

Contaminación del agua en El Salvador: Evaluación de la calidad del agua de los ríos y estudio preliminar de la presencia de contaminantes orgánicos emergentes

**Water pollution in El Salvador: A Critic Compilation
On River Water Quality and Preliminary Assessment
Of Emerging Contaminants**

DOI: <https://doi.org/10.51378/eca.v78i775.8014>

Violeta Martínez

Académica del Departamento de Ingeniería de
Procesos y Ciencias Ambientales (DIPCA)
Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)
El Salvador
vamartinez@uca.edu.sv
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4488-1183>

Doorae Lee

Investigador
Departamento de Ingeniería Química e Ingeniería Ambiental
University of Arizona
Estados Unidos
dooraelee@arizona.edu
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5497-4447>

Ibrahim Alyami

Investigador
Departamento de Ingeniería Química e Ingeniería Ambiental
University of Arizona
Estados Unidos
ialyami@arizona.edu
ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-8872-4380>

Artículo

Hercilio Zimila

Investigador

Departamento de Ingeniería Química e Ingeniería Ambiental

University of Arizona

Estados Unidos

herciliozimila@arizona.edu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5183-6586>**Fernando Bautista**

Investigador

Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales

Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)

El Salvador

00065318@uca.edu.sv

ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-9842-1414>**Andrea Fuentes**

Investigadora

Departamentos de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales

Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)

El Salvador

00021018@uca.edu.sv

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5582-6148>**María José López**

Investigadora

Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales

Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)

El Salvador

00000418@uca.edu.sv

ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-3894-0556>**Gerson Valencia**

Investigador

Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales

Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)

El Salvador

00202917@uca.edu.sv

ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-0831-8375>

Meraris Carolina López

Académica del Departamento de Economía
Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA)
El Salvador
mclopez@uca.edu.sv
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7345-026X>

Robert Arnold

Académico
Departamento de Ingeniería Química e Ingeniería Ambiental
University of Arizona
Estados Unidos
rga@arizona.edu
ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-1936-3952>

David Quanrud

Académico
Escuela de Recursos Naturales y Medio Ambiente
University of Arizona
Estados Unidos
quanrud@arizona.edu
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3126-8769>

Eduardo Sáez

Académico
Departamento de Ingeniería Química e Ingeniería Ambiental
University of Arizona
Estados Unidos
esaez@arizona.edu
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3548-6325>

Palabras clave:

contaminación del agua, río Lempa, Embalse Cerrón Grande,
contaminantes orgánicos emergentes, ciclo hidrosocial

Key words:

water pollution, Lempa River, Cerron Grande Dam, emerging
contaminants, hydrosocial cycle



Resumen

Este estudio presenta, desde una perspectiva técnica y social, la evolución de la contaminación del agua de los ríos de El Salvador. Como un aporte novedoso al conocimiento de esta problemática, se muestran los resultados que revelan la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en el río Lempa, el Embalse Cerrón Grande y una fuente de agua potable de una zona popular de San Salvador, la capital salvadoreña. Toda esta información se ha utilizado para analizar el ciclo hidrosocial y la manera en que la falta de acceso a agua de calidad puede condicionar la vida de los salvadoreños y salvadoreñas.

Abstract

This study showcases, from a technical and social perspective, the evolution of water pollution in Salvadoran rivers. As a novel contribution on this matter, the study also reveals the presence of emerging contaminants in the Lempa River and the Cerrón Grande Dam as well as in drinking water of a popular town in San Salvador, the Salvadoran capital city. All this information has been used to analyze the hydrosocial cycle and the way in which the lack of access to quality water affects the lives of Salvadorans.

1. Introducción

Día a día, miles de salvadoreños y salvadoreñas deben desplazarse hasta sus lugares de trabajo. Al despertar, una buena parte de ellos y ellas abandonará la cama, hará sus necesidades y tomará una ducha. La otra parte, seguramente, solo se lavará la cara. En el trayecto, subirán al bus, saludarán, se quejarán del tráfico, sonreirán, comerán y se entregarán a la nueva jornada. Otros caminarán, se subirán al carro, o usarán un medio de transporte diferente, pero a todos y todas se les verá cargando más de algún recipiente con agua.

Si trabajan para una industria manufacturera, llegarán mientras la empresa demanda y

utiliza agua para realizar su proceso productivo. Independientemente de su rubro, ésta continuará su propia jornada, con paros o sin paros en la producción, consumiendo agua limpia y generando agua sucia. Los salvadoreños y salvadoreñas, por su parte, harán su labor, comerán, irán algunas veces al baño y volverán por la noche a casa. En sus hogares, seguramente, les estará esperando alguien que ha trabajado en oficios domésticos desde la madrugada. A lo mejor, también les esperará un niño, o niña, que pasó todo su día en la escuela, donde, al igual que sus padres, tuvo que tomar agua, comió, se lavó las manos y fue al baño. Algunos no formarán parte de estos miles que hemos descrito. Muchos harán teletrabajo, estarán en empresas que no pertenecen al rubro manufacturero o se dedicarán al trabajo informal. Otros estarán desempleados o vivirán en condiciones de precariedad laboral. A pesar de estas diferencias, la revisión minuciosa de cualquiera de sus realidades nos revelará con facilidad que el agua está en todo y hace que todo sea. Sin ella, la vida no podría existir, y se constituye, por ende, en un derecho. Sin embargo, al igual que la vida misma, este derecho es continuamente vulnerado.

En El Salvador, concretamente, el derecho humano al agua se ve vulnerado no solamente por la sobreexplotación de los diferentes cuerpos de agua, sino también por su contaminación. En esta investigación, que forma parte del proyecto “Acceso al agua de calidad” del Programa Estratégico de Investigación Institucional (PEI) titulado “Cambio social y desarrollo sostenible” de la Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA), hemos hecho una revisión exhaustiva de la evolución de la calidad del agua de los ríos, retomando sus características físicas, químicas y biológicas y explicando cómo sus alteraciones pueden impactar negativamente a la sociedad. Para llevar a cabo este esfuerzo, contamos con el apoyo de expertos de la Universidad de Arizona, la Vicerrectoría de Investigación e Innovación y el Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales (DIPCA) de la UCA.

En la primera sección, revisamos los aspectos técnicos de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua y cómo pueden llegar a combinarse para expresar una medida de su calidad. Sobre este contexto, sintetizamos los resultados de la red de monitoreo de la calidad del agua de los ríos del país del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) y presentamos su evolución desde diferentes enfoques. Además, presentamos los resultados de un ensayo preliminar donde se arroja evidencia sobre la existencia de un nuevo tipo de contaminación en las aguas del país. Finalmente, hacemos una reflexión sobre cómo la compleja situación del agua condiciona las diferentes formas de vida del pueblo salvadoreño, afectando no solo sus necesidades biológicas, sino también las actividades económicas y la configuración social de todo el país.

2. Contaminación de los ríos en El Salvador

De forma cualitativa, se dice que el agua es potable si no tiene olor, color, ni sabor. Lo que le confiere estas cualidades es un complejo sistema de características físicas, químicas y microbiológicas que coexisten en equilibrio. Cuando el agua está contaminada, este equilibrio se rompe y puede ocasionar daños a la salud y al medioambiente. En estos casos, es necesario usar diferentes parámetros que ayudan a entender las modificaciones que han sufrido esas mismas características físicas, químicas y microbiológicas que conformaban el equilibrio y que servirán para cuantificar el nivel de contaminación.

Al primer tipo de características, las físicas, pertenecen los atributos relacionados con el color, el olor, la cantidad de sólidos y la temperatura (si el agua no es transparente, ¿qué tan clara u oscura es? ¿se parece a un color conocido?; si huele, ¿qué tanto? ¿se asemeja ese olor a algún otro?; si tiene sólidos, ¿cuántos hay? ¿es tierra que no se disuelve? ¿qué tamaño tienen?; ¿está muy fría o caliente?; si está caliente y se echa a un río, ¿se pueden quemar los peces?). La segunda

categoría de características, las químicas, se refiere a la presencia de especies químicas en el agua (grasas, pesticidas, surfactantes, cloro, metales pesados, fósforo, contaminantes orgánicos emergentes, medicinas, agroquímicos, etc.) y a los efectos que sus altas o bajas concentraciones (¿hay muchos o pocos de estos químicos en el agua?) pueden llegar a generar (¿la hacen más ácida?; si se vierte jugo de limón en el agua, ¿van a morir los peces o el agua va a tener la capacidad de neutralizar la acidez del limón?). El tercer grupo, por otro lado, alude a microorganismos como virus, algas y bacterias que pueden ocasionar enfermedades.

Más integralmente, estas características pueden medirse y combinarse para calcular el “índice de calidad del agua” (ICA). El ICA es un modelo utilizado internacionalmente desde 1960 para clasificar la calidad del agua en diferentes rangos (Uddin et al., 2021). Es decir, se basa en los resultados de la medición de las características físicas, químicas y microbiológicas para asignarle una calificación al agua. El ICA que emplea el MARN para evaluar el estado de los ríos en El Salvador, actualizado en el *Informe de la calidad de agua de los ríos de El Salvador-Año 2020* al “Canadian Council of Minister of the Environment-Water Quality Index (CCME-WQI)”, puede oscilar entre cero, la nota más baja, y cien, la nota más alta, y clasifica la calidad del agua en las siguientes categorías:

- Excelente (81-100) y buena (71-80): La calidad del agua facilita el desarrollo de la vida acuática.
- Regular (51-70): La calidad del agua limita el desarrollo de la vida acuática.
- Mala (26-50): La calidad del agua restringe el desarrollo de la vida acuática.
- Pésima (0-25): La calidad del agua imposibilita el desarrollo de la vida acuática.

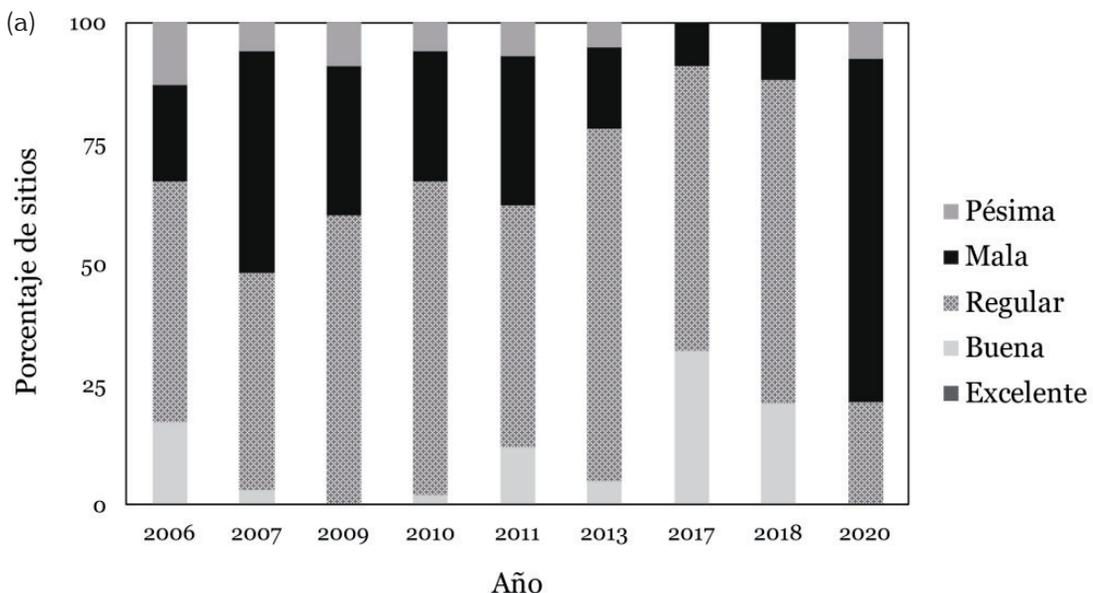
El comportamiento de las cualidades físicas, químicas y microbiológicas también permite evaluar si el agua cumple con las

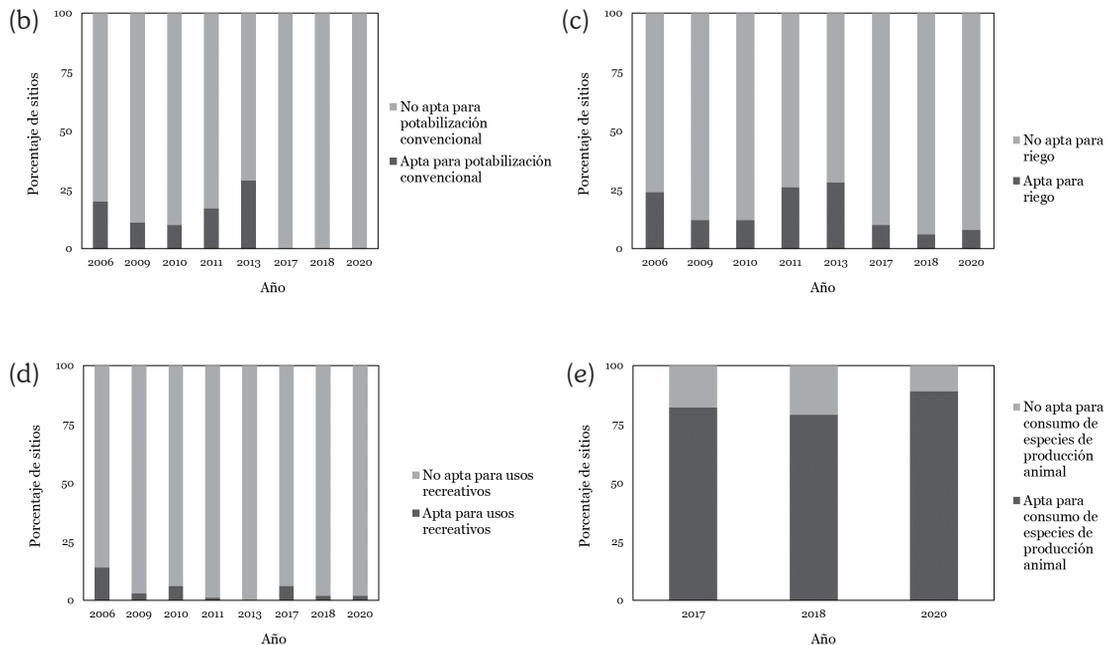
aptitudes para ser utilizada en riego agrícola; actividades recreativas; consumo animal o potabilización por medios convencionales (filtración, sedimentación y desinfección, ya sea por cloración o ebullición). Desde el 2006, el MARN ha empleado este enfoque para estudiar el agua de 55 ríos distribuidos en todo el país mediante una red de monitoreo ubicada en 122 sitios de muestreo. Aunque algunos de los resultados corresponden únicamente a la época seca y no ha habido continuidad en la emisión de los reportes, la información que ha sido recopilada durante los últimos dieciocho años constituye la base de datos más extensa sobre la calidad del agua superficial en El Salvador. En este estudio, se ha revisado minuciosamente cada

uno de los parámetros medidos por el MARN, de modo que pueda hacerse una sistematización con la que sea más fácil observar la variación temporal de la calidad del agua. Debido a que no todos los informes se encontraban disponibles al momento de realizar este estudio, únicamente se tomaron en cuenta los documentos titulados “Diagnóstico Nacional de la Calidad de las Aguas Superficiales”, “Diagnóstico Nacional de la Calidad Sanitaria de las Aguas Superficiales de El Salvador” o “Informe de la calidad de agua de los ríos de El Salvador”, publicados entre el 2006 y 2020. Como resultado, la Figura 1 muestra la variación temporal del ICA y de las aptitudes del agua para potabilización convencional, riego, usos recreativos y consumo animal.

Figura 1.

Calidad del agua de los ríos de El Salvador (2006-2020) (a) en función del ICA, (b) aptitud para potabilización convencional, (c) riego, (d) usos recreativos y (e) consumo de especies de producción animal





Fuente: Elaboración propia a partir de los datos publicados por el MARN en el “Diagnóstico Nacional de la Calidad de las Aguas Superficiales”, “Diagnóstico Nacional de la Calidad Sanitaria de las Aguas Superficiales de El Salvador” o “Informe de la calidad de agua de los ríos de El Salvador”, en los años 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012-2013, 2017, 2018 y 2020. Los años no incluidos en este análisis no habían sido presentados por el MARN al momento de la realización de este estudio o no son de acceso público (Esquivel, 2007; Kattan et al., 2017; Mena, 2007; Mena et al., 2013, 2019, 2021; Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2009; Servicio Hidrológico Nacional, 2011).

En el caso del ICA, la Figura 1(a) muestra que ninguno de los sitios estudiados entre 2006 y 2020 tiene una calidad de agua “excelente”. Además, los datos destacan que, históricamente, la calidad ha oscilado entre las categorías de “regular” y “mala”. Estas dos clasificaciones aglutinan, aproximadamente, un promedio de 102 de los 122 sitios analizados en ese periodo. Desde el 2006, solamente 13 sitios han sido clasificados como de “buena” calidad. Del resto, 102 mostraron una calidad “regular” o “mala” y 7 tuvieron una calidad “pésima”.

Este escenario se vuelve más preocupante cuando analizamos la ubicación de los lugares que conforman la red de monitoreo. Aunque los informes del MARN tienen algunas variaciones en cuanto a la localización de los

puntos de la red, todos son contundentes en que casi la mitad de ellos se ubica sobre la cuenca del río Lempa, la más grande del país. De acuerdo con los datos del informe de 2006, el río Lempa “aporta el 72% del recurso hídrico total de El Salvador y la población que depende de éste es el 60% de todo el país” (Esquivel, 2007). Además, las aguas subterráneas y superficiales que se encuentran en su cuenca son cruciales para la mayoría de la población. Por ende, los datos de la Figura 1(a) reflejan que existe un grave deterioro de la fuente de agua de mayor importancia para todo el territorio. Al respecto, surge la pregunta, “a pesar de toda esa contaminación, ¿es factible la potabilización de esa agua?”. La Figura 1(b) nos responde inmediatamente que sí pueden reducirse los niveles de

contaminación, pero no por medios accesibles al común de la población salvadoreña.

Desde el 2017, ninguno de los sitios evaluados ha cumplido con las características mínimas para ser considerado como apto para potabilización por medios convencionales. Una de las razones principales, según los informes del MARN, es el alto contenido de materia fecal en el agua y las alteraciones de las características físicas y químicas. A pesar de ello, los datos de la Figura 1(b) no implican necesariamente que el agua de los ríos no pueda potabilizarse mediante un sistema de tratamientos tradicional como los que ya se emplean en la actualidad para abastecer la demanda de agua potable del país. Más allá de ello, el verdadero problema radica en que muchas personas aún no tienen acceso a esta agua potable y deben recolectarla directamente de ríos, lagos, lagunas, manantiales o pozos de poca profundidad para satisfacer sus necesidades de consumo.

Hasta el 2020, por ejemplo, el nivel de cobertura de agua potable en las zonas rurales era apenas de 41.9%. De este porcentaje, 41% era provisto por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (ANDA, 2020). Para ese año, la Dirección General de Estadística y Censos (DIGESTYC) estimaba que había un total de 2,487,240 personas viviendo en la zona rural. Esto significa que, considerando el 41.9% de cobertura en esta zona, el 58.1% restante, que equivale aproximadamente a un millón y medio de salvadoreños y salvadoreñas, debía recurrir a medios alternativos para obtener agua. Sin embargo, como examinamos antes, ninguno de los ríos estudiados ha cumplido con las condiciones mínimas para que sus aguas puedan ser tratadas por medios convencionales.

Esta situación ha venido afectando a miles de salvadoreños y salvadoreñas desde hace décadas. De acuerdo con reportes de ANDA, el nivel de cobertura de agua potable en la zona rural ha oscilado entre 16.9% y 42.9% entre 2006 y 2020, presentando un incremento sostenido desde el 2016. De estos

porcentajes, una buena parte es provista por canteras y pilas públicas intermitentes y no por servicios de conexión domiciliar. Por otro lado, para el mismo periodo, los boletines estadísticos de ANDA muestran que la cobertura de agua potable en la zona urbana se ha mantenido entre 87.1% y 96.9%, con una tendencia a la alza desde el 2007 y siendo provista mayoritariamente por la institución a través de conexiones permanentes en los hogares (ANDA, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2020). Estas cifras, además de hacer hincapié en que es necesario mejorar la cobertura de agua potable en el país, desvelan un panorama de inequidad en la que un gran porcentaje de salvadoreños y salvadoreñas que viven la zona rural ha sido históricamente privado de su derecho al agua. De hecho, de acuerdo con una encuesta realizada por la UCA, el 50% de los hogares de las zonas rurales recibe agua por medio de una Junta de Agua, lo cual implica la ausencia de ANDA en esos territorios (Programa Estratégico de Investigación de la UCA, 2023).

La Figura 1(c), por su parte, muestra la variación de la calidad del agua para ser utilizada en actividades de riego agrícola. Para este tipo de uso, los informes de calidad destacan que la principal causa del deterioro es el alto contenido microbiológico, además de otros parámetros fuera de rango como el pH, la conductividad eléctrica y la presencia de boro, arsénico, manganeso, cloruros, bicarbonatos, nitratos y sólidos totales disueltos. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), la evidencia disponible indica que casi todos los microorganismos que transmiten enfermedades pueden sobrevivir en el agua durante suficiente tiempo para representar riesgos a la salud. Por lo tanto, en el caso de la utilización del agua residual en la agricultura, una actividad que se ha vuelto muy común a nivel internacional para enfrentar el estrés hídrico, la misma OMS señala que antes de que el agua sea puesta en contacto con los cultivos, debe someterse a estrictos sistemas de tratamiento para reducir su contenido microbiológico (Organización Mundial de la Salud, 1989). Después de

haberse sometido a estos tratamientos, la OMS establece que el agua puede clasificarse en las siguientes categorías según su calidad microbiológica:

- Clase A: Agua que puede ser utilizada en riego de cultivos que probablemente se ingieran crudos, campos deportivos y parques públicos. Para llegar a esta calidad, el agua puede ser tratada por una serie de lagunas de estabilización o un tratamiento que pueda alcanzar porcentajes de remoción similares.
- Clase B: Agua que puede ser utilizada para riego de cultivos de cereales, industriales o forrajeros, pastos y árboles. Para alcanzar esta calidad, el agua puede ser tratada entre ocho a diez días en lagunas de estabilización o en tratamientos equivalentes que puedan alcanzar el mismo porcentaje de remoción de helmintos y coliformes fecales.
- Clase C: Agua que puede ser utilizada en riego localizado de los mismos cultivos de la categoría B, siempre y cuando no se produzca la exposición a los trabajadores o consumidores. Para alcanzar esta calidad, el agua debe ser sometida, por lo menos, a sedimentación primaria.

Esta agua residual se diferencia del agua de los ríos en que ha sido utilizada en alguna aplicación doméstica o industrial que la contaminó, por lo que debe someterse a una serie de tratamientos para poder retornar al ambiente sin causar afectaciones a los ecosistemas circundantes. El agua de los ríos, por otro lado, existe naturalmente y está disponible en el ambiente. En El Salvador, los informes de calidad muestran que los niveles de coliformes fecales en la mayoría de los ríos estudiados desde el 2006 están por encima de los estándares definidos internacionalmente para la Clase A. Esto significa que poseen una calidad microbiológica incluso peor que la del agua residual tratada. De ahí que la utilización de agua contaminada para el riego en la producción agrícola sea motivo de preocupa-

ción porque toda esta contaminación puede terminar en los alimentos que ingerimos.

En el caso de la aptitud de uso para fines recreativos, la Figura 1(d) muestra resultados alarmantes. De acuerdo con los informes, el hecho de que un río cumpla con los criterios para ser utilizado con estos fines, significa que los humanos podemos estar en contacto con su agua sin que exista algún tipo de riesgo a nuestra salud. Según los datos, el porcentaje más alto de sitios que cumplió con esta aptitud fue de 14% en 2006. Desde ese año, los porcentajes más altos han sido de 6% en 2010 y 2017. En el resto del periodo, se reportó un 3% en 2009, 2% en 2018 y 2020, 1% en 2011 y 0% en 2013. Estadísticamente, estas cifras indican que, durante los años evaluados, el 95.8% del agua analizada no ha cumplido con las condiciones mínimas para que podamos tener contacto directo con ella. Las principales razones de esta insalubridad, según los informes, son el alto contenido de materia fecal, la elevada presencia de sólidos suspendidos y los bajos niveles de oxígeno disuelto. Frente a esta cruda realidad, solo la Figura 1(e), que contiene la variación temporal de la aptitud de uso para consumo animal, muestra resultados más alentadores. Sin embargo, este tipo de uso empezó a investigarse desde el 2017 y no se dispone de más detalles al respecto.

3. Contaminantes orgánicos emergentes: ¿Qué son? ¿Están presentes en El Salvador?

Como hemos visto anteriormente, el deterioro de la calidad de agua de los ríos de El Salvador se debe principalmente a las alteraciones de sus características microbiológicas, originadas, en su mayoría, por la presencia de materia fecal. De acuerdo con la OMS, este tipo de contaminación es responsable de la transmisión de enfermedades hídricas como cólera, diarrea, disentería, hepatitis A, fiebre tifoidea y poliomielitis. Anualmente, este organismo estima que se producen 829,000 muertes a nivel mundial por diarrea, ocasionada, en casi todos los casos, por la

insalubridad del agua, la falta de saneamiento o una mala higiene de manos. A pesar de los grandes impactos de esta problemática, la presencia de nuevos contaminantes en el agua ha ganado relevancia en los últimos años porque, a diferencia de los otros tipos de contaminación que hemos ejemplificado, aún no se ha logrado delimitar su grado de afectación a la salud humana y sus fuentes de origen.

Estos nuevos contaminantes, también conocidos como “microcontaminantes”, “contaminantes emergentes”, “contaminantes de preocupación emergente” o “contaminantes orgánicos emergentes”, se engloban dentro de un grupo de productos químicos en constante expansión que abarca especies creadas artificialmente por los seres humanos para sostener los modelos de vida. Aunque el agua tenga las características químicas, físicas y microbiológicas mínimas para ser considerada como de “buena” o “excelente” calidad, o de que tenga las cualidades de ser incolora, inodora e insípida, se ha descubierto que estos contaminantes pueden estar presentes en ella a concentraciones cuya exposición prolongada puede causar daños a la salud y a los ecosistemas, a pesar de encontrarse en el rango de los nanogramos (ng) a microgramos (μg) por litro (L) (Luo et al., 2014).

Aunque las fuentes de esta contaminación son variadas, los principales focos provienen del vertido de desechos tóxicos y agua residual sin tratar a los ríos, el uso de pesticidas y fertilizantes en la agricultura, la utilización y disposición inadecuada de materiales no biodegradables que pueden solubilizarse en el agua y el desperdicio de productos químicos peligrosos. Según estimaciones, cada año se generan 500 millones de toneladas de estos contaminantes a nivel mundial (Khan et al., 2022). Una de sus características más preocupantes es que muchos de ellos no pueden ser eliminados por los métodos tradicionales de potabilización. A los niveles de $\mu\text{g/L}$ o ng/L en los que comúnmente se encuentran presentes en el agua, solamente una fracción de los contaminantes que ingresan a las plantas

de tratamiento es degradada, mientras que el resto pasa a través de la cadena de tratamientos sin sufrir alteraciones y es expulsado al ambiente en los desechos sólidos o en el agua que ha sido tratada (Ryan et al., 2011).

A la fecha, estos contaminantes han sido detectados en Estados Unidos, Italia, Reino Unido, Alemania, Canadá, Inglaterra, Paquistán, China y España (Baronti et al., 2000; Belfroid et al., 1999; Desbrow et al., 1998; Kolpin et al., 1998, 2002; Saad et al., 2017; Ternes et al., 1999). La lista de compuestos encontrados incluye hormonas reproductivas, antibióticos, pesticidas, fragancias, saborizantes, jabones, cosméticos, preservantes, solventes, surfactantes, suavizantes, emulsificantes, colorantes y protectores solares, entre otras especies.

En el caso de las hormonas, la evidencia científica ha mostrado que incluso los bajos niveles de exposición, menores 1 ng/L, pueden provocar alteraciones reproductivas en los peces (Kidd et al., 2007; Purdom et al., 1994). No obstante, muchos de los sitios donde se han hallado estos compuestos reportan concentraciones que sobrepasan este límite. En Estados Unidos, por ejemplo, se detectaron hormonas reproductivas con concentraciones superiores a 1 ng/L y valores máximos de 57,300 ng/L en 139 reservorios de agua dulce de treinta estados (Kolpin et al., 2002).

Para los antibióticos, los niveles de exposición que podrían causar alteraciones a la salud no han sido completamente delimitados, pero algunos estudios han empezado a apuntar la resistencia y la bioacumulación como dos de los problemas más importantes relacionados con la exposición prolongada a agua contaminada con estas especies. Dentro de ellos, los más difíciles de eliminar son las fluoroquinolonas y sulfonamidas, seguidas por los macrólidos, las tetraciclinas, los aminoglucósidos y los antibióticos β -lactámicos (Brown et al., 2006). En el grupo de los plaguicidas, una investigación desarrollada entre 1993 y 1995 encontró 39 de estos químicos en 562 pozos de agua subterránea poco profundos

de Estados Unidos, de los cuales la atrazina, desetilatrazina, simazina, metolacloro y prometon fueron los más prevalentes (Kolpin et al., 1998).

La lista de las especies químicas que pertenecen a los otros grupos es larga y el número de casos de contaminación se encuentra en constante aumento. Sin embargo, la información publicada para la región latinoamericana sigue siendo escasa. En este estudio, hemos hecho una revisión exhaustiva de las publicaciones científicas que han documentado la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en fuentes de agua dulce (ríos, lagos, lagunas, agua subterránea y reservorios similares) de los países latinoamericanos, utilizando las palabras clave “water” y “emerging contaminants”, “emerging pollutants”, “micropollutants”, “trace organic contaminants” o “trace organic pollutants” en Google Académico. A través de esta búsqueda, se recopilaron 62 publicaciones que fueron revisadas rigurosamente para determinar si cumplían con el criterio de reportar la

presencia de estos químicos en fuentes de agua dulce subterránea o superficial. Los resultados, conglomerados en la Tabla 1, muestran que, a pesar de que este problema ha ganado relevancia en el mundo desarrollado y de que cada vez más representantes de la comunidad científica están utilizando sus oportunidades de investigación para entender los pormenores e implicaciones de este nuevo tipo de contaminación, la presencia de estos químicos en el agua sigue siendo un tema inexplorado en América Latina y el Caribe. Solamente en Brasil y México, dos de los países latinoamericanos con mayores avances en investigación, se congrega el 62% del total de estudios realizados en la región, cada uno con un máximo de 22 y 17 artículos, respectivamente. En Centroamérica, se han divulgado únicamente dos casos en Costa Rica y uno en Panamá, lo que representa el 5% de todas las investigaciones a nivel regional. En los países desarrollados, por otro lado, una búsqueda rápida arroja 62 publicaciones en China, 24 en Alemania, 23 en Estados Unidos, 15 en España y 11 en Suiza.

Tabla 1. Estudios que reportan la presencia de contaminantes emergentes en cuerpos de agua dulce superficiales y subterráneos de América Latina y el Caribe.

País	Cantidad de estudios realizados	Fuente
Brasil	22	(Becker et al., 2021; Sergiane S. Caldas et al., 2019; Sergiane Souza Caldas et al., 2013; Campanha et al., 2015; Campestrini & Jardim, 2017; de Aquino et al., 2021; Ide et al., 2017; Jardim et al., 2012; Kuster et al., 2009; Locatelli et al., 2011; Laudicéia G. Lopes et al., 2010; Laudicéia Giacometti Lopes, 2007; López-Doval et al., 2017; Machado et al., 2016; Melo & Brito, 2014; Montagner & Jardim, 2011; Raimundo, 2011; Reis Filho, 2008; Scurupa Machado, 2010; Stumpf et al., 1999; Ternes et al., 1999; Torres et al., 2015)
México	17	(Belmont et al., 2006; Chávez-Mojía et al., 2019; Chávez et al., 2011; Cruz-López et al., 2020; Díaz-Torres et al., 2013; Díaz & Peña-Alvarez, 2017; Félix-Cañedo et al., 2013; Gustavo Ronderos-Lara et al., 2021; Hernández-Romero et al., 2004; Lesser et al., 2018; Metcalfe et al., 2011; Moeder et al., 2017; Pérez-Coyotl et al., 2019; Rivera-Jaimes et al., 2018; Rodríguez et al., 2018; Siemens et al., 2008; Vargas-Berrones et al., 2020)

Argentina	5	(Babay et al., 2008; De Gerónimo et al., 2014; Elorriaga et al., 2013; Miglioranza et al., 2004; San Juan et al., 2023)
Colombia	4	(Aristizabal-Ciro et al., 2017; Barón et al., 2013; Bedoya-Ríos et al., 2018; Hernández et al., 2015)
Ecuador	3	(Capparelli et al., 2021; Cipriani-Avila et al., 2023; Voloshenko-Rossin et al., 2015)
Bolivia	2	(Archundia et al., 2018; Chiron & Duwig, 2016)
Costa Rica	2	(Castillo et al., 2000; Spongberg et al., 2011)
Barbados	1	(Edwards et al., 2015)
Chile	1	(Barón et al., 2013)
Cuba	1	(Graham et al., 2011)
Panamá	1	(Wilson et al., 2021)
Paraguay	1	(Becker et al., 2021)
Perú	1	(Zamalloa et al., 2020)
Puerto Rico	1	(Ortiz Colon, 2016)

Los resultados completos de esta investigación bibliográfica han sido representados gráficamente en la Figura 2. Internacionalmente, muchos de estos compuestos han empezado a ser monitoreados debido a que su presencia en el agua es peligrosa para la salud de los seres humanos. En Estados Unidos y la Unión Europea, la lista de compuestos regulados o de interés asciende a 109 y 1,036, respectivamente. Cada uno de ellos está respaldado por diferentes normativas, como por ejemplo, la ley conocida en Estados Unidos como “Safe Drinking Water Act” y

la “Water Framework Directive”, una norma del Parlamento Europeo y del Consejo de la Unión Europea (Vargas-Berrones et al., 2020). En la región centroamericana, la falta de datos no indica que los contaminantes emergentes no están presentes en el agua ni que sean inofensivos. Lejos de esto, la falta de información sobre nuestros recursos refuerza la hipótesis de que el problema de la contaminación del agua no está recibiendo suficiente atención y que es necesario cambiar los paradigmas bajo los cuales se ha abordado históricamente este problema.

Figura 2. Cantidad de publicaciones que reportan la presencia de contaminantes emergentes en reservorios de agua dulce en América Latina.

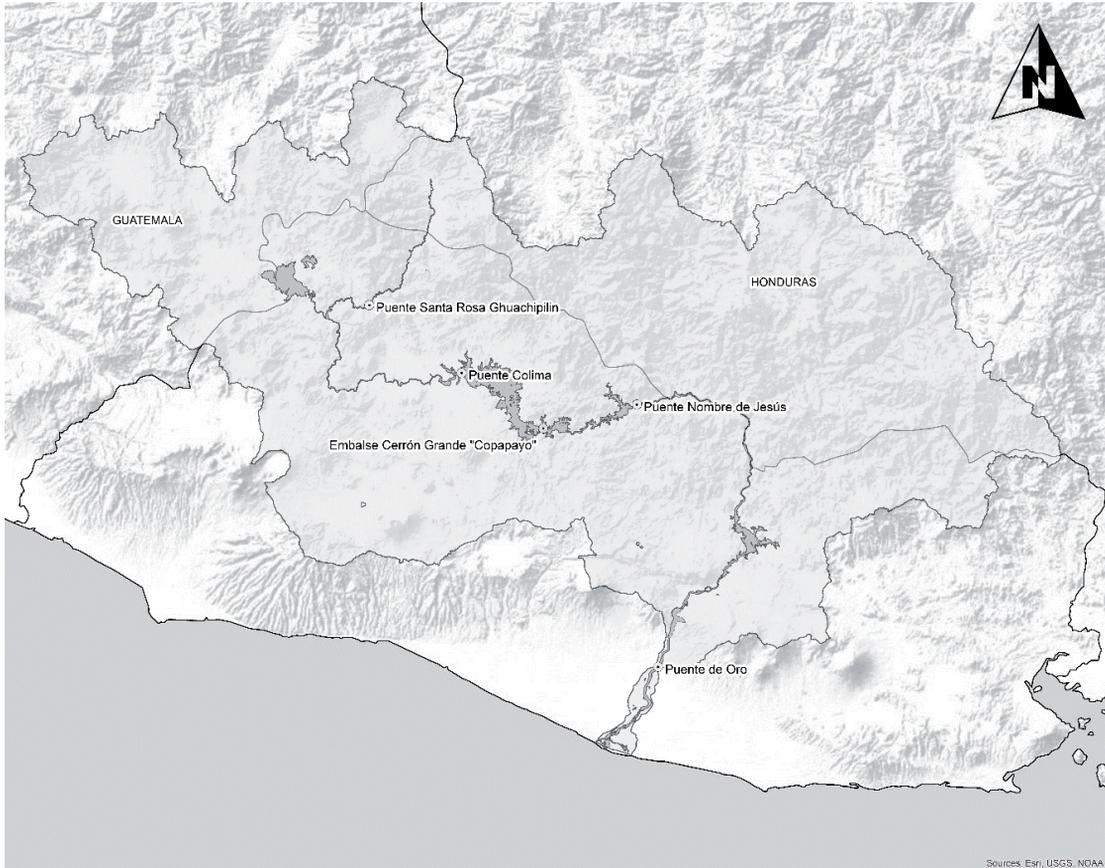


Fuente: Elaboración propia.

En El Salvador, no ha habido ningún estudio sobre la presencia de contaminantes emergentes en aguas superficiales. Con el objetivo de superar esta brecha y sentar un precedente en la región, recolectamos cinco muestras de agua del Embalse Cerrón Grande y del río Lempa durante la época seca del año 2022 para determinar la ocurrencia de 17 contaminantes emergentes. Las ubicaciones de los sitios de recolección se muestran en la Figura 3. Adicionalmente, se estudió una muestra de agua potable

distribuida por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANANDA) en un hogar de Mejicanos, un municipio popular de San Salvador. Estas muestras de agua se transportaron en condiciones controladas a los laboratorios de la UCA y, después de un acondicionamiento, fueron enviadas a la Universidad de Arizona, donde se sometieron a un análisis por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas para determinar la presencia de los compuestos que se indican en la Tabla 3.

Figura 3. Ubicación de los puntos de recolección de agua en el río Lempa y Embalse Cerrón Grande: Puente Santa Rosa Guachipilín, Puente Colima, Copapayo, Puente Nombre de Jesús y Puente de Oro.



Fuente: Elaboración propia.

De los compuestos evaluados, se detectaron 17 especies químicas en el agua de río y 12 en el Embalse, según la distribución que se especifica en la Figura 4. En el agua potable, por otro lado, se hallaron 15 de los compuestos evaluados. En total, los compuestos emergentes encontrados en las

muestras de agua incluyen trece compuestos de origen farmacéutico, un herbicida, una hormona y dos químicos comerciales. La descripción completa de estos contaminantes y sus aplicaciones comerciales se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Descripción de las especies detectadas. Las aplicaciones de los fármacos han sido recopiladas de la Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios.

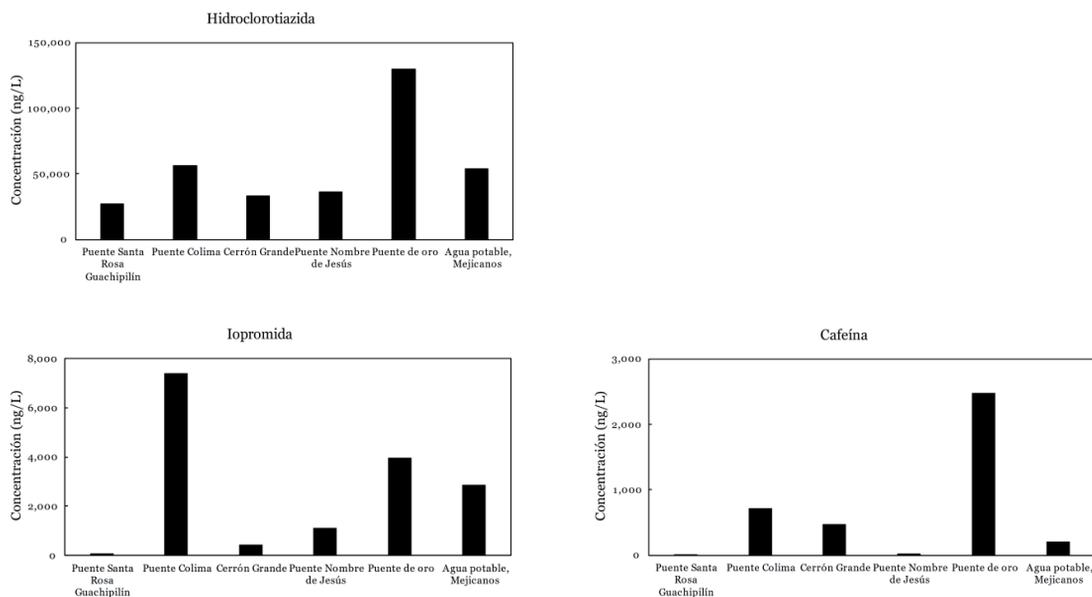
Tipo	Especie detectada	Aplicación
Fármaco	Hidroclorotiazida	Diurético indicado para tratar la hipertensión arterial; edema relacionado con insuficiencia renal, hepática o cardiaca; diabetes insípida renal y tratamiento preventivo de concreciones calcáreas urinarias.
	Iopromida	Indicador inyectable usado en diagnósticos como tomografía computarizada, arteriografía convencional, angiografía por sustracción digital, urografía intravenosa, mamografía y flebografía.
	Primidona	Anticonvulsivo utilizado en tratamiento de epilepsias.
	Hidrocortisona	Corticosteroide para tratamiento de exacerbaciones agudas de asma, insuficiencia suprarrenal aguda, rechazo agudo del trasplante de órganos, coma hipotiroideo o artritis reumatoide.
	Atenolol	Tratamiento para casos de hipertensión arterial, baja circulación sanguínea, arritmias cardíacas o infartos.
	Trimetoprima	Antibiótico para tratamiento de infecciones como neumonía, diarrea infecciosa, toxoplasmosis, otitis o infecciones agudas no complicadas del tracto urinario.
	Propranolol	Tratamiento para casos de hipertensión arterial, baja circulación sanguínea, taquiarritmias o profilaxis de la migraña.
	Difenhidramina	Antihistamínico utilizado para el tratamiento de congestión nasal, urticaria, erupciones alérgicas, picaduras de insecto, enfermedad del suero y reacciones transfusionales leves.
	Sulfametoxazol	Antibiótico para tratamiento de diarreas, infecciones del tracto respiratorio, profilaxis y terapia de infecciones urinarias.
	Dexametasona	Antiinflamatorio usado en casos de enfermedades pulmonares, autoinmunes, dermatológicas o tumores cerebrales.
	Carbamazepina	Anticonvulsivo utilizado en tratamiento de epilepsias, manías depresivas y otros trastornos psiquiátricos.
	Ibuprofeno	Analgésico usado en casos de fiebre, dolores de cabeza, artritis, golpes o dolores en diversos tejidos blandos.
	Gemfibrozilo	Regulador de lípidos para prevenir infartos en personas con colesterol elevado.
Herbicida	Atrazina	Usada en cultivos para controlar el crecimiento de maleza.
Hormona	Norgestrel	Progestina usada en anticonceptivos hormonales.
Químico comercial	Propilparabeno	Conservante utilizado en la industria alimenticia, cosmética o farmacéutica.
	Cafeína	Usado en diversidad de productos alimenticios y farmacéuticos para reducir el sueño y los mareos.

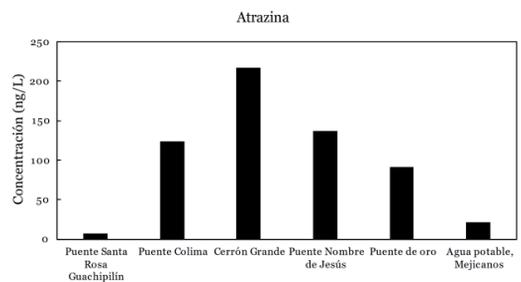
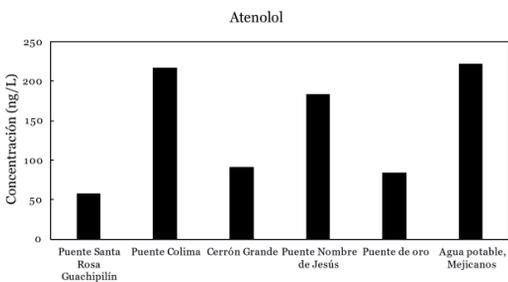
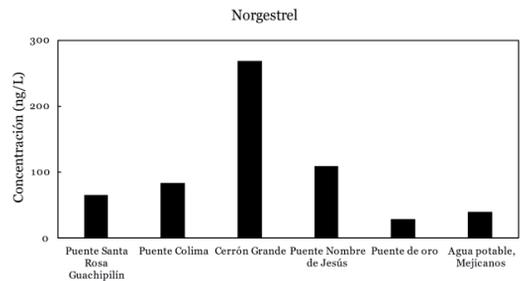
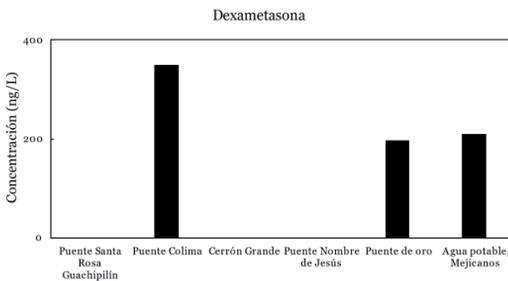
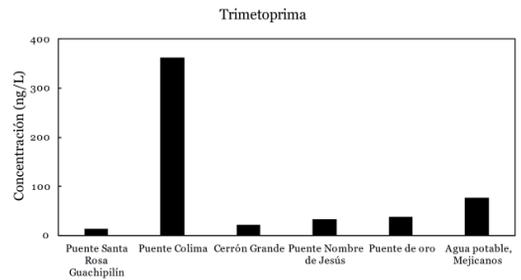
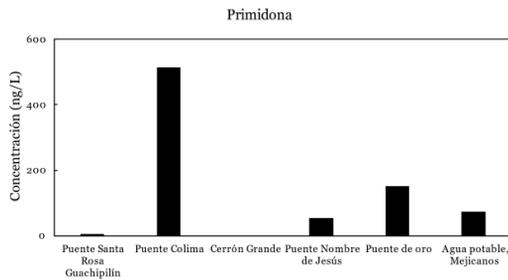
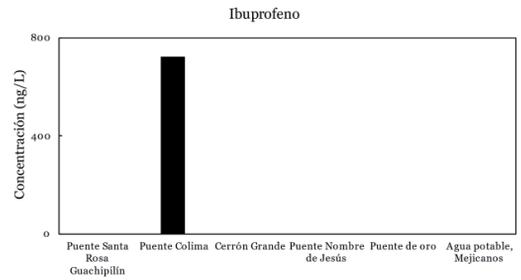
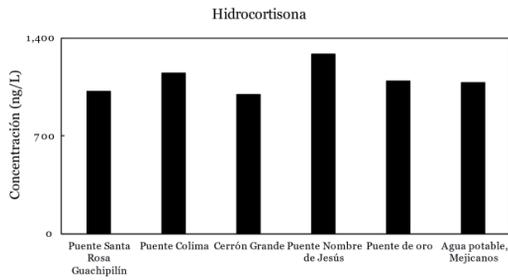
Las concentraciones de los compuestos detectados y su distribución en cada sitio se muestran en la Figura 4. Como puede observarse, todos los valores se encuentran en el rango de los ng/L. Las unidades de “ng/L”, que se leen textualmente como “nanogramos por litro”, expresan cuántos gramos de contaminante hay en mil millones de litros de agua. Por ende, también puede inferirse que los valores encontrados en este estudio son muy pequeños. Sin embargo, como mencionamos antes, esto no quiere decir que la presencia de estos compuestos en el agua sea inofensiva.

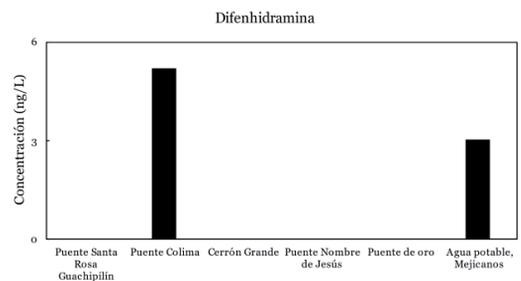
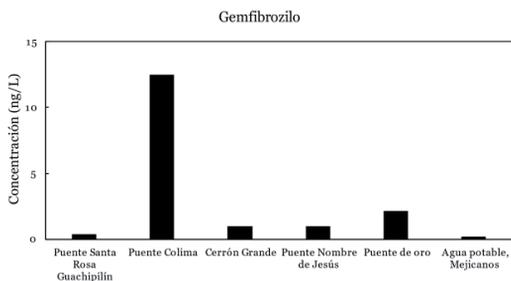
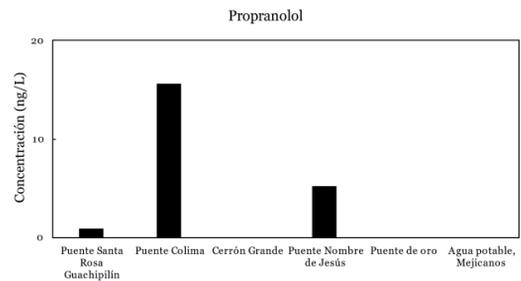
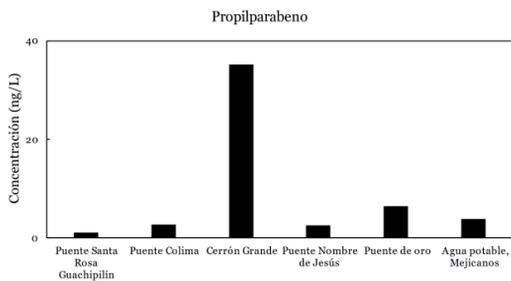
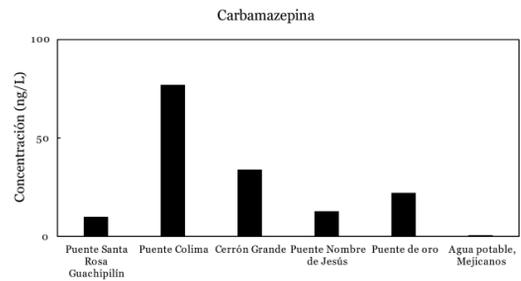
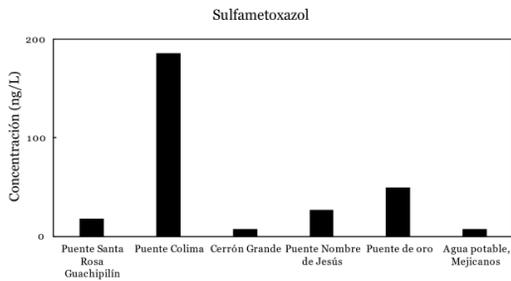
De la hidroclorotiazida, por ejemplo, que fue el compuesto que arrojó los valores más altos en todas las muestras analizadas, se sabe que, en un ranking de 20 posiciones elaborado por el Instituto Estuarino de San Francisco y las escuelas de salud pública de Harvard y de la Universidad de California, ocupó el tercer lugar de los fármacos que

deben ser priorizados por el daño que podrían llegar a generar a la salud humana y que es el onceavo de los que más riesgos representan tanto para la salud de los humanos como para la de los ecosistemas acuáticos y del resto de mamíferos (Dong et al., 2013). En esa lista también se encuentran otros compuestos que fueron identificados en aguas salvadoreñas, como atenolol, ibuprofeno, trimetoprima y sulfametoxazol. La trimetoprima y el sulfametoxazol son reconocidos antibióticos con capacidad de bioacumularse y ante los cuales se puede generar resistencia, la cual ha llegado a ser hasta de 22% en algunas regiones de Estados Unidos (Gupta, 2003). De igual manera, la iopromida, un fármaco de contraste utilizado masivamente en análisis radiológicos, no es fácilmente biodegradable y presentó efectos crónicos adversos en ensayos con organismos vivos expuestos a altas concentraciones en agua (Steger-Hartmann et al., 1999).

Figura 4. Concentraciones de los compuestos emergentes detectados en los puntos de muestreo ubicados en el río Lempa (puentes Colima, Nombre de Jesús, Santa Rosa Guachipilín y de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable distribuida en Mejicanos.







Debido a la novedad científica de este tipo de contaminación en la región, no se cuenta con reglamentos o guías de control que regulen su presencia en el agua, y tampoco con información toxicológica de todos los químicos evaluados. Sin embargo, es de notable interés que las concentraciones máximas halladas en aguas superficiales salvadoreñas pueden llegar a ser, para muchas de las especies contempladas en esta investigación, hasta 200 o 500 veces mayores que los valores reportados en otros países como Italia (Brigante et al., 2005) y Estados Unidos (Kolpin et al., 2002). Aunque esta tendencia también fue identificada en la muestra de

agua potable, no puede aseverarse que se deba a posibles negligencias o irregularidades de ANDA, ya que, como mencionamos antes, una de las características principales de los contaminantes emergentes es su gran capacidad de resistir cualquier tipo de potabilización. Por lo tanto, esperamos que los resultados de este estudio preliminar no pasen desapercibidos y que constituyan un llamado de atención a las autoridades y al quehacer científico nacional para que dediquen sus esfuerzos a entender esta problemática que avanza silenciosamente y que amenaza con dañar irreversiblemente nuestros recursos hídricos.

4. El ciclo hidrosocial y la contaminación del agua

Posiblemente lo que más se conozca del ciclo hidrosocial son los componentes del ciclo hídrico, el cual engloba un proceso continuo de circulación y transformación del agua que sucede entre la superficie terrestre y la atmósfera e incluye fases como lluvia, evaporación, infiltración, escorrentía y condensación (Lado, 2009). Sin embargo, el agua no solo comprende los procesos fisicoquímicos que la convierten en un recurso natural, ya que encierra complejas interacciones con las sociedades humanas. Por tanto, es también un recurso socialmente construido que se ve constantemente influenciado por factores políticos, culturales, económicos y, en suma, por las interrelaciones sociales (Budds et al., 2018).

Al concebir el agua como un recurso más allá de lo natural, es plausible identificar que su disponibilidad y calidad estarán condicionadas por los factores antes mencionados, e intrínsecamente, por la gestión hídrica, las prácticas de uso, los sistemas de gobernanza, y por supuesto, los diferentes contextos actuales e históricos que determinan actualmente las condiciones y el acceso al vital líquido. En referencia al tema central de este artículo, el enfoque del ciclo hidrosocial incorpora dentro de sus unidades de análisis a la contaminación, dejando de verla como un fenómeno aislado y atribuyéndola directamente a las actividades y acciones humanas tanto a nivel de utilización y explotación, como con relación a la gestión y gobernanza (Boelens et al., 2016).

Desde esta perspectiva, el abordaje de la contaminación hídrica implica conocer y comprender las dinámicas sociopolíticas, económicas, culturales y ambientales que subyacen al estado de contaminación del recurso. Como se ha mencionado, la calidad de los ríos salvadoreños evidencia el precario estado del recurso y el detrimento histórico que éste ha experimentado. Las descargas directas o indirectas de agua residual provenientes de diversas fuentes, ya sean produc-

tivas o de las empresas, o reproductivas como los hogares, han provocado que la capacidad de carga de los cuerpos de agua sobrepase los umbrales de recuperación; es decir, las sustancias o compuestos nocivos presentes en el agua no son eliminados de una forma regenerativa natural y es necesario, según el MARN, implementar planes de descontaminación y saneamiento en al menos el 79% de los ríos del país (Mena et al., 2021).

Es evidente que la lectura del enfoque del ciclo hidrosocial no es unidireccional, pues desde lo social y sus dinámicas se afecta el estado del agua, pero también el estado del agua influye en las dinámicas y el bienestar social. Las descargas de aguas residuales domésticas, los vertidos de la industria, contaminantes agrícolas, desechos sólidos y cualquier compuesto nocivo vertido sobre el recurso hídrico implicarán en el corto, mediano y largo plazo una disminución significativa de la calidad del agua y, por tanto, de su disponibilidad.

El mal estado del recurso hídrico afectará de forma directa el bienestar de las poblaciones, dado que el agua es un recurso que se vincula de forma transversal con cada una de las actividades que se realizan. Así, pues, se tendrán implicaciones en la salud humana por infecciones diversas ocasionadas por patógenos presentes en el agua que se bebe, con la que se cocina e incluso aquella que sirve para recreación (Ganesh & Lin, 2013). De igual forma, la contaminación del recurso hídrico tiene un resultado directo en la escasez o disponibilidad de agua potable. Es decir, a mayor contaminación, mayor es la escasez. Esto tiene consecuencias serias para el consumo humano, ya que la menor disponibilidad de fuentes aptas para el consumo humano implica una mayor dependencia de fuentes alternativas más costosas, como sistemas más sofisticados de filtración o la compra de agua embotellada.

Adicionalmente, la contaminación de aguas también tiene efectos negativos en lo económico. Por una parte, hay una repercusión directa en las diversas ramas productivas

que utilizan el agua como recurso fundamental, como cultivos agrícolas, acuicultura, turismo y otras industrias, sobre todo las de pequeña escala. Asimismo, entre más contaminación de los cuerpos de agua se tenga, mayores son las inversiones requeridas por parte del Estado para el tratamiento de agua y provisión adecuada del recurso hídrico. Tal y como lo indican los datos del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), para lograr las metas regionales del sexto objetivo de desarrollo sostenible que tiene que ver con agua limpia y saneamiento, los países latinoamericanos deben invertir anualmente, hasta el año 2030, el 0.5 % de su PIB. Según estos datos, en el caso salvadoreño se requiere una inversión total de USD 5,610 millones, de los cuales USD 179 millones corresponden a las necesidades de nueva inversión en infraestructura de tratamiento de aguas residuales (Brichetti et al., 2021).

Por otra parte, el agua contaminada no solo tiene afectaciones en los sistemas humanos, sino también en los ecosistemas, principalmente acuáticos y en la biodiversidad en general. La presencia en exceso de agrotóxicos, fertilizantes u otros desechos agrícolas, industriales o urbanos puede dar lugar a la aparición y proliferación de algas, disminución del oxígeno en el agua y, por tanto, torna incompatible el medio con la vida acuática (Herrera Cardozo, 2022). La Comisión Económica para América Latina (CEPAL), en el documento “Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y El Caribe, 2002-2020”, sostiene que:

La contaminación y deterioro de la calidad del agua en muchos cauces puede tener efectos significativos en los ecosistemas... en ríos altamente contaminados se observa la desaparición de ciertas especies, e inclusive no resultan inusuales en la región fenómenos tales como la mortandad masiva de peces. La destrucción de la biodiversidad acuática por procesos de eutrofización es común en lagos y embalses de la región, principalmente por la descarga

de aguas residuales sin tratamiento previo (Jouralevet et al., 2021).

Finalmente, cabe destacar que todas estas externalidades negativas generadas por la contaminación del agua como consecuencia directa de las actividades humanas productivas y reproductivas, así como los precarios sistemas de gestión, afectan la calidad de vida de las poblaciones. Específicamente en los sistemas humanos, los impactos son desiguales, pues comunidades con peores condiciones materiales están más expuestas a los efectos de la contaminación del agua y a la escasez. Tanto en materia de salud, como de seguridad alimentaria, falta acceso a agua potable y saneamiento, siendo quienes menos tienen los más afectados. De acuerdo con Swyngedouw, son las personas pobres quienes mueren de sed, y no necesariamente por la escasez de agua, sino por la falta de recursos monetarios y por una gobernanza basada en la influencia política-económica que organiza el control, acceso y distribución del agua dejando a quienes menos tienen al margen (Swyngedouw, 2009).

5. Conclusiones

En El Salvador, la interacción entre diversos desequilibrios ambientales y sociales, aunada con las deficiencias en la gestión del recurso hídrico, amenaza las perspectivas para cumplir y preservar las garantías al derecho al agua. Actualmente, el país no dispone de fuentes de agua superficiales de calidad excelente. Para el 2020, por ejemplo, los datos del MARN mostraban que el 71.3% de los ríos evaluados tenía una mala calidad. Históricamente, la calidad de estos mismos sitios se ha clasificado en las categorías de regular o mala, lo cual muestra que el deterioro de los recursos hídricos se ha dado sistemáticamente desde hace al menos dos décadas.

Este deterioro en la disponibilidad y calidad de agua para consumo humano constituye una manifestación de desequilibrio

ambiental que se asocia con la degradación, la sobreexplotación de manantiales estratégicos y la contaminación de aguas superficiales. No obstante, es también consecuencia de desigualdades sociales que se expresan en accesos diferenciados a los servicios básicos estatales de agua y saneamiento, así como de prácticas de disposición de desechos incompatibles con la conservación del recurso hídrico.

Dentro de las causas que podrían estar ocasionando este nivel de degradación, la descarga de aguas residuales sin tratamiento es una de las principales. Según un estudio realizado en el 2018, en el 2010 se generaba un aproximado de 184.94 millones de m³/año de aguas residuales domésticas, de los cuales sólo 25.86 millones de m³/año recibía tratamiento; es decir, el 86% de las aguas residuales domésticas generadas a nivel nacional era descargado al ambiente sin recibir ningún tipo de tratamiento (Sánchez et al., 2018). Aunque no ha sido posible actualizar estas cifras, el portal de plantas de tratamiento del MARN identifica que hay 950 puntos de vertido que continúan arrojando sus aguas de desecho a los ríos sin tratarlas previamente. Por lo tanto, existe suficiente evidencia para sustentar que esta práctica ha contribuido en gran medida a los bajos índices de calidad de los cuerpos superficiales.

Más allá de estas formas tradicionales de entender la contaminación, en este estudio se ha demostrado que existen contaminantes orgánicos emergentes en los cuerpos superficiales de agua dulce y en agua potable. Los primeros antecedentes en este tema datan del 2017, donde se determinó la presencia de agroquímicos en pozos y su relación con la ocurrencia de enfermedades renales crónicas (Quinteros et al., 2017). En este estudio, se han logrado detectar 17 especies químicas en el río Lempa, en el Embalse Cerrón Grande y una muestra de agua potable en Mejicanos. Aunque las concentraciones encontradas están en el orden de los ng/L, su presencia llama la atención porque se desconocen los impactos que podrían llegar a tener en la naturaleza y en los seres humanos. Además, se desco-

noce qué tan extendidos pueden estar en la cadena de suministro de agua potable, por lo que es necesario seguir profundizando sobre estas nuevas formas de contaminación para conocer sus alcances, sus rutas de atenuación naturales y planear estrategias de remediación integrales en el mediano y largo plazo.

6. Referencias

ANDA. (2010). *Boletín Estadístico 2010*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.transparencia.gob.sv/institutions/anda/documents/estadisticas>

ANDA. (2011). *Boletín Estadístico 2011*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2011.pdf>

ANDA. (2012). *Boletín Estadístico 2012*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2012.pdf>

ANDA. (2013). *Boletín Estadístico 2013*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2013.pdf>

ANDA. (2014). *Boletín Estadístico 2014*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2014.pdf>

ANDA. (2015). *Boletín Estadístico 2015*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2015.pdf>

ANDA. (2016). *Boletín Estadístico 2016*. Administración Nacional de Acueductos y

Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2016.pdf>

ANDA. (2017). *Boletín Estadístico 2017*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2017.pdf>

ANDA. (2020). *Boletín Estadístico 2020*. Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. <https://www.anda.gob.sv/anda/wp-content/uploads/2020/Descargas/BoletinesEstadisticos/BoletinEstadistico2020.pdf>

Archundia, D., Boithias, L., Duwig, C., Morel, M. C., Flores Aviles, G., & Martins, J. M. F. (2018). Environmental fate and ecotoxicological risk of the antibiotic sulfamethoxazole across the Katari catchment (Bolivian Altiplano): Application of the GREAT-ER model. *Science of the Total Environment*, (622-623), 1046-1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.026>

Aristizabal-Ciro, C., Botero-Coy, A. M., López, F. J., & Peñuela, G. A. (2017). Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water supply. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7335-7347. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8253-1>

Babay, P. A., Romero Ale, E. E., Itria, R. F., Becquart, E. T., Thiele, B., & Batistoni, D. A. (2008). Simplified determination of lipophilic metabolites of nonylphenol ethoxylates: Method development and application in aqueous samples from Buenos Aires, Argentina. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(4), 443-452. <https://doi.org/10.1039/b717942a>

Barón, E., Gago-Ferrero, P., Gorga, M., Rudolph, I., Mendoza, G., Zapata, A. M., Díaz-Cruz, S., Barra, R., Ocampo-Duque, W., Páez, M., Darbra, R. M., Eljarrat, E., & Barceló, D. (2013). Occurrence of

hydrophobic organic pollutants (BFRs and UV-filters) in sediments from South America. *Chemosphere*, 92(3), 309-316. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.032>

Baronti, C., Curini, R., D'Ascenzo, G., Di Corcia, A., Gentili, A., & Samperi, R. (2000). Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in a receiving river water. *Environmental Science and Technology*, 34(24), 5029-5066. <https://doi.org/10.1021/es001359q>

Becker, R. W., Araújo, D. S., Sirtori, C., Toyama, N. P., Tavares, D. A., Cordeiro, G. A., Benassi, S. F., Gossen, A. C., & do Amaral, B. (2021). Pesticides in surface water from Brazil and Paraguay cross-border region: Screening using LC-QTOF MS and correlation with land use and occupation through multivariate analysis. *Microchemical Journal*, 168, 106502. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106502>

Bedoya-Ríos, D. F., Lara-Borrero, J. A., Duque-Pardo, V., Madera-Parra, C. A., Jimenez, E. M., & Toro, A. F. (2018). Study of the occurrence and ecosystem danger of selected endocrine disruptors in the urban water cycle of the city of Bogotá, Colombia. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 53(4), 317-325. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1401372>

Belfroid, A. C., Van Der Horst, A., Vethaak, A. D., Schäfer, A. J., Rijs, G. B. J., Wegener, J., & Cofino, W. P. (1999). Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 225(1-2), 101-108. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00336-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00336-2)

Belmont, M. A., Ikonou, M., & Metcalfe, C. D. (2006). Presence of nonylphenol ethoxylate surfactants in a watershed in central Mexico and removal from domestic sewage in a treatment wetland. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 29-35. <https://doi.org/10.1897/04-648R.1>

Boelens, R., Hoogesteger, J., Swyngedouw, E., Vos, J., & Wester, P. (2016). Hydrosocial territories: a political ecology perspective. *Water International* 41(1), 1-14. <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1134898>

Brichetti, J. P., Mastronardi, L., Rivas, M. E., Serebrisky, T. y Solís, B. (2021). *La brecha de infraestructura en América Latina y el Caribe: estimación de las necesidades de inversión hasta 2030 para progresar hacia el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Banco Interamericano de Desarrollo (BID). <https://doi.org/10.18235/0003759>

Brigante, M., DellaGreca, M., Previtiera, L., Rubino, M., & Temussi, F. (2005). Degradation of hydrochlorothiazide in water. *Environmental Chemistry Letters*, 2(4), 195–198. <https://doi.org/10.1007/s10311-004-0096-1>

Brown, K. D., Kulis, J., Thomson, B., Chapman, T. H., & Mawhinney, D. B. (2006). Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Science of the Total Environment*, 366(2–3), 772-783. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.007>

Budds, J., Roa García, M. C. y Perreault, T. (2018). *Equidad y justicia hídrica: el agua como reflejo de poder en los países andinos* (J. Budds, M. C. Roa García, & T. Perreault (Eds.)). Pontificia Universidad Católica del Perú. <https://doi.org/10.18800/9786124320309>

Caldas, Sergiane S., Arias, J. L. O., Rombaldi, C., Mello, L. L., Cerqueira, M. B. R., Martins, A. F., & Primel, E. G. (2019). Occurrence of pesticides and PPCPs in surface and drinking water in southern Brazil: Data on 4-year monitoring. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 30(1). 71-80. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180154>

Caldas, Sergiane Souza, Bolzan, C. M., Guilherme, J. R., Silveira, M. A. K., Escarrone, A. L. V., & Primel, E. G. (2013). Determination of pharmaceuticals, personal

care products, and pesticides in surface and treated waters: Method development and survey. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5855–5863. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1650-9>

Campanha, M. B., Awan, A. T., de Sousa, D. N. R., Grosseli, G. M., Mozeto, A. A., & Fadini, P. S. (2015). A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10), 7936–7947. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3929-x>

Campestrini, I., & Jardim, W. F. (2017). Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. *Science of the Total Environment*, 576, 374-380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.089>

Capparelli, M. V., Cipriani-Avila, I., Jara-Negrete, E., Acosta-López, S., Acosta, B., Pérez-González, A., Molinero, J., & Pinos-Vélez, V. (2021). Emerging Contaminants in the Northeast Andean Foothills of Amazonia: The Case of Study of the City of Tena, Napo, Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 2-10. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03275-8>

Castillo, L. E., Ruedert, C., & Solis, E. (2000). Pesticide residues in the aquatic environment of banana plantation: Areas in the north Atlantic zone of Costa Rica. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(8), 1942-1950. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190802>

Chávez-Mejía, Navarro-González, Magaña-López, Uscanga-Roldán, Zaragoza-Sánchez, & Jiménez-Cisneros. (2019). Presence and Natural Treatment of Organic Micropollutants and their Risks after 100 Years of Incidental Water Reuse in Agricultural Irrigation. *Water*, 11(10), 2148. <https://doi.org/10.3390/w11102148>

Chávez, A., Maya, C., Gibson, R., & Jiménez, B. (2011). The removal of microorganisms and organic micropollutants from

wastewater during infiltration to aquifers after irrigation of farmland in the Tula Valley, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(5), 1354-1362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.008>

Chiron, S., & Duwig, C. (2016). Biotic nitrosation of diclofenac in a soil aquifer system (Katari watershed, Bolivia). *Science of the Total Environment*, 565, 473-380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.048>

Cipriani-Avila, I., Molinero, J., Cabrera, M., Medina-Villamizar, E. J., Capparelli, M. V., Jara-Negrete, E., Pinos-Velez, V., Acosta, S., Andrade, D. L., Barrado, M., & Mogollón, N. G. S. (2023). Occurrence of emerging contaminants in surface water bodies of a coastal province in Ecuador and possible influence of tourism decline caused by COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 866, 161340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161340>

Cruz-López, A., Dávila-Pórcel, R. A., de León-Gómez, H., Rodríguez-Martínez, J. M., Suárez-Vázquez, S. I., Cardona-Benavides, A., Castro-Larragoitia, G. J., Boreselli, L., de Lourdes Villalba, M., Pinales-Munguía, A., Silva-Hidalgo, H., de la Garza, R., & del Socorro Espino-Valdes, M. (2020). Exploratory study on the presence of bisphenol A and bis(2-ethylhexyl) phthalate in the Santa Catarina River in Monterrey, N.L., Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08446-4>

De Aquino, S. F., Brandt, E. M. F., Bottrel, S. E. C., Gomes, F. B. R., & Silva, S. de Q. (2021). Occurrence of Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Compounds in Brazilian Water and the Risks They May Represent to Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(22), 11765. <https://doi.org/10.3390/ijerph182211765>

De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina.

Chemosphere, 107, 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>

Desbrow, C., Routledge, E. J., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., & Waldock, M. (1998). Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environmental Science and Technology*, 32(11), 1549-1558. <https://doi.org/10.1021/es9707973>

Díaz-Torres, E., Gibson, R., González-Farías, F., Zarco-Arista, A. E., & Mazarí-Hiriart, M. (2013). Endocrine disruptors in the Xochimilco Wetland, Mexico City. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(6), 1586. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1586-1>

Díaz, A., & Peña-Alvarez, A. (2017). A Simple Method for the Simultaneous Determination of Pharmaceuticals and Personal Care Products in River Sediment by Ultrasound-Assisted Extraction Followed by Solid-Phase Microextraction Coupled with Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of Chromatographic Science*, 55(9), 946. <https://doi.org/10.1093/chromsci/bmx058>

Dong, Z., Senn, D. B., Moran, R. E., & Shine, J. P. (2013). Prioritizing environmental risk of prescription pharmaceuticals. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 65(1), 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2012.07.003>

Edwards, Q. A., Kulikov, S. M., & Garner-O'Neale, L. D. (2015). Caffeine in surface and wastewaters in Barbados, West Indies. *SpringerPlus*, 4(1). <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0809-x>

Elorriaga, Y., Marino, D. J., Carriquiriborde, P., & Ronco, A. E. (2013). Screening of pharmaceuticals in surface water bodies of the Pampas region of Argentina. *International Journal of Environment and Health*, 6(4), 330-339. <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2013.056974>

Esquivel, O. (2007). *Diagnóstico nacional de la calidad sanitaria de las aguas superficiales de El Salvador*. MARN, <https://>

portafolio.snet.gob.sv/digitalizacion/pdf/spa/doc00246/doc00246-contenido.pdf

Félix-Cañedo, T. E., Durán-Álvarez, J. C., & Jiménez-Cisneros, B. (2013). The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. *Science of the Total Environment*, 454-455, 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.088>

Ganesh, A., & Lin, J. (2013). Waterborne human pathogenic viruses of public health concern. *International Journal of Environmental Health Research*, 23(6), 544-564. <https://doi.org/10.1080/09603123.2013.769205>

Graham, D. W., Olivares-Rieumont, S., Knapp, C. W., Lima, L., Werner, D., & Bowen, E. (2011). Antibiotic resistance gene abundances associated with waste discharges to the Almendares river near Havana, Cuba. *Environmental Science and Technology*, 45(2), 418-424. <https://doi.org/10.1021/es102473z>

Gupta, K. (2003). Addressing antibiotic resistance. *Disease-a-Month*, 49(2), 99-110. <https://doi.org/10.1067/mda.2003.10>

Gustavo Ronderos-Lara, J., Saldarriaga-Noreña, H., Guillermo Reyes-Romero, P., Alberto Chávez-Almazán, L., Vergara-Sánchez, J., Alfonso Murillo-Tovar, M., & Torres-Segundo, C. (2021). Emerging Compounds in Mexico: Challenges for Their Identification and Elimination in Wastewater. En: Nuro, A. (Ed.) *Emerging Contaminants*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93909>

Hernández-Romero, A. H., Tovilla-Hernández, C., Malo, E. A., & Bello-Mendoza, R. (2004). Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 48(11-12), 1130-1141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.003>

Hernández, F., Ibáñez, M., Botero-Coy, A. M., Bade, R., Bustos-López, M. C., Rincón, J., Moncayo, A., & Bijlsma, L. (2015). LC-QTOF MS screening of more than 1,000 licit and illicit drugs and their metabolites in wastewater

and surface waters from the area of Bogotá, Colombia. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 407(21), 6405-6416. <https://doi.org/10.1007/s00216-015-8796-x>

Herrera Cardozo, J. (2022). *Impacto ambiental de la eutrofización*. Educación y difusión del conocimiento (Eduneuro). <https://eduneuro.com/revista/index.php/revistaneuronum/article/download/443/522>

Ide, A. H., Osawa, R. A., Marcante, L. O., da Costa Pereira, J., & de Azevedo, J. C. R. (2017). Occurrence of Pharmaceutical Products, Female Sex Hormones and Caffeine in a Subtropical Region in Brazil. *Clean - Soil, Air, Water*, 45(9). <https://doi.org/10.1002/clen.201700334>

Jardim, W. F., Montagner, C. C., Pescara, I. C., Umbuzeiro, G. A., Di Dea Bergamasco, A. M., Eldridge, M. L., & Sodr e, F. F. (2012). An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. *Separation and Purification Technology*, (84), 3-8. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.06.020>

Jouravlev, A., Saravia Matus, S. y Sevilla, M. G. (2021). *Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe*. Repositorio Digital - CEPAL. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/e5df0bb6-9457-439f-aa2c-9b1d1b1b1518/content>

Kattan, C., Mena, Z., Amaya, L., Aguirre, J. y Peñate, Y. (2017). *Informe de la calidad del agua de los ríos de El Salvador*. Biblioteca Ambiental del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://bibliotecaambiental.ambiente.gob.sv/documentos/informe-de-calidad-de-agua-de-los-rios-de-el-salvador-ano-2020/>

Khan, S., Naushad, M., Govarthan, M., Iqbal, J. y Alfadul, S. M. (2022). Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. *Environmental Research*, 207. 112609. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609>

Kidd, K. A., Blanchfield, P. J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M.,

& Flick, R. W. (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(21), 8897-8901. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>

Kolpin, D. W., Barbash, J. E., & Gilliom, R. J. (1998). Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: Initial results from the National Water-Quality Assessment program. *Environmental Science and Technology*, 32(5). <https://doi.org/10.1021/es970412g>

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: A national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6), 558-566. <https://doi.org/10.1021/es011055j>

Kuster, M., Azevedo, D. A., López de Alda, M. J., Aquino Neto, F. R., & Barceló, D. (2009). Analysis of phytoestrogens, progestogens and estrogens in environmental waters from Rio de Janeiro (Brazil). *Environment International*, 35(7), 997-1003. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.04.006>

Lado, J. J. (2009). El ciclo hidrológico: experiencias prácticas para su comprensión. *Enseñanza de Las Ciencias de La Tierra*, 17(1), 78-85. <https://www.raco.cat/index.php/ECT/article/view/184048/237104>

Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510-521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>

Locatelli, M. A. F., Sodr , F. F., & Jardim, W. F. (2011). Determination of antibiotics in brazilian surface waters using liquid chromatography-electrospray

tandem mass spectrometry. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3), 385-393. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9550-1>

Lopes, Laudicéia G., Marchi, M. R. R., Souza, J. B. G., Moura, J. A., Lorenzon, C. S., Cruz, C., & Amaral, L. A. (2010). Estrog nios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal - São Paulo. *Química Nova*, 33(3), 639-643. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300029>

Lopes, Laudicéia Giacometti. (2007). *Estudo sobre a ocorrência de estrog nios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal - SP*. Universidade Estadual Paulista (UNESP). https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/19/f0d682e8aa69532a59efc812f13cd4ae_2972937a0d9632c64af90780c1f1cd52.pdf

López-Doval, J. C., Montagner, C. C., de Albuquerque, A. F., Moschini-Carlos, V., Umbuzeiro, G., & Pomp o, M. (2017). Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 575, 1307-1324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.210>

Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. In *Science of the Total Environment* (. 473-474), 619-641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>

Machado, K. C., Grassi, M. T., Vidal, C., Pescara, I. C., Jardim, W. F., Fernandes, A. N., Sodr , F. F., Almeida, F. V., Santana, J. S., Canela, M. C., Nunes, C. R. O., Bichinho, K. M., & Severo, F. J. R. (2016). A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, 572, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>

Melo, S. M., & Brito, N. M. (2014). Analysis and occurrence of endocrine disruptors in Brazilian water by HPLC-fluorescence detection. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(1), 1783. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1783-y>

Mena, Z. (2007). *Informe de Calidad de Agua de los ríos de El Salvador - 2006*. MARN. <https://shorturl.at/vwxJU>

Mena, Z., Amaya, A., Serrano, M., Rojas, C. y Peñate, Y. (2013). *Informe de la calidad del agua de los ríos, El Salvador/2012-2013*. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Dirección General del Observatorio Ambiental. <https://shorturl.at/mFPZ4>

Mena, Z., Amaya, L., Aguirre, J., y Peñate, Y. (2019). *Informe de la calidad del agua de los ríos de El Salvador 2018*. MARN. <https://shorturl.at/stCKR>

Mena, Z., Amaya, L., Salguero, M. y Peñate, Y. (2021). *Informe de la calidad de agua de los ríos de El Salvador año 2020*. MARN. <https://shorturl.at/kmNR6>

Metcalfe, C. D., Beddows, P. A., Bouchot, G. G., Metcalfe, T. L., Li, H., & Van Lavieren, H. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4), 991-997. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.031>

Miglioranza, K. S. B., Aizpún De Moreno, J. E., & Moreno, V. J. (2004). Land-based sources of marine pollution: Organochlorine pesticides in stream systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 11(4), 227-232. <https://doi.org/10.1007/BF02979630>

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2009). *Informe de la calidad de los ríos de El Salvador año 2009*. MARN. <http://rcc.marn.gob.sv/bitstream/handle/123456789/166/Informe%20de%20Calidad%20de%20Agua%20de%20los%20ríos%20de%20El%20Salvador%20-%202009.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Moeder, M., Carranza-Díaz, O., López-Angulo, G., Vega-Aviña, R., Chávez-Durán, F. A., Jomaa, S., Winkler, U., Schrader, S., Reemtsma, T., & Delgado-Vargas, F. (2017). Potential of vegetated ditches to manage organic pollutants derived from agricultural runoff and domestic sewage: A case study in Sinaloa (Mexico). *Science of the Total Environment*, 598, 1106-1115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.149>

Montagner, C. C., & Jardim, W. F. (2011). Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 22(8), 1452-1462. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532011000800008>

Ortiz Colon, A. I. (2016). Assessment of Concentrations of Heavy Metals and Phthalates in Two Urban Rivers of the Northeast of Puerto Rico. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 06(02). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000353>

Pérez-Coyotl, I., Galar-Martínez, M., García-Medina, S., Gómez-Oliván, L. M., Gasca- Pérez, E., Martínez-Galero, E., Islas-Flores, H., Pérez-Pastén, B. R., Barceló, D., López de Alda, M., Pérez-Solsona, S., Serra-Roig, M. P., Montemurro, N., Peña-Herrera, J. M., & Sánchez-Aceves, L. M. (2019). Polluted water from an urban reservoir (Madín dam, México) induces toxicity and oxidative stress in *Cyprinus carpio* embryos. *Environmental Pollution*, 251, 510-521 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.095>

Programa Estratégico de Investigación de la UCA. (2023). *La población salvadoreña opina sobre el derecho humano al agua*. Universidad Centroamericana José Simeón Cañas.

Purdom, C. E., Hardiman, P. A., Bye, V. J., Eno, N. C., Tyler, C. R., & Sumpter, J. P. (1994). Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. *Chemistry and Ecology*, 8(4). <https://doi.org/10.1080/02757549408038554>

- Quinteros, E., Ribó, A., Mejía, R., López, A., Belton, W., Comandari, A., Orantes, C. M., Pleites, E. B., Hernández, C. E., & López, D. L. (2017). Heavy metals and pesticide exposure from agricultural activities and former agrochemical factory in a Salvadoran rural community. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(2), 275-285. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7899-z>
- Raimundo, C. C. M. (2011). Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais: sazonalidade, remoção e atividade estrogênica. [Tesis de doctorado publicada]. Universidade Estadual de Campinas. <https://repositorio.unicamp.br/Acervo/Detailhe/837191>
- Reis Filho, R. W. (2008). *Hormônios estrógenos no rio do Monjolinho, São Carlos - SP: uma avaliação da problemática dos desreguladores endócrinos ambientais* [Tesis de doctorado publicada]. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/T.18.2008.tde-17112008-135622>
- Rivera-Jaimes, J. A., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R. M., Aceña, J., Barceló, D., & López de Alda, M. (2018). Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, 613-614, 1263-1274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.134>
- Rodríguez, A. G. P., López, M. I. R., Casillas, A. D. V., León, J. A. A., & Banik, S. D. (2018). Impact of pesticides in karst groundwater. Review of recent trends in Yucatan, Mexico. In *Groundwater for Sustainable Development*, 7, 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.02.003>
- Ryan, C. C., Tan, D. T., & Arnold, W. A. (2011). Direct and indirect photolysis of sulfamethoxazole and trimethoprim in wastewater treatment plant effluent. *Water Research*, 45(3), 1280-1286. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.005>
- Saad, M., Shams, D. F., Khan, W., Ijaz, A., Qasim, M., Hafeez, A., Khan, A., Baig, S. A., & Ahmed, N. (2017). Occurrence of Selected Pesticides and PCPs in Surface Water Receiving Untreated Discharge in Pakistan. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 7(5). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000500>
- San Juan, M. R. F., Lavarías, S. M. L., Aparicio, V., Larsen, K. E., Lerner, J. E. C., & Cortezzi, A. (2023). Ecological risk assessment of pesticides in sediments of Pampean streams, Argentina. *Chemosphere*, 313, 137598. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137598>
- Sánchez, A., Castellanos, M., Calles, R. y Castillo, E. (2018). *Situación actual del manejo de las aguas ordinarias en lotificaciones y parcelaciones habitacionales de la zona rural de El Salvador. Un análisis de cumplimiento técnico y legal aproximado*. Universidad Tecnológica de El Salvador.
- Scurupa Machado, K. (2010). *Determinação de hormônios sexuais femininos na bacia do Alto Iguazú, Região Metropolitana de Curitiba-PR. Dissertação Apresentada Ao Programa de Pós Graduação Em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental Da Universidade Federal Do Paraná*. Universidade Federal do Paraná.
- Servicio Hidrológico Nacional. (2011). *Informe de la calidad del agua de los ríos de El Salvador año 2010*. MARN. <http://rcc.marn.gob.sv/xmlui/handle/123456789/167>
- Siemens, J., Huschek, G., Siebe, C., & Kaupenjohann, M. (2008). Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City-Mezquital Valley. *Water Research*, 42(8-9), 2124-2134. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.019>
- Spongberg, A. L., Witter, J. D., Acuña, J., Vargas, J., Murillo, M., Umaña, G., Gómez, E., & Perez, G. (2011). Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Water Research*, 45(20), 6709-6717. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.004>

Steger-Hartmann, T., Länge, R., & Schweinfurth, H. (1999). Environmental Risk Assessment for the Widely Used Iodinated X-Ray Contrast Agent Iopromide (Ultravist). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42(3), 274–281. <https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1759>

Stumpf, M., Ternes, T. A., Wilken, R. D., Silvana Vianna Rodrigues, & Baumann, W. (1999). Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of the Total Environment*, 225(1–2), 135-141. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00339-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00339-8)

Swyngedouw, E. (2009). The Political Economy and Political Ecology of the Hydro-Social Cycle. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 142(1), 56-60. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704x.2009.00054.x>

Ternes, T. A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R. D., & Servos, M. (1999). Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *Science of the Total Environment*, 225(1–2), 81-90. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00334-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00334-9)

Torres, N. H., Aguiar, M. M., Ferreira, L. F. R., Américo, J. H. P., Machado, Â. M., Cavalcanti, E. B., & Tornisielo, V. L. (2015). Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4626-z>

Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122 (122). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

Vargas-Berrones, K., Díaz de León-Martínez, L., Bernal-Jácome, L., Rodríguez-Aguilar, M., Ávila-Galarza, A., & Flores-Ramírez, R. (2020). Rapid analysis of 4-nonylphenol by solid phase microextraction in water samples. *Talanta*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.120546>

Voloshenko-Rossin, A., Gasser, G., Cohen, K., Gun, J., Cumbal-Flores, L., Parra-Morales, W., Sarabia, F., Ojeda, F., & Lev, O. (2015). Emerging pollutants in the Esmeraldas watershed in Ecuador: Discharge and attenuation of emerging organic pollutants along the San Pedro-Guayllabamba-Esmeraldas rivers. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 17(1), 41-53. <https://doi.org/10.1039/c4em00394b>

Wilson, E. W., Castro, V., Chaves, R., Espinosa, M., Rodil, R., Quintana, J. B., Vieira, M. N., & Santos, M. M. (2021). Using zebrafish embryo bioassays combined with high-resolution mass spectrometry screening to assess ecotoxicological water bodies quality status: A case study in Panama rivers. *Chemosphere*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129823>

World Health Organization (WHO). (1989) Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Report of a WHO Scientific Group. (1989). *World Health Organization - Technical Report Series*, 778.

Zamalloa, W., Tornisielo, V. L., & Zirena Vilca, F. (2020). Occurrence of persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the inner bay of Lake Titicaca, Puno-Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 22(1), 34–44. <https://doi.org/10.18271/ria.2020.531>

