado a temperaturas cercanas a los 1000 °C (Bellotto et al., 1995; Gualtieri et al., 1995; Torres et al., 2011). Los resultados de la termogravimetría para ambos tipos de caolín se encuentran dentro de los rangos descritos anteriormente. Se evidencia la existencia de 4 etapas principales en el proceso de calcinación para ambos caolines. La primera etapa se encuentra en el rango de temperaturas de 21 °C

**Tabla 2**

*Expresiones matemáticas empíricas del peso y densidad en función de las coordenadas  $L^*a^*b^*$  del color*

Tipo de Caolín	Variable dependiente	Polinomio	R <sup>2</sup> ajustada	Error estándar de la estimación
Toba Triturada	Peso (%)	$p\%(L, a, b) = -0.0017L^2a - 0.3808b + 0.4145a^3 + 10.6071a - 0.6047a^2 + 99.2496$	.933	1.108
	Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	$p(L, a, b) = 1.7379 \cdot 10^{-5}L^2a - 0.0313L + 5.2637$	.711	.148
Hidrotermal	Peso (%)	$p\%(L, a, b) = -0.0012L^2a + 0.0165a^2b + 1.5623 \cdot 10^{-5}L^3 + 0.06La + 92.4927$	.922	.779
	Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	$p(L, a, b) = 4.5945 \cdot 10^{-5}L^2a - 2.4335 \cdot 10^{-4}Lab + 0.0089ab + 2.0659$	.898	.079

a 100 °C, la segunda entre los 100 °C y 400 °C, la tercera entre los 400 °C y 650 °C, y la última ocurre entre 650 °C y 900 °C. De estas 4 etapas, la segunda y la última se caracterizaron por mantener una evolución constante de pérdida de peso; sin embargo, la etapa intermedia se caracterizó por la aceleración del cambio de peso ya que representa la transición provocada por la reacción de deshidroxilación. Estudios han demostrado que el mecanismo de pérdida de peso del caolín durante su calcinación depende del grado de ordenamiento de su estructura (Bellotto et al., 1995; Zemenová et al., 2014). Esto se muestra con las diferencias que presentaron los caolines en sus tasas de cambio de pérdida peso durante el proceso de calcinación.

## Densidad

Los valores de las densidades aumentaron en función de la temperatura y mostraron dependencia con el tipo de caolín. El caolín de toba triturada mostró el mayor aumento en su densidad a una temperatura de 250 °C, lo cual implicó la reorganización de la capa octaédrica o descomposición por pérdida de agua de una de las formas minerales del hidróxido de aluminio (Badogiannis et al., 2005; Chen et al., 2014). Este mismo caolín presentó otra elevación de densidad provocada por la cristalización hacia  $\gamma$ -alúmina a temperaturas entre los 800 y 900 °C (Chen et al., 2014; Gualtieri et al., 1995). Por otra parte, el caolín hidrotermal presentó dos elevaciones de densidad importantes y de magnitudes muy cercanas que ocurrieron a temperaturas relacionadas con la deshidroxilación y la transformación hacia  $\gamma$ -alúmina. A pesar de las diferencias en la evolución de la densidad para ambos caolines, las densidades antes y después de la calcinación son similares. Estos resultados indican que el volumen para ambos caolines se reduce simultáneamente durante el proceso de pérdida de peso. Es decir, la reducción del volumen de los caolines logra ser mayor que la de masa provocadas por el proceso de calcinación. Estudios indican que durante la transformación del caolín a metacaolín, ocurre un cambio de fase, desde una estructura cristalina (caolín) hacia un arreglo semi cristalino (metacaolín) (Smiley et al., 1998; Trusilewicz et al., 2012) *Method of producing metakaolin*. Otros estudios estructurales del caolín han demostrado el aumento en el desorden de la estructura por la pérdida de la dispersión de Bragg inducido por el proceso de calcinación; sin embargo, han determinado que dicha estructura no llega a ser completamente amorfa

(Caballero et al., 2019; Păcurariu et al., 2017; Wang et al., 2011) y que las capas que caracterizan la conformación del caolín no se destruyen completamente durante la formación del metacaolín (White et al., 2010b, 2010a). Los cambios estructurales del caolín a metacaolín a lo largo del proceso de calcinación podrían estar relacionados con los cambios en densidad; sin embargo, dicho estudio está fuera del alcance de esta investigación.

## Coordenadas de color

Las muestras de los caolines obtenidas durante el proceso de calcinación fueron sometidas a una medición del color utilizando como base el modelo estándar  $CIE-L^*a^*b^*$ . Las tres coordenadas de color registraron cambios en función de la temperatura del proceso de calcinación y el tipo de caolín. Estos cambios de color se vincularon con las 3 coordenadas del sistema CIELAB ( $L^*$ ,  $a^*$ ,  $b^*$ ) por medio de la diferencia total de color ( $\Delta E^*$ ). Este valor facilita la evaluación de las interrelaciones de las coordenadas al unificarlas (López & Sarli, 2020). La diferencia total del color representa la distancia mínima entre dos lecturas de color que se disponen dentro del espacio de coordenadas  $L^*$ ,  $a^*$  y  $b^*$  que permite representar las diferencias percibidas por los estímulos de color dentro del sistema CIELAB (López et al., 2016). Estudios han desarrollado una escala que relaciona los valores de los cambios de color con el grado de percepción del ojo humano (López & Sarli, 2020). Si  $\Delta E^*$  exhibe diferencias menores a 0.2, los cambios no son perceptibles por el ojo humano. Si las diferencias se encuentran entre 0.2-1.5 son poco visibles, 1.5-3.0 son notables, 3.0-6.0 son muy notables, 6.0-12.0 poseen percepción alta, y si las diferencias son mayores a 12.0 poseen percepción muy alta (López & Sarli, 2020). Los resultados mostraron que la calcinación del caolín hidrotermal posee transiciones de color con mayor percepción al ojo humano que el caolín de toba. El caolín hidrotermal alcanzó a 110 °C un cambio de color de 7.18 (muy notable) inducido por el cambio en 87.23% de la coordenada  $L^*$ , seguida por la coordenada  $b^*$  con un 12.70%. A 350 °C presentó un cambio de 11.51 (de percepción alta) con una incidencia de la coordenada  $L^*$  de 97.36%. El mayor cambio de color se presentó a 550 °C con valor de 12.85 (de percepción muy alta). Este valor se debe principalmente al cambio en 91.74% de la coordenada  $L^*$ . De las 11 etapas evaluadas del proceso de calcinación del caolín hidrotermal, solamente las

últimas 3 presentaron la variación en las coordenadas de cromaticidad ( $a^*$  y  $b^*$ ) como la fuente principal del cambio de color. A temperaturas mayores a 550 °C las muestras del caolín hidrotermal no mostraron cambios de color perceptibles, confirmándose con los valores bajos obtenidos de  $\Delta E^*$ . El caolín de toba presentó únicamente 4 etapas de cambio de color con valores similares o superiores a 3.0 (cambio notorio). A 110 °C presenta un cambio de color de 3.79 (muy notable) inducido por el cambio de 95.23% en la coordenada  $L^*$ . El siguiente cambio se presentó a 350 °C con un valor de 3.40 (muy notable), a los 450 °C con un valor de 4.28 (muy notable) y finalmente a 550 °C se observó un cambio de 2.76 (notable). En estas últimas dos etapas hubo un aumento de un 80.30% y 90% en los valores de la coordenada  $b^*$  y una disminución del 90% para el valor de  $L^*$  a 550 °C. Estos resultados muestran que los cambios en el color de las muestras se producen posiblemente por los efectos derivados de los cambios estructurales o de conformación (Yu, 2002) que se producen durante la formación de metacaolín y posteriormente en la transición hacia mullita (Gualtieri et al., 1995). Existen varios mecanismos por los cuales los minerales generan color: la absorción, reflexión o transmisión de las longitudes de onda de fuentes de radiación; la presencia, concentración y carga de átomos unitarios como impurezas en la estructura cristalina; los centros de color en forma de electrones deslocalizados; y la transferencia de cargas entre átomos (Gilbert, 2022). Asimismo, distintas estructuras cristalinas tendrán diferentes conformaciones espaciales modificando los ángulos y las distancias de los diferentes átomos que la componen por lo que exhibirán diferentes coloraciones (Hunger, 1999).

Adicionalmente, la diferencia en la composición mineralógica y química de los caolines impacta los cambios de color. Previo a los tratamientos, tanto las concentraciones de óxidos de hierro, magnesio, potasio y manganeso como su localización, dentro o fuera de la estructura cristalina del caolín, contribuyen al oscurecimiento de la muestra (Chen et al., 2014; Gámiz et al., 2005; Valanciene et al., 2010). Durante la calcinación la presencia de óxido de aluminio y óxido de hierro inducen cambios en el color del metacaolín debido a los cambios en sus estados de oxidación y a la integración o liberación de porciones diferentes de iones de hierro y aluminio a la estructura cristalina (Chandrasekhar & Ramaswamy, 2006; Chen et al., 2014; Gámiz et al., 2005). Todo lo anterior posiblemente explica la disminución progresiva del parámetro de luminosidad  $L^*$  durante las primeras tres etapas de

la calcinación gobernadas por la liberación de agua ligada de forma superficial y química. Por el contrario, la recristalización del metacaolín hacia  $\gamma$ -alúmina propicia la incorporación a la estructura de todos los iones liberados durante la deshidroxilación y por lo tanto la luminosidad asciende producto de la desaparición de dichos iones que se encontraban en la superficie y que provocan el efecto de oscurecimiento en el color de las muestras.

Estos cambios de color inducidos por las diferentes temperaturas de calcinación del caolín se podrían relacionar en un estudio posterior con su actividad puzolánica y propiedades mecánicas del concreto en donde se utilice como MCS del cemento Portland. Se han realizado estudios que determinan estas propiedades (Liu et al., 2017; Nmiri et al., 2017; Tironi et al., 2012; Torres et al., 2011), pero no se han relacionado con los cambios de color de las muestras en cada una de las etapas del proceso de calcinación.

### Regresiones polinomiales

La pérdida de peso y cambios de densidad se correlacionaron con las 3 coordenadas de color, generando modelos matemáticos que establezcan el avance del proceso de la deshidroxilación en función de los cambios de color. Los modelos obtenidos para la pérdida de peso en función de los cambios de color presentaron un porcentaje mayor de predicción que los modelos obtenidos para la densidad. El método *stepwise* ha sido utilizado para obtener los términos representativos en regresiones lineales múltiples (Ssegane et al., 2012). El término de mayor representatividad para los polinomios generados de la pérdida de peso y densidad fue el  $L^2a$ . Este término aparece en todos los polinomios de las regresiones generadas. La coordenada  $b^*$  posee la menor representatividad en los polinomios; este término no tuvo la significancia requerida por el método *stepwise* para incorporarla en el modelo de la densidad del caolín de toba triturada.

Los cambios del color en el caolín de toba triturada y caolín hidrotermal se determinaron en función de la temperatura del proceso de calcinación. Ambos caolines exhibieron un cambio de color perceptible para el ojo humano (relacionado al valor de  $\Delta E^*$ ) durante la etapa de deshidroxilación (350-573°C). Sin embargo, en esta etapa el caolín hidrotermal posee una transición de color perceptible al ojo de 3 órdenes de magnitud mayor que el caolín de toba ( $\Delta E^*$ : 4.28). Estos cambios relacionados al  $\Delta E^*$  se deben mayormente a la

variación de la coordenada  $L^*$  de 91.74% y 90% para el caolín hidrotermal y de toba, respectivamente. Asimismo, la variación del peso en función de los parámetros  $CIE-L^*a^*b^*$  para el caolín de toba triturada e hidrotermal exhibieron una regresión que explica su relación en un 93% y 92%, respectivamente. Un estudio adicional, combinando difracción de rayos X y un análisis termogravimétrico (TGA), podría correlacionar los cambios en color del proceso de calcinación en función de la estructura molecular y la velocidad de calentamiento. Por lo tanto, este estudio demostró que los cambios de color para el caolín de toba triturada e hidrotermal se encuentran en función de la temperatura de calcinación, lo cual podría facilitar el monitoreo visual de la conversión de caolín a metacaolín. A través de lecturas de color de las muestras del caolín obtenidas por un instrumento compatible con el sistema  $CIE-L^*a^*b^*$ , una persona puede conocer el grado de deshidroxilación de la muestra durante el proceso de calcinación al compararlo contra valor teórico máximo (13.94% en pérdida de peso). Otro uso práctico de las ecuaciones sería el monitoreo de estos parámetros en función de la temperatura. En ambos casos se evita la necesidad del uso de equipo especializado y se minimiza el tiempo de espera por los resultados del laboratorio.

### Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores: GEAL-P, EMAG-G

Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: CAG-G

Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: RL

Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: GEAL-P, EMG-G

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: GEAL-P, CAG-G, EMAG-G

### Materiales suplementarios

Este artículo no tiene archivos complementarios.

### Referencias

Ababneh, A., & Matakah, F. (2018). Potential use of Jordanian volcanic tuffs as supplementary cementitious materials. *Case Studies in*

*Construction Materials*, 8, 193-202. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2018.02.004>

Badogiannis, E., Kakali, G., & Tsvilis, S. (2005). Metakaolin as supplementary cementitious material. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 81(2), 457-462. <https://doi.org/10.21809/rilemtechlett.2019.94>

Bellotto, M., Gualtieri, A., Artioli, G., & Clark, S. M. (1995). Kinetic study of the kaolinite-mullite reaction sequence. Part I: Kaolinite dehydroxylation. *Physics and Chemistry of Minerals*, 22(4), 207-217. <https://doi.org/10.1007/BF00202253>

Byrappa, K., & Yoshimura, M. (2013). 1 - Hydrothermal Technology-Principles and Applications. Elsevier. En *Handbook of hydrothermal technology* (Second Edition). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-375090-7.00001-3>

Caballero, L. R., Macedo Paiva, M. das D., Fairbairn, E. de M. R., & Toledo Filho, R. D. (2019). Thermal, mechanical and microstructural analysis of metakaolin based geopolymers. *Materials Research*, 22(2). <http://dx.doi.org/10.1590/1980-5373-mr-2018-0716>

Castelein, O., Soulestin, B., Bonnet, J. P., & Blanchart, P. (2001). The influence of heating rate on the thermal behaviour and mullite formation from a kaolin raw material. *Ceramics International*, 27(5), 517-522. [https://doi.org/10.1016/S0272-8842\(00\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0272-8842(00)00110-3)

Chandrasekhar, S., & Ramaswamy, S. (2006). Iron minerals and their influence on the optical properties of two Indian kaolins. *Applied Clay Science*, 33(3-4), 269-277. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2006.06.008>

Chen, Y. F., Wang, M. C., & Hon, M. H. (2004). Phase transformation and growth of mullite in kaolin ceramics. *Journal of the European Ceramic Society*, 24(8), 2389-2397. [https://doi.org/10.1016/S0955-2219\(03\)00631-9](https://doi.org/10.1016/S0955-2219(03)00631-9)

Chen, Y., Zhou, C., Alshameri, A., Zhou, S., Ma, Y., Sun, T., Liang, H., Gong, Y., Wang, H., & Yan, C. (2014). Effect of rice hulls additions and calcination conditions on the whiteness of kaolin. *Ceramics International*, 40(8, Part A), 11751-11758. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.04.003>



- Chotoli, F., Quarcioni, V., Soares de Lima, S., Ferreira, J., & Ferreira, G. (2015). Clay Activation and Color Modification in Reducing Calcination Process: Development in Lab and Industrial Scale. *RILEM Bookseries*, 10, 479-486. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-9939-3\\_59](https://doi.org/10.1007/978-94-017-9939-3_59)
- Fornasini, L., Bergamonti, L., Bondioli, F., Bersani, D., Lazzarini, L., Paz, Y., & Lottici, P. P. (2019). Photocatalytic N-doped TiO<sub>2</sub> for self-cleaning of limestones. *The European Physical Journal Plus*, 134(10), Artículo 539. <https://doi.org/10.1140/epjp/i2019-12981-6>
- Frías, M., Rojas, M., Largo, O., García, R., Vigil, R., & Vegas, I. (2006). Viabilidad científica y técnica de reciclar metacaolín activado de residuos de lodos de papel como material puzolánico. *Cemento y Hormigón*, (893), 6-15.
- Gagg, C. R. (2014). Cement and concrete as an engineering material: An historic appraisal and case study analysis. *Engineering Failure Analysis*, 40, 114-140. <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2014.02.004>
- Gámiz, E., Melgosa, M., Sánchez-Marañón, M., Martín-García, J. M., & Delgado, R. (2005). Relationships between chemico-mineralogical composition and color properties in selected natural and calcined Spanish kaolins. *Applied Clay Science*, 28(1), 269-282. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2004.02.004>
- Gartner, E. (2004). Industrially interesting approaches to “low-CO<sub>2</sub>” cements. *Cement and Concrete Research*, 34(9), 1489-1498. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2004.01.021>
- Gilbert, P. U. P. A. (2022). Color-generating mechanisms. En *Physics in the Arts* (Chapter 9). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824347-3.00009-1>
- Gualtieri, A., Bellotto, M., Artioli, G., & Clark, S. M. (1995). Kinetic study of the kaolinite-mullite reaction sequence. Part II: Mullite formation. *Physics and Chemistry of Minerals*, 22(4), 215-222. <https://doi.org/10.1007/BF00202254>
- Guatame-García, A., Buxton, M., Deon, F., Lievens, C., & Hecker, C. (2018). Toward an on-line characterization of kaolin calcination process using short-wave infrared spectroscopy. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 39(6), 420-431. <https://doi.org/10.1080/08827508.2018.1459617>
- Haldar, S. K., & Tišljár, J. (2014). Chapter 5 - Sedimentary Rocks. En S. K. Haldar & J. B. T.-I. to M. and P. Tišljár, Eds.), *Introduction to mineralogy and petrology* (pp. 121-212). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-408133-8.00005-5>
- Hernández, A. C., Sánchez-Espejo, R., Meléndez, W., González, G., López-Galindo, A., & Viseras, C. (2019). Characterization of Venezuelan kaolins as health care ingredients. *Applied Clay Science*, 175, 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.01.003>
- Hunger, K. (1999). The effect of crystal structure on colour application properties of organic pigments. *Review of Progress in Coloration and Related Topics*, 29(1), 71-84. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1999.tb00129.x>
- Kenne Diffo, B. B., Elimbi, A., Cyr, M., Dika Manga, J., & Tchakoute Kouamo, H. (2015). Effect of the rate of calcination of kaolin on the properties of metakaolin-based geopolymers. *Journal of Asian Ceramic Societies*, 3(1), 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.jascer.2014.12.003>
- Krajčiči, E., Mojumdar, S., Janotka, I., Puertas, F., Palacios, M., & Kuliffayová, M. (2015). Performance of composites with metakaolin-blended cements. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 119(2), 851-863. <https://doi.org/10.1007/s10973-014-4119-2>
- Liu, Y., Lei, S., Lin, M., Li, Y., Ye, Z., & Fan, Y. (2017). Assessment of pozzolanic activity of calcined coal-series kaolin. *Applied Clay Science*, 143, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.03.038>
- López, A., Guzmán, G. A., & Di Sarli, A. R. (2016). Color stability in mortars and concretes. Part I: Study on architectural mortars. *Construction and Building Materials*, 120, 617-622. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.05.133>
- López, A., & Sarli, A. R. Di. (2020). Measurements number in cementitious mixtures to define the color and its homogeneity. *Construction and Building Materials*, 238, Artículo 117636. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117636>
- Myers, R. H., Montgomery, D. C., & Anderson-Cook, C. M. (2011). *Response surface methodology*:

- Process and product optimization using designed experiments.* Wiley.
- Nedunuri, S. S. S. A., Sertse, S. G., & Muhammad, S. (2020). Microstructural study of Portland cement partially replaced with fly ash, ground granulated blast furnace slag and silica fume as determined by pozzolanic activity. *Construction and Building Materials*, 238, Artículo 117561. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117561>
- Nmiri, A., Hamdi, N., Yazoghli-Marzouk, O., Duc, M., & Srasra, E. (2017). Synthesis and characterization of kaolinite-based geopolymer: Alkaline activation effect on calcined kaolinitic clay at different temperatures. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8(2), 676-690.
- Păcurariu, C., Lazău, I., & Lazău, R. (2017). Kinetic studies of the dehydroxylation and crystallization of raw kaolinite and fluorides-modified kaolinite. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 127(1), 239-246. <https://doi.org/10.1007/s10973-016-5763-5>
- Ptáček, P., Šoukal, F., Opravil, T., Havlica, J., & Brandštetr, J. (2011). The kinetic analysis of the thermal decomposition of kaolinite by DTG technique. *Powder Technology*, 208(1), 20-25. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2010.11.035>
- Ramli, M., & Alonge, O. R. (2016). Characterization of metakaolin and study on early age mechanical strength of hybrid cementitious composites. *Construction and Building Materials*, 121, 599-611. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.06.039>
- Restrepo Gutiérrez, J. C., Restrepo Baena, O. J., & Tobón, J. I. (2006). Efectos de la adición de metacaolín en el cemento pórtland. *Dyna*, 73(150), 131-141.
- Smiley, W. D., Bartich, G., Stromberg, M., Lemley, R., Antram, R. L., & Snider, K. T. (1998). *Method of producing metakaolin* (U.S. Patent No. US5792251A). U.S. Patent and Trademark Office. <https://patft.uspto.gov/netacgi/nph-Parser?Sect2=PTO1&Sect2=HITOFF&p=1&u=%2Fnetacgi%2FPTO%2Fsearch-bool.html&r=1&f=G&l=50&d=PALL&RefSrch=yes&Query=PN%2F5792251>
- Ssegane, H., Tollner, E. W., Mohamoud, Y. M., Rasmussen, T. C., & Dowd, J. F. (2012). Advances in variable selection methods I: Causal selection methods versus stepwise regression and principal component analysis on data of known and unknown functional relationships. *Journal of Hydrology*, 438-439, 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.008>
- Tanwongwan, W., Wongkitikun, T., Onpecht, K., Srilai, S., Assabumrungrat, S., Chollacoop, N., & Eiad-ua, A. (2020). Surface enhancement and structure formation of metakaolin from thailand kaolin on the various calcination temperature. *Materials Today: Proceedings*, 23(part 4), 777-781. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.12.273>
- Tironi, A., Trezza, M. A., Scian, A. N., & Irassar, E. F. (2012). Kaolinitic calcined clays: Factors affecting its performance as pozzolans. *Construction and Building Materials*, 28(1). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.08.064>
- Torres, J., de Gutiérrez, R. M., Castelló, R., & Vizcayno, C. (2011). Análisis comparativo de caolines de diferentes fuentes para la producción de metacaolín. *La Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, 31(1), 35-43.
- Trusilewicz, L., Fernández-Martínez, F., Rahhal, V., Talero, R., & Jantzen, C. (2012). TEM and SAED characterization of metakaolin. Pozzolanic activity. *Journal of the American Ceramic Society*, 95(9), 2989-2996. <https://doi.org/10.1111/j.1551-2916.2012.05325.x>
- Uzal, B., & Turanlı, L. (2003). Studies on blended cements containing a high volume of natural pozzolans. *Cement and Concrete Research*, 33(11), 1777-1781. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(03\)00173-X](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(03)00173-X)
- Valanciene, V., Siauciunas, R., & Baltusnikaite, J. (2010). The influence of mineralogical composition on the colour of clay body. *Journal of the European Ceramic Society*, 30(7), 1609-1617. <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2010.01.017>
- Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L., & Ye, K. (2012). *Probability & statistics for engineers & scientists* (9th. ed.). Pearson.

- Wang, H., Li, C., Peng, Z., & Zhang, S. (2011). Characterization and thermal behavior of kaolin. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 105(1), 157-160. <https://doi.org/10.1007/s10973-011-1385-0>
- White, C. E., Provis, J. L., Proffen, T., Riley, D. P., & van Deventer, J. S. J. (2010a). Combining density functional theory (DFT) and pair distribution function (PDF) analysis to solve the structure of metastable materials: The case of metakaolin. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 12(13), 3239-3245. <https://doi.org/10.1039/B922993K>
- White, C. E., Provis, J. L., Proffen, T., Riley, D. P., & van Deventer, J. S. J. (2010b). Density functional modeling of the local structure of kaolinite subjected to thermal dehydroxylation. *The Journal of Physical Chemistry A*, 114(14), 4988-4996. <https://doi.org/10.1021/jp911108d>
- Xie, N. (2016). Mechanical and environmental resistance of nanoparticle-reinforced pavement materials. En K. J. Loh, & S. Nagarajaiah (Eds.), *Innovative developments of advance multifunctional nanocomposites in civil and structural engineering* (pp. 217-246). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-326-3.00010-5>
- Yu, L. (2002). Color Changes Caused by Conformational Polymorphism: Optical-crystallography, single-crystal spectroscopy, and computational chemistry. *The Journal of Physical Chemistry A*, 106(3), 544-550. <https://doi.org/10.1021/jp013019c>
- Zemenová, P., Kloužková, A., Kohoutková, M., & Král, R. (2014). Investigation of the first and second dehydroxylation of kaolinite. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 116(2), 633-639. <https://doi.org/10.1007/s10973-014-3748-9>

## Riesgo de diabetes mellitus tipo 2, según el puntaje de riesgo Findrisc, en pacientes de consulta externa del Hospital Nacional de Jutiapa

*Risk of type 2 diabetes mellitus, according to the FINDRISC test, in a Guatemalan population*

Carlos Asencio-Barrientos , Oscar García-Rodas , Clara Chang-Chang ,  
Lisette Torres-Salazar , Mayra Cifuentes-Alvarado , Luis Barrios-Lupitou 

<sup>1</sup>Departamento de Medicina Interna, Hospital General San Juan de Dios, Guatemala, Guatemala,

<sup>2</sup>Unidad de Cardiología, Departamento de Medicina Interna, Hospital General San Juan de Dios, Guatemala, Guatemala,

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias Médicas, Universidad de San Carlos de Guatemala; Unidad de Endocrinología,

Departamento de Medicina Interna, Hospital General San Juan de Dios, Guatemala, Guatemala,

<sup>4</sup>Facultad de Ciencias Médicas, Universidad de San Carlos de Guatemala; Departamento de Medicina Interna, Hospital General San Juan de Dios, Guatemala, Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [carlos.barrios@hotmail.com](mailto:carlos.barrios@hotmail.com)

Recibido: 16 de agosto 2019 / Revisión: 28 de julio 2021 / Aceptado: 11 de mayo 2022

### Resumen

Actualmente existen alrededor de 537 millones de personas afectadas por diabetes mellitus en el mundo y se estima que para el 2030 serán 643 millones. El objetivo de esta investigación fue estimar el riesgo de desarrollar diabetes mellitus tipo 2 en los próximos 10 años, en pacientes de la consulta externa del Hospital Nacional de Jutiapa. Se estudiaron 341 pacientes, seleccionados en forma aleatoria simple, se aplicó el puntaje Findrisc. La edad mediana fue 38 (18-78) años; el 63.9% (218/341) mujeres; la mediana de peso 66 (40-115) Kg, índice de masa corporal (IMC) 27.19 (17.14 – 48.68) y de circunferencia abdominal 91 (67-125) cm. De acuerdo al Findrisc, 19.3% (IC 95% 15.5% - 23.8%) (66/341) tenía riesgo alto o muy alto de desarrollar diabetes. El 51.8% (113/218) de las mujeres presentó riesgo moderado a muy alto, en tanto el 80.6% (99/123) de los varones tenía entre bajo y ligeramente elevado ( $p < .001$ ). El 68.8% (156/227) de los menores de 45 años presentaron riesgo bajo o ligeramente elevado, mientras que el 63.8% (37/58) de los comprendidos entre los 45 a 54 años presentaba riesgo moderado a muy alto ( $p < .001$ ). En conclusión, existe incremento del riesgo de desarrollar prediabetes y diabetes en los próximos 10 años en la población estudiada y el riesgo más alto es para mujeres y personas mayores de 45 años, por lo que es necesario establecer estrategias necesarias de prevención para reducir dicho riesgo.

Palabras claves: Diabetes mellitus tipo 2; índice de riesgo; conductas de riesgo para la salud

### Abstract

Currently there are around 537 million people affected by diabetes mellitus in the world and it is estimated that by 2030 there will be 643 million. The objective of this research was to estimate the risk of developing type 2 diabetes mellitus in the next 10 years, in patients of the outpatient clinic at National Hospital of Jutiapa. We studied 341 patients, selected in a simple random way, applying the Findrisc score. The median age was 38 (18 - 78) years; 63.9% (218/341) women; median weight 66 (40-115) Kg, body mass index (BMI) 27.19 (17.14 - 48.68) and abdominal circumference 91 (67-125) cm. According to Findrisc, 19.3% (95% CI 15.5% - 23.8%) (66/341) were at high or very high risk of developing diabetes. Of women, 51.8% (113/218) had moderate to very high risk, while 80.6% (99/123) of men were between low and slightly elevated ( $p < .001$ ). Those under 45 years of age, 68.8% (156/227) were at low or slightly high risk, while 63.8% (37/58) of those aged 45 to 54 years were at moderate to very high risk ( $p < .001$ ). In conclusion, there is an increased risk of developing prediabetes and diabetes in the next 10 years in the population studied and the highest risk is for women and people over 45 years of age, so it is necessary to establish prevention strategies to reduce this risk.

Keywords: Type 2 diabetes mellitus; risk index; health risk behaviors

## Introducción

La diabetes mellitus es una enfermedad crónica degenerativa de etiología múltiple, se caracteriza por ser un desorden metabólico que produce hiperglucemia crónica, lo que aumenta el riesgo de muerte por enfermedades cardiovasculares (American Diabetes Association, 2022a; Kerner & Brückel, 2014; Yun & Ko, 2021).

En 2021 se estimó que 537 millones de personas adultas en el mundo padecían diabetes y alrededor del 79% vivía en países de ingresos bajos y medios. La prevalencia mundial para las alteraciones de la tolerancia a la glucosa en adultos se calculó en 7.5%, esto significa que 373.9 millones en 2019 tenían prediabetes, este grupo vulnerable presenta el mismo riesgo cardiovascular que los que tienen diabetes (International Diabetes Federation [IDF], 2021).

Entre el 2000 y 2016, la mortalidad prematura por diabetes creció en un 5%. En 2019, la diabetes fue la novena causa de muerte, según los cálculos, 1.5 millones de defunciones fueron consecuencia directa de esta afección (World Health Organisation, 2016). La diabetes mellitus es una de las patologías que produce mayor carga de mortalidad en el mundo, el impacto de esta varía de acuerdo a la región, en 2021 se estima que 6.7 millones de adultos entre 20 y 79 años murieron como resultado de la diabetes o sus complicaciones (Sun et al., 2022) y fue responsable de aproximadamente 4.2 millones de muertes de personas entre 20 y 79 años en el 2019 (IDF, 2021). De 1990 a 2010 pasó de ser la décimo quinta a la novena causa de muerte a nivel global (Lozano et al., 2012).

Actualmente hay unos 13.3 millones de adultos entre 20 y 79 años no diagnosticados. Para la región de Centro y Sur América la prevalencia de diabetes es de 9.5% aproximadamente, unos 33 millones están entre los 20 y 79 años de edad y se calcula que para el 2045 serán 49 millones, lo que significa un incremento del 48%. Para Guatemala, la prevalencia estimada en el 2011 era de 9.5% y para el 2021 fue 13.1% (IDF, 2021).

En el 2021, a nivel mundial, 541 millones (10.6%) de adultos tenían intolerancia a los carbohidratos y se estima un incremento a 730 millones (11.4%) para el 2045. Respecto a la alteración de la glucosa en ayunas, había unos 319 millones (6.2%) y se espera un incremento a 441 millones (6.39%). Para Centro y Sur América, en el 2021, la prevalencia de intolerancia a los carbohidratos era de 10.9% y de alteración de glucosa en ayunas 10% (IDF, 2021).

En vista de las múltiples complicaciones de la diabetes tanto clínicas, físicas como económicas, se han diseñado varios modelos de predicción para la diabetes, esto con el objetivo de emprender estrategias de detección temprana y manejo precoz de poblaciones en riesgo (Abbasi et al., 2012; Lindström & Tuomilehto, 2003; McCoy et al., 2016).

Lindström y Tuomilehto (2003) desarrollaron la encuesta de riesgo en el estudio finlandés para la detección de diabetes sin utilizar pruebas de laboratorio; los individuos con puntajes muy bajos presentaron muy baja probabilidad de desarrollar diabetes. Se han formulado otros métodos para predicción de diabetes, como el QDScore, que es similar al puntaje Findrisc, sin embargo en el primero la raza y factores socioeconómicos son tomados en cuenta, éste fue realizado en Inglaterra y Gales y no requiere de exámenes de laboratorio (Hippisley-Cox et al., 2009). En Australia se propuso el Ausdrisc que necesita realizar estudios de laboratorio (Kilkenny et al., 2014). Aunque el puntaje Findrisc fue creado para predecir diabetes a cinco o 10 años, también se ha propuesto y utilizado para diagnosticar intolerancia a la glucosa, diabetes mellitus y síndrome metabólico, con resultados controversiales (Bernabe-Ortiz et al., 2018; Carrillo-Larco et al., 2020; Costa et al., 2013; González Pedraza Avilés et al., 2018; Janghorbani et al., 2013; Makrilakis et al., 2011; Mata-Cases et al., 2015; Salinero-Fort et al., 2016).

Para la estimación del riesgo de desarrollo de diabetes en un país como Guatemala, se requiere de una herramienta práctica, rápida, de bajo o nulo costo económico para la población y que tenga una validez aceptable para la correcta identificación de las personas que potencialmente desarrollarán diabetes en un futuro. En este contexto el modelo predictivo conocido como Puntaje Finlandés de Riesgo de Diabetes (Findrisc, por sus siglas en inglés), se ha validado para identificar el riesgo de desarrollar diabetes y es uno de los más utilizados, principalmente en Europa (Makrilakis et al., 2011; Zhang et al., 2014). La ventaja de este puntaje es que no utiliza exámenes de laboratorio, se basa en siete parámetros, la edad, sexo, circunferencia de la cintura abdominal, actividad física, consumo de vegetales y frutas, uso de antihipertensivos, antecedente personal de hiperglucemia y antecedente familiar de diabetes. Con un puntaje de 9 o más, la sensibilidad para predecir el riesgo de desarrollar diabetes a 10 años es de 0.78, especificidad 0.77 y valor predictivo positivo de 0.13



(Lindström & Tuomilehto, 2003). Estudios recientes proponen agregar más características y modificar el punteo de riesgo con el fin de aumentar la sensibilidad y especificidad del puntaje (Jølle et al., 2019).

Debido a los datos estadísticos sobre el rápido incremento en la prevalencia de la enfermedad, los altos costos económicos que representa y las complicaciones que ocasionan disminución en la calidad de vida de la población, se realizó esta investigación con el objetivo de estimar el riesgo de desarrollar diabetes en los próximos 10 años, en una población guatemalteca de 18 años o más. Se seleccionó en forma aleatoria simple a pacientes de la consulta externa del Hospital Nacional de Jutiapa y se aplicó el puntaje Findrisc. El estudio permite conocer el riesgo de esta enfermedad en los próximos años en una población en la que se puede prevenir la enfermedad y ayudar a las entidades responsables de la salud establecer estrategias de prevención.

## Materiales y Métodos

Estudio descriptivo de corte transversal realizado en la Consulta Externa de Medicina Interna del Hospital Nacional de Jutiapa. Para una prevalencia esperada del 10% para el 2030 (International Diabetes Federation, 2021), nivel de confianza de 95%, precisión del 3%, se agregó 10% por posibles pérdidas, la muestra fue de 341 participantes. La muestra fue seleccionada en forma aleatoria simple, a través de números generados en línea, de los pacientes que acudieron a la consulta externa de octubre a diciembre de 2017. Se identificó a pacientes de 18 años de edad o más, que acudían por primera vez a la consulta y que aceptaran participar en el estudio; se excluyó aquellos con diagnóstico previo de diabetes mellitus o que se diagnosticara en la consulta a través de los exámenes de glucosa que se realiza todo paciente que es visto por primera vez, diagnóstico de enfermedad renal crónica, embarazadas, ascitis de cualquier causa, consumo de esteroides o que tomara cualquier medicamento para bajar peso. Una vez seleccionado el paciente, se le informaba de los objetivos del estudio, si aceptaba participar se solicitaba consentimiento informado. Se contó con aprobación del comité de ética institucional. Se registró sexo y edad; se pesó en kilogramos, solo con ropa interior; se midió estatura en metros; se midió circunferencia abdominal en centímetros y se aplicó el puntaje Findrisc.

El puntaje de riesgo Findrisc indaga edad, índice de masa corporal (IMC), circunferencia abdominal, actividad física, consumo de verduras y frutas, consumo de medicamentos antihipertensivos, hiperglucemias o diabetes gestacional y antecedentes familiares de diabetes. El IMC se calculó dividiendo el peso expresado en kilogramos entre la talla al cuadrado (peso/talla<sup>2</sup>). Para la circunferencia abdominal se utilizó cinta métrica inextensible, milimétrica, con un ancho no mayor a 5 mm y se midió, de acuerdo con técnica establecida, a la altura del ombligo, por el borde inferior de las últimas costillas y en espiración, con el paciente de pie. En cuanto a la interrogante sobre actividad física, se tomó como positivo si realizaba cualquier actividad por lo menos 4 días a la semana durante 30 minutos. El consumo de vegetales y frutas debió ser diario para considerarlo como afirmativo. Se preguntó si el participante tomó en algún momento medicamento antihipertensivo. Se interrogó si en algún momento presentó valores de glucosa en ayunas mayor a 126 mg/dl o glucosa postprandial a las 2 horas mayor a 200 mg/dl. El punteo Findrisc se calculó de acuerdo a:

	Puntos
a) Edad en años	0 a Menos de 45
Menos de 45	
45 - 54	2
55 - 64	3
Más de 64	4
b) IMC	
Menos de 25	0
25 - 30	1
Mayor de 30	3
c) Circunferencia abdominal (cm)	
Hombres < 94	0
94 - 102	3
> 102	4
Mujeres < 80	0
80 - 88	3
< 88	4
d) Actividad física	
Sí	0
No	2
e) Consumo de verduras, frutas o cereales	
Cada día	0
No todos los días	1
f) Tratamiento antihipertensivos	
No	0
Sí	2

g) Hiperglucemia	
No	0
Sí	5
h) Familiar con diabetes	
No	0
Sí (abuelos, tíos o primos)	3
Sí (padres, hermanos o hijos)	5

Se solicitó consentimiento informado y se registró solamente las iniciales. Al finalizar la aplicación del puntaje Findrisc se proporcionó el resultado a cada paciente, aquellos con riesgo de moderado a riesgo muy alto fueron referidos a la clínica de diabetes del mismo hospital.

## Resultados

Se realizó la sumatoria del Findrisc de acuerdo con el puntaje establecido (Lindström & Tuomilehto, 2003; Soriguer et al., 2012); los riesgos se clasificaron en: (a) bajo riesgo, menor a 7 puntos; (b) ligeramente elevado, de 7 a 11 puntos; (c) riesgo moderado, de 12 a 14 puntos; (d) riesgo alto, de 15 a 20 puntos; y (e) riesgo muy alto, mayor a 20 puntos.

Se ingresaron los datos en el programa Epi Info™ 7 y se analizaron en jamovi 1.0.1. Se usó estadística descriptiva, las variables cualitativas se presentan con frecuencias simples y porcentajes; las cuantitativas con medianas y rangos, debido a la distribución no normal de las mismas (Shapiro Wilk  $p < .05$ ). Para la relación entre variables cualitativas se usó Ji cuadrado. Se consideró diferencia significativa si  $p < .05$ .

La edad mediana fue 38 años; 63.9% (218/341) mujeres; la mediana de peso fue 66 kg y del IMC 27.19, de acuerdo al IMC el 67.4% (230/341) se encontraba en sobrepeso u obesidad (Tabla 1).

De las características evaluadas con el Findrisc, 66.5% (227/341) tenía menos de 45 años al momento del estudio. En cuanto al perímetro de cintura, 65.1% (142/218) de las mujeres tenía un perímetro  $> 88$  cm, mientras que en los hombres el 14.6% (18/123) era  $> 94$  cm. El 70.7% (241/341) refirió no realizar actividad física. Respecto a la frecuencia del consumo de vegetales y frutas, 68.0% (232/341) dijo no hacerlo todos los días. El 23.7% (81/341) usaba algún medicamento antihipertensivo, 7.0% (24/341) dijo tener algún antecedente

**Tabla 1**

### Características generales

Características	n = 341	
Edad en años, mediana (rango)	38	(18 - 78)
Sexo, n (%)		
Femenino	218	(63.9)
Masculino	123	(36.1)
Peso en kilogramos, mediana (rango)	66	(40 - 115)
Talla en metros, mediana (rango)	1.56	(1.40 - 1.83)
Índice de masa corporal, mediana (rango)	27.19	(17.14 - 48.68)
Clasificación de índice de masa corporal, n (%)		
Bajo Peso	2	(0.6)
Normal	109	(32.0)
Sobrepeso	130	(38.1)
Obesidad	100	(29.3)
Cintura en centímetros, mediana (rango)		
Mujeres	92	(67 - 125)
Hombres	88	(68 - 124)

**Tabla 2***Características evaluadas según el puntaje Findrisc para estimar el riesgo para desarrollar diabetes mellitus tipo 2*

Características	No.	(%)
Edad en años		
< 45	227	(66.5)
45 - 54	58	(17.0)
55 - 64	35	(10.3)
> 64	21	(6.2)
Cintura en centímetros		
Mujeres < 80	23	(10.6)
80 - 88	53	(24.3)
> 88	142	(65.1)
Hombres < 94	81	(65.9)
94 - 102	24	(19.5)
> 102	18	(14.6)
Actividad física		
Sí	100	(29.3)
No	241	(70.7)
Consumo de vegetales y frutas		
Sí	109	(32.0)
No	232	(68.0)
Uso de antihipertensivos		
Sí	81	(23.8)
No	260	(76.2)
Antecedente personal de hiperglucemia		
Sí	24	(7.0)
No	317	(93.0)
Antecedente familiar de diabetes mellitus		
No	143	(41.9)
Sí, abuelos, tíos, primos	77	(22.6)
Sí, padres, hermanos, hijos	121	(35.5)

de hiperglucemia y el 35.4% (121/341) tenía un familiar en primer grado con diagnóstico de diabetes (Tabla 2).

La media general del puntaje Findrisc fue 10.1 (DE 4.9), desde 0 hasta 25, en las mujeres fue 11.5 (DE 4.5) y en los varones 7.4 (4.4) ( $p < .001$ ). De acuerdo a la clasificación de riesgo, el 19.3% (66/341) (IC 95% 15.5% - 23.8%) presentaron riesgo alto y muy alto. En las mujeres el 51.8% (113/218) estaban en riesgo moderado, alto y muy alto, mientras que el 80.6% (99/123) de los hombres estaba en bajo y ligeramente elevado ( $p < .001$ ) (Tablas 3 y 4).

En relación con la edad, el 68.7% (156/227) de los menores de 45 años presentaron riesgo bajo o ligeramente elevado, mientras que el 63.7% (37/58) entre los 45 a 54 años presentaron riesgo moderado a muy alto ( $p < .001$ ) (Tabla 5).

De los parámetros de riesgo del Findrisc, en las mujeres se encontró menos actividad física ( $p < .001$ ), mayor perímetro de cintura ( $p < .001$ ), más obesidad ( $p = .006$ ), refirieron más uso de antihipertensivos ( $p = .008$ ), mayor antecedente de hiperglucemia ( $p = .003$ ) y más antecedente de familiar con diabetes ( $p = .040$ ) (Tabla 6).

**Tabla 3***Riesgo de diabetes mellitus de acuerdo al puntaje Findrisc*

Nivel de riesgo	n	(%)	(IC 95%)
Bajo	91	(26.7)	(22.2 - 31.6)
Ligeramente elevado	113	(33.1)	(28.3 - 38.3)
Moderado	71	(20.9)	(16.8 - 25.4)
Alto	61	(17.9)	(14.2 - 22.3)
Muy alto	5	(1.4)	(0.6 - 3.4)

**Tabla 4***Riesgo de diabetes mellitus de acuerdo al sexo según el puntaje Findrisc*

Riesgo	Sexo				Valor <i>p</i>
	Femenino		Masculino		
	n = 218	(%)	n = 123	(%)	
Bajo	36	(16.5)	55	(44.8)	< .001
Ligeramente elevado	69	(31.7)	44	(35.8)	
Moderado	56	(25.7)	15	(12.1)	
Alto y muy alto	57	(26.1)	9	(7.3)	

**Tabla 5***Riesgo de diabetes mellitus de acuerdo a edad y sexo según el puntaje Findrisc*

Características	Riesgo								Valor <i>p</i>
	Bajo		Ligeramente elevado		Moderado		Alto y muy alto*		
	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	
Edad en años									
< 45 (n = 227)	78	(34.4)	78	(34.4)	43	(18.9)	28	(12.3)	< .001
45 – 54 (n = 58)	2	(3.4)	19	(32.8)	17	(29.3)	20	(34.5)	
55 – 64 (n = 35)	8	(22.9)	6	(17.1)	6	(17.1)	15	(42.9)	
> 64 (n = 21)	3	(14.3)	10	(47.6)	5	(23.8)	3	(14.3)	

*Nota.* \* En riesgo muy alto se encontró a 5 pacientes (1.4%), todos de sexo femenino y se incluyen en riesgo alto.

**Tabla 6***Características de riesgo según Findrisc y sexo*

Características	Sexo				Valor <i>p</i>
	Femenino		Masculino		
	n = 218	(%)	n = 123	(%)	
Edad en años					
< 45	146	(67.0)	81	(65.9)	.003
45 – 54	45	(20.6)	13	(10.5)	
55 – 64	20	(9.2)	15	(12.2)	
> 64	7	(3.2)	14	(11.4)	
Actividad física					
Si	44	(20.2)	56	(45.5)	< .001
No	174	(79.8)	67	(54.5)	
Perímetro de cintura*					
Alto	142	(65.1)	18	(14.6)	< .001
Bajo	76	(34.9)	105	(85.4)	
Obesidad					
Si	75	(34.4)	25	(20.3)	.006
No	143	(65.6)	98	(79.7)	
Consumo de verduras o frutas					
Si	80	(36.7)	29	(23.6)	.015
No	138	(63.3)	94	(76.4)	
Uso de antihipertensivo					
Si	62	(28.4)	19	(15.4)	.008
No	156	(71.6)	104	(84.6)	
Antecedente de hiperglucemia					
Si	22	(10.1)	2	(1.6)	.003
No	196	(89.9)	121	(98.4)	
Antecedente de diabetes familiar					
Si	136	(62.4)	62	(50.4)	.040
No	82	(37.6)	61	(49.6)	

*Nota.* Perímetro de cintura alto en femenino > 88 cm, en masculino > 102 cm



## Discusión

En este estudio se encontró que el 19.3% de los participantes presentaba riesgo alto y muy alto de desarrollar DM2 en los próximos 10 años, las mujeres y los mayores de 45 años tenían mayor riesgo. Estos resultados apoyan las predicciones del incremento de diabetes en los próximos años (Chen et al., 2012; IDF, 2021; Shaw et al., 2010).

Estudios realizados en otros países reportan resultados similares. En España e Italia, en poblaciones mayores de 18 años, se encontró un 23% en riesgo alto (Fornos-Pérez et al., 2016) y 1.4% muy alto (Milovanovic et al., 2018); el de Venezuela mostró riesgo alto en 10.89% y muy alto en 0.99% (Paredes et al., 2014). En una población belga de mayor edad, 5.5% tenía riesgo alto y muy alto de desarrollar diabetes en los próximos 10 años (Vandersmissen & Godderis, 2015). Los posibles factores a los que se puede atribuir la similitud en estos resultados son la alta prevalencia de obesidad y sedentarismo. En el presente estudio se encontró sedentarismo en el 70.7%, bajo consumo de vegetales y frutas en 68.0%, 38.1% de sobrepeso y 29.3% de obesidad.

De acuerdo con los resultados, las mujeres presentaron mayor riesgo de desarrollar diabetes en los próximos 10 años. Algunos estudios no reportan esta diferencia (Paredes et al., 2014), otros indican que el hecho de ser mujer incrementa el riesgo, aunque de acuerdo con reportes epidemiológicos la prevalencia de diabetes es mayor en hombres (Jølle et al., 2016). En Guatemala, los departamentos de Santa Rosa, Quiché y Petén tienen las tasas más altas, y las mujeres presentan tres veces más riesgo que los varones (Sam Colop, 2021).

No existe un acuerdo en las guías y recomendaciones en cuanto a la edad en que debe iniciarse el tamizaje, la American Diabetes Association (2022a) propone a los 35 años las guías de España (Mata-Cases et al., 2015) es a partir de los 45 y la IDF estudia de 20 en adelante (IDF, 2021). En este estudio se incluyó a personas de 18 años o más y se encontró que un tercio de los participantes menores de 45 años tenía un riesgo moderado a muy alto de desarrollar DM2. A pesar que la mayoría de estudios indican que el riesgo para el desarrollo de diabetes aumenta a partir de los 35 años, hay un incremento exponencial del riesgo a partir de los 20 años, una investigación identificó que el riesgo muy elevado (> 15 puntos según el Findrisc) estuvo presente en 1.5% en la población comprendida entre los 20 a 29 años y llegaba hasta el 25.1% en aquellos

mayores a los 70 (Jølle et al., 2016), por lo que en la actualidad los estudios incluyen población a partir de 20 años (American Diabetes Association, 2018), lo que apoya los hallazgos de esta investigación.

Los cambios en el estilo de vida (obesidad, alimentación saludable y actividad física) reducen la incidencia de diabetes en un 58%. Existe evidencia consistente sobre la progresión a diabetes y prediabetes en personas con obesidad (Garvey et al., 2014; Knowler et al., 2002), en este estudio dos tercios se encontraban en sobrepeso u obesidad. El riesgo de diabetes incrementa con el aumento del peso, se reporta que la pérdida de un kilogramo disminuye el riesgo en un 16% de desarrollar diabetes en los próximos 8 años si se mantiene esta pérdida de peso (Diabetes Prevention Program (DPP) Research Group, 2002; Hamman et al., 2006). La inactividad física se relaciona estrechamente con la predisposición a la obesidad y sobrepeso, varios estudios han demostrado que la falta de ejercicio contribuye al desarrollo de diabetes (American Diabetes Association, 2022b). En el presente estudio, casi tres cuartos de los participantes no realizaba actividad física. Dentro de los hábitos saludables que disminuyen el riesgo de padecer diabetes, quizá el más importante es una alimentación adecuada, algunas publicaciones apoyan el consumo de frutas y verduras de manera diaria y disminuir la ingesta de bebidas azucaradas con el objetivo de reducir la incidencia de la enfermedad (Alberti et al., 2007; Carter et al., 2010). En esta investigación más de dos tercios refirió no consumir verduras ni frutas todos los días. Por todo lo anterior el Centro para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC, por sus siglas en inglés) de Estados Unidos recomienda el establecimiento de programas para la modificación del estilo de vida en personas con riesgo de desarrollar pre diabetes y diabetes (Centers for Disease Control and Prevention, 2021).

Los estudios han demostrado que la diabetes se puede prevenir en sujetos con alto riesgo a través de la intervención en el estilo de vida (American Diabetes Association, 2022c; Lindström et al., 2003), por lo tanto, existe un fuerte argumento a favor de la detección de sujetos que tienen factores de riesgo de padecerla.

Dentro de las limitantes del estudio es que se realizó en una población específica que asiste a un hospital, por lo que se debe considerar al generalizar los resultados.

En conclusión, el riesgo de presentar diabetes en los próximos 10 años, en la población estudiada, fue del 19.3%, que es mayor a las proyecciones de la IDF que para el 2045 es de 12.2% a nivel global y de 11.9%

a nivel regional. Por lo tanto, es necesario establecer programas para promover estilos de vida saludables con el fin de disminuir la incidencia de diabetes en los próximos años. Aunque los estudios recomiendan investigar diabetes en poblaciones mayores de 30 años, el riesgo de presentar la enfermedad está presente en grupos más jóvenes, por lo que se recomienda incluir a grupos de menor edad con factores de riesgo.

### Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

### Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores.

Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: C. Asencio-Barrientos, O Garcia-Rodas, L. Barrios-Lupitou.

Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: C. Asencio-Barrientos.

Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: C. Asencio-Barrientos, L. Barrios-Lupitou.

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: todos los autores.

### Materiales suplementarios

Este artículo no tiene archivos complementarios.

### Referencias

- Abbasi, A., Peelen, L. M., Corpeleijn, E., van der Schouw, Y. T., Stolk, R. P., Spijkerman, A. M. W., van der A, D. L., Moons, K. G. M., Navis, G., Bakker, S. J. L., & Beulens, J. W. J. (2012). Prediction models for risk of developing type 2 diabetes: Systematic literature search and independent external validation study. *BMJ*, *345*, Artículo e5900. <https://doi.org/doi.org/10.1136/bmj.e5900>
- Alberti, K. G. M. M., Zimmet, P., & Shaw, J. (2007). International Diabetes Federation: A consensus on Type 2 diabetes prevention. *Diabetic Medicine*, *24*(5), 451-463. [doi.org/10.1111/j.1464-5491.2007.02157.x](https://doi.org/10.1111/j.1464-5491.2007.02157.x)
- American Diabetes Association. (2018). Economic Costs of Diabetes in the U.S. in 2017. *Diabetes Care*, *41*(5), 917-928. [doi.org/10.2337/dci18-0007](https://doi.org/10.2337/dci18-0007)
- American Diabetes Association Professional Practice Committee. (2022a). 2. Classification and Diagnosis of Diabetes: Standards of Medical Care in Diabetes-2022. *Diabetes Care*, *45*(Supplement\_1), S17-S38. <https://doi.org/10.2337/dc22-S002>
- American Diabetes Association Professional Practice Committee. (2022b). 3. Prevention or delay of Type 2 Diabetes and associated comorbidities: Standards of medical care in diabetes-2022. *Diabetes Care*, *45*(Supplement\_1), S39-S45. <https://doi.org/10.2337/dc22-S003>
- American Diabetes Association Professional Practice Committee. (2022c). 8. Obesity and weight management for the prevention and treatment of Type 2 Diabetes: Standards of medical care in diabetes-2022. *Diabetes Care*, *45*(Supplement\_1), S113-S124. <https://doi.org/10.2337/dc22-S008>
- Bernabe-Ortiz, A., Perel, P., Miranda, J. J., & Smeeth, L. (2018). Diagnostic accuracy of the Finnish Diabetes Risk Score (FINDRISC) for undiagnosed T2DM in Peruvian population. *Primary Care Diabetes*, *12*(6), 517-525. <https://doi.org/10.1016/j.pcd.2018.07.015>
- Carrillo-Larco, R. M., Aparcana-Granda, D. J., Mejia, J. R., & Bernabé-Ortiz, A. (2020). FINDRISC in Latin America: A systematic review of diagnosis and prognosis models. *BMJ Open Diabetes Research and Care*, *8*(1). <https://doi.org/10.1136/bmjdr-2019-001169>
- Carter, P., Gray, L. J., Troughton, J., Khunti, K., & Davies, M. J. (2010). Fruit and vegetable intake and incidence of type 2 diabetes mellitus: Systematic review and meta-analysis. *BMJ*, *341*(aug18 4), Artículo c4229. <https://doi.org/10.1136/bmj.c4229>
- Centers for Disease Control and Prevention. (2021). *Centers for Disease Control and prevention diabetes prevention recognition program standards and operating procedures*. Centers for Disease Control and Prevention. [www.cdc.gov/diabetes/prevention/recognition](http://www.cdc.gov/diabetes/prevention/recognition)

- Chen, L., Magliano, D. J., & Zimmet, P. Z. (2012). The worldwide epidemiology of type 2 diabetes mellitus - Present and future perspectives. *Nature Reviews Endocrinology*, 8(4), 228-236. <https://doi.org/10.1038/nrendo.2011.183>
- Costa, B., Barrio, F., Piñol, J. L., Cabré, J. J., Mundet, X., Sagarra, R., Salas-Salvadó, J., & Solà-Morales, O. (2013). Shifting from glucose diagnosis to the new HbA1c diagnosis reduces the capability of the Finnish Diabetes Risk Score (FINDRISC) to screen for glucose abnormalities within a real-life primary healthcare preventive strategy. *BMC Medicine*, 11(1). <https://doi.org/10.1186/1741-7015-11-45>
- Diabetes Prevention Program (DPP) Research Group. (2002). The Diabetes Prevention Program (DPP): Description of lifestyle intervention. *Diabetes Care*, 25(12), 2165-2171. <https://doi.org/10.2337/diacare.25.12.2165>
- Fornos-Pérez, J. A., Andrés-Rodríguez, N. F., Andrés-Iglesias, J. C., Luna-Cano, R., García-Soidán, J., Lorenzo-Veiga, B., Mera-Gallego, R., & García-Riestra, R. (2016). Detection of people at risk of diabetes in community pharmacies of Pontevedra (Spain) (DEDIPO). *Endocrinología y Nutrición: Órgano de la Sociedad Española de Endocrinología y Nutrición*, 63(8), 387-396. <https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2008.12.016>
- Garvey, W. T., Ryan, D. H., Henry, R., Bohannon, N. J. V., Toplak, H., Schwiers, M., Troupin, B., & Day, W. W. (2014). Prevention of type 2 diabetes in subjects with prediabetes and metabolic syndrome treated with phentermine and topiramate extended release. *Diabetes Care*, 37(4), 912-921. <https://doi.org/10.2337/dcl3-1518>
- González Pedraza Avilés, A., Ponce Rosas, E. R., Toro Bellot, F., Acevedo Giles, O., & Dávila Mendoza, R. (2018). Cuestionario de FINDRISC para la detección de diabetes no diagnosticada y prediabetes. *Archivos en Medicina Familiar*, 20(1), 5-13.
- Hamman, R. F., Wing, R. R., Edelstein, S. L., Lachin, J. M., Bray, G. A., Delahanty, L., Hoskin, M., Kriska, A. M., Mayer-Davis, E. J., Pi-Sunyer, X., Regensteiner, J., Venditti, B., & Wylie-Rosett, J. (2006). Effect of weight loss with lifestyle intervention on risk of diabetes. *Diabetes Care*, 29(9), 2102-2107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2125.1978.tb01613.x>
- Hippisley-Cox, J., Coupland, C., Robson, J., Sheikh, A., & Brindle, P. (2009). Predicting risk of type 2 diabetes in England and Wales: Prospective derivation and validation of QDScore. *BMJ*, 338, Artículo b880. <https://doi.org/10.1136/bmj.b880>
- International Diabetes Federation. (2021). *IDF Diabetes Atlas* (10th ed.). [diabetesatlas.org/resources/2017-atlas.html](https://diabetesatlas.org/resources/2017-atlas.html)
- Janghorbani, M., Adineh, H., & Amini, M. (2013). Evaluation of the Finnish Diabetes Risk Score (FINDRISC) as a screening tool for the metabolic Syndrome. *The Review of Diabetic Studies*, 10(4), 283-292. <https://doi.org/10.1900/RDS.2013.10.283>
- Jølle, A., Midthjell, K., Holmen, J., Carlsen, S. M., Tuomilehto, J., Bjørngaard, J. H., & Åsvold, B. O. (2019). Validity of the FINDRISC as a prediction tool for diabetes in a contemporary Norwegian population: A 10-year follow-up of the HUNT study. *BMJ Open Diabetes Research and Care*, 7(1), Artículo e000769. <https://doi.org/10.1136/bmjdr-2019-000769>
- Jølle, A., Midthjell, K., Holmen, J., Tuomilehto, J., Carlsen, S. M., Shaw, J., & Åsvold, B. O. (2016). Impact of sex and age on the performance of FINDRISC: The HUNT Study in Norway. *BMJ Open Diabetes Research & Care*, 4(1), Artículo e000217. <https://doi.org/10.1136/bmjdr-2016-000217>
- Kerner, W., & Brückel, J. (2014). Definition, Classification and Diagnosis of Diabetes Mellitus. *Experimental and Clinical Endocrinology & Diabetes*, 122(7), 384-386. <https://doi.org/10.1055/s-0034-1366278>
- Kilkenny, M. F., Johnson, R., Andrew, N. E., Purvis, T., Hicks, A., Colagiuri, S., & Cadilhac, D. A. (2014). Comparison of two methods for assessing diabetes risk in a pharmacy setting in Australia. *BMC Public Health*, 14, Artículo 1227. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-14-1227>
- Knowler, W. C., Barrett-Connor E., Fowler S. E., Hamman R. F., Lachin J. M., Walker E. A. & Nathan, D. M. (2002). Reduction in the incidence of Type 2 Diabetes with lifestyle intervention or metformin. *New England Journal of Medicine*,

- 346(6), 393-403. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa012512>
- Lindström, J., Louheranta, A., Mannelin, M., Rastas, M., Salminen, V., Eriksson, J., Uusitupa, M., Tuomilehto, J., & Finnish Diabetes Prevention Study Group. (2003). The Finnish Diabetes Prevention Study (DPS): Lifestyle intervention and 3-year results on diet and physical activity. *Diabetes Care*, 26(12), 3230-3236. <https://doi.org/10.2337/diacare.26.12.3230>
- Lindström, J., & Tuomilehto, J. (2003). The diabetes riskscore: A practical tool to predict type 2 diabetes risk. *Diabetes Care*, 26(3), 725-731. <https://doi.org/10.2337/diacare.26.3.725>
- Lozano, R., Naghavi, M., Foreman, K., Lim, S., Shibuya, K., Aboyans, V., Abraham, J., Adair, T., Aggarwal, R., Ahn, S. Y., AlMazroa, M. A., Alvarado, M., Anderson, H. R., Anderson, L. M., Andrews, K. G., Atkinson, C., Baddour, L. M., Barker-Collo, S., Bartels, D. H., ... Murray, C. J. L. (2012). Global and regional mortality from 235 causes of death for 20 age groups in 1990 and 2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380(9859), 2095-2128. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61728-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61728-0)
- Makrilakis, K., Liatis, S., Grammatikou, S., Perrea, D., Stathi, C., Tsiligros, P., & Katsilambros, N. (2011). Validation of the Finnish diabetes risk score (FINDRISC) questionnaire for screening for undiagnosed type 2 diabetes, dysglycaemia and the metabolic syndrome in Greece. *Diabetes & Metabolism*, 37(2), 144-151. <https://doi.org/10.1016/j.diabet.2010.09.006>
- Mata-Cases, M., Artola, S., Escalada, J., Ezkurra-Loyola, P., Ferrer-García, J. C., Fornos, J. A., Girbés, J., & Rica, I. (2015). Consenso sobre la detección y el manejo de la prediabetes. Grupo de Trabajo de Consensos y Guías Clínicas de la Sociedad Española de Diabetes. *Atencion Primaria*, 47(7), 456-468. <https://doi.org/10.1016/j.aprim.2014.12.002>
- McCoy, R. G., Nori, V. S., Smith, S. A., & Hane, C. A. (2016). Development and Validation of HealthImpact: An Incident Diabetes Prediction Model Based on Administrative Data. *Health Services Research*, 51(5), 1896-1918. <https://doi.org/10.1111/1475-6773.12461>
- Milovanovic, S., Silenzi, A., Kheiraoui, F., Ventriglia, G., Boccia, S., & Poscia, A. (2018). Detecting persons at risk for diabetes mellitus type 2 using FINDRISC: Results from a community pharmacy-based study. *European Journal of Public Health*, 28(6), 1127-1132. <https://doi.org/10.1093/eurpub/cky009>
- Paredes, N., Ojeda, M. M. A., López, J., López, A., Rosales, J., Scaglia, R., Herrera, E. L., Najul, M., & Chacón-Lozán, F. (2014). Aplicación del test Findrisk para cálculo del riesgo de padecer diabetes mellitus tipo 2. *Medicina Interna (Caracas)*, 30(1), 34-41.
- Salinero-Fort, M. A., Burgos-Lunar, C., Lahoz, C., Mostaza, J. M., Abánades-Herranz, J. C., Laguna-Cuesta, F., Estirado-de Cabo, E., García-Iglesias, F., González-Alegre, T., Fernández-Puntero, B., Montesano-Sánchez, L., Vicent-López, D., Cornejo-Del Río, V., Fernández-García, P. J., Sánchez-Arroyo, V., Sabín-Rodríguez, C., López-López, S., Patrón-Barandio, P., & Gómez-Campelo, P. (2016). Performance of the finnish diabetes risk score and a simplified finnish diabetes risk score in a community-based, cross-sectional programme for screening of undiagnosed type 2 diabetes mellitus and dysglycaemia in madrid, Spain: The SPREDIA-2 study. *PLoS ONE*, 11(7), Artículo e0158489. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158489>
- Sam Colop, B. (2021). Situación epidemiológica de Enfermedades no transmisibles Guatemala 2021. Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social, Departamento de Epidemiología. [http://epidemiologia.mspas.gob.gt/files/2021\\_salasituacionales/enfermedades-no-trans-misibles/ENT-2021.pdf](http://epidemiologia.mspas.gob.gt/files/2021_salasituacionales/enfermedades-no-trans-misibles/ENT-2021.pdf)
- Shaw, J. E., Sicree, R. A., & Zimmet, P. Z. (2010). Global estimates of the prevalence of diabetes for 2010 and 2030. *Diabetes Research and Clinical Practice*, 87(1), 4-14. <https://doi.org/10.1016/j.diabres.2009.10.007>
- Soriguer, F., Valdés, S., Tapia, M. J., Esteva, I., Ruiz de Adana, M. S., Almaraz, M. C., Morcillo, S., García Fuentes, E., Rodríguez, F., & Rojo-

- Martinez, G. (2012). Validación del FINDRISC (FINNish Diabetes Risk SCORE) para la predicción del riesgo de diabetes tipo 2 en una población del sur de España. Estudio Pizarra. *Medicina Clínica*, 138(9), 371-376. <https://doi.org/10.1016/j.medcli.2011.05.025>
- Sun, H., Saeedi, P., Karuranga, S., Pinkepank, M., Ogurtsova, K., Duncan, B. B., Stein, C., Basit, A., Chan, J. C. N., Mbanya, J. C., Pavkov, M. E., Ramachandaran, A., Wild, S. H., James, S., Herman, W. H., Zhang, P., Bommer, C., Kuo, S., Boyko, E. J., & Magliano, D. J. (2022). IDF Diabetes Atlas: Global, regional and country-level diabetes prevalence estimates for 2021 and projections for 2045. *Diabetes Research and Clinical Practice*, 183, Artículo 109119. <https://doi.org/10.1016/j.diabres.2021.109119>
- Vandersmissen, G., & Godderis, L. (2015). Evaluation of the Finnish Diabetes Risk Score (FINDRISC) for diabetes screening in occupational health care. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 28(3), 587-591. <https://doi.org/10.13075/ijomeh.1896.00407>
- World Health Organisation (WHO), (2016). Global Report on Diabetes, Working Paper id:10553. Disponible en: [apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/204871/9789241565257\\_eng.pdf?sequence=1](https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/204871/9789241565257_eng.pdf?sequence=1)
- Yun, J.-S., & Ko, S.-H. (2021). Current trends in epidemiology of cardiovascular disease and cardiovascular risk management in type 2 diabetes. *Metabolism*, 123, Artículo 154838. <https://doi.org/10.1016/j.metabol.2021.154838>
- Zhang, L., Zhang, Z., Zhang, Y., Hu, G., & Chen, L. (2014). Evaluation of finnish diabetes risk score in screening undiagnosed diabetes and prediabetes among U.S. adults by gender and race: NHANES 1999-2010. *PLoS ONE*, 9(5), Artículo e97865. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097865>



# Photocatalytic activity, water absorption capacity, and thermal stability of white cement-based mortars with polysiloxane silicone and different doses of titanium dioxide nanoparticles

*Actividad fotocatalítica, absorción de agua y estabilidad térmica de morteros a base de cemento blanco con silicona de polisiloxano y diferentes dosis de nanopartículas de dióxido de titanio*

Jennyfer Paiz-Rosales<sup>1</sup> , Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez<sup>1</sup> , Susana Arrechea<sup>1\*</sup> ,  
Luis Velásquez<sup>2</sup> , Roberto Díaz<sup>2</sup> , Shirley Torres<sup>2</sup> , Carmela Barrientos<sup>2</sup> , Elvis García<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Escuela de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala,

<sup>2</sup>Centro de Investigación y Desarrollo CETEC, Cementos Progreso, Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [arrecheausac@gmail.com](mailto:arrecheausac@gmail.com)

Recibido: 27 de octubre 2020 / Revisión: 27 de octubre 2021 / Aceptado: 4 de febrero 2022

## Abstract

White cement-based mortars in urban areas are usually discolored and altered their esthetic properties due to air pollutants. The addition of nanoparticles in these mortars can provide photocatalytic properties that can decompose pollution agents. Likewise, other hydrophobic agents have been individually studied to improve outdoor building constructions. Therefore, this study presented the photocatalytic and hydrophobic effect of adding nano-TiO<sub>2</sub> and silicone hydrophobic powder (DOWSIL™) in a white cement matrix. The nano-TiO<sub>2</sub> were characterized by X-Ray Diffraction (XRD); afterwards, the mortar was mixed with additions of nano-TiO<sub>2</sub> (0.0, 0.5, 1.0, 3.0%) and DOWSIL™ (0.0, 0.5%). The mortar's photocatalytic performance was evaluated using a modification of the standard Italian test Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259:2016 based on Rhodamine B (RhB) degradation on the sample exposed to UV irradiation. Therefore, mortar samples were subjected to UV irradiation to degrade the organic dye rhodamine B, monitoring their color variation using a CIEL\*a\*b\* spectrophotometer. Moreover, the water permeability and the contact angle were evaluated. This research demonstrates that the white cement-based mortar samples added with nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ possess photocatalytic activity. The samples with the addition of 1.0%/0.5% and 3.0%/0.5% nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ showed a higher RhB degradation for R<sub>4</sub> and R<sub>26</sub>. Therefore, these two materials can be employed in these proportions to improve the quality of the white cement-based mortars in urban constructions.

Keywords: Mortars, Cement, Self-Cleaning, Nano-TiO<sub>2</sub>, Hydrophobic

## Resumen

Los morteros a base de cemento blanco generalmente se decoloran y alteran sus propiedades estéticas debido a los contaminantes del aire en las áreas urbanas. Nanopartículas añadidas a estos morteros pueden proporcionar propiedades fotocatalíticas que descomponen estos contaminantes. Asimismo, otros agentes hidrofóbicos se han estudiado individualmente para mejorar las construcciones a la intemperie. Por lo tanto, se presenta el efecto fotocatalítico e hidrofóbico al incorporar nano-TiO<sub>2</sub> y silicona hidrofóbica de polisiloxano (DOWSIL™) en una matriz de cemento blanco. El nano-TiO<sub>2</sub> se caracterizó por medio de Difracción de Rayos X (DRX); luego, el mortero se mezcló con adiciones de nano-TiO<sub>2</sub> (0.0, 0.5, 1.0, 3.0%) y DOWSIL™ (0.0, 0.5%). Los morteros se sometieron a irradiación UV, para degradar el colorante orgánico rodamina B, monitoreando su variación de color usando un espectrofotómetro CIEL\*a\*b\*. La eficiencia fotocatalítica del mortero se evaluó utilizando una modificación de la norma italiana Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259:2016 basada en la degradación de la rodamina B (RhB) en el mortero expuesto a la radiación UV. Además, se evaluó la permeabilidad al agua y el ángulo de contacto. Esta investigación demostró que el mortero de cemento con nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ posee actividad fotocatalítica. Las muestras con 1.0%/0.5% y 3.0%/0.5% nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ mostraron una mayor eficiencia de degradación de RhB para R<sub>4</sub> y R<sub>26</sub>. Por lo tanto, estos materiales tienen potencial para mejorar la calidad de los morteros en construcciones urbanas.

Palabras claves: Morteros, Cemento, Auto-limpieza, Nano-TiO<sub>2</sub>, Hidrofóbico



## Introduction

Buildings and outdoor constructions developed in urban areas are vulnerable to environmental pollution that affect their color and esthetic characteristics (Chen & Poon, 2009). Coating mortars are generally used to improve the surface properties of a wall, such as permeability, corrosion resistance, and adhesion (Paolini et al., 2018). Cement mortar is one of the most used materials in the construction industry. This material is easily moldable and has a significant compressive strength (Bernat-Masoa et al., 2018). A new trend in outdoor cement-based technology is the photocatalytic or self-cleaning concrete (Kaszynska & Olczyk, 2018). Titanium dioxide ( $\text{TiO}_2$ ) is a semiconductor material that has been widely used in photocatalyst (Fujishima et al., 1999). Nano- $\text{TiO}_2$  has been studied in cement due to its chemical stability, large band gap, high photocatalytic activity, and low price (Dantas et al., 2019). Nanoparticles have physical properties, size effect, and chemical and thermal stability that modify the new generation of cement-based building materials (Han et al., 2015; Vasco Correa, 2007). Nano- $\text{TiO}_2$  under ultraviolet light irradiation can generate reductively  $-\text{O}_2$  and oxidative  $-\text{OH}$ , which can degrade organic molecules, pollutants, and oxides such as  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  (Chen & Poon, 2009). Moreover, this photocatalytic process of  $\text{TiO}_2$  can also occur in the absence of direct sunshine and in cloudy weather because of the UV radiation (Stanaszek-Tomal, 2019). Nano- $\text{TiO}_2$  has shown good photocatalytic properties in concrete, the pollutants could be decomposed, and the performance of color and esthetic of concrete could be enhanced (Meng et al., 2012; Zhang et al., 2015). Therefore, self-cleaning cement mortars and their photocatalytic activity has been widely studied (Saini et al., 2020). However, the application of  $\text{TiO}_2$  under outdoor conditions remain challenging due to other environmental factors like dust, oil accumulation (Etxeberria et al., 2017) or rain, freeze-thaw, and thermal cycles variations (Diamanti et al., 2021). Additionally, long periods of exposure in the urban environment are needed to determine the effect of nano- $\text{TiO}_2$  (Dantas et al., 2019). Furthermore, hydrophobic surfaces have also received attention for their self-cleaning, anti-foggging, anti-adherent, and anti-polluting properties (Ma & Hill, 2006; Stanton et al., 2012f; Swart & Mallon, 2009). Silicone polymers are added to building materials to reduce harmful chemicals' entry by creating hydrophobic conditions in areas near the surface (Sangchay, 2016). This, combined with photocatalytic properties, innovates the

construction materials that offer better performance than conventional titanium dioxide ( $\text{TiO}_2$ ) products (National Nanotechnology Coordination Office). There are limited articles that study the self-cleaning activity of cement with an emphasis on the hydrophobicity added by other agents as  $\text{SiO}$  (Rosales et al., 2018; Wang et al., 2017). This study focused on evaluating different weight ratios of titanium dioxide nanoparticles (0.0, 0.5, 1.0, 3.0%) and polysiloxane silicone powder DOWSIL™ (0.0 and 0.5%) added to cement mortar to provide the resulting samples of heterogeneous photocatalytic activity and hydrophobic properties. The mass variation, color loss, percentage of permeability over time were analyzed for the different cement mortar samples added with nano- $\text{TiO}_2$ /DOWSIL™. This research demonstrates that cement mortar samples added with  $\text{TiO}_2$ /DOWSIL™ have photocatalytic activity.

## Materials y Methods

### Materials

- White cement-based mortar (imported from Mexico) was provided by Cementos Progreso S.A.
- Titanium (IV) oxide ( $\text{TiO}_2$ ) nanoparticles (a mixture of anatase and rutile, > 99.5% of trace metal basis) used. The particle size of nano- $\text{TiO}_2$  was 21 nm (TEM - transmission electron Microscopy certified by TEM from Sigma-Aldrich), less than 100 nm, particle size (BET) 99.5%, Cas: 13463-67-7 supplied by Sigma-Aldrich.
- DOWSIL™ GP SHP 60 Plus silicone hydrophobic powder was acquired from Dow Chemicals company.
- Rhodamine B (RhB) was purchased from Merck Millipore.

### Mortar sample preparation

The mortar cement was mixed with nano- $\text{TiO}_2$  (0.0, 0.5, 1.0, 3.0%) and DOWSIL™ additions (0.0, 0.5%). The mass of nano- $\text{TiO}_2$  and DOWSIL™ was calculated by weight to the mortar cement (296 g). The mixing process was performed according to the standard UNE Normalización Española 196-1. The mortar cement, nano- $\text{TiO}_2$  and DOWSIL™ were mixed using a Hobart N50 mixer with a rotational motion at 140 rpm during 30 s. Then the velocity increased up to 285 rpm during 30 s. The mixing process was stopped during

the 90 s. Then the velocity increased up to 285 rpm during 60 s. On completion of the mixing process, the sample was placed in two-inch molds. The samples were cured in a chamber at 20 °C and 90% relative humidity for 48 h.

## Nomenclature

Table 1 summarizes the nomenclature used for the samples.

**Table 1**

*Sample Nomenclature*

%TiO <sub>2</sub>	%DOWSIL™	Nomenclature
0.0	0.0	Control
0.5	0.5	TD1
1.0	0.5	TD2
3.0	0.5	TD3
0.5	0.0	TD4
1.0	0	TD5
3.0	0	TD6
0	0.5	TD7

## Characterization

### X-Ray Diffraction analysis (XRD)

The XRD characterization of TiO<sub>2</sub> nanoparticles was done using a PANalytical Empyrean XRD with a Cu tube at 45kV and 40mA. Scans were taken from 5-79 (°2θ) with a full scan duration of 8 minutes. The software for identification is HighScore Plus (v.4.5) for crystalline phases using de ICSD database. Conditions for XRD measurement are shown in Table 2.

**Table 2**

*Equipment conditions for X-Ray Diffraction measurement*

X-Ray diffraction equipment condition	Value
Operating Soller slit	0.04 rad
Fixed incident beam mask	200mm
Divergence slit fixed	½°
Fixed anti-scatter slit	1°
Goniometer radius	240 mm
Step size °2θ	0.0260
Measurement temperature	25 °C

## Photocatalytic activity measurement

### Rhodamine application

The rhodamine solution was applied to each specimen's surface using the procedure described elsewhere (Ruot et al., 2009). A 2.4 cm-diameter circular zone was circumscribed on each sample; then, a hydrophobic resin was applied around the circular area using a brush. Afterward, 1.5 mL of an aqueous rhodamine B solution prepared with deionized water to a concentration of 0.05 g L<sup>-1</sup> was applied to each specimen zone using a pipette. The specimen was stored at 23 ± 2 °C for 24 h (Ruot et al., 2009).

### Photocatalytic activity

The photocatalytic activity was observed and measured regarding the rhodamine fading. The color changes of the surfaces were evaluated according to Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259:2016 (Rosales et al., 2018). The samples were subjected to UV light in a dark chamber at 23 °C and 70% relative humidity to degrade the RhB. The color was measured after 0, 4 h, and 26 h of UV light exposition. Control mortars reference without nano-TiO<sub>2</sub> or DOWSIL™ were employed to calibrate mortars data, considering possible non-photocatalytic phenomena involved in the direct degradation of rhodamine B with UV light, such as photolysis or thermolysis (Cohen et al., 2015). The color changes were measured in the CIEL\*a\*b\* system using a Datacolor Check® II spectrophotometer. Differences in color (ΔE\* were measured in the CIEL\*a\*b\* standard color system, evaluated by (Fornasini et al., 2019):

$$\Delta E^* = \sqrt{(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2} \quad (1)$$

$$\Delta L^* = L_t - L_0, \Delta a^* = a_t - a_0, \Delta b^* = b_t - b_0$$

where ΔL\*, Δa\* and Δb\* are the colorimetric coordinate differences before and after the UV light exposition.

The Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259: 2016 method also establishes the following photocatalytic conditions for the % self-cleaning (Equation 4, 5). First, the color coordinate a\* is measured at t = 0 (namely a\*(0h)). Once the lamp turned on and UV irradiation starts, two more measures were obtained: after 4 and 26 h, called a\*(4h) and a\*(26h),

respectively. Then  $R_4$  and  $R_{26}$  were calculated as follows (Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 2016).

$$R_4 = \frac{a^*(0h) - a^*(4h)}{a^*(0h)} * 100\% \quad (2)$$

$$R_{26} = \frac{a^*(0h) - a^*(26h)}{a^*(0h)} * 100\% \quad (3)$$

The mortar is considered as photocatalytic only if the following conditions are fulfilled:

$$R_4 > 20\% \quad (4)$$

$$R_{26} > 50\% \quad (5)$$

### Statistical analysis

The Anderson-Darling test was used to ensure that the data satisfied the normality condition. One-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the difference in the average number of photocatalytic activity. Each nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ proportion was considered a level in this analysis. Simultaneously, the possible differences among the means were performed using Tukey's multiple comparison test. All statistical analyses were carried out with n = 6 and a significant level of .05. Differences were statistically significant when the p-value was less than or equal to the significance level (p ≤ .05). The statistical analysis compared the photocatalytic activity at 4 h and 26 h separate.

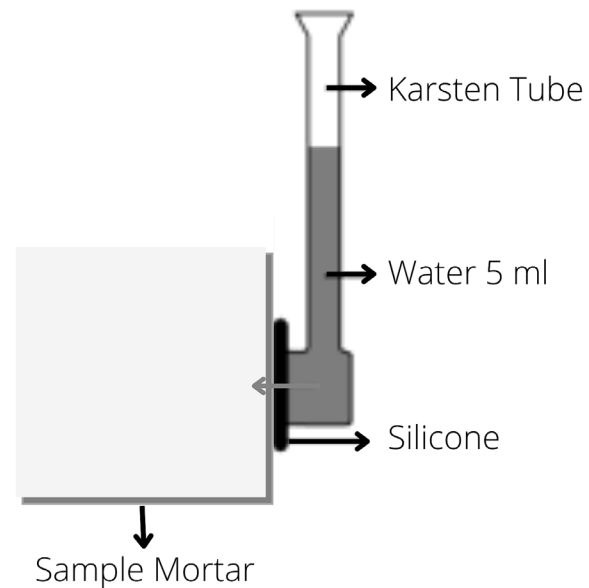
### Water absorption under low pressure

The surface water permeability under low pressure was carried out using a Karsten tube penetration test (Duarte et al., 2020; RILEM, 1980). This is a simple test named Karsten Tube Penetration Test, and it measures the degree of water penetration into several building materials such as concrete, stone, and plaster. This test consists of a glass tube filled with water, bonded to the test material with plasticine or other material, and the water pressure is exerted on the surface. After this procedure, a graduated scale indicates that the amount of water penetrated the surface over time. Therefore, the Karsten tube was fixed onto the sample surface of the mortar. The bottom end of the glass is well-connected to the wall surface with silicone. Once installed, distilled water was added until the 5 mL mark. Figure 1 shows the schematic

illustration for Karsten Tube test. The amount of water absorbed per unit time was recorded directly using the scale located onto the tube surface every five minutes for 30 minutes. This procedure was followed for each of the mortars with nano-TiO<sub>2</sub> (0.0, 0.5, 1.0, 3.0%) and DOWSIL™ additions (0.0, 0.5%).

**Figure 1**

*Schematic illustration for Karsten Tube Test*



### Analysis of water absorption by capillarity

The water absorption by capillarity of the mortars was obtained by the standard UNE Normalización Española 83982:2008 (Limeir et al., 2012). One of the flat surfaces was placed in contact with the water. The sample was immersed no more than 5 mm high. Each sample 2 in x 2 in x 2 was immersed in water and introduced into a covered recipient to maintain constant hygrothermal conditions, limit the water evaporation from the samples, and maintain 95% relative humidity. The amount of absorbed water per unit area (C<sub>ti</sub>) (kg/m<sup>2</sup>) at a time (t<sub>i</sub>) (½, 1, 2, 3, 24, 48, 72, 96 h) was calculated by (Fornasini et al., 2019):

$$C_{ti} = \frac{M_i - M_0}{A} \quad (6)$$

Where  $M_i$  is the mass at time  $t_i$ ,  $M_0$  being the mass of the dry specimen, and  $A$  is the mortar surface in contact with water. The weight of the absorbed water per unit of the exposed surface and the time's square root were registered. The capillary water absorption coefficient in  $\text{kg}/(\text{m}^2 \text{min}^{1/2})$  was determined based on the slope of the line of the curve and calculated using equation (7):

$$A = C_{\text{abs}} * \sqrt{t_{\text{rain}}} \quad (7)$$

Where  $A$  is the water absorption ( $\text{kg}/\text{m}^2$ );  $C_{\text{abs}}$  is the water absorption coefficient ( $\text{kg}/(\text{m}^2 \text{min}^{1/2})$ ), the  $t_{\text{rain}}$  is the testing time ( $\text{min}^{1/2}$ ) (Duarte et al., 2020).

### Contact angle analysis

The hydrophobic properties of mortars surfaces were determined by contact angle analysis with the sessile water drop method (Falchi et al., 2015). An Opti-Tekscope microscope was used for this purpose. Deionized water droplets ( $10 \mu\text{L}$ ) were deposited onto the sample surface using a micropipette to determine the contact angle. This parameter was measured using the ImageJ software extrapolating the water drop profile by the ellipse fitting method incorporated into the software (Falchi et al., 2015). The image analysis software returned values of the contact angles in both relatively high ( $90^\circ$ ) and low ( $45^\circ$ ) degree regions.

### Thermogravimetric Analysis (TGA)

The thermal degradation behavior for the samples was determined using TGA. A Mettler Toledo TGA 1 Star System instrument with a balanced accuracy of  $0.1 \text{ mg}$  was used for this purpose. First, the sample was milled manually, then an agate mortar and pestle were employed to obtain a fine powder. Samples weighing approximately  $31.50 \text{ mg}$  were used in each experiment. Platinum crucibles were employed in the experiment. The thermal degradation was determined after heating the sample to  $1000^\circ\text{C}$  at  $5^\circ\text{C}/\text{min}$  under  $\text{N}_2$  atmosphere. The thermal behaviors were determined after heating the mortar mixture using the first derivative of TGA curves.

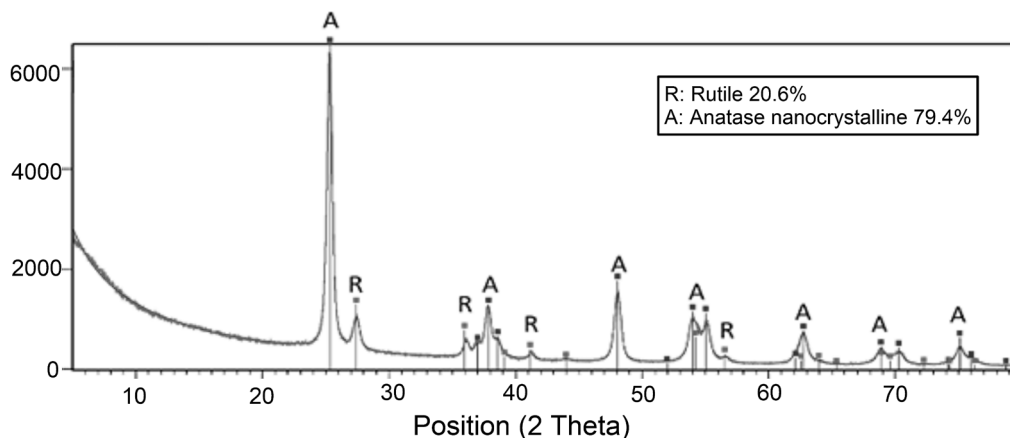
## Results

### The physical characteristic of nano-TiO<sub>2</sub>

The crystalline anatase and rutile phases of nano-TiO<sub>2</sub> were characterized through X-Ray diffraction. Figure 2 shows the ratio of the characteristic peaks in the X-Ray diffractogram of nano-TiO<sub>2</sub>. The nano-TiO<sub>2</sub> showed a mixture of crystalline phases; a minority belongs to the rutile phase (20.6%) at  $20^\circ$ ,  $27^\circ$ ,  $36^\circ$ ,  $41^\circ$ ,  $44^\circ$ , and  $57^\circ$ . The other majority belongs to the anatase phase (79.4%) (tetragonal); therefore, these results confirm the mixture of anatase and rutile phases of nano-TiO<sub>2</sub> certified by the provider.

**Figure 2**

*X-Ray diffraction powder pattern for TiO<sub>2</sub> nanoparticles*





### Photocatalytic evaluation of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

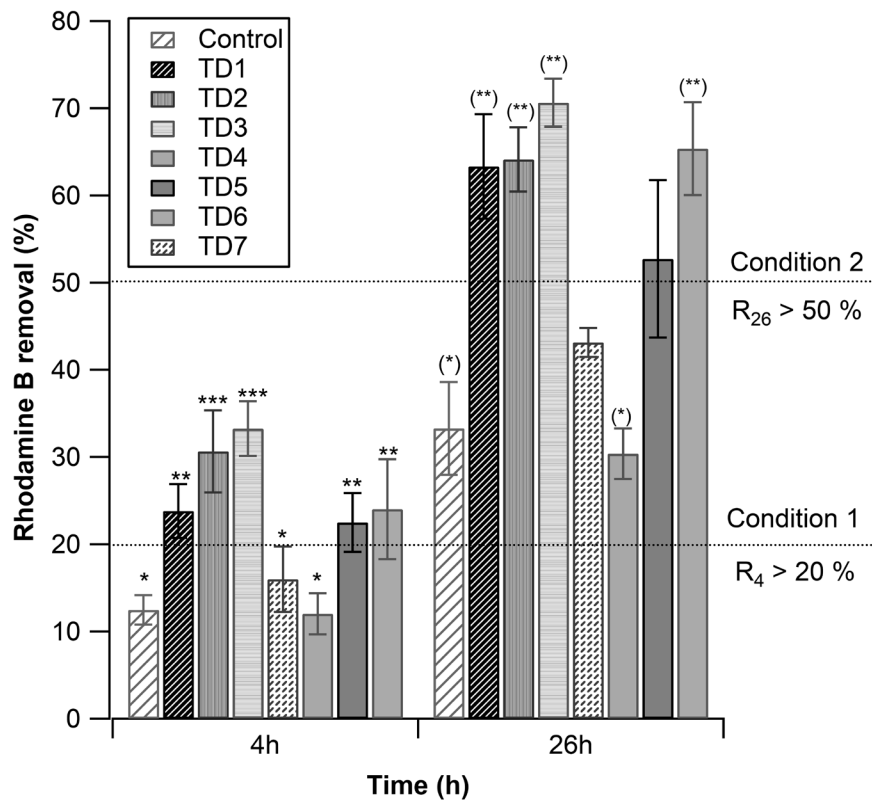
Figure 3 shows the removal percentage  $R_4$  and  $R_{26}$  of RhB in each mortar. The mortars with 1.0%/0.5% ( $R_4 = 30.66\%$ ,  $SD = 4.71$ ) and 3.0%/0.5% ( $R_4 = 33.27\%$ ,  $SD = 3.14$ ) nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™, showed the higher photocatalytic activity at 4 h. No significant differences were observed between the means for these proportions. Also, the mortars with 0.5%/0.5% ( $R_4 = 23.80\%$ ,  $SD = 3.08$ ), 1.0%/0.0% ( $R_4 = 22.49\%$ ,  $SD = 3.37$ ) and 3.0%/0.0% ( $R_4 = 24.01\%$ ,  $SD = 5.72$ ) nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ showed photocatalytic activity. No significant differences were observed between the means for these proportions. However, a significant difference was observed between these proportions and 1.0%/0.5% - 3.0%/0.5%. Moreover, the other mortar samples did not exhibit photocatalytic activity in the

accepted boundaries at 4 h. Interestingly, 3.0%/0.5%, 1.0%/0.5%, and 0.5%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ proportions exhibited higher photocatalytic activity (a significant difference) than samples without DOWSIL™. The photocatalytic activity at 26 h showed a different behavior than 4 h. The mortars with 0.5%/0.5%, 1.0%/0.5%, 3.0%/0.5%, and 3.0%/0.0% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ exhibit photocatalytic activity in the accepted boundaries (no significant differences among the samples). The mortar with 1.0%/0.0% also exhibits photocatalytic activity in the accepted boundaries; however, the rhodamine B removal decreased 20 % concerning the mortars previously mentioned (significantly different). The other samples did not show photocatalytic activity in the accepted boundaries.

Additionally, the parameters  $\Delta E^*$  is shown in Figure 4 as a function of the time. This parameter described the difference in the color. The mortar with

**Figure 3**

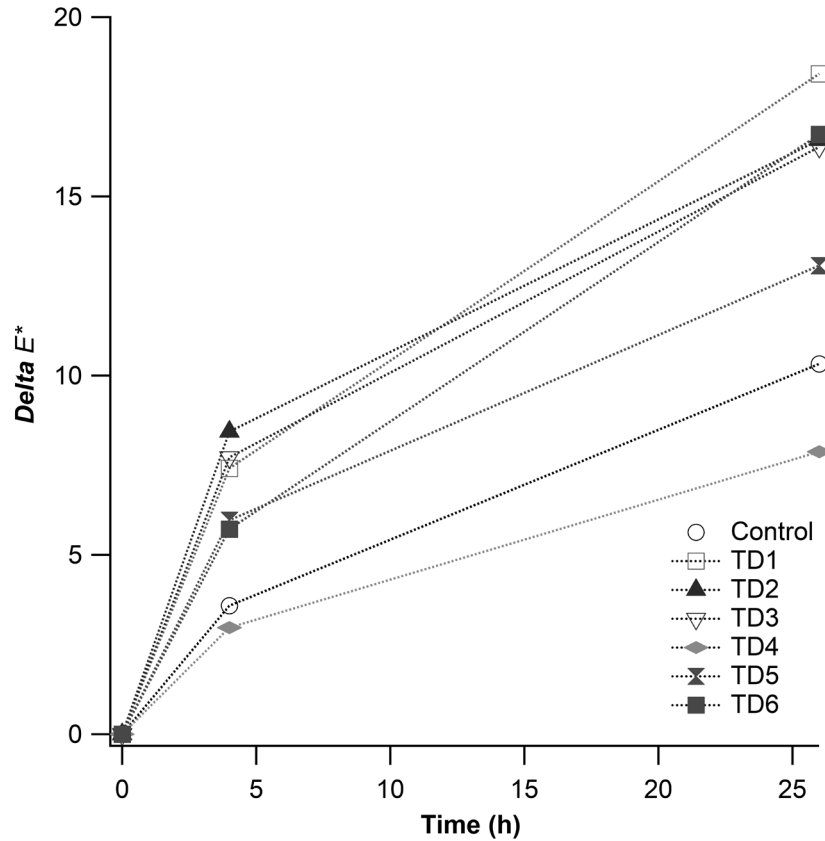
*Photocatalytic activity for the mortar samples*



*Note.* An equal amount of \* and (\*) represents no statistical differences at 4 and 26 h, respectively.

**Figure 4**

Differences of delta  $E^*$  for the different additions of  $\text{TiO}_2/\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  as a function of time.



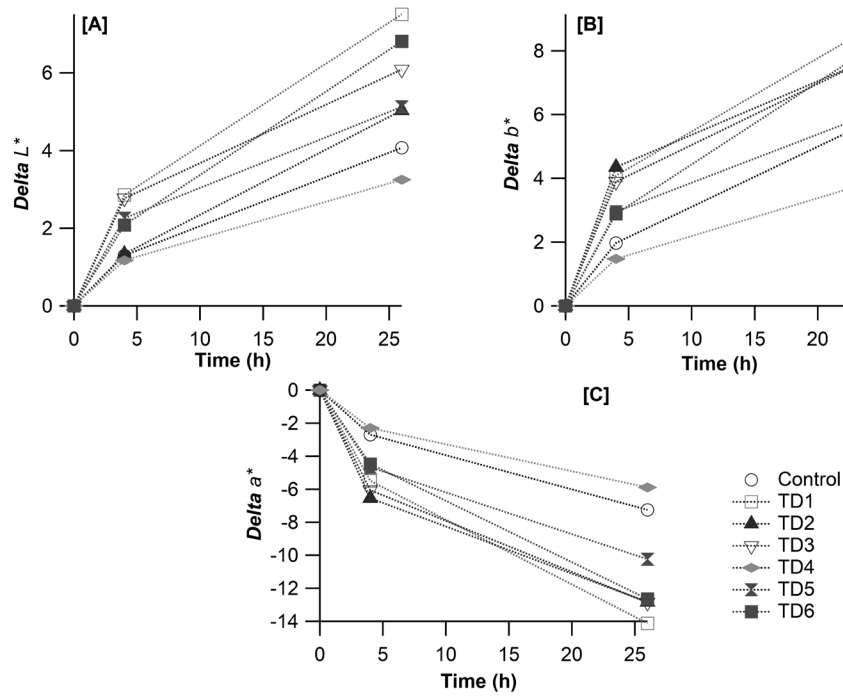
0.5% nano- $\text{TiO}_2$  and 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  possessed the highest value for all the cement-based mortars after 26 h of UV irradiation. Additionally, with only and lower  $\text{TiO}_2$  addition exhibited the lower values for delta  $E^*$ . The differences of delta  $L^*$ , delta  $a^*$ , and delta  $b^*$  for the different additions of  $\text{TiO}_2/\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  as a function of time are exhibit in Figure 5. The trend for delta  $L^*$  and delta  $b^*$  (Figure 5A and 5B) is similar than delta  $E^*$ ; the values of both increase as a function of time. The mortar with 0.5% nano- $\text{TiO}_2$  and 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  also possessed the highest value for all the cement-based mortars after 26 h of UV irradiation. The values of delta  $a^*$  for all the samples (Figure 5[C]) decreased as a function of time. In this case, the mortar with 0.5% nano- $\text{TiO}_2$  and 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  exhibited the highest reduction of delta  $a^*$  after 26 h of UV irradiation.

### Water absorption of mortars with nano- $\text{TiO}_2$ and $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$

The horizontal water absorption of the mortars was measured using the Karsten tube penetration test. The relationship between water absorption and time is shown in Figure 6. These results demonstrate that water absorption was directly proportional to time. After 30 min, the control sample (without additions) presented the highest water absorption. The addition of 3.0%  $\text{TiO}_2$  and 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  (TD3) decreased the mortar's capacity to absorb water 54% concerning the control. TD2 and TD1 samples exhibited a reduction in the water absorption by 45% and 39%, respectively. Thus, mortars with 3.0%  $\text{TiO}_2$  and 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  (TD3) were less permeable, followed by a sample of mortar with only 0.5%  $\text{DOWSIL}^{\text{TM}}$  (TD7).

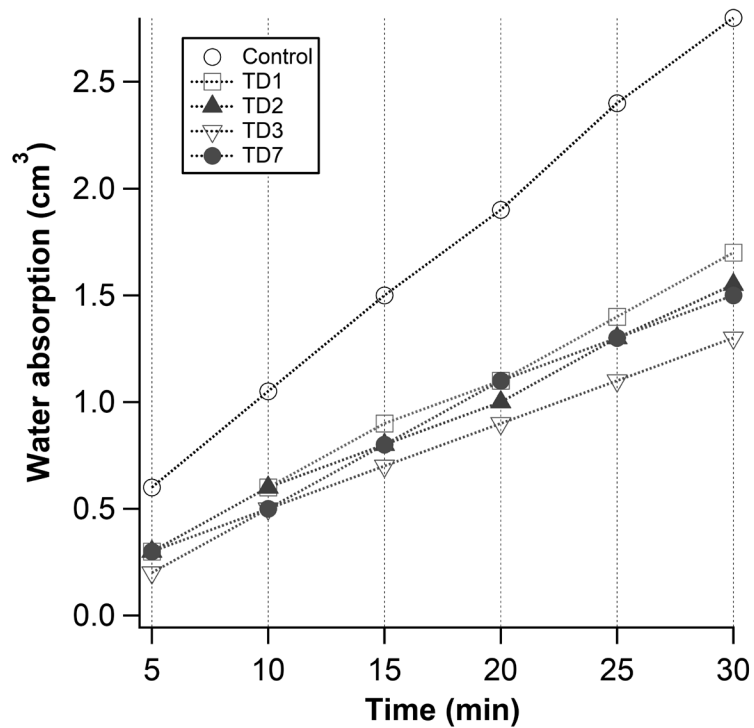
**Figure 5**

Differences of delta L\*, delta a\*, and delta b\* for the different additions of TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ as a function of time



**Figure 6**

Water absorption as a function of time from Karsten Tube Penetration Test



### Contact angle evaluation of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

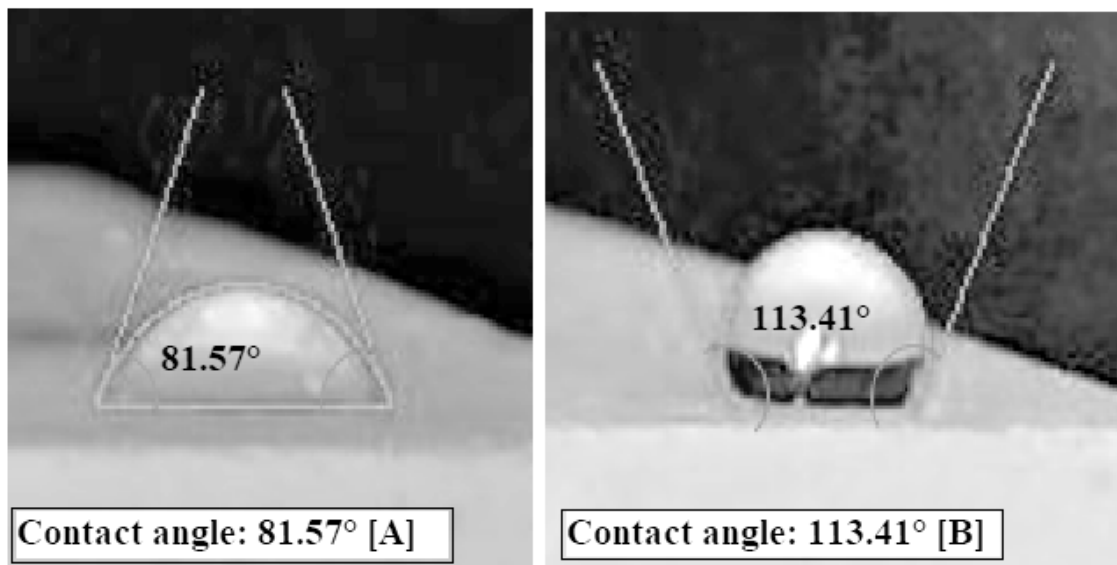
As explained in the methodology, the contact angle between a drop of water, and each mortar surface indicates water repellence on a surface. A hydrophobic surface possess a water contact angle higher than a hydrophilic surface. Figure 7B corresponds to the sample with additions of 0.5%/0.5% nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™, which has a contact angle of 113.41°. The control sample (without TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™) possess a contact angle of 81.57°. Mortars with 1.0%/0.5% and 3.0%/0.5% nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ possess a contact angle of 100.73° and 94.10° respectively. Therefore, these samples presented a hydrophobic behavior. The sample with only 0.5% of DOWSIL™ obtained a contact angle of 96.54°.

### Capillary water absorption test of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

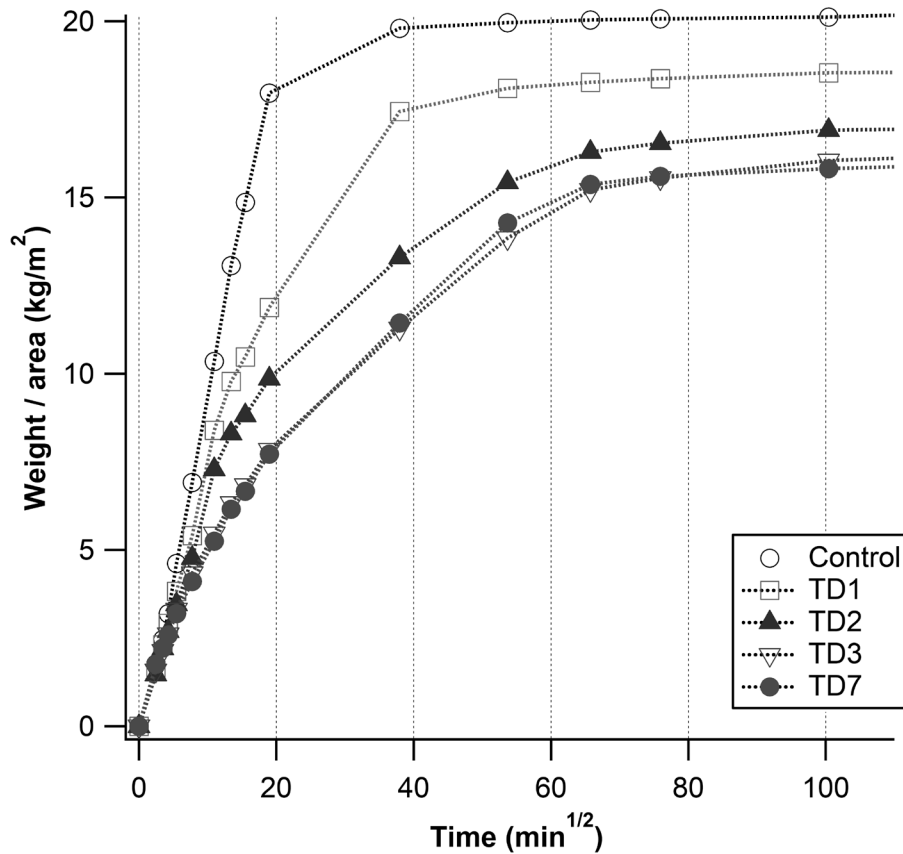
The water absorption by capillarity of the mortars is shown in Figure 8. The control exhibited the higher capillary suction capacity and a water absorption coefficient of 0.998 kg/(m<sup>2</sup>.h<sup>1/2</sup>). Additionally, the mortar with 0.5% DOWSIL™ presented 0.447 kg/(m<sup>2</sup>.h<sup>1/2</sup>), and the mortar with 3.0% TiO<sub>2</sub>/0.5% DOWSIL™ presented 0.524 kg/(m<sup>2</sup>.h<sup>1/2</sup>), followed by the mortar with 1.0% TiO<sub>2</sub>/0.5% DOWSIL™ with 0.618 kg/(m<sup>2</sup>.h<sup>1/2</sup>), and 0.5% TiO<sub>2</sub>/0.5% DOWSIL™ with 0.723 kg/(m<sup>2</sup>.h<sup>1/2</sup>). Figure 8 shows a rapid increment in the relationship of water and area over time in all the mortars during the first 20 min<sup>1/2</sup> and followed by a saturation point around 60 min<sup>1/2</sup>, the value of the reference has highest values followed by the mortar of 0.5%/0.5%, 1.0%/0.5%, 3.0%/0.5%, and 0.0%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ proportions, respectively.

**Figure 7**

Contact angle measurements after 26 h under UV irradiation



Note. [A] represents the contact angle for 0%/0% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ and [B] for 0.5%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™

**Figure 8***Capillarity water absorption*

### Thermogravimetric analysis (TGA) of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

The thermogravimetric behavior of each mortar was measured and showed a weight loss in three different ranges. The first step between 55 °C and 450 °C, and then a second between 415 °C and 490 °C. These first ranges showed the hydration process. The third range showed a weight loss of more than 90% around 600 °C and 800 °C. This last range showed the decomposition temperature of the mortars. Figure 9 exhibits the thermogravimetric behavior of mortars with 0.5%/0.5%, 0.0%/0.5% and 0.5%/0.0% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™ proportions.

### Discussion

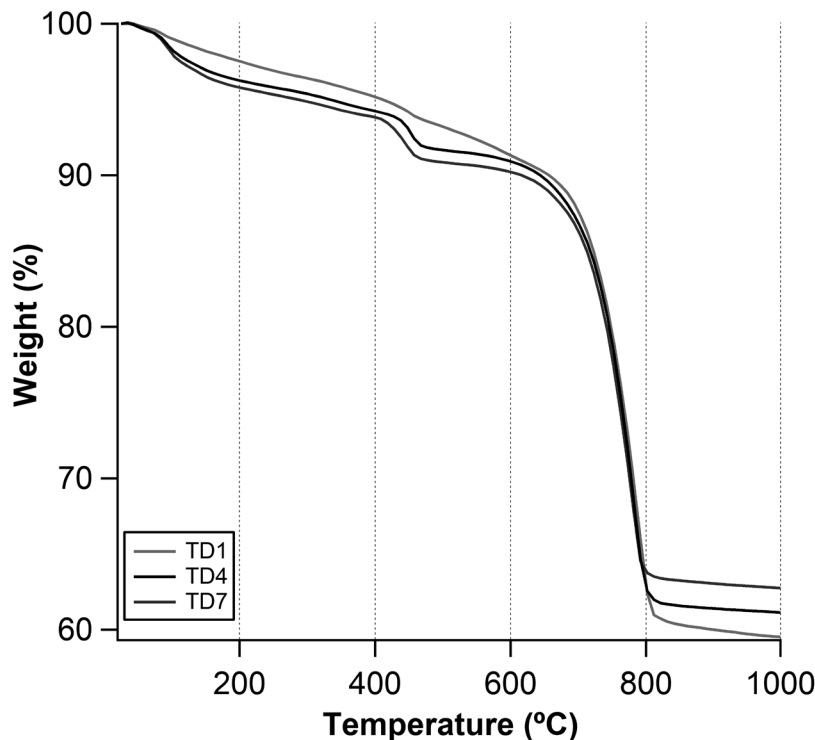
#### The physical characteristic of nano-TiO<sub>2</sub>

The degree of crystallinity in nano-TiO<sub>2</sub> is a critical parameter for photocatalytic activity (Schneider et al., 2014). Therefore, the crystalline phases anatase and rutile of the commercial nano-TiO<sub>2</sub> certified by the provider were characterized through X-Ray diffraction. Figure 2 shows the ratio of the characteristic peaks in the X-Ray diffractogram of nano-TiO<sub>2</sub>. The crystallographic planes are (101) for anatase and (110) for rutile. The nanoparticles exhibited diffraction lines in 2θ: 25°, 38°, 48°, 54°, 55°, 63°, 71° and 75°, corresponding to the crystallographic planes (101), (004), (200), (105), (211), (204), (116) and (311), which characterize the anatase (tetragonal) phase of titanium oxide (Theivasanthi &



**Figure 9**

Thermograms for 0.5%TiO<sub>2</sub>/0.5% DOWSIL<sup>TM</sup> (TD1), 0.5% TiO<sub>2</sub> (TD4), and 0.5% DOWSIL<sup>TM</sup> (TD7)



Alagar, 2013); and peaks at  $2\theta = 27.5^\circ, 36.5^\circ, 41.0^\circ, 54.1^\circ$  and  $64.0^\circ$  that belong to rutile phase corresponding to the crystallographic planes (110), (101), (111), (211), and (002) respectively (Joni et al., 2018).

### Photocatalytic evaluation of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL<sup>TM</sup>

The photocatalytic activity of the mortars was evaluated using the standard method Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259:2016. As described in the methodology, this fast test is based on measuring the loss of color of the rhodamine B while UV-light is applied over time (Rosales et al., 2018). Additionally, rhodamine B is a reddish pigment, and its loss of color can be monitored through the CIEL\*a\*b\* or removal percentage (Rosales et al., 2018). As expected, the reference without nano-TiO<sub>2</sub> or DOWSIL<sup>TM</sup> did not show photocatalytic activities. The mortars with 1.0% nano-TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL<sup>TM</sup>, showed a higher photocatalytic activity ( $R_4 = 30\%$ ,  $SD = 4.71$ ), satis-

fying the photocatalytic boundaries ( $R_4 = 20\%$  and  $R_{26} = 50\%$ ) established by the test. Also, the mortars with 3.0% nano-TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL<sup>TM</sup> showed photocatalytic activity ( $R_4 = 33\%$ ,  $SD = 3.14$ ). Also, the mortars with 0.5/0.5% ( $R_4 = 23.80\%$ ,  $SD = 3.08$ ), 1.0/0.0% ( $R_4 = 22.49\%$ ,  $SD = 3.37$ ) and 3.0/0.0% ( $R_4 = 24.01\%$ ,  $SD = 5.72$ ) nano-TiO<sub>2</sub>/DOWSIL<sup>TM</sup> showed photocatalytic activity. In these cases, DOWSIL<sup>TM</sup> could interact directly with the TiO<sub>2</sub>, forming a hydrophobic layer with protruding active points of photocatalyst (Sosnin et al., 2021); therefore, the surface of the photocatalyst becomes hydrophobic and attracts hydrocarbons from the water resulting in increased efficiency of the photocatalysis (Wooh et al., 2017). Moreover, the other mortars samples did not exhibit photocatalytic activity in the accepted boundaries at 4 h. As reported in the literature with similar inorganic functionalized polysiloxanes as the DOWSIL<sup>TM</sup>, a better colorant discoloration is achieved when the percentage of nano-TiO<sub>2</sub> increases (Gherardi et al., 2018). As we can see on 3.0%/0.5%, 1.0%/0.5%, and 0.5%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL<sup>TM</sup> proportions that exhibited

higher photocatalytic activity (a significant difference) than samples without DOWSIL™. Moreover, chemical stability should be studied as TiO<sub>2</sub> nanoparticles can catalyze the polymeric matrix's degradation (Luo et al., 2012).

### Water absorption of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

A higher permeability of water in the mortars produces lower durability due to disintegrations (Han et al., 2017). Therefore, the horizontal water absorption of the mortars was measured through the Karsten tube penetration test. Figure 6 has shown the water absorption measured every five minutes for the different mortars. Thus, mortars with 3.0% TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL™ were less permeable, followed by sample of mortar with 0.5% DOWSIL™. Additionally, the reference mortar (without additions) showed a higher permeability. Also, as expected, the mortars with silicone polymer repelled the water due to the hydrophobic properties of its resin (Diamanti et al., 2013; Christodoulou et al., 2013).

### Contact angle evaluation of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

Contact angle measurements were made on mortar surfaces as an indicator of hydrophobicity. The characteristic of a hydrophobic surface is the formation of small spherical water droplets. If this angle is higher than 90° is considered hydrophobic (Al-Kheetan et al., 2019), and less than 30° shows hydrophilicity (Chieng et al., 2018). Figure 7B shows the contact angle for 0.5%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™. This sample exhibited a contact angle of 113.41° after 26 hours under UV irradiation; therefore, it is considered a hydrophobic surface. Similar research mortars with SiO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub> presented angles around 100 degrees (Rosales et al., 2018). Moreover, higher doses of Nano-TiO<sub>2</sub> result in lower contact angles due to these materials' super hydrophilic properties (Schneider et al., 2014). Furthermore, the development of the sample's characteristic hydrophobic state of the sample of 0.5% TiO<sub>2</sub>/ 0.5% DOWSIL™ under UV irradiation is shown, starting with a contact angle of 102.20° (0 h) and ending with a contact angle of 113.43° (26 h). It indicates that the change in the contact angle of the TiO<sub>2</sub>/ DOWSIL™ samples is due to the activation of titanium dioxide

under UV irradiation. As expected, mortars with only DOWSIL™ additions have shown hydrophobic behavior, and mortars with only nano-TiO<sub>2</sub> have shown hydrophilic behavior (Schneider et al., 2014). The control sample (Figure 7A) possess a contact angle of 81.57°; additionally, mortars with 1.0%/0.5% and 3.0%/0.5% TiO<sub>2</sub>/DOWSIL™, and 0.5% DOWSIL™ possess a contact angle of 100.73°, 94.10° and 96.54° showing the same hydrophobic behavior.

### Capillary water absorption test of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

The hydrophobic properties were also investigated by the capillary suction capacity of each mortar. Mortars with DOWSIL™ additions have a lower capillary suction, probably due to the silicone resin based on siloxane, making the mortar less permeable, porous, and absorbent (Esteves et al., 2019). Consequently, this leads to a reduction in surface tension, making the surface hydrophobic. The water absorption constant by capillarity for mortars with medium resistance to filtration is  $c \leq 0.40 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{min}^{1/2})$ , and for mortars with water-repellent additives has  $c \leq 0.20 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{min}^{1/2})$  (UNE Normalización Española, 2018). Mortars with 1.0% TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL™ showed decreased water capillary and an increase of contact angle. Therefore, this can be considered with hydrophobic behavior (Kapridaki & Maravelaki-Kalaitzaki, 2013).

### Thermogravimetric analysis (TGA) of mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™

Cement mortars are exposed to the sun, and therefore they need to be thermal stable at higher temperatures. Thus, thermogravimetric analysis of the mortars was developed to calculate the mortars' decomposition temperature and learn more about their hydration phases. Figure 9 shows a weight loss between 55 °C and 450 °C, typically corresponding to the loss of mass of water in this range of ettringite and C-S-H (Nochaiya & Chaipanich, 2010). The second step occurred from dihydroxylation of water between 415 °C and 490 °C (Nochaiya & Chaipanich, 2010). Additionally, the third transition of weight loss is around 600 °C and 800 °C. This represents the decarbonization phase (CaCO<sub>3</sub>). The temperature of decomposition for the mortars is around 800 °C.

## A general overview of the nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™ materials

In conclusion, the nanoparticles of titanium dioxide presented a mixture of crystalline phases, a minority belongs to the rutile phase, and the other majority belongs to the anatase phase. According to the standard method Ente Nazionale Italiano di Unificazione 11259:2016, the mortars with 1.0%/0.5% and 3.0%/0.5% DOWSIL™ showed the best photocatalytic activity (%R4 and %R26). Other mortars with nano-TiO<sub>2</sub> and DOWSIL™ also showed photocatalytic activity. Nevertheless, 1.0% of nano-TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL™ is the cement-based mortar recommended due to its photocatalytic activity with less nano-TiO<sub>2</sub>. Additionally, the cement-based mortars with 3.0% nano-TiO<sub>2</sub> and 0.5% DOWSIL™ have a lower water absorption capacity and lower capillary water absorption coefficient. The capillary suction capacities increase with the decrease of nano-TiO<sub>2</sub> additions. Moreover, studies of the degradation of pollutants in these mortars need to be developed to understand the potential applications and their effect on air quality in buildings in urban areas. Furthermore, studies in outdoor conditions need to be done to recommend these two materials as a potential cement-based coating in urban constructions.

## Acknowledgments

The authors thank the National Secretariat of Science and Technology in Guatemala (Senacyt), project Multicyt 03-2016, Cementos Progreso, Center of Research and Development CETEC Guatemala and Faculty of Engineering University of San Carlos of Guatemala for funding supports, Prof. Mari Cruz Alonso CSIC, for her advising through the grant ICOOPB2016, reference COOPB20241. Thank you to Ricardo Posadas for his technical support during the second stage of experiments and for providing the requested data. Thank you to Rosa Amarilis Dubón Mazariegos for her support in co-designing, proposing, and co-executing the Multicyt 03-2016 project.

## Authors contribution

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores.

Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: E M A Guerrero-Gutiérrez, S Arrechea.

Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: J Paiz-Rosales, E M A Guerrero-Gutiérrez, S Arrechea, L Velasquez, R Diaz.

Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: todos los autores.

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: J Paiz-Rosales, E M A Guerrero-Gutiérrez, S Arrechea.

## Supplementary materials

Data are within the paper.

## References

- Al-Kheetan, M. J., Rahman, M. M., & Chamberlain, D. A. (2019). Moisture evaluation of concrete pavement treated with hydrophobic surface impregnants. *International Journal of Pavement Engineering*, 21(14), 1746-1754. <https://doi.org/10.1080/10298436.2019.1567917>
- Bernat-Masoa, E., Puigvertb, F., Abdelmoulac, H., & Gild, L. (2018). Additioning alfa fibres in cement mortar. *Revista de la Construcción*, 17(3), 72-84. <http://dx.doi.org/10.7764/rdlc.17.1.72>
- Chen, J., & Poon, C. S. (2009). Photocatalytic construction and building materials: From fundamentals to applications. *Building and Environment*, 44(9), 1899-1906. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.01.002>
- Chiang, B. W., Ibrahim, N. A., Daud, N. A., & Talib, Z. A. (2018). Functionalization of graphene oxide via gamma-ray irradiation for hydrophobic materials. In *Synthesis, Technology, and Applications of Carbon Nanomaterials* (Chapter 8, pp. 177-203). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815757-2.00008-5>

- Christodoulou, C., Goodier, C. I., Austin, S. A., Webb, J., & Glass, G. K. (2013). Long-term performance of surface impregnation of reinforced concrete structures with silane. *Construction and Building Materials*, *48*, 708-716. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.07.038>
- Cohen, J. D., Sierra-Gallego, G., & Tobón, J. I. (2015). Evaluation of photocatalytic properties of Portland cement blended with titanium oxynitride ( $\text{TiO}_2 - x\text{N}_y$ ) nanoparticles. *Coatings*, *5*(3), 465-476. <https://doi.org/10.3390/coatings5030465>
- Dantas, S. R. A., Vittorino, F., & Loh, K. (2019). Photocatalytic performance of white cement mortars exposed in urban atmosphere. *Global Journal of Research in Engineering*, *19*(2-C). <http://doi.org/10.34257/gjrecvol19is2pg1>
- Diamanti, M. V., Brenna, A., Bolzoni, F. A. B. I. O., Berra, M., Pastore, T., & Ormellese, M. (2013). Effect of polymer modified cementitious coatings on water and chloride permeability in concrete. *Construction and Building Materials*, *49*, 720-728. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.08.050>
- Diamanti, M. V., Luongo, N., Massari, S., Lupica Spagnolo, S., Daniotti, B., & Pedefferri, M. P. (2021). Durability of self-cleaning cement-based materials. *Construction and Building Materials*, *280*, Article 122442. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122442>
- Duarte, R., Flores-Colen, I., de Brito, J., & Hawreen, A. (2020). Variability of in-situ testing in wall coating systems-Karsten tube and moisture meter techniques. *Journal of Building Engineering*, *27*, Article 100998. <https://doi.org/10.1016/j.job.2019.100998>
- Ente Nazionale Italiano di Unificazione. (2016). *Fotocatalisi - Determinazione dell'attività fotocatalitica di leganti idraulici - Metodo della rodamina*. (UNI 11259:2016).
- Esteves, C., Ahmed, H., Flores-Colen, I., & Veiga, R. (2019). The influence of hydrophobic protection on building exterior claddings. *Journal of Coatings Technology and Research*, *16*(5), 1379-1388. <https://doi.org/10.1007/s11998-019-00220-7>
- Ettxeberria, M., Guo, M. Z., Maury-Ramirez, A., & Poon, C. S. (2017). Influence of dust and oil accumulation on effectiveness of photocatalytic concrete surfaces. *Journal of Environmental Engineering*, *143*(9), Article 04017040. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001239](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001239)
- Falchi, L., Zendri, E., Mýller, U., & Fontana, P. (2015). The influence of water-repellent admixtures on the behavior and the effectiveness of Portland limestone cement mortars. *Cement and Concrete Composites*, *59*, 107-118. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2015.02.004>
- Fornasini, L., Bergamonti, L., Bondioli, F., Bersani, D., Lazzarini, L., Paz, Y., & Lottici, P. P. (2019). Photocatalytic N-doped  $\text{TiO}_2$  for self-cleaning of limestones. *The European Physical Journal Plus*, *134*(10), Article 539. <https://doi.org/10.1140/epjp/i2019-12981-6>
- Fujishima, F., Hashimoto, K., & Watanabe, T. (1999). *TiO<sub>2</sub> photocatalysis fundamentals and applications. A Revolution in cleaning technology*. Bkc.
- Gherardi, F., Goidanich, S., & Toniolo, L. (2018). Improvements in marble protection by means of innovative photocatalytic nanocomposites. *Progress in Organic Coatings*, *121*, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2018.04.010>
- Han, B., Sun, S., Ding, S., Zhang, L., Yu, X., & Ou, J. (2015). Review of nanocarbon-engineered multifunctional cementitious composites. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, *70*, 69-81. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2014.12.002>
- Han, B., Zhang, L., & Ou, J. (2017). Photocatalytic Concrete. In *Smart and multifunctional concrete toward sustainable infrastructures* (pp. 299-310). Springer. <https://www.springer.com/gp/book/9789811043482>
- Joni, I. M., Nulhakim, L., & Panatarani, C. (2018). Characteristics of  $\text{TiO}_2$  particles prepared by simple solution method using  $\text{TiCl}_3$  precursor. *Journal of Physics: Conference Series*, *1080*, Article 12042. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1080/1/012042>
- Kapridaki, C., & Maravelaki-Kalaitzaki, P. (2013).  $\text{TiO}_2$ - $\text{SiO}_2$ -PDMS nano-composite hydrophobic coating with self-cleaning properties for marble protection. *Progress in Organic Coatings*, *76*(2-3), 400-410. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2012.10.006>



- Kaszynska, M., & Olczyk, N. (2018). The influence of TiO<sub>2</sub> nanoparticles on the properties of self-cleaning cement mortar. *18<sup>th</sup> International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 413-420.
- Limeir, J., Agulló, L., & Etxeberria, M. (2012). Dredged marine sand as construction material. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 16(8), 906-918. <https://doi.org/10.1080/19648189.2012.676376>
- Luo, Y.-B., Wang, X.-L., & Wang, Y.-Z. (2012). Effect of TiO<sub>2</sub> nanoparticles on the long-term hydrolytic degradation behavior of PLA. *Polymer Degradation and Stability*, 97(5), 721-728. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.02.011>
- Ma, M., & Hill, R. M. (2006). Superhydrophobic surfaces. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 11(4), 193-202. <https://doi.org/10.1016/j.cocis.2006.06.002>
- Meng, T., Yu, Y., Qian, X., Zhan, S., & Qian, K. (2012). Effect of nano-TiO<sub>2</sub> on the mechanical properties of cement mortar. *Construction and Building Materials*, 29, 241-245. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.10.047>
- National Nanotechnology Coordination Office. (2018). *Nanotechnology: Big Things from a Tiny World provides*. [https://www.nano.gov/sites/default/files/pub\\_resource/Nanotechnology\\_Big\\_Things\\_Brochure\\_web\\_0.pdf](https://www.nano.gov/sites/default/files/pub_resource/Nanotechnology_Big_Things_Brochure_web_0.pdf)
- Nochaiya, T., & Chaipanich, A. (2010). The effect of nano-TiO<sub>2</sub> addition on Portland cement properties. *3rd International Nanoelectronics Conference (INEC)*, 1479-1480. <https://doi.org/10.1109/INEC.2010.5424777>
- Paolini, R., Borroni, D., Pedferri, M., & Diamanti, M. V. (2018). Self-cleaning building materials: The multifaceted effects of titanium dioxide. *Construction and Building Materials*, 182, 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.06.047>
- RILEM. (1980). *Water absorption under low pressure, Pipe method* Test N° II.4, Recommendations provisoires. RILEM TC 25-PEM (pp. 201-202).
- Rosales, A., Maury-Ramírez, A., Mejía-De Gutiérrez, R., Guzmán, C., & Esquivel, K. (2018). SiO<sub>2</sub>@TiO<sub>2</sub> coating: synthesis, physical characterization and photocatalytic evaluation. *Coatings*, 8(4), Article 120. <https://doi.org/10.3390/coatings8040120>
- Ruot, B., Plassais, A., Olive, F., Guillot, L., & Bonafous, L. (2009). TiO<sub>2</sub>-containing cement pastes and mortars: Measurements of the photocatalytic efficiency using a rhodamine B-based colorimetric test. *Solar Energy*, 83(10), 1794-1801. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2009.05.017>
- Saini, A., Arora, I., & Ratan, J. K. (2020). Photo-induced hydrophilicity of microsized-TiO<sub>2</sub> based self-cleaning cement. *Materials Letters*, 260, Article 126888. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.126888>
- Sangchay, W. (2016). The self-cleaning and photocatalytic properties of TiO<sub>2</sub> doped with SnO<sub>2</sub> thin film preparation by sol-gel method. *Energy Procedia*, 89, 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.05.023>
- Schneider, J., Matsuoka, M., Takeuchi, M., Zhang, J., Horiuchi, Y., Anpo, M., & Bahnemann, D. W. (2014). Understanding TiO<sub>2</sub> photocatalysis: Mechanisms and materials. *Chemical Reviews*, 114(19), 9919-9986. <https://doi.org/10.1021/cr5001892>
- Sosnin, I. M., Vlassov, S., & Dorogin, L. M. (2021). Application of polydimethylsiloxane in photocatalyst composite materials: A review. *Reactive and Functional Polymers*, 158, Article 104781. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2020.104781>
- Stanaszek-Tomal, E. (2019). The influence of metabolic sulphuric acid solution on cement mortars (CEM II) modified with nano-TiO<sub>2</sub>. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 471(4). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/471/4/042007>
- Stanton, M. M., Ducker, R. E., MacDonald, J. C., Lambert, C. R., & McGimpsey, W. G. (2012). Super-hydrophobic, highly adhesive, polydimethylsiloxane (PDMS) surfaces. *Journal of colloid and interface science*, 367(1), 502-508. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2011.07.053>
- Swart, M., & Mallon, P. E. (2009). Hydrophobicity recovery of corona-modified superhydrophobic surfaces produced by the electrospinning



- of poly (methyl methacrylate)-graft-poly (dimethylsiloxane) hybrid copolymers. *Pure and Applied Chemistry*, 81(3), 495-511. <https://doi.org/10.1351/PAC-CON-08-08-15>
- Theivasanthi, T., & Alagar, M. (2013). *Titanium dioxide (TiO<sub>2</sub>) nanoparticles XRD analyses: An insight*. arXivLabs. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1307.1091>
- UNE Normalización Española. (2000). *Métodos de ensayo de cementos. Determinación de la resistencia mecánica, a una edad determinada de una muestra de cemento* (UNE-EN 196-1). Asociación Española de Normalización.
- UNE Normalización Española. (2018). *Especificaciones de los morteros para albañilería. Parte 1: Morteros para revoco y enlucido* (UNE-EN, 998-1). Asociación Española de Normalización.
- Vasco Correa, C. A. (2007). Nanotecnología: Revolución tecnológica en progreso. *Contribuciones a la Economía*. <http://www.eumed.net/ce/2007b/cavc.htm>
- Wang, D., Hou, P., Zhang, L., Yang, P., & Cheng, X. (2017). Photocatalytic and hydrophobic activity of cement-based materials from benzyl-terminated-TiO<sub>2</sub> spheres with core-shell structures. *Construction and Building Materials*, 148, 176-183. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.038>
- Wooh, S., Encinas, N., Vollmer, D., & Butt, H.-J. (2017). Stable Hydrophobic Metal-Oxide Photocatalysts via Grafting Polydimethylsiloxane Brush. *Advanced Materials*, 29(16), 1604637. <https://doi.org/10.1002/adma.201604637>
- Zhang, R., Cheng, X., Hou, P., & Ye, Z. (2015). Influences of nano-TiO<sub>2</sub> on the properties of cement-based materials: Hydration and drying shrinkage. *Construction and Building Materials*, 81, 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.02.003>

## Efecto de las membranas con Cu(II) sobre el proceso de filtración y capacidad de biocida contra *Escherichia coli*

*Effect of Cu(II) membranes on the filtration process and biocide capacity against Escherichia coli*

Edward M.A. Guerrero-Gutiérrez<sup>1\*</sup> , María Abad<sup>2</sup>, Isabel Gaitán<sup>2</sup>, Keila Guerrero<sup>2</sup> 

<sup>1</sup> Escuela de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería y <sup>2</sup> Escuela de Química Biológica, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [edward.guerrero@upr.edu](mailto:edward.guerrero@upr.edu)

Recibido: 16 de febrero 2021 / Revisión: 16 de marzo 2022 / Aceptado: 17 de junio 2022

### Resumen

Esta investigación estudió la preparación de membranas compuestas de celulosa y quitosano entrecruzadas con Cu(II) para determinar su efecto biocida y eficiencia en la remoción de *Escherichia coli*. Las membranas de quitosano se obtuvieron por medio de la técnica de evaporación del solvente. Propiedades de absorción de agua, degradación térmica y mecánicas de las membranas fueron evaluadas con el propósito de modificar la estructura química, la superficie y estudiar su impacto como agente biocida. Los resultados muestran que el Cu(II) interactúa con los grupos iónicos de las membranas que inducen un cambio estructural produciendo un aumento de 190% en el módulo G\*. Además, el catión provee estabilidad térmica a temperaturas menores de 200 °C y produce cambios superficiales a la membrana, especialmente a la membrana de celulosa. Adicionalmente, la membrana de celulosa-Cu(II) aumentó su efecto biocida contra *E. coli* hasta un 96%. El proceso de remoción por medio de la filtración aumentó 41% con la incorporación del catión. Esta investigación muestra el efecto de la interacción del catión con grupos iónicos en la membrana que mejoran las propiedades de filtración y efecto biocida contra esta enterobacteria que puede llegar a ser patógena para el ser humano.

Palabras claves: Unidades Formadoras de Colonias, fenómeno de transporte, degradación térmica, morfología

### Abstract

This research studied the membrane preparation of Cu(II) crosslinked membranes composed of cellulose and chitosan to determine its biocidal effect and efficiency to remove *Escherichia coli*. Water absorption, thermal degradation, and G\* modulus evaluated the Cu(II) impact on the equilibrium, thermal and mechanical properties. These results showed that Cu(II) incorporation interacts with the ionic groups, inducing a structural change increasing the G\* modulus by 190%. Moreover, the cation provides thermal stability at temperatures below 200 °C and produced surface changes to the membrane, especially to the cellulose membrane. Additionally, the cellulose-Cu(II) membranes increased 96% their biocidal effect against *E. coli*. Enterobacter filtration process increased 41% with the cation incorporation into the cellulose membrane. Therefore, this research showed the cation effect on the ionic groups in the membrane that improve the filtration properties and biocidal effect against harmful enterobacteria to humans.

Keywords: Colony-forming units, transport phenomena, thermal degradation, morphology

## Introducción

El agua es crítica para la supervivencia del ser humano; lamentablemente aún en este tiempo de avances tecnológicos, muchas de las personas todavía no poseen acceso a agua potable (Cabral, 2010). Esto predispone que las personas puedan adquirir infecciones patógenas por medio del consumo del agua, el cual le puede llegar a provocar hasta la muerte. En América Latina, un alto grado de su población posee infecciones causadas por patógenos resistentes a medicamentos, en comparación a otras regiones del mundo. Estos patógenos son fácilmente transmitidos entre los individuos de una comunidad por medio del agua y de los alimentos (Salles et al., 2013). Las enterobacterias tales como *E. coli* son algunos de los patógenos que se encuentran como contaminantes del agua (Cabral, 2010). La enterobacteria *Escherichia coli* enterotoxigénica (ECET) ocasiona diarrea y son el segundo problema en importancia como causa de muerte entre lactantes y niños, después de la neumonía según lo indica un estudio en la población guatemalteca (Schneider, 2005). Asimismo, EPEC también ha sido aislada en casos de diarrea aguda en Santa Rosa, Guatemala (Jarquín et al., 2022). Además, se ha determinado que los menores de cinco años se encuentran en riesgo de adquirir alguna enfermedad por causa de bacterias o virus contenidos en el agua o un alimento consumido (Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social de Guatemala, 2022). Debido a los continuos avances en el desarrollo de la tecnología de membranas, se han conseguido membranas con mejores propiedades térmicas, mecánicas y de resistencia a agentes químicos (Fane et al., 2015) que puedan utilizarse para la eliminación de enterobacterias en el agua (Fane et al., 2015; Qi et al., 2018; Szekeres et al., 2018). Comparado con otros tipos de membranas, las membranas poliméricas lideran los procesos de separación en la industria porque son económicas y prácticas para su uso; sin embargo, aspectos químicos, mecánicos y térmicos restringe su aplicación (Madaeni et al., 2015). Se ha determinado que las membranas poliméricas obtenidas por medio de la técnica de evaporación de solvente favorecen el transporte a través de ella debido a la nanoestructura específica obtenida luego de su proceso de formación (Avilés-Barreto & Suleiman, 2013; Guerrero-Gutiérrez et al., 2015). Membranas poliméricas elaboradas a partir de celulosa nano fibrilada y partículas de cobre

metálico se han utilizado como filtros de agua para la retención de virus; en donde modificaciones en su estructura polimérica mejoraron sus propiedades de retención contra los virus (Szekeres et al., 2018). Otros estudios han utilizado membranas de celulosa con partículas de plata que han demostrado capacidad antibacteriana durante el proceso de filtrado de agua (Praveena et al., 2016); sin embargo, no han evaluado el efecto biocida superficial con otros agentes como cobre. El quitosano también se ha utilizado para la formación de membranas para el tratamiento de agua. Este material es un amino polisacárido que posee una estructura química conformada por cadenas lineales de polimerización con una alta densidad de carga; además, posee grupos hidroxilo y amino que poseen alta reactividad (Islam et al., 2017). Este material se produce por medio de la desacetilación de la quitina extraída del exoesqueleto de crustáceos el cual es un material de desecho de la industria pesquera (Keshvardoostchokami et al., 2021). Se espera que el tamaño del mercado mundial de quitosano incremente de USD  $1.205 \times 10^9$  a USD  $2.55 \times 10^9$  para el 2022 siendo la región de Asia Pacífico la que lidera el mercado de quitosano especialmente en China, Japón, India y Tailandia (Huq et al., 2022). Membranas de quitosano y policaprolactona han mostrado alta efectividad para reducir a *Staphylococcus aureus* presente en el agua (Cooper et al., 2013). La incorporación de biocidas (por ejemplo, cobre) en la superficie de la membrana provee una estrategia efectiva en la modificación superficial de la membrana que a su vez provee alta efectividad en contra enterobacterias (Qi et al., 2018). Estudios han demostrado que el cobre actúa como un agente antibacteriano (Das & Patra, 2017) y antifúngico (Quaranta et al., 2011).

El objetivo de esta investigación fue determinar el efecto de la incorporación de Cu(II) sobre la superficie de membranas de celulosa y quitosano sobre el proceso de filtración y su capacidad biocida contra *E. coli*. Las membranas se caracterizaron por medio de propiedades de absorción de agua, degradación térmica, propiedades mecánicas y su composición química. El impacto de esta investigación consistió en desarrollar una membrana polimérica que contenga en su superficie un agente biocida que tenga la capacidad de poder eliminar del agua la enterobacteria *E. coli* y que dicha membrana cuente con el potencial de ser utilizada en comunidades con limitado acceso a agua potable en Guatemala.

## Materiales y Métodos

### Materiales

Las membranas de acetato celulosa/nitro celulosa (celulosa) se adquirieron de Merck Chemicals® (MF-Millipore 0.45  $\mu\text{m}$  MCE Membrane), sulfato de cobre pentahidratado ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) (Sigma Chemical CO, 99%), agar tripticasa soya (TS) (Merck Chemicals), ácido acético glacial (Merck Chemicals, 100%), fenolftaleína en polvo (Kosmos Hassler), ácido clorhídrico (Aldrich Chemical, 37%), solución salina tamponada con fosfato (PBS), pH:  $7.3 \pm 0.2$  (Immuno Concepts), glicerina (Sigma Chemical), cloruro de sodio (Merck, JT Baker), quitosano (Bio Basic Canada Inc), hidróxido de sodio en pellets (EMPLURA® Merck Chemicals, pureza  $\geq 97.0\%$ ). Todos los productos químicos se utilizaron tal como fueron recibidos y se almacenaron en un área libre de polvo en recipientes color ámbar para protegerlos de la luz

### Métodos

#### Preparación de la membrana

##### *Elaboración de la membrana de quitosano*

La preparación de la membrana de quitosano consistió en disolver 5 g de quitosano en 400 g de una solución acuosa de 25%p/p de ácido acético glacial (Geng et al., 2005). La mezcla se mantuvo en agitación constante durante 24 h. Finalizado este proceso, se agregó 25%p/p glicerina y se agitó durante 30 min. Luego se colocó la solución en cajas de Petri y se dejó evaporar el solvente durante 3 semanas a temperatura ambiente.

#### Entrecruzamiento de membranas con Cu(II)

Las membranas se sumergieron en 10 mL de una solución 1 M ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) a temperatura ambiente durante 24 h. Terminado este periodo se eliminó el exceso de la solución por medio de lavados con agua desmineralizada hasta que el pH del agua de lavado fuera 7. Luego se procedió a secarlas a 50 °C durante 24 h (Shen et al., 2017).

### Caracterización de la membrana

#### *Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR)*

Una celda de reflectancia total atenuada (ATR) con el FT-IR (ATR Nicolet™ IS™ 10) se utilizó para analizar la posición e intensidades de los grupos químicos característicos de cada una de las membranas antes y luego de ser entrecruzadas con Cu(II). Las membranas se colocaron sobre un ATR de diamante, luego el espectro infrarrojo se colectó utilizando 132 escaneos con una resolución de 4  $\text{cm}^{-1}$  a una velocidad óptica de 0.4747 en un rango de 600-4000  $\text{cm}^{-1}$ .

#### *Absorción de agua*

La absorción de agua se midió sumergiendo una muestra 1 cm x 1 cm (secada previamente a 60 °C durante 24 h en un horno) en 10 mL de agua desmineralizada a temperatura ambiente. Se registró el peso de la membrana después de su inmersión en agua a diferentes intervalos de tiempo: 10, 20 y 40 minutos (Guerrero-Gutiérrez et al., 2015). Cada resultado representa el promedio de diez repeticiones, el porcentaje de absorción de agua fue calculado mediante la siguiente ecuación (1):

$$A = \frac{(W_1 - W_2)}{W_2} * 100 \% \quad (1)$$

Donde A es el porcentaje de agua absorbida durante un intervalo de tiempo,  $W_1$  es el peso de la muestra durante un intervalo de tiempo y  $W_2$  es el peso de la muestra seca.

#### *Análisis termogravimétrico (TGA)*

La degradación térmica y el contenido de ceniza en cada membrana se determinó utilizando un analizador termogravimétrico Mettler Toledo TGA/DSC 3+. En cada experimento se utilizó una muestra con un peso de 5-10 mg. Las temperaturas de degradación fueron determinadas luego de calentar la muestra de temperatura ambiente hasta 600 °C a 10 °C/min bajo una atmósfera de inerte de nitrógeno. El contenido de ceniza se determinó calentando la muestra de 600 °C hasta 800 °C a 10 °C/min bajo una atmósfera de aire.

### *Análisis mecánico dinámico (DMA)*

El análisis dinámico mecánico se utilizó para determinar las propiedades mecánicas de las membranas de celulosa con Cu(II). El módulo dinámico en tensión ( $E^*$ ) fue determinado de 25 a 100 °C a 2 °C/min y una frecuencia de 1 Hz. Adicionalmente, se determinó el módulo dinámico del esfuerzo cortante de 25 a 100 °C a 3 °C/min y una frecuencia de 1 Hz utilizando un DMA1 de Mettler Toledo.

### *Análisis óptico*

La superficie de las membranas se observó por medio de un microscopio digital marca Keyence modelo VHX-5000 Digital (Keyence Corporation, Japan) con una magnificación de 500X y 3000X utilizando el lente VHZ500R/W/T. Esta última magnificación solamente se empleó con las membranas de celulosa.

### **Preparación de solución madre de *E. coli* ATCC 8739**

La solución madre se realizó incubando la bacteria *E. coli* ATCC 8739 en un caldo nutritivo de TS a 37 °C durante 24 h. La concentración de la solución madre se estableció mediante la comparación con el Estándar de MacFarland No. 1 que contiene  $3 \times 10^8$  UFC/mL aproximadamente. Esta solución madre se diluyó sucesivamente hasta obtener una cantidad de 25 a 250 UFC (Maturin & Peeler, 2020).

### **Proceso de filtración de *E. coli* contenido en el agua**

El proceso de filtración de *E. coli* contenido en el agua se realizó por medio de un equipo de filtración (MF75™, NALGENE®) y una bomba de vacío (VWR Scientific LR39793). Inicialmente las membranas se esterilizaron bajo luz UV durante 22 min de cada lado. Seguidamente se colocó la membrana en el equipo de filtración, luego el agua con *E. coli* y se inició el proceso de filtrado. Al finalizar este proceso se retiró cuidadosamente la membrana y se colocó sobre una placa con agar TS. Para determinar la eficiencia de la membrana se sembraron 100 µL de la solución madre en agar TS antes y luego de la filtración. Todos los agares se incubaron a 37 °C por 24 h (Standard Methods, 2018).

La eficiencia se obtuvo por medio del recuento de Unidades Formadoras de Colonia (UFC) contenidas en el agua antes y luego del proceso de filtrado. Los resultados representan el promedio de diez repeticiones.

### **Capacidad biocida de las membranas**

La capacidad biocida de las membranas se determinó por medio de la siembra de la solución madre sobre la superficie de la muestra. Para ello, las membranas se cortaron en forma circular con un diámetro de 14 mm esterilizándose bajo luz UV durante 22 minutos de cada lado. Luego, se agregaron 50 µL de la solución madre sobre la superficie de cada muestra incubándose a 37 °C durante 4 h. Finalizado este periodo, las membranas se sumergieron en 1 mL de solución salina tamponada con fosfato (PBS) pH  $7.3 \pm 0.2$  colocándose sobre un agitador (IUCHI, AC100V50/60Hz) a 92 rpm durante 10 min. Finalizado este tiempo, se extrajeron 50 µL de la solución de PBS y se sembraron en agar TS incubándose a 37 °C por 24 h. Por último, se procedió a realizar el recuento de UFC. Adicionalmente, se realizó un control bajo las mismas condiciones con la diferencia que se eliminó el uso de membrana y se realizó una siembra directa de 50 µL de la solución madre (Zhuang et al., 2020). Los resultados representan el promedio de diez repeticiones.

### **Procesamiento y análisis de la información**

Se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) de un factor por separado para las siguientes variables respuesta: absorción de agua, el proceso de filtración y la capacidad biocida, siendo el factor analizado el tipo de membrana. Adicionalmente, se realizó la prueba de comparación múltiple de Tukey para comparar las medias del factor analizado. Las muestras se corrieron en orden aleatorio y las hipótesis fueron evaluadas con un nivel de confiabilidad del 95%. Las hipótesis nulas se rechazaron si el valor de  $p$  asociado al resultado observado es igual o menor que el nivel de significación ( $p \leq .05$ ).

## **Resultados**

Las membranas poliméricas han sido utilizadas para eliminar bacterias del agua debido a su estructura porosa, facilidad de fabricación y permeabilidad



selectiva, esperándose que posea un flujo de filtración con la adecuada capacidad de retención (Mukherjee & De, 2018). La Organización Mundial de la Salud (OMS) fija en cero (0) unidades formadoras de colonias de *E. coli* por 100 mL de agua (0 UFC/100 mL) como valor máximo permitido en agua para consumo humano (Otekpó, 2020). Otros parámetros importantes en las membranas utilizadas para el tratamiento de agua son la estabilidad térmica a temperaturas mayores de 90 °C (Mänttari et al., 2002), poseer buenas propiedades mecánicas (Bassouini et al., 2019) y presentar estabilidad química durante su operación (Ricci et al., 2017).

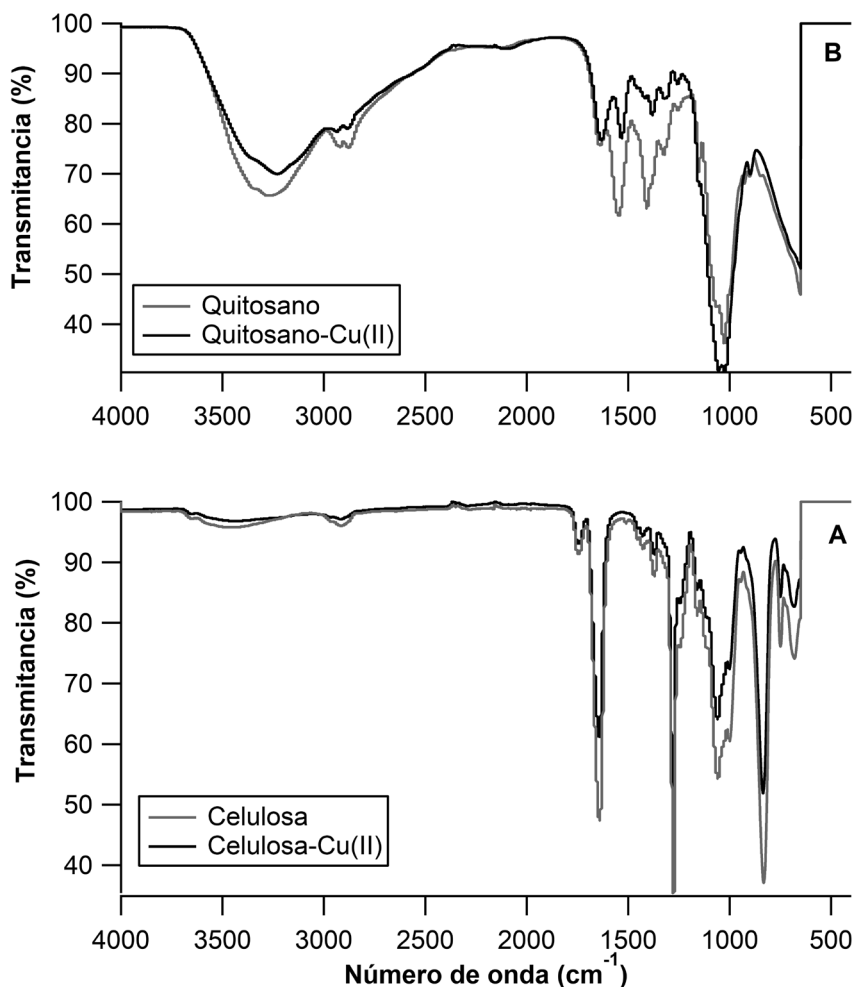
## Caracterización de la membrana

### Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (ATR-FTIR)

El espectro en infrarrojo fue obtenido para todas las muestras con el objetivo de evaluar el efecto de la incorporación de Cu(II) en la estructura química de las membranas. La Figura 1A exhibe el espectro de la membrana de celulosa, el cual presenta las bandas características asociadas a este biopolímero. El agua

**Figura 1**

*FTIR de las membranas*



*Nota.* A representa a las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II). B representa las membranas de quitosano y quitosano-Cu(II).

contenida en la membrana se observa a  $3470\text{ cm}^{-1}$  inducido por el grupo O-H. Adicionalmente, se encuentran los picos característicos al grupo C=O y C-H a  $1740$ ,  $2920\text{ cm}^{-1}$  respectivamente. Finalmente, se encuentran los picos característicos que corresponden a las vibraciones de estiramiento simétricas y asimétricas de los grupos C-O y C-O-C a  $1151-897\text{ cm}^{-1}$ . La membrana de celulosa-Cu(II) exhibe los mismos picos que la membrana de celulosa; sin embargo, presenta algunas diferencias, específicamente en la intensidad y forma de los picos a  $2994$  y el rango  $1151-897\text{ cm}^{-1}$ . La Figura 1B muestra el espectro para las membranas quitosano y quitosano-Cu(II). Esta membrana muestra seis picos característicos del quitosano; el primero es un pico ancho que corresponde al grupo O-H a  $3260\text{ cm}^{-1}$  que se sobrepone sobre el pico correspondiente al grupo N-H a  $3328\text{ cm}^{-1}$ . Seguidamente, se encuentran el pico correspondiente al grupo C-H a  $2872\text{ cm}^{-1}$ . Adicionalmente, existen tres grupos amida que se identificaron a  $1644\text{ cm}^{-1}$ ,  $1569\text{ cm}^{-1}$  y  $1400\text{ cm}^{-1}$  que corresponden al estiramiento del grupo C=O (amida I), a la flexión del grupo N-H (amida II) y al estiramiento del grupo C-N, respectivamente. Finalmente, se encuentran los picos característicos que corresponden a las vibraciones de estiramiento simétricas y asimétricas de los grupos C-O y C-O-C a  $1151-897\text{ cm}^{-1}$ . La adición de Cu(II) cambia el espectro de la membrana de quitosano. Este catión modifica el número de onda de los picos característicos de la flexión del grupo N-H (amida II) y al estiramiento del grupo C-N (amida III) ( $1569\text{ cm}^{-1}$  y  $1400\text{ cm}^{-1}$ ). Además, aparece un pico adicio-

nal en la región  $1151-897\text{ cm}^{-1}$  (grupos C-O y C-O-C). La Tabla 1 muestra los cambios en las bandas características de las membranas.

### Propiedades de equilibrio: absorción de agua

La Figura 2A muestra el porcentaje de absorción de agua en función del tiempo. Estos resultados muestran que las membranas alcanzan el equilibrio luego de sumergirlas 20 minutos en agua. Las membranas de quitosano, celulosa y celulosa-Cu(II) no mostraron una diferencia significativa en la cantidad absorbida de agua, alcanzando un máximo de absorción de 620%. La membrana de quitosano-Cu(II) exhibió la mayor reducción en la cantidad absorbida de agua a los 40 min (Figura 2B). La incorporación del catión a la membrana de quitosano redujo un 91% su capacidad de absorber agua.

### Proceso de degradación

El proceso de degradación de las membranas se obtuvo por medio de un análisis termogravimétrico. La Figura 3 muestra el proceso de degradación de las membranas de antes y después de entrecruzarse con cobre. Estos resultados muestran que la membrana de celulosa posee tres etapas de degradación (Figura 3A). La primera ocurrió a los  $200\text{ °C}$  con una pérdida en peso de 84%. La segunda etapa de degradación se presentó en el rango de temperatura de  $200-400\text{ °C}$  con

**Tabla 1**

*Número de onda de los grupos funcionales en las membranas*

Membrana	Número de onda ( $\text{cm}^{-1}$ ) por grupo funcional						Efecto en intensidad
	O-H	C-H	C=O	C-O / C-O-C	N-H (II)	C-N	
Celulosa	3470	2920	1740	1151-897	Abs	Abs	N/A
Celulosa-Cu(II)	3410	2920	1740	1151-897	Abs	Abs	Reducción
Quitosano	3260	2872	1644	1151-897	1569	1400	N/A
Quitosano-Cu(II)	3220	2872	1630	1151-897** 1060*	1520	1370	Reducción

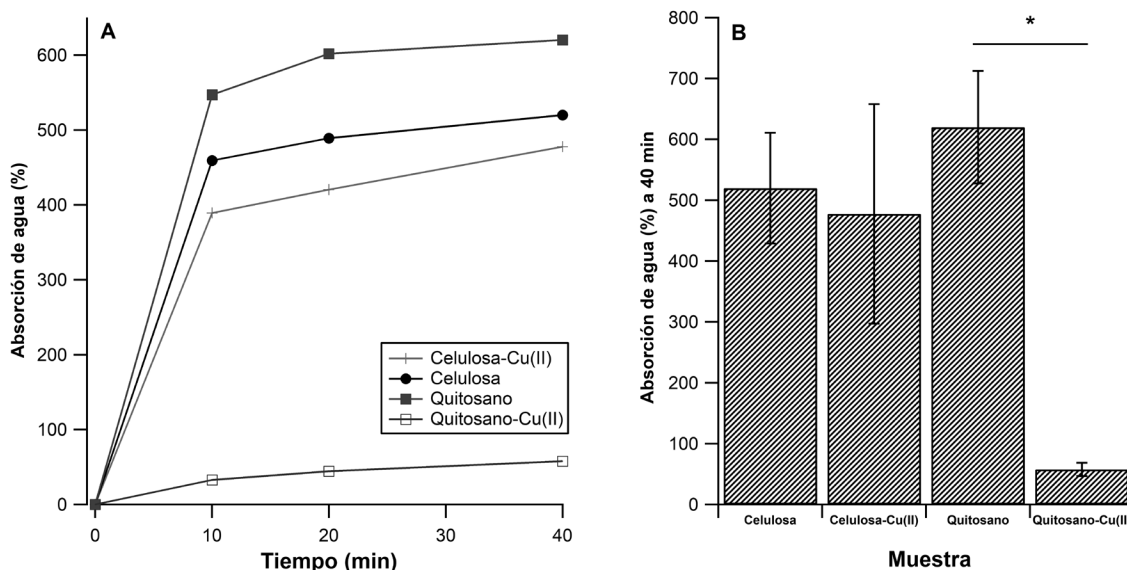
*Nota.* Abs significa la ausencia del grupo funcional en la membrana. Reducción se refiere a la reducción de la intensidad respecto a la membrana sin Cu(II). \*Pico adicional en la región de  $1151-897$ . \*\*La región de  $1151-897$  mostró un aumento de intensidad respecto a la membrana sin Cu(II).

una pérdida de peso adicional del 8%. La última etapa de degradación ocurrió 400-550 °C con una pérdida de peso adicional del 3% siendo el 5% el contenido de ceniza de la membrana. La incorporación del catión a la membrana modificó el patrón de degradación: presentó dos etapas degradación y aumentó la cantidad de ceniza. La membrana de celulosa-Cu(II) presentó su primera etapa de degradación a los 200 °C; sin embargo, la pérdida por peso se redujo un 8.6% en comparación con la membrana de celulosa. La segunda etapa de degradación se produjo en el rango de temperatura de 200-600 °C con una pérdida de peso adicional del 14%. El contenido de ceniza aumentó de 5% a un 12% respecto a la membrana sin cobre. La Figura 3B muestra el comportamiento la absorción de calor de la muestra en función de la temperatura. A 200 °C se presenta un pico exotérmico para ambas membranas. La membrana de celulosa presenta un pico adicional a los 515 °C, el cual confirma la temperatura a la cual se produce la mayor rapidez de degradación en 400-550 °C. Sin embargo, la membrana de celulosa-Cu(II) presentó dicha transición a un rango de temperatura menor (350-425 °C), lo cual confirma la segunda etapa de degradación para esta membrana.

La Figura 3C muestra el proceso de degradación de las membranas de quitosano posee tres etapas de degradación. La degradación inicial ocurrió alrededor de 30-130 °C con una pérdida de peso del 10%. La segunda degradación ocurrió en el rango de 130-230 °C donde la máxima degradación fue observada a 175 °C con una pérdida en peso adicional de 11%. La tercera degradación ocurrió en el rango de 240-400 °C, etapa en la que se obtuvo la máxima degradación a los 288 °C con una pérdida en peso de 30%. La muestra se calentó hasta los 600 °C donde obtuvo una pérdida en peso adicional de 13%. El residuo obtenido a partir de esta temperatura fue de 21% el cual se oxidó calentándose bajo una atmósfera de aire donde la cantidad de ceniza obtenida fue del 14.6%. La membrana de quitosano-Cu(II) exhibió un comportamiento diferente a la membrana de quitosano en donde solamente la primera etapa de degradación permaneció en el mismo rango de temperatura (Figura 3C). La segunda etapa de degradación empezó a los 130 °C; sin embargo, al aumentar la temperatura a 200 °C hubo un cambio abrupto en la pérdida en peso de 26%. La tercera etapa se presentó en el rango de 250-400 °C donde la máxima degradación ocurrió a 275 °C con un 18% en pérdida

**Figura 2**

*Absorción de agua en función del tiempo y porcentaje de agua absorbida de las membranas*



*Nota.* El \* representa diferencia significativa entre las muestras ( $p \leq .05$ ). A representa la absorción de agua en función del tiempo y B el agua absorbida a los 40 min.

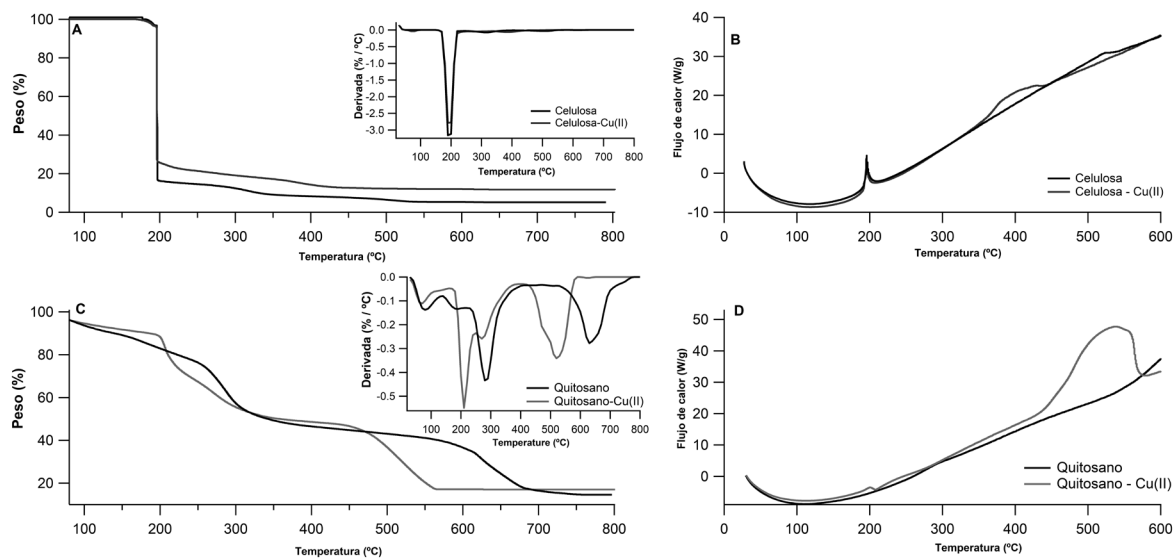
en peso. La adición del catión indujo una cuarta etapa en la degradación de quitosano-Cu(II) que ocurrió en el rango 400-600 °C. Además, la máxima degradación ocurrió a los 515 °C y esta etapa presentó el mayor porcentaje en pérdida de peso (31.5%) en esta membrana. Adicionalmente, el contenido de ceniza incrementó a 16.44% en comparación con la membrana sin cobre. La Figura 3D muestra el flujo de calor de las membranas quitosano en función de la temperatura. La muestra de quitosano presenta solamente el pico exotérmico del proceso de oxidación con aire a los 650 °C; sin embargo, la membrana con cobre muestra la transición térmica a los 515 °C que confirma la presencia de la cuarta etapa de degradación de esta membrana. La primera derivada del proceso de degradación se encuentra en la Figura 3A y 3C para las membranas de celulosa y quitosano, respectivamente. Estas gráficas confirman las temperaturas en donde se producen las etapas de degradación mencionadas anteriormente.

## Propiedades mecánicas

Las propiedades mecánicas de la membrana se obtuvieron por medio del DMA en modo de tensión y de esfuerzo cortante. El módulo complejo ( $E^*$ ) en modo tensión de la membrana de celulosa a 30 °C fue de  $39.74 \pm 1.90$  MPa; sin embargo, la incorporación de Cu(II) a la membrana indujo un incremento en el módulo de 190% ( $115.28 \pm 66.33$ ). Adicionalmente, se determinó el módulo  $E^*$  en modo de esfuerzo cortante en función de la temperatura (Figura 4). Estos resultados muestran que el módulo  $E^*$  decrece linealmente en función de la temperatura para ambas muestras. Sin embargo, el módulo de la membrana celulosa-Cu(II) fue 33.60% mayor que la membrana de celulosa (1.22 MPa) a 30 °C. A temperaturas mayores de 90 °C ambas membranas presentaron valores similares en el módulo en modo de esfuerzo cortante.

**Figura 3**

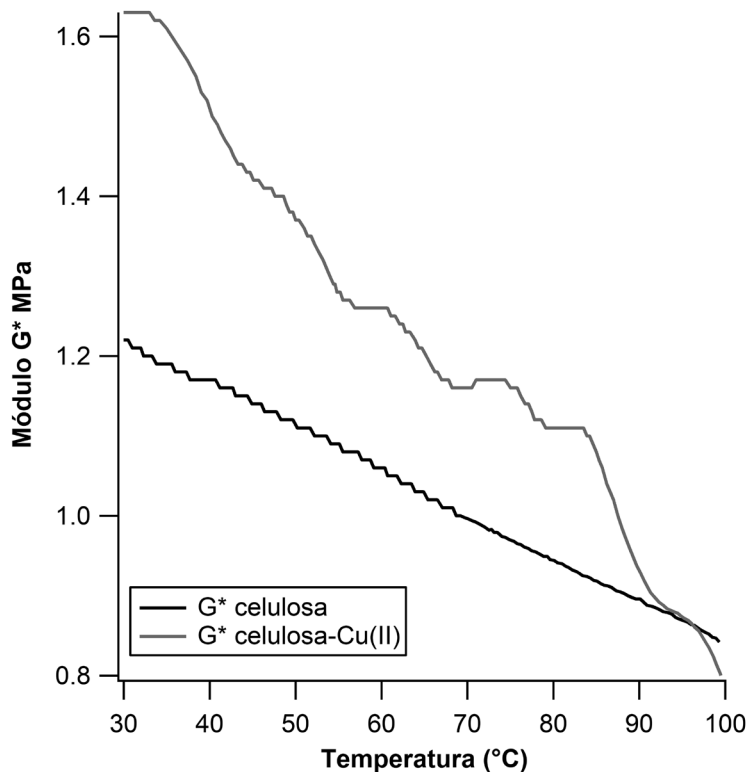
*Proceso de degradación térmica y flujo de calor de las membranas*



*Nota.* A representa el proceso de degradación y B el flujo de calor de la membrana de celulosa y celulosa-Cu(II). C representa el proceso de degradación y D el flujo de calor de la membrana de quitosano y quitosano-Cu(II)

**Figura 4**

*Propiedades mecánicas de las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II)*



### Análisis superficial

Los cambios en la superficie de la membrana inducidos por la incorporación de Cu(II) en la superficie se observaron por medio de un microscopio óptico Keyence VHX-5000. La Figura 5A y 5B muestra a 500X la superficie de la membrana de celulosa y celulosa-Cu(II), respectivamente. La superficie de la membrana de celulosa presenta una superficie lisa sin una porosidad apreciable; sin embargo, la incorporación del catión a la membrana modificó su superficie. Al incrementar la magnificación del lente a 3000X (Figura 5C) se observó que esta superficie presentaba cambios en su porosidad. Adicionalmente, esta figura muestra posibles cambios en la rugosidad debido a los cambios superficiales visualizados. Estudios adicionales deben realizarse para confirmar estos cambios relacionados a la rugosidad en la muestra. La Figura 6A y 6B muestra la superficie de la membrana de quitosano y quitosano-Cu(II) a 500X, respectivamente. Esta imagen indica

que la membrana de quitosano presenta una superficie lisa sin una porosidad aparente. La membrana de quitosano-Cu(II) presenta una superficie similar, solamente cambió el color. Un estudio utilizando SAXS podría confirmar el cambio del tamaño del poro inducido por la incorporación del cobre en las membranas. Estudios han utilizado esta técnica para determinar este parámetro en las membranas (Guerrero-Gutiérrez et al., 2017; Pérez-Pérez & Suleiman, 2015; Syed et al., 2018).

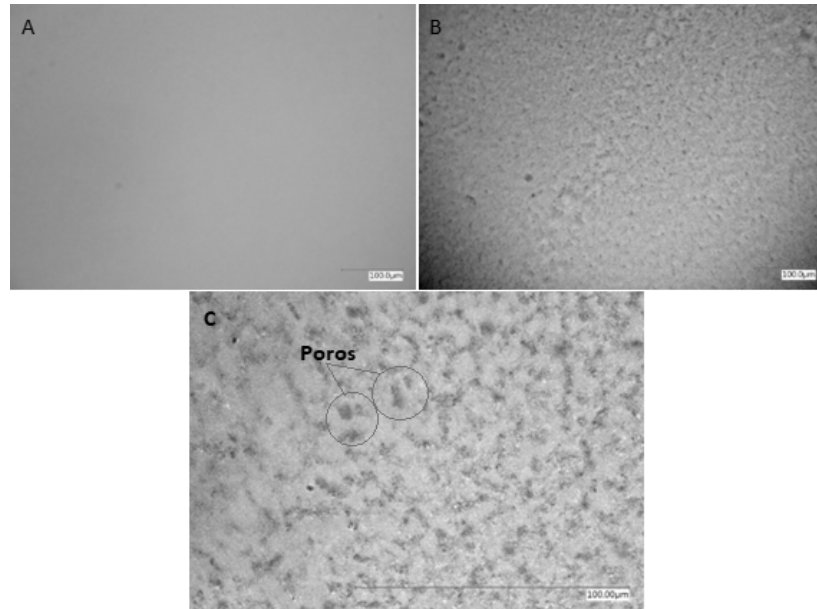
### Proceso de filtración de *E. coli* y efecto biocida

La Figura 7A muestra el efecto de las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II) en el proceso de filtración de *E. coli*. Estos resultados presentan la cantidad de UFC en 100 µL de solución madre y en 100 µL del agua filtrada. La membrana celulosa-Cu(II) obtuvo mayor capacidad de filtración de *E. coli* que la



### Figura 5

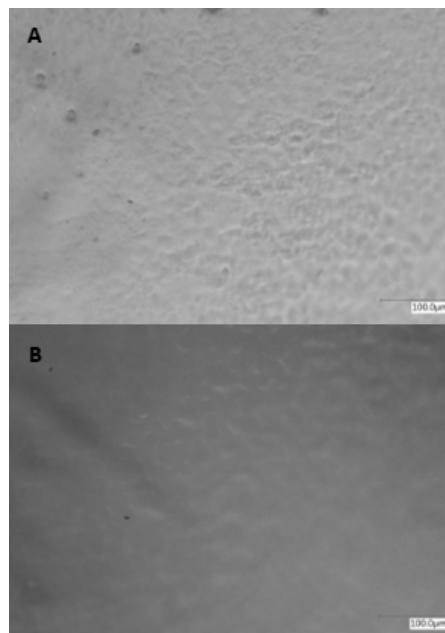
*Imagen de la superficie de las membranas de celulosa*



*Nota.* A representa a la membrana de celulosa a 500X, B a la membrana celulosa-Cu(II) a 500X. C representa la magnificación de la membrana celulosa- Cu(II) a 3000X.

### Figura 6

*Imagen de la superficie de las membranas de quitosano*



*Nota.* A representa la membrana de quitosano a 500 X y B la membrana quitosano-Cu(II) 500X.

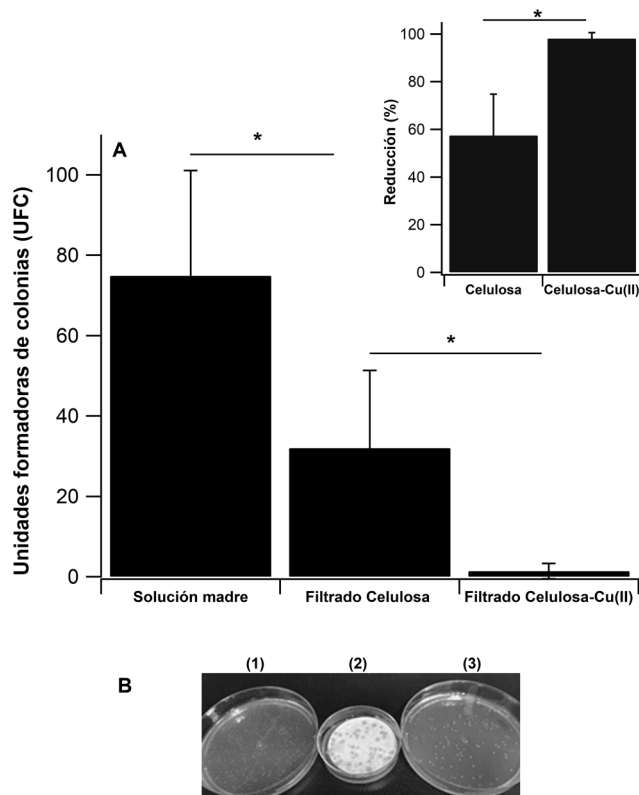
membrana de celulosa. La primera redujo en 98% la cantidad de *E. coli* contenida en el agua, en cambio la membrana de celulosa solo la redujo 57%. Luego del proceso de filtrado, la membrana presentó un recuento de muy numeroso para contar (MNPC) (Figura 7B), lo que indica la presencia de las enterobacterias removidas en ambas membranas.

Los resultados de la capacidad biocida de las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II) se encuentran en la Figura 8. Estos resultados muestran que la membrana de celulosa tiene un efecto biocida al reducir 60% la cantidad de UFC. Sin embargo, la membrana de celulosa-Cu(II) posee un efecto biocida aún mayor al reducir 96% la presencia de UFC de *E. coli*. Estos resultados se compararon sembrando directamente la solución madre sin la membrana, obteniendo como resultado un crecimiento mayor de 574 UFC lo que confirma la capacidad bactericida de ambas membranas de celulosa.

Los resultados del efecto biocida de las membranas de quitosano y quitosano-Cu(II) se encuentran en la Figura 9. Estos resultados muestran que la membrana de quitosano posee un efecto biocida al reducir 80% la cantidad de UFC en el agua. Sin embargo, la membrana de quitosano-Cu(II) posee un efecto biocida aún mayor al reducir 90% la presencia de UFC. Cabe mencionar que el proceso de filtración no se llevó a cabo con las membranas de quitosano ya que al tener la capacidad de absorber 600% de su peso, se rompen al ser colocadas en el dispositivo de filtración. La membrana de quitosano-Cu(II) exhibió un fenómeno interesante ya que no permitió pasar el agua a través de ella utilizando el proceso implementado de filtración al vacío. Se dejó por 24 h en contacto con la solución acuosa con enterobacterias y no hubo filtración. Estudios adicionales podrían analizar diferentes tipos de procesos de filtración para verificar la eficacia en la remoción de la enterobacteria.

**Figura 7**

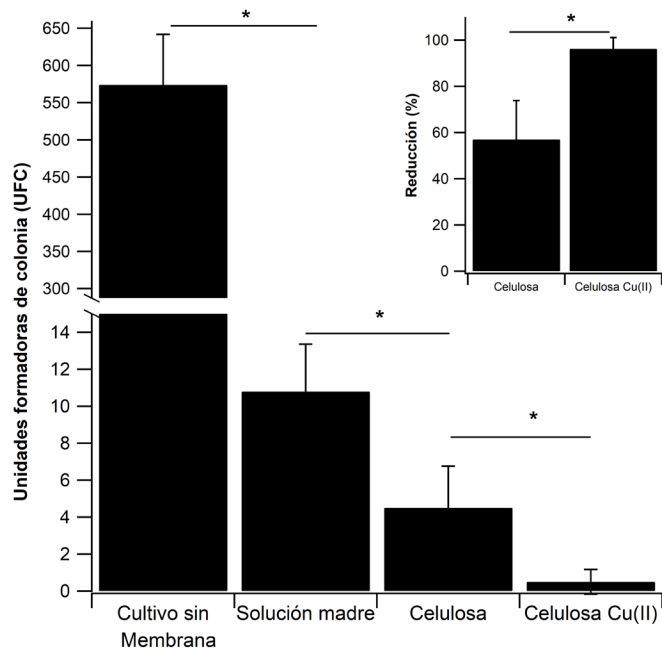
*Efecto de la me membranas de celulosa y celulosa-Cu(II) en el proceso de filtración de E. coli*



*Nota.* El \* representa diferencia significativa entre las muestras ( $p < .05$ ). A representa el efecto de las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II) en el proceso de filtración de *E. coli* y B representa el cultivo de la solución madre (1), membrana (2) y filtrado (3) de la membrana de celulosa.

**Figura 8**

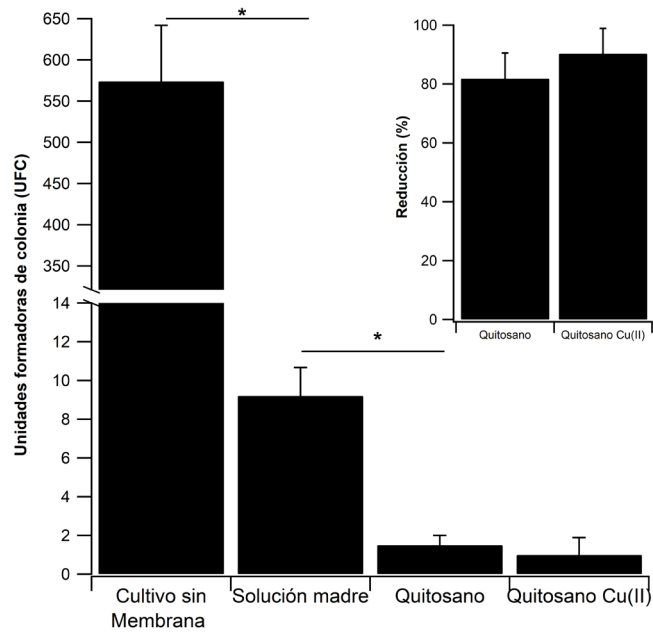
Capacidad biocida de las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II)



Nota. El \* representa diferencia significativa entre las muestras ( $p < .05$ )

**Figura 9**

Capacidad biocida de las membranas de quitosano y quitosano-Cu(II)



Nota. El \* representa diferencia significativa entre las muestras ( $p < .05$ )

## Discusión

Una tendencia emergente en la tecnología de membranas es desarrollar membranas a partir de polímeros naturales/biodegradables que sean sostenibles y al mismo tiempo logre una alta eficiencia de flujo y separación (Castro-Muñoz & González-Valdez, 2019). Las membranas a base de celulosa son ecológicas, de bajo costo y ahorran energía, lo que ofrece el potencial para reemplazar los materiales de membrana tradicionales a base de petroquímicos (Li et al., 2022). Quitosano también es un biopolímero biodegradable de bajo costo, no tóxico, con propiedades antibacterianas y antioxidantes, razones por las cuales se utiliza para el tratamiento de agua (Spoiälă et al., 2021). Las membranas para el tratamiento de agua deben poseer un tamaño de poro de 0.1-10  $\mu\text{m}$  para retener a las bacterias (Wang et al., 2013) ser estables a temperaturas mayores a 90 °C (Mänttäre et al., 2002) y poseer buenas propiedades mecánicas (Bassyouni et al., 2019) con estabilidad química en condiciones extremas de pH (Bargeman, 2021).

### Propiedades químicas, térmicas, mecánicas y ópticas

Se obtuvieron membranas de celulosa y quitosano con cobre para determinar su efecto biocida y su efectividad en eliminar *E. coli* del agua. Además, los resultados se correlacionaron con las propiedades químicas, térmicas y de equilibrio de la membrana. Las propiedades químicas de las membranas de celulosa y quitosano se determinaron por medio de un ATR-FTIR. La membrana de celulosa presentó los picos característicos correspondientes a acetato de celulosa a 3500, 2994, 1744 y en el rango de 1151-897  $\text{cm}^{-1}$  que corresponden a los grupos O-H, C-H, C=O y los grupos C-O y C-O-C, respectivamente (Oh et al., 2005; Song et al., 2012). La membrana de quitosano también presentó los grupos característicos a 1644, 1569 y en el rango de 1151-897  $\text{cm}^{-1}$  que corresponden al grupo C=O en la amida, al grupo N-H y a los grupos C-O y C-O-C, respectivamente (Gedam & Dongre, 2015). La incorporación de Cu(II) en la membrana de celulosa modificó la intensidad de la absorbancia y la forma de los picos mencionados anteriormente. En la membrana de quitosano modificó el número de onda de los picos característicos de la flexión del grupo N-H (amida II) y al estiramiento del grupo C-N (amida III) (1569  $\text{cm}^{-1}$

y 1400  $\text{cm}^{-1}$ ). Además, aparece un pico adicional en la región 1151-897  $\text{cm}^{-1}$  (grupos C-O y C-O-C). Esto se debe a que el catión modifica la cantidad absorbida requerida para producir las bandas características de los grupos funcionales (específicamente de los grupos iónicos), lo cual indica cambios en su estructura química y morfología (Pérez-Pérez & Suleiman, 2015). Estos cambios indican que el Cu(II) está ubicado en los grupos funcionales donde la intensidad disminuye o existe un cambio en la posición del número de onda (Gedam & Dongre, 2015).

Las propiedades térmicas de la membrana fueron obtenidas por medio de un análisis termogravimétrico. La membrana de celulosa es una mezcla de acetato de celulosa y nitrocelulosa, donde la primera degradación es atribuida a la degradación de nitrocelulosa (Lin et al., 2010). La segunda y tercera etapa de degradación (200-400 °C y 400-550 °C) corresponde a la degradación del acetato de celulosa (Hong et al., 2020). La incorporación del catión a la membrana modificó su patrón de degradación: solamente presentó dos etapas de degradación y obtuvo un aumento en la cantidad de ceniza. La membrana de quitosano exhibió tres etapas de degradación. La primera ocurrió alrededor de 30-100 °C con una pérdida de peso del 10% que corresponde al agua absorbida en la membrana (Gedam & Dongre, 2015). La segunda degradación (140-240 °C) corresponde a la degradación de la glicerina (Hong et al., 2020). Finalmente, la tercera degradación corresponde a la cadena polimérica del quitosano (Gedam & Dongre, 2015). La incorporación de cobre produjo estabilidad térmica a la membrana a temperaturas menores de 200 °C; sin embargo, hubo mayor degradación de la cadena polimérica del quitosano a una temperatura menor. La Tabla 2 presenta las temperaturas de degradación de las membranas. La adición de cationes provee estabilidad a los grupos iónicos debido al entrecruzamiento con el catión (Avilés-Barreto & Suleiman, 2013; Guerrero-Gutiérrez & Suleiman, 2013), y modifican los patrones de degradación de las cadenas poliméricas (Pérez-Pérez & Suleiman, 2015). Las curvas de flujo de calor se obtuvieron en un TGA/DSC. A pesar de la baja sensibilidad de este equipo para obtener la curva de flujo de calor en comparación con la señal de un equipo específico de DSC, se puede utilizar para identificar efectos térmicos en el proceso de descomposición térmica y termo oxidativa de las muestras (Lebedeva et al., 2021; Schindler et al., 2017). Es por ello, que solamente se empleó esta curva para determinar los puntos en los cuales se produjo una degradación en la muestra. Sin embargo, un estudio adicional utilizando

**Tabla 2***Temperaturas de degradación de las membranas*

Membrana	1. <sup>a</sup> Deg. (°C)	PP (%)	2. <sup>a</sup> Deg. (°C)	PP (%)	3. <sup>a</sup> Deg. (°C)	PP (%)	4. <sup>a</sup> Deg. (°C)	PP (%)	Ceniza (%)
Celulosa	200	84	200-400	8	400-500	3	Aus.	Aus.	5
Celulosa-Cu(II)	200	74	200-600	14	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	12
Quitosano	30-130	10	130-230	11	230-600	43(*)	Aus.	Aus.	14.6
Quitosano-Cu(II)	30-130	8	130-250	26	250-400	18	400-600	31.5	16.4

*Nota.* Deg.: etapa de degradación, PP: pérdida de peso, Aus.: ausente, (\*) al finalizar esta etapa presentó un residuo de 21%

un DSC y DMA podría confirmar las temperaturas en las cuales se produce un cambio en la temperatura de transición vítrea ( $T_g$ ) de la muestra y asociarlo con la estabilidad térmica de la membrana. Los resultados obtenidos con el TGA confirman la interacción del catión con los grupos funcionales identificados con el FTIR y además la interacción de Cu(II) con la glicerina en la membrana de quitosano.

Las propiedades mecánicas fueron determinadas por medio de un medidor dinámico mecánico. El módulo  $E^*$  aumentó con la incorporación del Cu(II) debido a que el catión se entrecruza con grupos iónicos, produciendo un rearrreglo estructural que induce los cambios en sus propiedades mecánicas (Suleiman et al., 2014). Membranas de celulosa han presentado un  $T_g$  cerca de los 200 °C, marcado por un máximo del tan delta en una medición con un DMA (De Freitas et al., 2017; Gutiérrez et al., 2014). Esta investigación solamente determinó las propiedades mecánicas hasta los 100 °C por lo que un estudio adicional, combinado un DSC y DMA a temperaturas cercanas al  $T_g$ , podrían confirmar este parámetro térmico. Finalmente, las propiedades de equilibrio se obtuvieron por medio de la cantidad absorbida de agua. Las membranas de celulosa y celulosa-Cu(II) no mostraron una diferencia significativa en la cantidad absorbida de agua. En cambio las membranas de quitosano sí mostraron diferencia significativa con una reducción del 91% en la cantidad absorbida con la incorporación de Cu(II). Esta propiedad podría estar influenciadas por el arreglo en la morfología debido a la sustitución del catión. Otros estudios muestran comportamientos similares con la incorporación de Cu(II) y otros cationes de diferente número de valencia y radio atómico (Avilés-Barreto

& Suleiman, 2013; Guerrero-Gutiérrez & Suleiman, 2013; Pérez-Pérez & Suleiman, 2015). Además, el entrecruzamiento del catión con los grupos iónicos induce una reducción en la cantidad de agua absorbida (Nakayama et al., 2020). Estos resultados se relacionan con la interacción del catión con los grupos funcionales mostrados con el ATR-FTIR que inducen cambios en el patrón de degradación en las membranas. También se producen cambios en la estructura molecular, en sus propiedades mecánicas y la superficie de la membrana.

### Proceso de filtración y capacidad biocida de las membranas

Las membranas de celulosa entrecruzadas con Cu(II) presentaron un mayor porcentaje de reducción de *E. coli* en el agua. Esto se puede deber a que los grupos funcionales carboxilo e hidroxilo disponibles en la celulosa se entrecruzan con los iones Cu(II) que produce un cambio morfológico induciendo la formación de una red más densa, lo cual provoca un aumento en la capacidad de retención de esta enterobacteria (Emam et al., 2012). Adicionalmente, el Cu(II) presenta actividad antimicrobiana frente a distintas bacterias (Prado et al., 2012). Aún no está totalmente dilucidado el mecanismo de su acción biocida, pero se postulan tres posibles mecanismos; como son la formación de radicales libres que incrementan el estrés oxidativo y el envejecimiento prematuro, acelerando la muerte celular, la despolarización de la membrana que disminuye su selectividad y por tanto su desequilibrio hídrico-electrolítico y la interacción del cobre con el ADN (Borkow & Gabbay, 2005).



Las membranas de quitosano disminuyeron la cantidad de UFC respecto a la solución madre debido a su actividad antibacteriana y antifúngica (Fei-Liu et al., 2001). El mecanismo exacto de la acción antimicrobiana del quitosano y sus derivados aún se desconoce, pero se ha postulado que las moléculas de quitosano cargadas positivamente interactúan con las membranas celulares microbianas cargadas negativamente, produciendo la fuga de componentes proteicos y otros componentes intracelulares causando una alteración en la permeabilidad celular (Rabea et al., 2003). La membrana de quitosano con cobre incrementó su capacidad biocida lo que puede ser atribuido a los factores descritos anteriormente con la membrana de celulosa-Cu(II).

Se obtuvieron membranas de acetato de celulosa/nitrocelulosa o quitosano que contienen Cu(II) en su superficie. Este catión interactúa con los grupos iónicos de la membrana modificando su estructura química lo que induce cambios en la capacidad de absorción de agua, el patrón de degradación y en sus propiedades mecánicas. Además, el catión modificó la superficie de la membrana observándose un cambio en su superficie, especialmente en la membrana de celulosa. Asimismo, la capacidad de retención y el efecto biocida de las membranas de celulosa aumentó 41% y 36%, respectivamente con la incorporación del catión. La membrana de quitosano aumentó 10% su capacidad biocida luego de la incorporación del cobre. El impacto de este proyecto fue desarrollar una membrana con alta capacidad biocida contra *E. coli*. Además, se desarrollaron membranas que sean utilizadas en procesos convencionales de filtración al vacío y puedan remover enterobacterias dañinas para el ser humano, con el potencial de ser utilizada en comunidades con limitado acceso a agua potable.

### Agradecimientos

Esta investigación fue cofinanciada por DIGI-USAC (2020), proyecto AP8-2020. Adicionalmente, los autores agradecen el apoyo del Material Characterization Center, Edwards Lifesciences, Puerto Rico donde se realizaron las pruebas de FTIR, TGA, DMA y el análisis óptico.

### Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: E M A Guerrero-Gutiérrez, I Gaitán, K Guerrero.  
Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: todos los autores.

Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: E M A Guerrero-Gutiérrez, I Gaitán.

Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: E M A Guerrero-Gutiérrez.

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: E M A Guerrero-Gutiérrez, M Abad, K Guerrero.

### Materiales suplementarios

Este artículo no tiene archivos complementarios.

### Referencias

- Avilés-Barreto, S. L., & Suleiman, D. (2013). Transport properties of sulfonated poly (styrene-isobutylene-styrene) membranes with counter-ion substitution. *Journal of Applied Polymer Science*, 129(4), 2294-2304. <https://doi.org/10.1002/app.38952>
- Bargeman, G. (2021). Recent developments in the preparation of improved nanofiltration membranes for extreme pH conditions. *Separation and Purification Technology*, 279, Artículo 119725. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119725>
- Bassyouni, M., Abdel-Aziz, M. H., Zoromba, M. S., Abdel-Hamid, S. M. S., & Drioli, E. (2019). A review of polymeric nanocomposite membranes for water purification. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 73, 19-46. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.01.045>
- Borkow, G., & Gabbay, J. (2005). Copper as a biocidal tool. *Current Medicinal Chemistry*, 12(18), 2163-2175. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16101497/>
- Cabral, J. P. S. (2010). Water microbiology. Bacterial pathogens and water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3657-3703. <https://doi.org/10.3390/ijerph7103657>
- Castro-Muñoz, R., & González-Valdez, J. (2019). New trends in biopolymer-based membranes for pervaporation. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 24(19), 3584. <https://doi.org/10.3390/molecules24193584>

- Cooper, A., Oldinski, R., Ma, H., Bryers, J. D., & Zhang, M. (2013). Chitosan-based nanofibrous membranes for antibacterial filter applications. *Carbohydrate Polymers*, *92*(1), 254-259. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.08.114>
- Das, B., & Patra, S. (2017). Antimicrobials: Meeting the challenges of antibiotic resistance through nanotechnology. En *Nanostructures for Antimicrobial Therapy* (pp. 1-22). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-46152-8.00001-9>
- De Freitas, R. R. M., Senna, A. M., & Botaro, V. R. (2017). Influence of degree of substitution on thermal dynamic mechanical and physicochemical properties of cellulose acetate. *Industrial Crops and Products*, *109*, 452-458. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.08.062>
- Emam, H. E., Manian, A. P., Široká, B., & Bechtold, T. (2012). Copper inclusion in cellulose using sodium d-gluconate complexes. *Carbohydrate Polymers*, *90*(3), 1345-1352. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.07.003>
- Fane, A. G., Wang, R., & Hu, M. X. (2015). Synthetic membranes for water purification: Status and future. *Angewandte Chemie - International Edition*, *54*(11), 3368-3386. <https://doi.org/10.1002/anie.201409783>
- Fei-Liu, X., Lin Guan, Y., Zhi Yang, D., Li, Z., & De Yao, K. (2001). Antibacterial action of chitosan and carboxymethylated chitosan. *Journal of Applied Polymer Science*, *79*(7), 1324-1335. [https://doi.org/10.1002/10974628\(20010214\)79:7<1324::AID-APP210>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/10974628(20010214)79:7<1324::AID-APP210>3.0.CO;2-L)
- Gedam, A. H., & Dongre, R. S. (2015). Adsorption characterization of Pb(ii) ions onto iodate doped chitosan composite: equilibrium and kinetic studies. *RSC Advances*, *5*(67), 54188-54201. <https://doi.org/10.1039/C5RA09899H>
- Geng, X., Kwon, O. H., & Jang, J. (2005). Electrospinning of chitosan dissolved in concentrated acetic acid solution. *Biomaterials*, *26*(27), 5427-5432. <https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2005.01.066>
- Guerrero-Gutiérrez, E. M. A., Pérez-Pérez, M., Newbloom, G. M., Pozzo, L. D., & Suleiman, D. (2017). Effect of block composition on the morphology and transport properties of sulfonated fluoroblock copolymer blend membranes. *Polymer Engineering & Science*, *57*(11), 1262-1272. <https://doi.org/10.1002/pen.24508>
- Guerrero-Gutiérrez, E. M. A., Pérez-Pérez, M., & Suleiman, D. (2015). Synthesis and characterization of sulfonated fluorinated block copolymer membranes with different esterified initiators for DMFC applications. *Journal of Applied Polymer Science*, *132*(23), Artículo 42046. <https://doi.org/10.1002/app.42046>
- Guerrero-Gutiérrez, E. M. A., & Suleiman, D. (2013). Supercritical fluid CO<sub>2</sub> processing and counter ion substitution of nafion® membranes. *Journal of Applied Polymer Science*, *129*(1), 73-85. <https://doi.org/10.1002/app.38689>
- Gutiérrez, M. C., De Paoli, M.-A., & Felisberti, M. I. (2014). Cellulose acetate and short curauá fibers biocomposites prepared by large scale processing: Reinforcing and thermal insulating properties. *Industrial Crops and Products*, *52*, 363-372. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.10.054>
- Hong, S. H., Cho, Y., & Kang, S. W. (2020). Highly porous and thermally stable cellulose acetate to utilize hydrated glycerin. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *91*, 79-84. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2020.07.019>
- Huq, T., Khan, A., Brown, D., Dhayagude, N., He, Z., & Ni, Y. (2022). Sources, production and commercial applications of fungal chitosan: A review. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, *7*(2), 85-98. <https://doi.org/10.1016/j.jobab.2022.01.002>
- Islam, S., Bhuiyan, M. A. R., & Islam, M. N. (2017). Chitin and chitosan: Structure, properties and applications in biomedical engineering. *Journal of Polymers and the Environment*, *25*(3), 854-866. <https://doi.org/10.1007/s10924-016-0865-5>
- Jarquín, C., Morales, O., McCracken, J. P., Lopez, M. R., Lopez, B., Reyes, L., Gómez, G. A., Bryan, J. P., Peruski, L. F., Parsons, M. B., & Pattabiraman, V. (2022). Burden of Diarrhoeagenic Escherichia coli in Santa Rosa, Guatemala in active health-services surveillance during 2008–2009 and 2014–2015. *Tropical Medicine & International Health*, *27*(4), 408-417. <https://doi.org/10.1111/tmi.13735>

- Keshvardoostchokami, M., Majidi, M., Zamani, A., & Liu, B. (2021). A review on the use of chitosan and chitosan derivatives as the bio-adsorbents for the water treatment: Removal of nitrogen-containing pollutants. *Carbohydrate Polymers*, 273, Artículo 118625. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2021.118625>
- Lebedeva, N. S., Yurina, E. S., Guseinov, S. S., Gubarev, Y. A., & V'yugin, A. I. (2021). Destruction of chitosan and its complexes with cobalt(II) and copper(II) Tetrasulphophthalocyanines. *Polymers*, 13, Artículo 2781. <https://doi.org/10.3390/polym13162781>
- Li, S., Wang, X., Guo, Y., Hu, J., Lin, S., Tu, Y., Chen, L., Ni, Y., & Huang, L. (2022). Recent advances on cellulose-based nanofiltration membranes and their applications in drinking water purification: A review. *Journal of Cleaner Production*, 333, Artículo 130171. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130171>
- Lin, C.-P., Chang, Y.-M., Gupta, J. P., & Shu, C.-M. (2010). Comparisons of TGA and DSC approaches to evaluate nitrocellulose thermal degradation energy and stabilizer efficiencies. *Process Safety and Environmental Protection*, 88(6), 413-419. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2010.07.004>
- Madaeni, S. S., Ghaemi, N., & Rajabi, H. (2015). Advances in polymeric membranes for water treatment. En A. Basile, A. Cassano & N. K. Rastogi (Eds.), *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment* (pp. 3-41). <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-121-4.00001-0>
- Mänttari, M., Pihlajamäki, A., Kaipainen, E., & Nyström, M. (2002). Effect of temperature and membrane pre-treatment by pressure on the filtration properties of nanofiltration membranes. *Desalination*, 145(1), 81-86. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00390-9](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00390-9)
- Maturin, L., & Peeler, J. T. (2020). BAM Chapter 3: Aerobic Plate Count | FDA. <https://www.fda.gov/food/laboratory-methods-food/bam-chapter-3-aerobic-plate-count>
- Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social de Guatemala, Departamento de Epidemiología. (2022). Semana Epidemiológica 12, 2022.
- Mukherjee, M., & De, S. (2018). Antibacterial polymeric membranes: a short review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(8), 1078-1104. <https://doi.org/10.1039/C8EW00206A>
- Nakayama, R., Katsumata, K., Niwa, Y., & Namibio, N. (2020). Dependence of water-permeable chitosan membranes on chitosan molecular weight and alkali treatment. In *Membranes* (Vol. 10, Issue 11). <https://doi.org/10.3390/membranes10110351>
- Oh, S. Y., Yoo, D. Il, Shin, Y., & Seo, G. (2005). FTIR analysis of cellulose treated with sodium hydroxide and carbon dioxide. *Carbohydrate Research*, 340(3), 417-428. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2004.11.027>
- Oteko, L. A. (2020). Demonstration of total coliforms and Escherichia coli in drinking water in the borough of the Plateau, city of Savè in Benin. *World Water Policy*, 6(1), 38-51. <https://doi.org/10.1002/wwp2.12020>
- Pérez-Pérez, M., & Suleiman, D. (2015). Transport properties of sulfonated poly(ether ether ketone) membranes with counter-ion substitution. *Journal of Membrane Science*, 493, 414-427. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.06.017>
- Praveena, S. M., Han, L. S., Than, L. T. L., & Aris, A. Z. (2016). Preparation and characterisation of silver nanoparticle coated on cellulose paper: evaluation of their potential as antibacterial water filter. *Journal of Experimental Nanoscience*, 11(17), 1307-1319. <https://doi.org/10.1080/17458080.2016.1209790>
- Qi, L., Liu, Z., Wang, N., & Hu, Y. (2018). Facile and efficient in situ synthesis of silver nanoparticles on diverse filtration membrane surfaces for antimicrobial performance. *Applied Surface Science*, 456, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2018.06.066>
- Quaranta, D., Krans, T., Santo, C. E., Elowsky, C. G., Domaille, D. W., Chang, C. J., & Grass, G. (2011). Mechanisms of contact-mediated killing of yeast cells on dry metallic copper surfaces. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(2), 416-426. <http://aem.asm.org/lookup/doi/10.1128/AEM.01704-10>
- Rabea, E. I., Badawy, M. E.-T., Stevens, C. V., Smagghe, G., & Steurbaut, W. (2003). Chitosan as antimicrobial agent: Applications and mode

- of action. *Biomacromolecules*, 4(6), 1457-1465. <https://doi.org/10.1021/bm034130m>
- Ricci, B. C., Ferreira, C. D., Marques, L. S., Martins, S. S., Reis, B. G., & Amaral, M. C. S. (2017). Assessment of the chemical stability of nanofiltration and reverse osmosis membranes employed in treatment of acid gold mining effluent. *Separation and Purification Technology*, 174, 301-311. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.11.007>
- Salles, M. J. C., Zurita, J., Mejía, C., Villegas, M. V., Alvarez, C., Bavestrello, L., Zurita, J. (2013). Resistant gram-negative infections in the outpatient setting in Latin America. *Epidemiology and Infection*, 141(12), 2459-2472. <https://doi.org/10.1017/S095026881300191X>
- Schindler, A., Doedt, M., Gezgin, Ş., Menzel, J., & Schmölzer, S. (2017). Identification of polymers by means of DSC, TG, STA and computer-assisted database search. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 129(2), 833-842. <https://doi.org/10.1007/s10973-017-6208-5>
- Schneider, S. (2005). *Enfermedades Transmitidas por Alimentos en Guatemala*. <http://www.fao.org/3/i0480s/i0480s04.pdf>
- Shen, S. S., Yang, J. J., Liu, C. X., & Bai, R. B. (2017). Immobilization of copper ions on chitosan/cellulose acetate blend hollow fiber membrane for protein adsorption. *RSC Advances*, 7(17), 10424-10431. <https://doi.org/10.1039/C7RA00148G>
- Song, J., Birbach, N. L., & Hinestroza, J. P. (2012). Deposition of silver nanoparticles on cellulosic fibers via stabilization of carboxymethyl groups. *Cellulose*, 19(2), 411-424. <https://doi.org/10.1007/s10570-011-9647-3>
- Spoială, A., Ilie, C.-I., Ficai, D., Ficai, A., & Andronescu, E. (2021). Chitosan-Based Nanocomposite Polymeric Membranes for Water Purification-A Review. *Materials*, 14(9). <https://doi.org/10.3390/ma14092091>
- Standard Methods. (2018). 9222 membrane filter technique for members of the coliform group. In *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. <https://doi.org/doi:10.2105/SMWW.2882.193>
- Suleiman, D., Padovani, A. M., Negrón, A. A., Sloan, J. M., Napadensky, E., & Crawford, D. M. (2014). Mechanical and chemical properties of poly(styrene-isobutylene-styrene) block copolymers: Effect of sulfonation and counter ion substitution. *Journal of Applied Polymer Science*, 131(11). <https://doi.org/10.1002/app.40344>
- Syed, R., Sen, D., Mani Krishna, K. V., & Ghosh, S. K. (2018). Fabrication of highly ordered nanoporous alumina membranes: Probing microstructures by SAXS, FESEM and AFM. *Microporous and Mesoporous Materials*, 264, 13-21. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2017.12.034>
- Szekeres, G. P., Nemeth, Z., Schrantz, K., Nemeth, K., Schabikowski, M., Traber, J., Graule, T. (2018). Copper-Coated cellulose-based water filters for virus retention. *ACS Omega*, 3(1), 446-454. <https://doi.org/10.1021/acsomega.7b01496>
- Prado, J. V., Vidal, A. R., & Durán, T. C. (2012). Aplicación de la capacidad bactericida del cobre en la práctica médica. *Revista Médica de Chile*, 140(10), 1325-1332. <http://dx.doi.org/10.4067/S0034-98872012001000014>
- Wang, R., Guan, S., Sato, A., Wang, X., Wang, Z., Yang, R., Hsiao, B. S., & Chu, B. (2013). Nanofibrous microfiltration membranes capable of removing bacteria, viruses and heavy metal ions. *Journal of Membrane Science*, 446, 376-382. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.06.020>
- Zhuang, L., Zhi, X., Du, B., & Yuan, S. (2020). Preparation of Elastic and Antibacterial Chitosan-Citric Membranes with High Oxygen Barrier Ability by in Situ Cross-Linking. *ACS Omega*, 5(2), 1086-1097. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b03206>



# Ecotoxicología ¿Cómo afecta a las comunidades faunísticas de las playas del Pacífico de Guatemala?

*How ecotoxicology affect the fauna on the Pacific Guatemala's beaches?*

Jorge Martínez<sup>1\*</sup> 

<sup>1</sup>Departamento de posgrado, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA),  
Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

\*Autor al que se dirige la correspondencia: [jorro\\_92@hotmail.com](mailto:jorro_92@hotmail.com)

Recibido: 5 de agosto 2021 / Revisión: 20 de marzo 2022 / Aceptado: 5 de mayo 2022

## Resumen

La ecotoxicología estudia los efectos de los contaminantes químicos producidos por acción antropogénica en los diferentes ecosistemas. Las playas, son un ecosistema de interés, ya que en estas ocurre una gran cantidad de sedimentación y por lo tanto tienen la capacidad de acumular significativas concentraciones de contaminantes químicos. En Guatemala, las playas del Pacífico son un sujeto ideal para el estudio ecotoxicológico, debido a la fuerte actividad agrícola que ocurre en la parte alta del litoral que causa el uso frecuente de contaminantes químicos. Los contaminantes químicos con más uso son los insecticidas y entre ellos destacan los compuestos organoclorados y el metil paratión, muy utilizados por su alta efectividad en el control de plagas agrícolas. El uso constante de estos compuestos causa que sean depositados en el sedimento que forma las playas, causando que sean absorbidos por organismos de todos los niveles tróficos, desde productores primarios como plancton hasta consumidores secundarios como reptiles. Regular el uso de estos compuestos es de interés común, debido a los impactos negativos que pueden acarrear sobre los ecosistemas costeros en donde ocurre una gran actividad tanto comercial, como recreativa por parte de las comunidades costeras. Mitigar el impacto de estos compuestos solo será posible si los actores que inciden en toda el área litoral del Pacífico toman conciencia de la potencial degradación de las playas y la importancia de su función tanto para las actividades antropogénicas diarias como para la convergencia ecológica de las múltiples especies que dependen de las mismas para su supervivencia.

**Palabras claves:** Contaminación química, toxicología, ecosistemas costeros, agroindustria

## Abstract

Ecotoxicology studies the effect of chemical pollutants produced by anthropogenic action on different ecosystems. Beaches are an ecosystem of interest, since a large amount of sedimentation occurs on these places and therefore they have the capacity to accumulate significantly higher concentrations of chemical pollutants compared to terrestrial or aquatic ecosystems. In Guatemala, the beaches in the Pacific coast are an ideal subject for ecotoxicological studies, due to the strong agricultural activity occurring in the highlands that produces a great amount of chemical pollutants and the by-products end up in the beaches as a consequence of pluvial and rivers runoff activity. The most widely used chemical are insecticides and among them, organochlorine compounds and methyl parathion stand out, widely used in part, due to their high effectiveness in pest control. The constant use from these compounds causes them to be absorbed by organisms in all trophic levels, from primary producers to secondary consumers. Regulating the use of these compounds is of common interest, because of the negative impacts on coastal ecosystems where there occurs great commercial and recreational activity from coastal communities. Mitigating the impact of these compounds will only be possible if actors influencing the Pacific littoral area, become aware of the potential beach destruction and the importance of their function both for daily anthropogenic activities and ecological convergence of multiple species that depend on the beaches for their survival.

**Keywords:** Chemical contamination, toxicology, coastal ecosystems, agroindustry





## Introducción

La ecotoxicología es un término relativamente nuevo y hace referencia a la toxicología ambiental. El término, reflejó una creciente preocupación acerca de los contaminantes que el ser humano produce en los ecosistemas costeros y entre estas las playas. El enfoque inicial de esta nueva disciplina fueron los efectos nocivos de químicos en el contexto de la ecología (Walker et al., 2012). Por lo tanto, se puede definir como el estudio de los efectos nocivos de los productos químicos sobre los ecosistemas, incluyendo la detección y determinación de los efectos en organismos individuales y efectos consecuentes a nivel de poblaciones y comunidades (Walker et al., 2012). La importancia de estudiar la ecotoxicología radica en determinar las cantidades de residuos químicos que son depositados en los ecosistemas, como en el suelo, cuerpos de agua y atmósfera, exponiendo a los organismos y establecer los niveles dañinos a nivel bioquímico o fisiológico, causando cambios que provoquen efectos adversos en las tasas de nacimiento, crecimiento y mortalidad en las poblaciones. Estos cambios tienen la capacidad de producir declives poblacionales, si no son compensados por otros mecanismos (p.e. alta densidad poblacional) (D'Mello, 2020).

Uno de los ecosistemas con interés para estudiar la ecotoxicología son las playas, ya que estas sirven como barreras entre los fuertes vientos y el oleaje entre el océano y la placa continental (Hatcher et al., 1989). Existe además, un fuerte intercambio de nutrientes en esta zona, gracias a la actividad del oleaje que combina los sedimentos continentales con los marinos. Este intercambio de sedimentos provoca que las playas sean ecosistemas con la capacidad de albergar diferentes organismos y por lo tanto sea una zona en donde ocurre interacción biológica al encontrarse organismos fotosintéticos, macroinvertebrados, aves y reptiles (Ferguson & Johannes, 1975). Al ser ecosistemas costeros someros, las playas están expuestas a la constante sedimentación por parte de los continentes y también a la erosión por parte tanto del océano como de los cuerpos de agua que desembocan en el mismo (Connell & Hawker, 1991). La exposición a la acumulación de sedimentación con presencia de contaminantes químicos en las playas, provenientes de la zona continental

afecta, por lo tanto, a los organismos residentes de las playas como también a los humanos que dependen de estos ecosistemas para su supervivencia y recreación (Farris & Van Hassel, 2007; Peters et al., 1997).

En Guatemala pueden encontrarse los ecosistemas de las playas en todo el litoral del Pacífico, que comprende la zona sur del país limítrofe con el océano Pacífico, en los departamentos de San Marcos, Quetzaltenango, Retalhuleu, Suchitepéquez, Escuintla, Santa Rosa y Jutiapa (Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia, Dirección de Ordenamiento Territorial [Segeplan], 2011a). La configuración física se caracteriza por planicies, con territorio de 50 km de ancho a todo lo largo de la costa, con una altitud variable desde el nivel del mar hasta 550 metros, en donde se mezcla ya con el macizo montañoso de la boca costa (Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente, Universidad Rafael Landívar [Iarna-URL], 2012). Esta región se forma por la deposición de material de origen volcánico proveniente del altiplano dando origen a playas arenosas (Iarna-URL, 2012).

Actualmente la región se caracteriza por su intenso uso agropecuario y agroindustrial (cerca del 61%), destinado a cultivos de agro exportación, por lo que el uso intensivo de contaminantes químicos es una práctica muy común con el fin de mantener la alta productividad (Solares, 2011). Estos contaminantes son arrastrados y depositados en las playas del Pacífico en conjunto con los sedimentos naturales arrastrados tanto por las cuencas hídricas como por las lluvias frecuentes del área (Segeplan, 2011b). Esto causa una contaminación toxicológica imperceptible a simple vista, pero de la cual se conoce causa un impacto negativo sobre las playas, teniendo una comprensión muy pobre de los efectos reales y el alcance de estos hacia otros ecosistemas marino-costeros (Consejo Nacional de Áreas Protegidas, et al., 2009). Por lo tanto, basado en estas ideas, el presente trabajo pretende identificar los principales contaminantes químicos responsables de la ecotoxicología presente en las playas del Pacífico de Guatemala y como estos afectan a las comunidades de la fauna que allí converge. También se pretenderá proponer soluciones viables para mitigar los efectos toxicológicos sobre dicho ecosistema.

## Contenido

### Componentes bióticos y abióticos de las playas del Pacífico de Guatemala

Las playas del Pacífico de Guatemala tienen un origen volcánico, gracias a la cadena volcánica del altiplano del país (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2018). Al ser el material volcánico arrastrado y sedimentado en el litoral Pacífico, estos dan origen a playas arenosas y ricas en minerales (Segeplan, 2011a). En las playas pueden encontrarse dos regiones. La primera es la zona intermareal, corresponde a la porción de la playa que se une con el mar. Se encuentra frecuentemente inundada por el efecto de las olas y el viento. También pueden encontrarse las dunas, que es la parte de la playa en donde no penetra el agua de mar. En cada región ocurre la presencia de organismos particulares. En la zona intermareal pueden encontrarse organismos microscópicos fotosintéticos, macroinvertebrados que van desde organismos sencillos como poliquetos hasta más complejos como moluscos o crustáceos (Castro & Huber, 2007).

En las zonas intermareales al ser de transición, convergen múltiples factores como el arrastre de nutrientes, el cambio de mareas y cambios de temperatura, que las hacen zonas de alta diversidad y por lo tanto, es común encontrar una alta heterogeneidad de especies de los organismos antes mencionados (Castro & Huber, 2007). En las dunas es más frecuente encontrar organismos más complejos, como vegetación vascular, aves, que buscan refugio en los árboles y reptiles como tortugas, que utilizan esta porción de la playa para el desove (Castro & Huber, 2007).

En cuando a los factores fisicoquímicos de las playas, la salinidad, la temperatura y el sedimento son de los factores más importantes (Prado, 2002). Las playas del Pacífico presentan temperaturas en rangos que varían desde 21.9 °C hasta 31.9 °C. La salinidad es generalmente de 35.2%.

La temperatura afecta la distribución de organismos faunísticos y sus ciclos reproductivos, así como comunidades de macroinvertebrados que se desarrollan en una temperatura óptima por debajo de los 35 °C (Segeplan, 2011b). En los moluscos, por ejemplo, la temperatura es determinante para su distribución, como se ha demostrado en algunas especies cuyas poblaciones se separan biogeográficamente por las variaciones de temperatura (Prado, 2002). En orga-

nismos más complejos como tortugas que desovan en las playas, se conoce que la temperatura superficial, es fundamental para la supervivencia de los embriones y para la determinación de sexos de la población (Segeplan 2011b).

La salinidad presente en las playas, favorece la colonización por parte de especies de poliquetos que presentan un amplio rango de tolerancia a salinidad desde 25-100% gracias a regulaciones osmóticas (Prado, 2002). En otros organismos como crustáceos, la salinidad afecta sobre todo en el crecimiento y sobrevivencia (Arapis et al., 2004). Existe una mejor adecuación por parte de los crustáceos cuando los valores de la salinidad varían entre 15% a 21% de salinidad. En el caso de moluscos, los cambios bruscos de salinidad afectan la fisiología y morfología. Causando estrés fisiológico y debilitamiento de las conchas (Arapis et al., 2004).

### Amenazas que afrontan las playas, ligadas a la ecotoxicología

La economía de Guatemala se basa principalmente en actividades agrícolas, lo que provoca el uso intensivo de pesticidas y otros productos químicos para mejorar la productividad (Alfaro, 2006). Los contaminantes químicos en el ambiente presentan problemas por el riesgo que supone su uso en la contaminación de los ecosistemas vulnerables, como lo son las playas guatemaltecas. El riesgo potencial del daño aumenta debido a que en muchos casos ni siquiera se cumplen con las mínimas medidas de seguridad para mitigar el impacto negativo del uso de estos productos (Alfaro, 2006). Los pesticidas son los mayores contaminantes toxicológicos. Sumado a esto, la logística e infraestructura poco desarrollada para el tratamiento de estos productos, combinado con una pobre ejecución de las normas de seguridad de desechos ambientales tienen el potencial de desarrollar efectos nocivos en los organismos costeros que ocupan las playas, tanto en la porción de las dunas como en la zona intermareal, en donde el impacto en estos ecosistemas ha sido ignorado (Duarte & Caçador, 2020). La cantidad de estudios que se ha realizado en Guatemala han sido pocos, realizados por las principales Universidades del país y por empresas privadas dedicadas al estudio toxicológico en el ambiente (Interinstitutional Coordination Group [ICG], 2018).

Los productos de origen químico en Guatemala tienen una relativa historia reciente, ya que se introducen en la región en la década de 1950 y para 1977 se

utilizaban al menos 8.5 millones de kilogramos únicamente en la costa sur para mantener sanas las plantaciones de algodón (Castillo et al., 1997). Guatemala es el principal productor y consumidor de productos de origen químico en Centroamérica, siendo los insecticidas el producto con mayor demanda (Elías Ogáldez et al., 2014). Uno de los insecticidas más populares han sido los compuestos organoclorados, ampliamente utilizados debido a su alta capacidad para controlar plagas (Elías Ogáldez et al., 2014). Otros productos que se utilizan en la industria son los bipiridilos, carbamatos, compuestos órgano-estánicos, organofosforados, organomercuriales, triazinas, piretroides, piretrinas, tiocarbamatos y derivados de ácido fenoxiacético, cumarínicos y de cloronitrofenol (Godoy Alarcón, 2018).

La sedimentación de los residuos de los productos químicos, resulta ser altamente nociva para la zona intermareal, ya estos, al ser arrastrados por cuerpos de agua o por efectos de la lluvia y viento, son depositados en el sedimento arenoso (Blasco et al., 2016). Al formar parte del sedimento, los residuos se acumulan y logran intercambiarse con el medio marino gracias al efecto del oleaje, permitiendo su ingreso al océano (Blasco et al., 2016). En la zona intermareal, la fuerza de las olas acarrea nutrientes que forman parte del sedimento, a su vez atraen a macroinvertebrados como moluscos, crustáceos, plancton y poliquetos, que estos a su vez atraen organismos más complejos como aves y herpetofauna que se alimentan de estos recursos (Jacquin et al., 2019). La sedimentación en las playas, al tener la capacidad de almacenar nutrientes, contribuye a la acumulación de la biomasa en los organismos intermareales que se aprovechan de dicha área y en esta biomasa ocurre la acumulación de residuos químicos (Jacquin et al., 2019).

El uso constante y desmedido de los productos químicos utilizados por la industria contribuye a la contaminación de las playas del Pacífico de Guatemala, acarreando serias consecuencias, al contribuir al almacenamiento de los mismos en los tejidos de los organismos residentes de dichas áreas, provocando pérdida de la diversidad biológica de la que dependen las comunidades antropogénicas para la supervivencia y para la recreación (Alfaro, 2006).

## Efectos potenciales de los contaminantes sobre el ecosistema y la fauna

La acumulación de contaminantes químicos en el sedimento de las playas, puede causar cambios en la fisiología de los organismos e incluso una elevada mortalidad que puede a su vez afectar las tasas de reproducción y reclutamiento de las especies resultando en una cascada de pérdida de diversidad dentro del ecosistema (Braunbeck et al., 1998).

La descarga excesiva de los contaminantes químicos que ocurre en el litoral del Pacífico afecta la composición orgánica de los sedimentos en las playas, así como el nivel de pH, lo que los hace efectivos para el secuestro potencial de todos los residuos químicos, que terminan siendo inmovilizados en un medio que resulta anóxico (Wang et al., 2019). Al quedar los residuos químicos en los sedimentos, organismos fotosintéticos pueden absorberlos y transportarlos, incorporándolos dentro del ecosistema, haciéndolos parte de las cadenas tróficas afectando todos los niveles de organismos causando una magnificación biológica, en la que la acumulación de los residuos pueden llegar a ser hasta de un millón de veces superior en los organismos depredadores con respecto de los niveles registrados en el agua (Johnson et al., 1971). Los contaminantes también pueden ingresar a los ecosistemas por medio de la respiración.

Los primeros organismos que se ven afectados son los herbívoros, detritívoros y filtradores, sobre todo en los moluscos en donde organismos de la Clase Bivalva han demostrado almacenar contaminantes (Wang et al., 2019). Además del riesgo de almacenar estos residuos, los Bivalvos expuestos a residuos organoclorados han demostrado durante la reproducción, que las larvas se deforman, aumentando la tasa de mortalidad y las que logran llegar a un estadio adulto tienen conchas más pequeñas, delgadas y frecuentemente deformes con relación a sus antecesores (Byrne, 2012). También parece ser que las tasas de crecimiento se ven disminuidas, siendo más lento el proceso y muchas veces ocurre una reducción en la supervivencia de la metamorfosis entre larva y adulto. Otros moluscos como los gasterópodos han demostrado una metamorfosis

y crecimiento reducido, al ser expuestos a toxafeno y compuestos metilados, así como una disminución en su metabolismo. Esto puede suponer una importante amenaza a la vida costera, ya que, si estos organismos se ven alterados de tal manera, significa que se está creando una presión mayor de la que estos pueden tolerar y por lo tanto, la presión sobre las playas puede llegar a un punto de colapso, ya que los gasterópodos son importantes al ser consumidores primarios y son elementos angulares tanto en sus ecosistemas como en la escala de las cadenas tróficas (Raisuddin et al., 2007).

Invertebrados de otros grupos como crustáceos han demostrado que, al ser expuestos a residuos organoclorados o metil paratión, han presentado problemas en la fertilización, afectando la metamorfosis, el crecimiento, la tasa de mortalidad larval y el metabolismo en el estadio larval (Byrne, 2012). En poliquetos se ha reportado que la eclosión es la que principalmente se ve afectada al verse reducida e incluso inhibida (Raisuddin et al., 2007). El problema que representa la presión en todos estos organismos, al reportarse desarrollos anormales es que las poblaciones con cada generación pierden adecuabilidad a su entorno, lo que podría representar un colapso de los ecosistemas costeros, no sólo las playas o la zona intermareal, al eliminarse los elementos que los conforman (Josende et al., 2019). Otra desventaja que podría presentarse al presionar por ejemplo a crustáceos o gasterópodos, es que estos cumplen funciones de depredadores controlando a poblaciones y manteniendo cierto orden ecológico (Josende et al., 2019). En otro contexto, si se ven afectadas las poblaciones de invertebrados filtradores, pueden disminuir su capacidad de filtración, haciendo que las playas se vean más concentradas con partículas libres en la columna de sedimento, disminuyendo la cantidad de agua que se puede filtrar, reduciéndose la cantidad de oxígeno que ingresa en la columna y por ende disminuir la productividad primaria (Josende et al., 2019).

En organismos superiores como *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), expuestos a metil paratión, propanil u organoclorados, se ha reportado desarrollo anormal de los individuos juveniles, por lo que afecta la tasa de reclutamiento (Cortés-Gómez et al., 2018). Estos grupos, que son consumidores secundarios, han demostrado ser agentes patógenos ya que al alimentarse transportan los contaminantes a diferentes ecosistemas marinos (Cortés-Gómez et al., 2018). En aves se han reportado en las etapas embrionarias la acumulación de los químicos organoclorados. Como consecuencia de la actividad química, se ha reportado

que los huevos de estos grupos son más delgados y como consecuencia los individuos sufren en la etapa embrionaria, un mal desarrollo, lo que resulta en malformidades para aquellos que logran eclosionar ya que ocurre también retraso en la eclosión y tasas de mortalidad elevadas (Cortés-Gómez et al., 2018).

### Potenciales soluciones o mecanismos para mitigar la ecotoxicología

Para evitar la pérdida tanto de ecosistemas como de diversidad, se deben realizar esfuerzos de mitigación de los contaminantes que desembocan en las playas del Pacífico (Mejía, 2019). Estos esfuerzos deben incluir a los diferentes sectores que causan presión sobre los ecosistemas marino-costeros. Dentro de los esfuerzos de mitigación pueden incluirse talleres de educación ambiental y el abordaje a voluntades para establecer prácticas que disminuyan el estrés sobre el ecosistema y los organismos que habitan (González-Bernat & Clifton, 2017). Las discusiones con diferentes partes involucradas en las consecuencias ecológicas proveen a los actores con opciones para proteger de manera efectiva los recursos naturales mientras se hace un balance de los costos y los beneficios para la sociedad. A pesar de que la mayoría de las evaluaciones de los riesgos ambientales se han realizados en sitios o factores de estrés específicos, los esfuerzos futuros deberán desarrollar estrategias de evaluación en escalas temporales y espaciales más grandes (González-Bernat & Clifton, 2019). Con el fin de comprender cómo los impactos antropogénicos afectan a los numerosos componentes ecológicos involucrados en interacciones de la fauna de las playas del Pacífico de Guatemala a través del tiempo. El valor de comprender cómo la fauna se ve afectada por la contaminación de los recursos ecológicos puede ayudar a determinar cómo responde la estructura de las comunidades y cómo se ve afectado el ser humano (González-Bernat et al., 2019).

### Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: JM  
 Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: JM  
 Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: JM



Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: JM

Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: JM

## Materiales suplementarios

Este ensayo no tiene archivos complementarios.

## Referencias

- Alfaro, M. E. (2006). *Manual sobre efectos acumulativos en la salud y el ambiente por el uso de plaguicidas en la agroindustria Guatemalteca* [Tesis de Licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08\\_1525\\_IN.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_1525_IN.pdf)
- Arapis, G., Goncharova, N., & Baveye, P. (2004). *Ecotoxicology, ecological risk assessment and multiple stressors*. Springer.
- Blasco, J., Chapman, P. M., Campana, O., & Hampel, M. (2016). *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues*. Elsevier.
- Braunbeck, T., Hinton, D. E., & Streit, B. (1998). *Fish Ecotoxicology*. Springer
- Byrne, M. (2012). Global change ecotoxicology: Identification of early life history bottlenecks in marine invertebrates, variable species responses and variable experimental approaches. *Marine Environmental Research*, 76, 3-15. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.10.004>
- Castillo, L. E., de la Cruz, E., & Ruedert, C. (1997). Ecotoxicology and Pesticides in Tropical Aquatic Ecosystems of Central America. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 41-51. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160104>
- Castro, P., & Huber, M. E. (2007). *Biología marina* (6.<sup>a</sup> ed.). McGrawHill.
- Connell, D. W., & Hawker, D. W. (1991). *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales, The Nature Conservancy, & Comisión de análisis de Vacíos del SIGAP. (2009). *Biodiversidad marina de Guatemala: Análisis de vacíos y estrategias para su conservación*. The Nature Conservancy.
- Cortés-Gómez, A. A., Morcillo, P., Guardiola, F. A., Espinosa, C., Esteban, M. A., Cuesta, A., Girondot, M., & Romero, D. (2018). Molecular oxidative stress markers in olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) and their relation to metal concentrations in wild populations. *Environmental Pollution*, 233, 156-167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.046>
- D’Mello, J. P. (2020). *A Handbook of Environmental Toxicology: Human Disorders and Ecotoxicology*. CAB International.
- Duarte, B., & Caçador, I. (2020). *Ecotoxicology of Marine Organisms*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Elías Ogáldez, G. A., Castro López, A. M., Tejada Mazariegos, J. C., & Monthiel Montenegro, A. J. (2014). *Determinación de mercurio (Hg) en carne de tiburón Sphyrna lewini y Carcharhinus falciformis, en el Pacífico de Guatemala* (Inf-2014-41). Universidad de San Carlos de Guatemala, Dirección General de Investigación, Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales y Ambiente, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura.
- Farris, J. L., & Van Hassel, J. H. (2007). *Freshwater Bivalve Ecotoxicology*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Ferguson, W., & Johannes, R. E. (1975). *Tropical Marine Pollution*. Elsevier
- Godoy Alarcón, K. I. (2018). *Análisis toxicológico y ecotoxicológico de los fungicidas en Guatemala* [Tesis de Licenciatura, Universidad Rafael Landívar]. <http://biblio3.url.edu.gt/publjrcifuentes/TESIS/2018/06/03/Godoy-Karla.pdf>
- González-Bernat, M. J., & Clifton, J. (2017). “Living with our backs to the sea”: A critical analysis of marine and coastal governance in Guatemala. *Marine Policy*, 81, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.003>
- González-Bernat, M. J., & Clifton, J. (2019). A governance analysis of two marine protected areas in the Pacific Region of Guatemala: The Multiple Use Area of Monterrico and the Private Reserve La Chorrera-Manchón Guamuchal. *Marine Policy*, 127, Artículo 103625. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103625>
- González-Bernat, M. J., Clifton, J., & Pauli, N. (2019). Stakeholder perceptions of the social dimensions



- of marine and coastal conservation in Guatemala. *Maritime Studies*, 18, 127-138. <https://doi.org/10.1007/s40152-018-00130-1>
- Hatcher, B. G., Johannes, R. E., & Robertson, A. I. (1989). Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 27, 337-414.
- Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente, Universidad Rafael Landívar. (2012). *Perfil ambiental de Guatemala 2010-2012. Vulnerabilidad local y creciente construcción en riesgo*.
- Interinstitutional Coordination Group. (2018). *Evaluation of factors that cause Land-Use, drivers and agents of deforestation and forest degradation in Guatemala*.
- Jacquin, J., Cheng, J., Odebel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Barbe, V., Meistertzheim, A.-L., & Ghiglione, J. F. (2019). Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: A review on colonization and biodegradation by the “Plastisphere”. *Frontiers in Microbiology*, 10(865). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00865>
- Johnson, B. T., Saunders, C. R., Saunders, H. O., & Campbell, R. S. (1971). Biological magnification and degradation of DDT and aldrin by freshwater invertebrates. *Journal Fisheries Research Board*, 28(5), 705-709. <https://doi.org/10.1139/f71-099>
- Josende, M. E., Manske, S., Müller, L., dos Santos, W., Gelesky, M. A., Monserrat, J. M., & Ventura-Lima, J. (2019). Multigenerational effects of ecotoxicological interaction between arsenic and silver nanoparticles. *Science of the Total Environment*, 696(15), Artículo 133947. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133947>
- Mejía, A., Gómez-Oliván, L. M., Islas-Flores, H. & San Juan-Reyes, N. (2019). Historial Findings on Presence of Pollutants in Water Bodies in Latin America and Their Ecotoxicological Impact. En Gómez-Oliván, L (Ed.), *Pollution of Water Bodies in Latin America* (pp. 1-22). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-27296-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-27296-8_1)
- Peters, E. C., Gassman, N. J., Firman, J. C., Richmond, R.H., & Power, E. A. (1997). Ecotoxicology of Tropical Marine Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(1), 12-40. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160103>
- Prado, L. M. (2002). *Estudio comparativo de la densidad y la estructura de la población de la macrofauna béntica de la zona intermareal de tres manglares de la costa pacífica de Guatemala* [Tesis de maestría inédita]. Universidad de Costa Rica.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2018). *Estudio Técnico para el Área de Uso Múltiple Marino-Costera Manchón Guamuchal*. Proyecto Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad en Áreas Protegidas Marino-Costeras (APM). (MARN-CONAP/PNUD-GEF) – Fundación Defensores de la Naturaleza.
- Raisuddin, S., Kwok, K. W. H., Leung, K. M. Y., Schlenk, D., & Lee, J.-S. (2007). The copepod *Tigriopus*: A promising marine model organism for ecotoxicology and environmental genomics. *Aquatic Toxicology*, 83(3), 161-173. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.04.005>
- Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia, Dirección de Ordenamiento Territorial. (2011a). *Diagnóstico Territorial del Litoral del Pacífico Tomo 1*.
- Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia, Dirección de Ordenamiento Territorial. (2011b). *Plan de Desarrollo Integral del Litoral del Pacífico Tomo 2*.
- Solares, T. (2011). *Estrategia nacional de implementación del sistema globalmente armonizado (SGA) en Guatemala. Acuerdo de Cooperación*. USAID-CCAD.
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of Ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press Taylor & Francis Group.
- Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R., & Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 110-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113>

# Instrucciones para autores

**C**iencia, Tecnología y Salud es la Revista de Investigación y Postgrado de la Universidad de San Carlos de Guatemala, orientada a divulgar los conocimientos de las áreas científicas, tecnológicas y de la salud humana y animal a la comunidad científica nacional e internacional. Constituye una publicación de carácter semestral no lucrativa en formato digital (Open Journal System-OJS) y en forma impresa, cuyos manuscritos, aceptados para publicación son sometidos a procesos de revisión y arbitraje por pares ciegos y externos, lo que garantiza al lector y autores un alto nivel y rigor académico.

## Instrucciones generales (lea detenidamente todas las instrucciones para autor)

1. La Revista publica los siguientes tipos de manuscritos:
  - a. Artículos científicos
  - b. Artículos de revisión
  - c. Ensayos
  - d. Reseñas
  - e. Reporte de casos
  - f. Comunicaciones cortas
  - g. Conferencias de congresos científicos
  - h. Resúmenes de congreso
2. La revista presta consideración editorial a artículos originales inéditos en idioma español e inglés. Si el material a publicar ha sido presentado en forma parcial en algún Congreso Científico, indíquelo al final del resumen o en carta al editor.
3. Para enviar un manuscrito regístrate como autor en la plataforma OJS, (sección registrarse), los artículos incompletos que no cumplan las Instrucciones para Autores, serán devueltos sin evaluación.
4. Todos los trabajos deben presentarse en formato MS Word (versión 2007) o formato LaTeX (por medio de la plantilla que puede descargar en <https://github.com/hepfpeh/cts-DIGI>). Tamaño carta, letra Times New Roman 12 puntos, interlineado de 1.5, márgenes de 2.5 cm, a una columna, sin justificar, páginas numeradas y las citas y referencias de acuerdo al Manual de Publicaciones de la *American Psychological Association* (APA) 7a. edición. El sistema de medidas utilizado debe ser el sistema métrico decimal y las palabras en otro idioma deben aparecer en cursiva, excepto las abreviaturas comunes en el idioma en que se escribe (et al., per se, a priori, etc.)
5. Todos los trabajos deben incluir una portadilla, donde se consigne el título corto (no mayor a 11 palabras), título en español e inglés, los nombres de los autores (nombre, apellido), su afiliación institucional (utilizar números arábigos en superíndice) y dirección electrónica para enviar correspondencia (se indicará al autor con un asterisco).
6. Los manuscritos que informen investigaciones con seres humanos o animales, deben incluir una sección de Aspectos

Éticos del trabajo, incluyendo la aprobación por un Comité de Ética cuando corresponda, el consentimiento informado en caso de estudios con seres humanos y los procedimientos utilizados para el manejo ético de animales de laboratorio.

7. Las tablas, figuras e imágenes, deben ser enviadas en archivos separados (archivos complementarios OJS) y en el formato original utilizado (Ej. .doc, .docx, .xls, .xlsx, .png, .jpg, TIFF). Las imágenes en colores, deben tener un mínimo de 300 dpi de resolución. Para el caso de mapas, se debe colocar los créditos, sistema de coordenadas y escala.

## Instrucciones específicas:

Se recomienda a los autores revisar un número anterior de la revista para visualizar el contenido del artículo previo a su envío.

### 1. Artículo científico

Son artículos que informan sobre resultados de proyectos de investigación. La extensión máxima es de 20 páginas e incluye lo siguiente:

- a. Resumen: Objetivos, metodología, resultados más relevantes y conclusión. No más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- b. Abstract (inglés): Objetivos, metodología, resultados más relevantes y conclusión. No más de 250 palabras, incluir 5 keywords
- c. Introducción
- d. Métodos
- e. Resultados
- f. Discusión
- g. Agradecimientos (incluir fuente y número de financiamiento)
- h. Referencias (Normas APA)
- i. Tablas y Figuras (Normas APA)

### 2. Artículos de revisión

Los artículos de revisión presentan temas de importancia tratados por expertos y únicamente se aceptan por invitación del Consejo Editorial. La extensión máxima es de 20 páginas y deben incluir lo siguiente:



- a. Resumen: no más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- b. Abstract (inglés): incluir 5 keywords
- c. Introducción
- d. Contenido
- e. Conclusiones
- f. Referencias (mínimo 50 referencias)
- g. Tablas y Figuras (Normas APA)

### 3. Ensayos

Los ensayos son trabajos en que el autor aborda su interpretación de un tema relevante a la ciencia, la tecnología o la salud. Plantea argumentos y opiniones personales basados en literatura científica, concluyendo con una posición sobre el tema seleccionado. La extensión máxima es de 20 páginas e incluye lo siguiente:

- a. Resumen: no más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- b. Abstract
- c. Introducción
- d. Contenido
- e. Conclusiones
- f. Referencias (Normas APA)

### 4. Reseñas

Las reseñas son revisiones y comentarios sobre nuevos libros (con ISBN), videos u otras obras. Su extensión máxima es de dos páginas y su formato es libre. Debe incluir la referencia bibliográfica completa, fotografía de la obra y dirección electrónica cuando aplique.

### 5. Reporte de casos

Estos artículos presentan en forma detallada y documentada casos especiales que merezcan la atención del ámbito de la revista. Pueden ser casos clínicos, tecnológicos o de otros campos de la ciencia. La extensión máxima es de 10 páginas e incluye lo siguiente:

- a. Resumen: no más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- b. Abstract: incluir 5 keywords
- c. Introducción
- d. Presentación del caso
- e. Discusión
- f. Referencias (Normas APA)
- g. Tablas y Figuras (Normas APA)

### 6. Comunicaciones cortas

Estos artículos presentan datos de interés sobre un estudio limitado o resultados preliminares de una investigación de impacto. Los artículos breves incluyen (pero no se limitan): desarrollo de nuevos materiales, experimentos y teoría de vanguardia, novedad en simulación y modela-

ción, elucidación de mecanismos químicos. La extensión máxima es de 10 páginas e incluye lo siguiente:

- a. Resumen: no más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- b. Abstract: incluir 5 keywords
- c. Introducción
- d. Métodos
- e. Resultados
- f. Discusión
- g. Agradecimientos
- h. Referencias

### 7. Conferencias de congresos científicos

Son conferencias presentadas en congresos o eventos científicos acordes a la temática de la revista. El Comité Organizador del congreso o evento científico hace una solicitud formal al Comité Editorial para la asignación editorial. Las conferencias son revisadas, editadas y seleccionadas por el Comité Organizador y no son evaluadas por pares. La extensión máxima es de 20 páginas e incluye lo siguiente:

- a. Portadilla
- b. Resumen: no más de 250 palabras. Incluir 5 palabras clave
- c. Abstract y keywords
- d. Introducción
- e. Contenido
- f. Conclusiones
- g. Referencias (Normas APA)

### 8. Resúmenes de congreso

Se publicarán ponencias orales o de poster de Congresos que así lo soliciten. Los trabajos incluyen:

- a. Título en español e inglés
- b. Nombre y afiliación de los autores
- c. Nombre del autor responsable al que se dirige la correspondencia
- d. Resumen: objetivo, metodología, resultados más relevantes y conclusión. Máximo 250 palabras, incluir 5 palabras clave.
- e. Abstract (resumen en inglés), incluir 5 keywords.
- f. Nombre del Congreso, lugar y fecha, y modo en que fue presentado (Oral o Póster)

### Proceso de publicación

El proceso de publicación tiene tres etapas. La primera realizada por el Comité Editorial para revisar formato, redacción, estructura y estadística; con las observaciones se devuelve al autor para su corrección. La segunda etapa consiste en el envío a pares ciegos externos, en caso de opiniones contradictorias, se enviará a un tercer par. La última etapa consiste en la edición final (filología), diagramación y aceptación de prueba de imprenta. Los autores deberán contestar las demandas de corrección en cada etapa, en un máximo de 30 días, en caso contrario, el manuscrito se declarará rechazado y deberá comenzar el trámite de aceptación nuevamente.



## Editorial

Saul Guerra Gutierrez

## Artículos Científicos

### *Ingreso de nitrógeno y fósforo al lago Atitlán (Guatemala) vía deposición atmosférica*

Margaret A. Dix, Sofia Gomez, Ovidio F. Garcia-Oliva, Michael W. Dix, Claudia S. Romero-Oliva, Jorge Garcia-Polo

### *Calidad del agua en el paisaje de la Ecorregión Lachuá: Comparando arroyos en bosque, milpa y palma africana*

Oscar Rojas, Carlos Avendaño, Ryan Isakson

### *Aspectos reproductivos de la raya látigo *Hypanus longus* (Garman, 1880) de los desembarques de la pesca artesanal en el Pacífico de Guatemala*

Jorge A. Morales-Aguilar, José R. Ortíz-Aldana

### *Caracterización colorimétrica del proceso termogravimétrico de la deshidroxilación de caolín hidrotermal y de toba*

Giorgio E. A. López-Pardo, César A. García-Guerra, Roberto Lainfiesta, Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez

### *Riesgo de diabetes mellitus tipo 2, según el puntaje de riesgo Findrise, en pacientes de consulta externa del Hospital Nacional de Jutiapa*

Carlos Asencio-Barrientos, Oscar García-Rodas, Clara Chang-Chang, Lissette Torres-Salazar, Mayra Cifuentes-Alvarado; Luis Barrios-Lupitou

### *Photocatalytic activity, water absorption capacity, and thermal stability of white cement-based mortars with polysiloxane silicone and different doses of titanium dioxide nanoparticles*

Jennyfer Paiz-Rosales, Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez, Susana Arrechea, Luis Velasquez, Roberto Diaz, Shirley Torres, Carmela Barrios, Elvis Garcia

### *Efecto de las membranas con Cu<sup>+2</sup> sobre el proceso de filtración y capacidad de biocida contra *Escherichia coli**

Edward M. A. Guerrero-Gutiérrez, María Abad, Isabel Gaitán, Keila Guerrero

## Ensayos científicos

### *Ecotoxicología ¿Cómo afecta a las comunidades faunísticas de las playas del Pacífico de Guatemala?*

Jorge Martinez

Los artículos científicos son indexados en:

latindex ROAD

DOAJ DIRECTORY OF OPEN ACCESS JOURNALS



BASE

<http://digi.usac.edu.gt/ojsrevistas>